

RÉPUBLIQUE TUNISIENNE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITÉ de TUNIS EL MANAR



Université de Tunis El Manar



Institut Supérieur des Sciences
Biologiques Appliquées de Tunis

MÉMOIRE

En vue de l'obtention du

MASTÈRE EN TECHNOLOGIES DU VIVANT ET DE L'ENVIRONNEMENT

Parcours : Génie de l'environnement

Année Universitaire 2021/2022

Étude de l'impact de fermes piscicoles sur les sédiments de la baie de Monastir : Analyses des métaux traces et des microplastiques

Présenté(e) par : **Amira GHAZEL**

Soutenu devant :

Président(e) du jury : Mr Sami ABIDLI

Examinatrice (eur) : Mme Bisma BELGACEM

Encadrante : Mme Sabria BARKA

Co-encadrante : Mme Manel BEN ISMAIL

RÉPUBLIQUE TUNISIENNE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITÉ de TUNIS EL MANAR



Université de Tunis El Manar



Institut Supérieur des Sciences
Biologiques Appliquées de Tunis



Association Notre Grand
Bleu

MÉMOIRE

En vue de l'obtention du
**MASTÈRE EN TECHNOLOGIES DU VIVANT ET DE
L'ENVIRONNEMENT**

Parcours : Génie de l'environnement

Année Universitaire 2021/2022

**Étude de l'impact de fermes piscicoles sur les sédiments de
la baie de Monastir : Analyses des métaux traces et des
microplastiques**

Présenté(e) par : **Amira GHAZEL**

Soutenu devant :

Président(e) du jury : Mr Sami ABIDLI
Examinatrice (eur) : Mme Bessma BELGACEM
Encadrante : Mme Sabria BARKA
Co-encadrante : Mme Manel BEN ISMAIL

REMERCIEMENTS

C'est avec un grand plaisir que je réserve ces lignes en signe de gratitude et de reconnaissance à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce modeste travail.

*Tout d'abord, je dois une vive reconnaissance à **Mme Sabria BARKA**, mon encadrante, pour l'intérêt incessant qu'elle a porté au suivi de ce travail, en dépit de ses occupations et malgré la difficulté rencontrée tout le long de cette étude. Ses conseils et ses critiques m'ont été toujours constructifs. Je la remercie vivement pour son aide morale et scientifique durant les moments critiques de ce mémoire, et surtout pour la confiance qu'elle m'a témoignée en dirigeant ce travail.*

*Un grand merci à **Mme Manel Ben Ismail**, directrice de l'association Notre Grand Bleu (NGB), pour m'avoir offert l'opportunité d'effectuer mon stage ainsi que, pour son accueil et la confiance qu'elle m'a accordé dès mon arrivée au sein de NGB.*

*Je tiens à exprimer toute ma gratitude à **Mr Sami ABIDLI** pour son accueil chaleureux au sein de son labo d'analyse microplastique et d'avoir mis à ma disposition tous les moyens nécessaires à la réalisation de mes analyses ainsi son encouragements durant la période d'analyses et je vous suis très reconnaissante de l'intérêt que vous voudrez bien porter à ce travail et c'est un grand plaisir de vous avoir comme un président de jury.*

*Je tiens à remercier **Mme Besma BELGACEM** pour l'intérêt qu'elle a accordé à ce travail en acceptant de l'évaluer.*

*Mes vifs remerciements s'adressent aussi à toute l'équipe de laboratoire Biolival de l'Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir et plus précisément à **Mr Lotfi ACHOUR** et à **Mme Sabine FRAJ**, ainsi qu'à l'équipe du laboratoire de Géo-ressource (LGB) du Centre de Recherche et de Technologies des Eaux de Borj Cédria (CERTÉ), ainsi qu'à l'ensemble du personnel du laboratoire privé Green Lab, pour leur aide, leur accueil sympathique et leur coopération professionnelle tout au long des périodes d'analyses. Il convient, enfin, de remercier profondément tous mes enseignants de l'ISSBAT pour la qualité de la formation qu'ils m'ont fournie tout au long de mon cursus universitaire. Qu'ils trouvent dans ce modeste travail une graine de ce qu'ils ont semé.*

Dédicaces

Je dédie ce travail :

*À mes parents: **Ridha & Majda Ghazel***

qui ont toujours été présents pour moi, qui n'ont pas cessé de m'encourager et de me pousser vers l'avant. J'espère bien qu'ils trouveront dans ce travail toute ma reconnaissance et tout mon amour.

*À ma chère sœur **Nourhene***

*À ma chère grand-mère **Aychoucha***

*À mon cher fiancé **Abderrezeg***

*À mes collègues, pour tous ces moments agréables que nous avons partagés ensemble tout au long de ces dernières années et à mes chères **Najet** et **Hela** pour leur patience et leur aide tout au long de cette période difficile.*

Liste des Abréviations

AMCP : Aire marine côtière protégée

APAL : Agence de protection et d'aménagement du littoral

CAR/ASP : Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées

DGPA : Direction générale de la pêche et de l'aquaculture

FAO : Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

INM : Institut national de la météorologie

MES : Matière en suspension

NGB : Notre grand bleu

R : Ruspina

RF : Rafeha

S₁ : Témoin positif

S₂ : Témoin négatif

S_C : Station centre

S_E : Station extrémité

SMC : Système de modélisation côtière

UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

US EPA : Agence de protection de l'environnement des États-Unis

Liste des figures

Figure I.1 : Étangs piscicoles	8
Figure I.2 : Cages piscicoles en pleine mer	9
Figure I.3 : Bassins d'élevage piscicole de type « Raceway »	12
Figure I.4 : Cage flottante	12
Figure I.5 : Ancre	13
Figure I.6 : Lignes d'amarrage	13
Figure I.7 : Bouée	13
Figure I.8 : Schéma de l'impact des rejets particuliers des élevages des poissons	17
Figure I.9 : Évolution de la teneur en matière organique dans le sédiment, en fonction de la distance aux cages piscicoles et de la couche de sédiment	18
Figure I.10 : Régression de l'herbier à <i>Posidonia oceanica</i> dans la baie d'El Hornillo (SE de l'Espagne)	23
Figure II.1 : Situation de la baie de Monastir	25
Figure II.2 : Rose des vents (direction et fréquence)	26
Figure II.3 : Carte bathymétrique de la baie de Monastir	27
Figure II.4 : Rose de la houle à la côte d'après le SMC	28
Figure II.5 : Carte marine anglaise de la distribution de la flore benthique dans la baie de Monastir (années circa 1940)	29
Figure II.6 : Cartographie des herbiers de posidonie présents dans la baie de Monastir	30
Figure II.7 : Carte de localisation des deux fermes piscicoles (Rafeha et Ruspina)	31
Figure II.8 : Localisation des stations d'échantillonnages dans la zone d'étude	34
Figure II.9 : Représentation schématique d'une ferme du site d'étude et des stations de prélèvement	35
Figure II. 10 : Séchage des sédiments à l'air libre	37
Figure II.11 : Tamisage des sédiments	37

Figure II.12 : Fraction inférieure à 63µm	37
Figure II.13 : Granulomètre laser de la marque MALVERN avec un logiciel Mastersizen	37
Figure II.14 : Spectrophotomètre à flamme	38
Figure II.15 : Dosage des éléments minéraux dans le sédiment marin	39
Figure II.16 : Solution avant dosage	41
Figure II.17 : Solution après dosage	41
Figure II. 18 : Spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES)	42
Figure II.19 : Digestion à chaud des échantillons des sédiments dans de l'acide	43
Figure II.20 : Echantillons laissés à se décanter pour une nuit	43
Figure II.21 : Étapes de filtration et d'extraction des MPs à partir des sédiments marins.	44
Figure III.1 : Courbes granulométriques des échantillons	47
Figure III.2 : Courbes microgranulométriques des échantillons	50
Figure III.3 : Variation de la teneur en sodium (Na) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	51
Figure III.4 : Variation de la teneur en potassium (K) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	52
Figure III.5 : Variation de la teneur en calcium (Ca) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	53
Figure III.6 : Variation de la teneur en lithium(Li) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	54
Figure III.7 : Variation de la teneur en carbone organique total (COT) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	55
Figure III.8 : Variation de la teneur en matière organique (MO) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	56
Figure III.9 : Concentration moyenne en cuivre (Cu) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	57
Figure III.10 : Concentration moyenne en nickel (Ni) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	58

Figure III.11 : Concentration moyenne en plomb (Pb) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	59
Figure III.12 : Concentration moyenne en fer (Fe) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	60
Figure III.13 : Concentration moyenne en zinc (Zn) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	61
Figure III.14 : Concentration moyenne de MPs dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	62
Figure III.15 : Exemple de MPs trouvés dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnages.	64
Figure III.16 : Pourcentage des différents types de MPs trouvés dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	63
Figure III.17 : Pourcentages des différentes couleurs de fibres (A) et de fragments (B) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	65
Figure III.18 : Les pourcentages des différentes classes de taille de MPs dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	66

Liste des tableaux

Tableau I.1 : Description du régime habituel pour l'élevage des poissons omnivores et carnivores en %	14
Tableau II.1 : Présentation des fermes aquacoles dans l'AMCP Kuriat	31
Tableau II.2 : Coordonnées géographiques et profondeur des stations d'échantillonnage	33
Tableau III.1 : Coordonnées géographiques et % granulométriques des stations d'études	47

Sommaire

<i>Remerciements</i>	i
<i>Dédicace</i>	iii
<i>Liste des abréviations</i>	iv
<i>Liste des figures</i>	v
<i>Liste des tableaux</i>	viii
<i>Sommaire</i>	1
<i>Introduction générale</i>	4
<i>Chapitre I : Étude bibliographique</i>	7
I. L'aquaculture	8
I.1. Les différentes filières de l'aquaculture	8
II. L'aquaculture en Méditerranée	9
III. L'aquaculture en Tunisie	10
IV. Présentation de la pisciculture marine en Tunisie	10
IV.1. Aperçu historique de la pisciculture marine en Tunisie	10
IV.2. Différence entre la pisciculture marine à terre et la pisciculture en cages flottantes off-shore	11
IV.2.1. La pisciculture marine dans des bassins en terre	11
IV.2.2. Pisciculture en cages flottantes	12
IV.3. Nature de l'alimentation	13
V. Critères de choix d'installation d'un site piscicole en pleine mer	14
VI. Impact des fermes d'aquaculture sur l'environnement	15
VI.1. Impact sur le sédiment marin	15
VI.1.1. Sédimentation et dispersion	16
VI.1.2. Modification biochimique du sédiment	17
VI.1.3. Impacts liés à la présence des métaux lourds	18
VI.1.4. Impacts liés à la présence des microplastiques	20
VI.2. Impact sur la faune et la flore	22

<i>Chapitre II : Matériels et méthodes</i>	24
I. Zone d'étude et site d'échantillonnage	25
I.1. Présentation de la zone d'étude	25
I.1.1. Caractéristiques climatiques	25
I.1.2. Caractères hydrodynamique et sédimentologique	27
I.1.3. Les végétaux benthiques de la zone d'étude	29
I.1.4. Présentation des fermes aquacoles spécialisées	31
I.2. Sites d'échantillonnage	31
II. Analyse du sédiment marin	33
II.1. Échantillonnage sur terrain	33
II.2. Analyse granulométrique et microgranulométrique	36
II.2.1. Principe	36
II.2.2. Mode opératoire	36
II.3. Dosages des éléments minéraux et du carbone organique total (COT)	38
II.3.1. Dosage des éléments minéraux	38
II.3.2. Dosage du carbone organique total (COT)	40
II.3.3. Analyse de la matière organique	41
II.4. Dosage de métaux lourds par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES)	41
II.4.1. Principe	42
II.4.2. Mode opératoire	42
II.5. Analyse des microplastiques	43
II.5.1. Identification et quantification des microplastiques	43
III. Analyse statistique	45
 <i>Chapitre III : Résultats et Discussion</i>	 46
I. Résultats	47
I.1. Analyse granulométrique et microgranulométrique	47
I.1.1. Analyse granulométrique	47
I.1.2. Analyse microgranulométrique	48
I.2. Dosage des éléments minéraux et du carbone organique total (COT)	51
I.2.1. Dosage des éléments minéraux	51
I.2.2. Dosage du carbone organique total (COT)	55
I.2.3. La matière organique (MO)	56

I.3. Dosage de métaux lourds	57
I.3.1. Dosage du cuivre (Cu)	57
I.3.2. Dosage du nickel (Ni)	58
I.3.3. Dosage du plomb (Pb)	59
I.3.4. Dosage du fer (Fe)	60
I.3.5. Dosage du zinc (Zn)	61
I.3.6. Dosage d'étain (Sn)	62
I.4. Analyse de microplastiques	62
I.4.1. Concentration de microplastiques dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage	62
I.4.2. Types, couleurs et tailles de microplastiques	63
II. Discussion	67
<i>Conclusion et perspectives</i>	78
Références bibliographiques	81
Annexes	I

Introduction générale

L'importance de l'aquaculture, comme celui de l'agriculture, est de produire, en grande quantité, ce que la nature offre parcimonieusement. L'aquaculture est devenue le secteur de production d'aliments dont la croissance a été la plus rapide. Ainsi elle contribue de plus en plus au développement économique national, à la fourniture mondiale d'aliments et à la sécurité alimentaire ^[1]. En effet, l'aquaculture marine représente environ 42,2 % de la production totale de poisson (18 millions de tonnes) à l'échelle mondiale ^[2]. En Méditerranée, la production aquacole, et en particulier les fermes d'élevage de poissons, également appelée pisciculture, a augmenté d'une façon exponentielle durant les trois dernières décennies. C'est principalement la production, *via* des cages en mer, de la daurade (*Sparus aurata*) et du loup (*Dicentrarchus labrax*) qui a enregistré la plus forte croissance ^[3].

La pisciculture en Tunisie est passée de 140 tonnes en 1987 à 11670 tonnes en 2014. Elle contribue désormais à plus de 10 % de la production nationale totale de poissons ^[4].

Les principales zones de production de pisciculture marine en Tunisie, sont situées dans la partie orientale du pays, en particulier dans les gouvernorats de Nabeul, Mahdia, Monastir et Sousse. Ces sites ont produit ensemble environ 9719 tonnes de *Sparus aurata* et *Dicentrarchus labrax* en 2014 ^[4].

Le développement de la pisciculture marine en cage et en pleine mer, accompagné de l'augmentation de la capacité productive, a induit à l'apparition de certains effets nuisibles responsables de la détérioration de l'écosystème marin et de la modification de ses caractéristiques d'origine. Parmi ses impacts éventuels, les menaces sur la biodiversité naturelle locale provoquée par la modification et la destruction des habitats naturels, l'introduction d'espèces exotiques et la transmission de maladies pathogènes, la modification biochimique du sédiment due à l'incidence des déchets organiques d'élevage (Zaghdoudi, 2013 ; Sarti, 2016). Les effluents issus de la pisciculture sont essentiellement composés par des matières organiques et partiellement par des matières inorganiques provenant des aliments, matières fécales et excréments et d'autres produits chimiques toxiques tels que les produits antisalissures et les médicaments (Asami *et al.*, 2005 ; Kawahara *et al.*, 2008). Brown *et al.*, (2011) ont montré que 0,094 kg de matière organique solide est introduit dans la colonne d'eau par kg de poisson produit. Ces composés peuvent conduire à un enrichissement organique de la colonne d'eau et des sédiments et favoriser l'établissement de conditions hypoxiques, voire anoxiques (Videau et Merceron, 1992). Contrairement à certains polluants organiques qui peuvent être partiellement dégradés, les métaux trace sont des contaminants

persistants et non dégradables dans le sédiment en raison de leur capacité à s'accumuler pendant une longue période, ce qui pose de graves risques de toxicité et menace pour les organismes aquatiques, notamment benthiques (Lohani *et al.*, 2008 ; Gargouri *et al.*, 2011 ; Zhang *et al.*, 2014).

Les sédiments marins sont considérés comme le puits principal et final pour divers polluants, avec plus de 90 % de polluants inorganiques qui peuvent y être piégés au cours du cycle hydrologique (Chen *et al.*, 2018 ; Tovar-Sanchez *et al.*, 2019) ; en particulier dans les sédiments à grains fins qui présentent un potentiel considérable d'adsorption et d'accumulation des métaux traces (He *et al.*, 2019).

La pisciculture est également une source de déchets plastiques ^[5]. La plupart des déchets plastiques ne sont pas complètement biodégradables et mettent parfois des centaines et même des milliers d'années pour se dégrader (Moore *et al.*, 2001 ; Barnes *et al.*, 2009 ; Eriksen *et al.*, 2013). Dans la mer Méditerranée, 83 % du plastique est sous forme de petite particules dont la taille est inférieure à 5 mm (Cozar *et al.*, 2015). Ces particules, appelées microplastiques, peuvent atteindre des concentrations records : 1,25 million de particules Km⁻² (Suaria *et al.*, 2016). Pour cette raison, les microplastiques reçoivent une attention particulière en tant que contaminant émergent dans le monde (Eriksen *et al.*, 2013 ; Anderson *et al.*, 2017). Ils ont été découverts dans l'eau douce et salée ainsi que dans les effluents d'eau usées et les sédiments autour du monde (Chang, 2015 ; Jovanovic, 2017).

C'est dans ce cadre que s'inscrit cette étude. Il s'agit d'étudier l'impact de deux fermes piscicoles abandonnées sur les sédiments marins sous-jacents. Ainsi, l'échantillonnage de divers sédiments dans la baie de Monastir a été réalisé sous les fermes, au niveau d'un émissaire maritime d'une station d'épuration (drain de Khniss) et dans les îles Kuriat. La caractérisation des sédiments du point de vue granulométrique et de compositions tels que les teneur en éléments minéraux, en carbone, en métaux traces et en microplastiques a ensuite été effectuée.

Le présent manuscrit porte sur trois chapitres :

- Le premier chapitre est une synthèse bibliographique se rapportant à la pisciculture marine, les critères de choix des sites piscicoles et leurs impacts sur le sédiment marin ainsi que sur la faune et la flore.
- Le deuxième chapitre est consacré à la présentation du site d'étude, la méthodologie d'analyse des différents paramètres considérés et le matériel utilisé.

- Le troisième chapitre est constitué par les résultats des différentes analyses, leur discussion ainsi que les principales conclusions de cette étude. Il est clôturé par les perspectives.

Chapitre I :
Etude bibliographique

I. L'aquaculture :

L'aquaculture est «l'art de multiplier et d'élever les animaux et les plantes» (Barnabe, 1991). Le terme aquaculture désigne toute activité qui a pour objet la production, la transformation, le conditionnement et la commercialisation d'espèces aquatiques, qu'il s'agisse de plantes ou d'animaux d'eau douce, d'eau saumâtre ou salée (Benamrouz, 2016).

I.1. Les différentes filières de l'aquaculture

On distingue plusieurs types d'aquacultures dont :

- **La conchyliculture** qui concerne l'élevage des mollusques
- **L'astaciculture** qui désigne l'élevage de l'écrevisse genre *Astacia*
- **L'échiniculture** qui fait référence à l'élevage des oursins
- **La carcinoculture** qui concerne l'élevage des crustacés
- **L'algoculture ou phytoculture** qui désigne la culture en masse des algues dans un but industriel et commercial. Ce domaine concerne aussi bien les micro-algues que les macro-algues.

La pisciculture, c'est l'élevage des poissons en eaux saumâtres, douces ou salées. Elle a été inventée en Chine par Fan Li en 473.

Il existe deux types de productions de la pisciculture :

Production extensive :

C'est la production en étang avec un bassin en terre (Figure I.1) ou des plans d'eau de taille moyenne à grande. La production halieutique repose uniquement sur la productivité naturelle de l'eau qui n'est que légèrement ou modérément augmentée, avec un faible degré de contrôle comme le contrôle de l'environnement, des prédateurs, des agents pathogènes, etc ^[6].



Figure I.1 : Etangs piscicoles ^[7]

Production intensive :

La production intensive désigne l'élevage qui se pratique dans des espaces entièrement ou partiellement clos (bassin en terre, béton ou plastique, cages géantes flottantes, etc) (Figure I.2). L'aliment est presque entièrement apporté par l'éleveur (Benidiri, 2017).

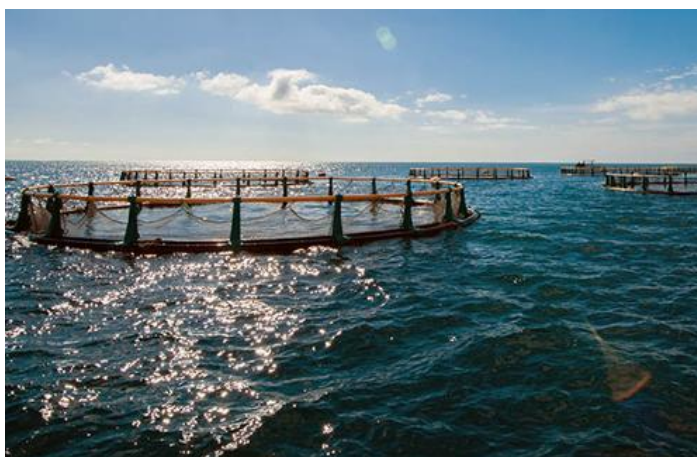


Figure I.2 : Cages piscicoles en pleine mer ^[8]

II. L'aquaculture en Méditerranée :

L'aquaculture est devenue une activité majeure en Méditerranée. Elle comprend la pisciculture d'eau douce et/ou saumâtre, la pisciculture marine et la conchyliculture (Lancelot, 2018).

Depuis 1990, l'aquaculture méditerranéenne produit 130000 t de poissons, mollusques et crustacés, ce qui équivaut à 1,6 % de la production aquacole mondiale (Boudouresque *et al.*, 2006).

Certains pays tels que l'Egypte, la France, l'Espagne, l'Italie, la Grèce et la Turquie, dominent l'aquaculture méditerranéenne ; mais, l'Egypte est considérée comme le pays qui a enregistré la plus forte évolution au cours de ces dernières années (Benidiri, 2017). Ces six pays présentent 95 % de la production aquacole totale de la Méditerranée (Benidiri, 2017). Alors que, la production en Espagne, France et en Italie, repose exclusivement sur les mollusques (tels que moules, huîtres, palourdes) ; la production égyptienne repose essentiellement sur la production semi-intensive de poisson d'eau douce (tilapia et carpe) et de poissons marins (mulets). En Grèce et en Turquie, l'accent est mis sur la pisciculture intensive (daurade, bar, truite).

Pour ces six pays producteurs, la production a atteint en 2007 plus de 1585892 tonnes ^[9].

III. L'aquaculture en Tunisie :

La Tunisie possède une superficie de 163610 Km² et se caractérise par un littoral d'environ 2290 Km² ce qui favorise le développement d'activités maritimes comme l'aquaculture ^[10]. En fait, l'aquaculture est une activité ancienne qui remonte à l'époque romaine (Abdou, 2017).

En 1960, l'une des premières expériences en aquaculture est la conchyliculture (mytiliculture) dans la lagune de Bizerte pour l'élevage de la moule méditerranéenne (*Mytilus galloprovincialis*) et l'huître creuse (*Crassostrea gigas*). Cette expérience a été suivie par l'installation d'une éclosérie marine à Ghar el Melh, dans le nord du pays, en 1973 (Abdou, 2017). Ainsi, à l'échelle de la Méditerranée, l'aquaculture en Tunisie est considérée comme une petite industrie avec un potentiel important puisqu'elle maintient une production qui a dépassé 11700 tonnes en 2014 représentant 20 % de la production halieutique totale tunisienne ^[11]. De ce fait, le pays est classé 8^{ème} en terme de production en 2013 et contribue à hauteur de 1% de la production aquacole totale de la Méditerranée ^[12]. De même, le secteur aquacole en Tunisie offre plus de 1744 postes d'emplois directs et permanents ^[11].

En Tunisie, on distingue **quatre types d'aquaculture**, parmi lesquelles on trouve : La pisciculture marine, l'engraissement de thon, la pisciculture continentale et la conchyliculture ^[11].

La production de la pisciculture marine en Tunisie est passé de 140 tonnes en 1987 à 11670 tonnes en 2014 et elle est responsable de plus de 10 % de la production totale du secteur de la pêche (Damak *et al.*, 2019). Parmi les principales zones de production de la pisciculture marine, on trouve les gouvernorats de Nabeul, Sousse, Mahdia et Monastir. Ensemble, ces sites ont produit à peu près 9719 tonnes de *Sparus aurata* et *Dicentrarchus labrax* en 2014 ^[11].

IV. Présentation de la pisciculture marine en Tunisie :

La pisciculture marine est le secteur de l'aquaculture qui attire le plus les investisseurs tunisiens.

En Tunisie, on distingue deux types majeurs de pisciculture marine :

- La pisciculture intensive dans les bassins à terre
- La pisciculture extensive off-shore en cages flottantes

IV.1. Aperçu historique de la pisciculture marine en Tunisie :

Durant les 3 dernières décennies, la Tunisie a développé le secteur de la pisciculture et elle n'a pas arrêté d'améliorer ce secteur et de lui ajouter de nouvelles techniques, pour faire face au déséquilibre qui a touché les ressources biologiques de notre pays qui ont été détruites par la pêche irresponsable et non réglementaires.

En 1984, une première initiative a eu lieu dans la lagune de Boughrara au Sud de l'île de Djerba. Avec une production de 400 tonnes/an de loup (*Dicentrarchus labrax*) et de daurade (*Sparus aurata*) en cages flottantes. Toutefois, plusieurs catastrophes naturelles telles que des blooms phytoplanctoniques toxiques de type dinoflagellés en mer de Boughrara ont déséquilibré le fonctionnement de la ferme. Ainsi, une deuxième entreprise a été installée à 50 Km au Nord de Sousse, consistant en l'élevage du loup et de la daurade dans des bassins Raceway situés à terre ^[14]. (Voir Figure I.3).

Malgré les actions mises en place par le gouvernement en faveur du développement du secteur aquacole, l'investissement dans ce secteur n'a pas évolué selon les objectifs espérés. De même, un autre objectif de production d'environ 2100 tonnes a été fixé par le Xe Plan de développement (2002-2006), or la production annoncée en 2006 n'était que de 1252 tonnes. Suite à l'installation de 3 fermes d'élevage du loup et de la daurade en cages flottantes en 2007, l'investissement dans la filière piscicole a repris son équilibre. Jusqu'à aujourd'hui, il existe plus de 20 projets, ce qui démontre la maîtrise de l'élevage de ces deux espèces (loup et daurade) de potentialités biologiques énormes (Zaghdoudi, 2013).

IV.2. Différence entre la pisciculture marine à terre et la pisciculture en cages flottantes off-shore :

IV.2.1. La pisciculture marine dans des bassins en terre :

En Tunisie, cette technique est bien pratiquée par 4 entreprises aquacoles (Gazbar, 1999). Ces derniers sont : La Scala (Gouvernorat de Monastir), les Pêcheries de Djerba (Djerba, gouvernorat de Médenine), Aquaculture Sud Tunisie (Ajim Djerba, Djerba, gouvernorat de Médenine) et aquaculture Tunisie (gouvernorat de Sousse) (Bendag, 1995). En effet, l'élevage intensif de loup et de la daurade se fait dans des bassins couloir dits «Raceway». (Figure I.3). Les bassins de type « Raceway » se caractérisent par un ratio longueur/largeur supérieur à 5 m, avec une alimentation en amont et une évacuation en extrémité aval, cela permet de maintenir un courant longitudinal permanent rapide par le biais de l'alimentation en eau. De même, ces bassins exploitent facilement l'eau d'alimentation et se nettoient automatiquement par l'entraînement de MES par courant. Ainsi, ils permettent d'atteindre des ratios « surface en eau » / « emprise au sol de la ferme » élevés.

Les bassins « Raceway » sont très adaptés aux systèmes de bassins alimentés en série avec réoxygénation entre chaque groupe ^[15].



Figure I.3 : Bassins d'élevage piscicole de type « Raceway »
(Zaghdoudi, 2013)

IV.2.2. Pisciculture en cages flottantes :

Une cage flottante est une structure assez simple, composée d'un ponton flottant rigide supportant une poche en filet souple qui contient les poissons (Figure I.4). L'ensemble est amarré à l'aide de cordes et de corps morts ^[16].



Figure I.4 : Cage flottante (Zaghdoudi,
2013)

- **Pontons** : est composé d'une passerelle qui permet l'accès à l'enceinte d'élevage. Sa flottabilité est assurée par des flotteurs réalisés de différentes façons (fûts cylindriques injectés de polyuréthane, cadre en tuyau PVC injecté de polyuréthane...).
- **Poche de filet** : le ponton est disposé de piquets et de crochets sur lesquels s'accroche la poche de filet, qui est lestée par un cadre en PVC par exemple. La maille du filet est en

fonction de la taille des poissons. Pour une taille donnée, il est convenu d'utiliser la maille la plus grande possible dans le but d'assurer le meilleur renouvellement possible d'eau à travers la cage. Dans ce cas, il est nécessaire de veiller au fouling qui, en diminuant l'espace libre permettant le passage de l'eau, amène une dégradation des conditions d'élevage.

- **Système d'amarrage** : Ce système a pour objectif de maintenir en place le support d'élevage. Il est caractérisé par une certaine résistance mécanique, mais qui permet à la fois une liberté relative du mouvement de l'ensemble de la structure. En fait, il est constitué de 3 éléments majeurs :

Les fondations : Tels que des pieux, corps morts, ancrs. Ces derniers permettent de résister aux forces exercés par les lignes d'ancrages (Figure I.5)

Les lignes : Telles que des câbles, cordes, chaînes (Figure I.6)

Les tendeurs : Tels que des lests, flotteurs, bouées. Ces dernières maintiennent les lignes en flottaison (Figure I.7)

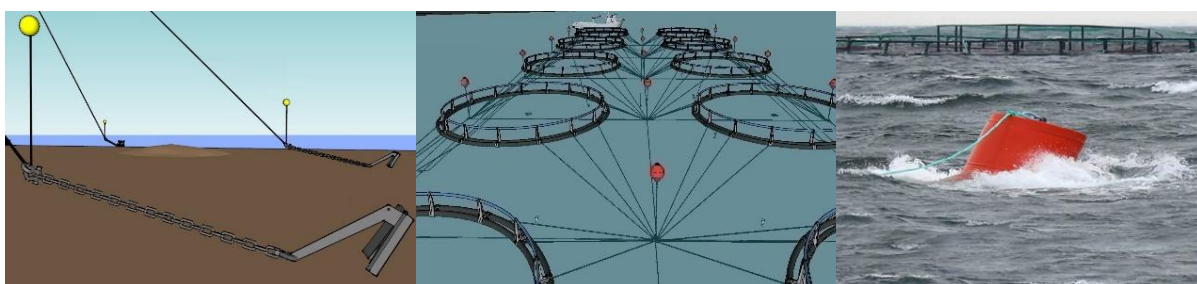


Figure I.5 : Ancre ^[17]

Figure I.6 : Lignes d'amarrage ^[18]

Figure I.7 : Bouée ^[19]

- **Cages submersibles** : les cages submersibles sont prévues pour les zones exposées aux fortes agitations, pour éviter certaines pollutions, blooms algaux, ou grandes variations de la température de surface. Ces cages peuvent être immergées de manière permanente à une profondeur optimale favorisant ainsi une croissance maximale de l'espèce. L'immersion des cages permet de fuir des conditions météorologiques sévères. De plus, cela permet de réduire la pollution visuelle et de mettre les cages à l'abri du vol, puisqu'il ne reste que les bouées à la surface de l'eau (Zaghdoudi, 2013).

IV. 3. Nature de l'alimentation :

L'aliment pour les poissons est principalement constitué de farine de poissons, d'huile de poissons et de produits d'origine végétale. En fait, le taux d'incorporation de ces éléments varie en fonction du poisson-cible (Vromman *et al.*, 2008) ; comme l'indique le tableau I.1.

La daurade et le loup sont des poissons carnivores dont les proies naturelles sont d'autres poissons, des mollusques, des crustacés et des vers. Donc historiquement, les principaux ingrédients de leur alimentation sont la farine et l'huile de poissons obtenus à partir de poissons sauvages capturés dans le monde entier et qui présente une source de protéine importante (entre 65 et 75 %) (UICN, 2007 ; Vromman *et al.*, 2008).

Tableau I.1 : Description du régime habituel pour l'élevage des poissons omnivores et carnivores en % (Vromman *et al.*, 2008)

Aliments	Espèces omnivores (%)	Espèces carnivores (%)
Céréales	30	11
Sous-produits d'origine végétale : Farine de graines d'oléagineux	56	7
Sous- produits d'origine végétale : farine de maïs gluten	-	5
Farine de poisson	10	50
Huile de poisson	2	25
Mélange de minéraux, éléments en traces, vitamines, protéines et autres additifs alimentaires «spécial poisson»	2	2

V. Critères de choix d'installation d'un site piscicole en pleine mer :

Selon Boudouresque *et al.*, (2006), pour garantir le succès d'un projet piscicole en cages flottantes en pleine mer, il existe quelques critères et éléments qui doivent être pris en considération. Parmi ces critères on cite :

- **Sites d'importance communautaire** : Il est conseillé d'avoir une distance de sécurité, en fonction des caractéristiques environnementales (courant, typologie du fond...) et de celles de la ferme piscicole tels que le nombre de cages, la quantité de poissons, etc.
- **Aires marines protégées (existantes ou prévues)** : Une distance de sécurité doit être respectée, en fonction des caractéristiques environnementales et de celles de la ferme piscicole.
- **Aires Protégées terrestres** : les fermes piscicoles ne doivent pas avoir un impact visuel négatif. De ce fait, il doit avoir une distance, angle de vue, dimension... entre la ferme et la terre, pour des raisons paysagères.
- **Présence de communautés végétales d'intérêt telles que *Posidonia oceanica* et *Cymodocea nodosa*** : dans ce cas, une distance de précaution et de sécurité doit être

considérée par rapport aux herbiers que constituent ces espèces, en fonctions des caractéristiques environnementales et de celles de la ferme piscicole.

- **Bathymétrie** : Il s'agit d'un critère important pour l'installation d'un projet piscicole en mer ouverte. En théorie, la profondeur limite imposée par la législation doit être comprise entre 30 m comme valeur minimale et 50 m comme valeur maximale (DGPA, 2012 *in* Zaghdoudi, 2013). Ceci est pour éloigner les fermes piscicoles des peuplements les plus sensibles et pour assurer aussi une meilleure dilution des effluents issus des fermes.
- **Distance de la côte** : au moins 1000 m
- **Embouchures de rivières** : l'attention sur ces rejets est demandée pour plusieurs raisons telles que: apports d'eau douce, interaction avec les courants, apports de polluants, etc.
- **Rejets d'eaux usées** : il est convenu de prévoir une distance suffisante pour éviter la contamination des poissons de la ferme aquacole.
- **Lignes sous-marines** : une distance de sécurité doit être respectée par rapport aux conduites sous-marines d'eaux, aux câbles téléphoniques et électriques.
- **Sites archéologiques (épaves par exemple)** : une distance de sécurité doit être respectée.
En outre, on peut mentionner qu'il existe d'autres règles qui doivent être respectées pour protéger les herbiers de *Posidonia oceanica* :

Premièrement, aucune structure aquacole ne doit être directement présente sur un herbier à *P.oceanica*. Et s'il existe un herbier à proximité, une distance de 100 m doit être respectée par rapport aux cages. En fait, cette distance doit être portée à 200 m, à proximité de la limite inférieure de l'herbier (plus sensibles à la turbidité que les herbiers superficiels), et modulée en fonction de la courantologie et de la taille de la ferme (Boudouresque *et al.*, 2006).

Deuxièmement, une installation piscicole doit être mise en place sur des fonds excédent les 30 m tout en tenant compte de la gamme de profondeur où la posidonie se développe (de 2 m à 40 m) (Zaghdoudi, 2013).

Troisièmement, l'autorisation de la mise en place d'une ferme piscicole devrait être soumise tous les 4 ans à examen pour prolongation éventuelle, en fonction de la démonstration que les herbiers à *P.oceanica* situés à proximité n'ont pas régressé (extension spatiale et vitalité). En fait, cette contrainte qui implique la mise en place d'un suivi des herbiers devrait conduire les piscicultures à s'éloigner au maximum des herbiers (Boudouresque *et al.*, 2006).

VI. Impact des fermes d'aquaculture sur l'environnement :

VI.1. Impact sur le sédiment marin :

Les fermes piscicoles sont quasiment situées au-dessus des habitats de sédiments meubles. De ce fait, leurs impacts sur le fond marin entraînent principalement des changements physico-chimiques et écologiques dans le site. De même, les installations piscicoles, comme toute structure placée dans un fluide mobile, peuvent influencer la sédimentation par une simple modification de la direction et la vitesse des courants et altérer par la suite le régime de flux qui permet à la fois la création de zones d'érosion et de sédimentation (Videau et Merceron, 1992).

Sarti, (2016) a montré dans son travail que la vitesse des courants au sein des fermes est diminuée de moins de 10 %.

L'effet dominant sur le fond marin provient du dépôt de matières fécales et des aliments non consommés. Ces derniers conduisent à l'enrichissement excessif du sédiment en raison de la teneur en matière organique des particules déposées. La désintégration microbienne de ces déchets peut modifier radicalement la chimie et l'écologie des fonds marins (Carroll *et al.*, 2003 ; Chou *et al.*, 2004 ; Sara *et al.*, 2004 ; Lampadariou *et al.*, 2005).

La plupart des études s'intéressent généralement à l'effet d'élevage des saumons sur le sédiment, alors que d'autres études qui mettent l'accent sur l'élevage d'autres espèces telles que les carangues yellowtail, le loup, la brème de mer...). Ces études révèlent que les impacts sur le sédiment marin sont similaires en termes de changements écologiques et physico-chimique dans le site (Karakassis *et al.*, 1999 ; Rajendran *et al.*, 1999 ; Mazzola *et al.*, 2000 ; Yokoyama, 2003).

VI.1.1. Sédimentation et dispersion :

Sous les installations piscicoles, l'étendue de la sédimentation dépend de plusieurs facteurs tels que l'hydrologie, la profondeur de la colonne d'eau, le type d'installation, l'espèce cultivée, l'alimentation, etc, qu'il est impossible d'en donner des valeurs absolues sur le taux de sédimentation.

Hall et Holby (1986) ont montré que le taux de sédimentation pour l'élevage du salmonidé peut être quatre fois supérieur dans le milieu marin comparé à l'eau douce, avec la présence de fortes variations liées à la saison (*in* Videau et Merceron, 1992).

Corollaire du taux de sédimentation, la dispersion des particules rejetées par l'élevage est elle-même extrêmement variable. Gowen et Bradbury (1987) citent l'exemple d'une cage occupant 600 m² dans un loch écossais où les vitesses de courant sont de 0,035 m/s. Si la profondeur sous la cage est de 20 m, la nourriture consommée se dispersera sur 6 m autour de

la cage et couvrant ainsi une surface totale de 1222 m². Quant aux fèces, ils s'étendent sur 18 m autour de la cage, occupant une surface de 3550 m². Le taux de sédimentation dans ces deux zones distinctes, évalué sur la base de 70 % de carbone organique sédimentant directement, est de l'ordre de 28 g/m²/j dans la zone interne, et de 8 g/m²/j dans la zone externe. Des mesures directes faites sous une cage de truites arc-en-ciel démontrent que la surface occupée par les sédiments provenant de la ferme (3800 m²) est 3,8 fois supérieur à celle de la ferme elle-même (Holby et Hall, 1991).

VI.1.2. Modification biochimique du sédiment :

La plupart des sédiments marins côtiers sont caractérisés par une couche oxygénée qui surmonte une couche anoxique. La présence de la couche oxygénée superficielle repose sur l'équilibre entre l'apport de la matière organique et la consommation d'oxygène dans le sédiment. En fait, cet apport stimule, dans le sédiment, l'activité des bactéries, des champignons et des invertébrés benthiques et augmente la consommation d'oxygène.

Selon Enell et Lof (1983), cette consommation pourrait être trois fois supérieure dans un sédiment prélevé sous une cage que dans les sédiments non pollués (50 et 16 mg O₂/m²/h, respectivement) (*in* Videau et Merceron, 1992). Hall et Holby (1985 ; 1986) ont montré que la consommation d'oxygène dans un sédiment enrichi en matière organique pouvait être 12 à 15 fois plus élevée que dans un sédiment témoin. Si cette demande en oxygène du sédiment n'est pas équilibrée par un apport de la matière organique et la consommation d'oxygène, il devient anoxique (Figure I.8) (*in* Videau et Merceron, 1992). Dans le cas où il y'a un fort apport organique et de faibles vitesses de courant, cette anoxie peut s'étendre à l'eau libre surmontant le sédiment.

En absence d'oxygène, les formes benthiques anaérobies se développent aux dépens des formes aérobies (Videau et Merceron, 1992).

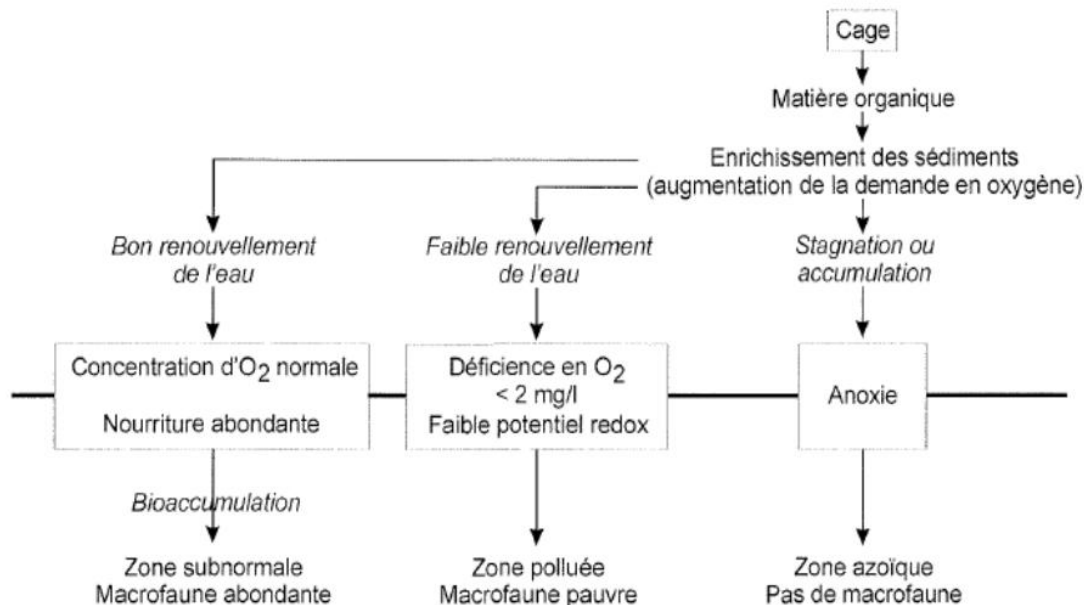


Figure I.8 : Schéma de l'impact des rejets particuliers des élevages des poissons (Videau et Merceron, 1992)

Plusieurs études (Delgado *et al.*, 1999 ; Dimech *et al.*, 2000 ; Karakassis *et al.*, 2000 ; Ruiz *et al.*, 2001) ont montré une augmentation de la teneur en matière organique et en vase quand on se rapproche des cages. Cet enrichissement s'observe surtout au niveau de la couche de sédiment la plus profonde (Figure I.9).

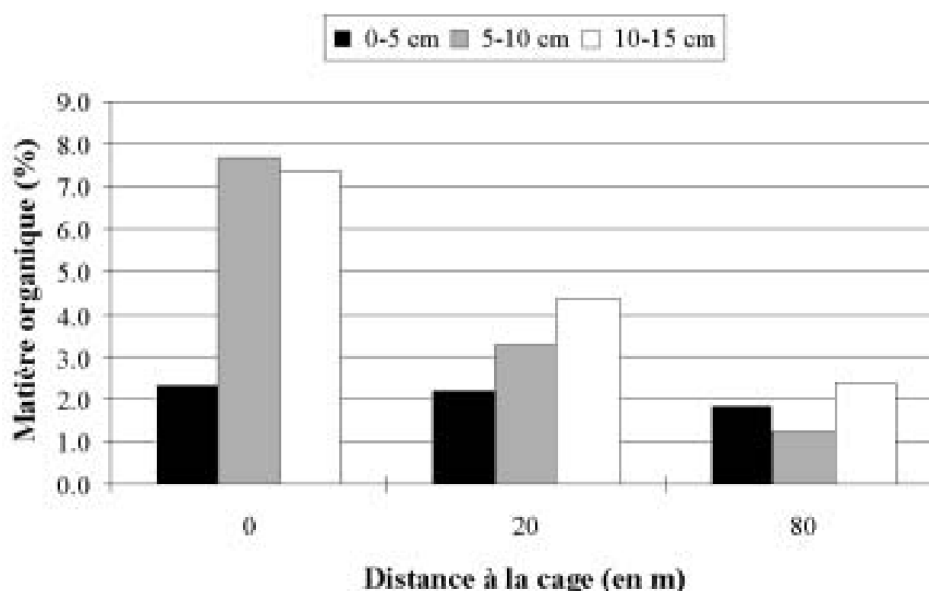


Figure I.9 : Évolution de la teneur en matière organique dans le sédiment, en fonction de la distance aux cages piscicoles et de la couche de sédiment (0-5, 5-10 ou 10-15 cm de profondeur) prise en compte, à Sant'Amanza (Corse) en avril 1994 (Pergent *et al.*, 1995) (source Boudouresque *et al.*, 2006)

VI.1.3. Impacts liés à la présence des métaux lourds :

Les métaux lourds sont des éléments métalliques naturels, caractérisés par une masse volumique qui dépasse 5 g/cm^3 et un numéro atomique élevé. Ce sont des polluants dont la nocivité est liée à leur rémanence et à leur spéciation. Ils sont peu métabolisés, à l'inverse des polluants organiques, ils peuvent donc être transférés dans le réseau trophique et s'accumuler dans le sédiment et la matière vivante (Haddou, 2017).

Les métaux sont des constituants normaux de l'environnement à l'état de trace (Bryan, 1971). Les éléments traces métalliques (ETM) peuvent être essentiels ou non essentiels. Essentiels si leur rôle est important dans les processus biologiques, comme le Cuivre (Cu), Fer (Fe), Zinc (Zn) et Nickel (Ni). Et non essentiels, s'ils ne jouent aucun rôle dans les processus biologiques comme le Plomb (Pb), Mercure (Hg), Étain (Sn), etc. Essentiels ou non essentiels, au-delà d'un certain seuil, ils deviennent tous toxiques (Kucuksezgin *et al.*, 2006). Les métaux les plus dangereux pour la santé et retrouvés de manière significative dans les sédiments sont les suivants : Hg, Pb, Cu, Ni, Zn, cadmium (Cd), arsenic (As) et chrome (Cr) (Haynes et Johnson, 2000).

La répartition et les niveaux de concentration des métaux lourds dans le milieu aquatique dépendent de plusieurs facteurs tels que : la taille et la composition minérale de la matière particulaire déposée, l'activité biologique, etc. Ils sont aussi influencés par les caractéristiques physico-chimiques du sédiment comme la distribution granulométrique, le pH, la salinité, la matière organique et les conditions d'oxydo-réduction qui contrôlent leur stabilité chimique (Coccioni *et al.*, 2009 ; Bonnet, 2000 ; Geffard, 2001). Cependant, les sédiments sont considérés comme le dernier puits des contaminants dans le milieu marin, où il est possible d'évaluer l'intensité de la pollution (Coccioni *et al.*, 2009).

Pour plusieurs raisons, la contamination des sédiments par les métaux représente un enjeu environnemental capital. En fait, la présence de contaminants chimiques dans les sédiments a été liée à divers effets néfastes chez les plantes et les animaux benthiques. Une exposition à des sédiments contaminés a des impacts sur la survie, la reproduction, la croissance et d'autres fonctions biologiques essentielles (Haddou, 2017).

Les organismes végétaux ou animaux marins ont la capacité d'absorber les métaux sous leurs formes organiques ou inorganiques. Pour le cuivre et l'arsenic, la forme inorganique est la plus toxique. Pour le Hg, Sn et Pb, leur formes organiques sont les plus toxiques. Certains métaux, à de faibles concentrations, dont Hg, Cd, Pb, As et Cu inhibent la photosynthèse et la croissance du phytoplancton ^[20].

VI.1.3a. Métaux lourds et granulométrie :

Plusieurs études ont montré les relations existant entre les teneurs en éléments métalliques et la granulométrie du sédiment. En effet, les métaux lourds ont une affinité particulière pour la fraction fine des sédiments (He *et al.*, 2019). Jaffe et Walters (1977) ont expliqué ceci par l'importance de l'interface eau-solide que présentent les petites particules (*in* Haddou, 2017). Les argiles constituent donc un bon adsorbant pour les éléments métalliques.

VI.1.3b. Métaux lourds et matière organique :

Les matières organiques inertes, constituées par les substances humiques et non humiques, peuvent s'associer aux métaux en formant des complexes organométalliques plus ou moins stables. Les organismes fixent un nombre important d'éléments chimiques. De ce fait, la matière organique joue un rôle non négligeable dans la mobilisation de nombreux métaux lourds. Les ligands issus de sa dégradation vont piéger l'ion métallique sorbé des sédiments ou des matières en suspension (Haddou, 2017).

V.1.4. Impacts liés à la présence des microplastiques :

Dans le milieu marin, la présence de la matière en plastique a augmenté rapidement où 40 à 80% des débris sont en plastiques (Barnes *et al.*, 2009 ; Cole *et al.*, 2011). Ce plastique met plusieurs siècles, voire des milliers d'années à se dégrader (Barnes *et al.*, 2009). Les débris sont généralement subdivisés en différentes catégories de taille: méga débris (>10 cm) ; macro-débris (2-10 cm) ; méso-débris (2 cm-5 mm) et micro débris (< 5mm) (Barnes *et al.*, 2009). La plus petite forme de débris est appelée microplastique (MP). Ils représentent la classe de tailles la plus dominantes parmi les débris de plastiques. Ces derniers présentent 92 % des 5,25 milliards de particules de plastiques qui contaminent la surface des océans (Eriksen *et al.*, 2014). Au niveau de la mer Méditerranée, 83% des déchets en plastiques sont des MPs (Cozar *et al.*, 2015) et peuvent atteindre ainsi des niveaux de concentration record : 1,25 million de MPs/Km² (Suaria *et al.*, 2016).

Les MPs sont classés en deux catégories principales : microplastiques primaires et microplastiques secondaires. Les MPs primaires sont directement produits sous la forme de microparticules. Ils englobent les microbilles intégrées aux produits cosmétiques ou d'hygiène corporelle comme les peelings, les gels douche ou les dentifrices pour en augmenter le pouvoir nettoyant par leurs propriétés abrasives. Ils sont également utilisés comme matière première pour la fabrication de produits en plastiques (granules de préproduction) (Gregory, 1996). Les MPs secondaires résultant de la dégradation de matériaux plus grands (sacs en plastiques, matériaux d'emballage alimentaires et cordes...) (FAO, 2017). La dégradation des MPs secondaires dus à l'effet des rayonnement ultra-violet, de l'oxygène, de la chaleur, d'actions mécaniques comme les vagues et le vent ainsi que de l'activité biologiques (Corcoran *et al.*, 2009 ; Zbyszewski et Corcoran, 2011).

Dans le secteur de la pêche et de l'aquaculture, le plastique est couramment utilisé pour fabriquer des engins de pêche, des bouées, des cages ainsi que pour construire des bateaux et assurer leur entretien. Les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés sont considérés comme la principale source maritime de déchets marins en plastiques. L'ensemble de ces usages dans le secteur de la pêche et de l'aquaculture constitue une source potentielle de microplastiques (FAO, 2017).

Les MPs ont été découverts dans l'eau douce et salée ainsi que dans les effluents d'eau usées et les sédiments autour du monde (Chang, 2015 ; Jovanovic, 2017).

Selon la densité des MPs on distingue deux types. Le premier type est caractérisé par une faible densité à tendance à flotter à la surface de la mer et dans la colonne d'eau alors que les MPs qui sont caractérisés par une densité qui dépasse la densité de l'eau de mer (supérieur à $1,02 \text{ g/cm}^3$) s'accumulent dans les sédiments. Cependant, avec le biofouling, qui modifie la densité des plastiques de faible densité, ces derniers peuvent atteindre les fonds marins et de ce fait on peut les retrouver aussi bien dans la colonne d'eau que dans les sédiments (Zettleret *et al.*, 2013 ; Thompson, 2004).

Les sédiments constituent un puits principal pour les MPs (Law *et al.*, 2010 ; Moret-Ferguson *et al.*, 2010 ; Van Cauwberghe *et al.*, 2013 ; Cozar *et al.*, 2014). Parmi les zones les plus polluées, on cite les eaux côtières peu profondes des îles Majorque et Cabrera en Espagne (jusqu'à 900 ± 100 éléments/kg de sédiments secs) (Alomar *et al.*, 2016), la lagune de Venise en Italie (672 à 2175 éléments/kg de sédiments secs) (Vianello *et al.*, 2013), les sédiments intertidaux de Scapa Flow en Grande Bretagne (730-2300 éléments/kg des sédiments secs) (Blumenroder *et al.*, 2017). Les sédiments côtiers de différents pays comme la France, la Belgique et les Pays-Bas sont relativement propres ($6,0 \pm 5,7$ éléments/kg de sédiments secs)

(Van Cauwenberghe *et al.*, 2014). Il en est de même pour le sud du Portugal (10 ± 1 éléments/kg de sédiments secs) (Frias *et al.*, 2016) et pour le littoral de Singapour ($36,8 \pm 23,6$ éléments/kg de sédiments secs) (Nor et Obbard, 2014).

VI.1.4a. Métaux lourds et microplastiques :

Les métaux lourds, tels que ceux utilisés comme antifouling (cuivre et zinc) dans les peintures de bateau, présentent une affinité élevée pour les microplastiques et peuvent être rapidement adsorbés (Brennecke *et al.*, 2016).

L'adsorption de métaux lourds peut être très rapide, en fait Ashton *et al.*, (2010) ont montré que l'aluminium, le fer, le manganèse, le cuivre, le plomb, le zinc et de l'argent ont été adsorbés par des granulés plastiques industriels placés dans l'eau d'un port en seulement en huit semaines. De même, Holmes *et al.*,(2012) ont mis en évidence que la cinétique d'adsorption de métaux lourds pouvait être très rapide étant donné qu'une centaine d'heures suffit pour que la réaction atteigne l'équilibre. Par contre, d'autres tests menés durant un an dans le milieu marin sur différents plastiques ont montré une augmentation progressive en métaux lourds sur cette période (Rochman *et al.*, 2014).

VI.2. Impact sur la faune et la flore :

Les activités aquacoles peuvent avoir des effets sur la faune et la flore locale.

De nombreux représentants de la faune sauvage sont attirés par les installations aquacoles, à la recherche d'aliments ou d'un abri. En effet, les poissons sauvages qui se trouvent à l'extérieur des cages peuvent se nourrir sur les déchets de granulés qui passent à travers les cages. L'étude de Dempster et Sanchez-Jerez (2007) a montré que ces poissons ont un état physiologique modifié par rapport à leurs homologues sauvages (en teneurs de matière grasse...).

Les fermes aquacoles peuvent aussi avoir la visite d'oiseaux, de mammifères marins, de requins et de tortues qui y recherchent des aliments et qu'ils peuvent trouver aussi bien dans les organismes cultivés que dans les organismes qui colonisent les structures aquacoles ou s'établissent dans leur alentours. Cependant, le principal risque pour tout animal approchant les fermes aquacoles est constitué par les déchets du site comme les fragments plastiques, de conditionnement d'aliments ou de cordages. Ces derniers peuvent être mortels en cas d'ingestion accidentelle (UICN, 2007).

De même, la fuite de poissons d'élevages présente un impact sur l'espèce sauvage locale. En effet, les poissons d'élevage qui s'échappent de leurs cages constituent un élément de compétition pour les espèces locales à la fois en matière d'alimentation et d'habitat. La proximité de ces espèces d'élevage favorise la transmission de maladies réduisant ainsi la population sauvage beaucoup plus sensible (Sallami, 2014).

Tous les végétaux en particulier les herbiers de posidonie jouent le rôle de poumon vert de la Méditerranée. Ils jouent aussi un rôle prépondérant dans le stockage du carbone et contribuent irrémédiablement à atténuer le réchauffement climatique.

Or les fermes piscicoles qui sont situées auprès de ces herbiers ont un impact fort sur celui-ci. Aux abords des sites de fermes piscicoles, la teneur en matière organique et en azote du sédiment, la teneur en phosphore, de l'eau interstitielle et en phosphore total du sédiment augmente, ce qui entraîne par la suite une diminution de la vitalité de l'herbier (diminution de la densité des faisceaux et baisse de la production primaire de la plante) (Boudouresque *et al.*, 2006). En effet, le suivi de la cartographie dans la baie de Hornillo (Espagne) a révélé que la mise en place d'une ferme piscicole a conduit, en 10 ans, à la destruction de 11 ha d'herbier et à la dégradation de 10 autres hectares (Ruiz *et al.*, 2001) (Figure I.10).

Il semble que la cause principale de l'impact des fermes piscicoles sur les herbiers de posidonie soit la libération de la matière organique dont l'oxydation entraîne des conditions anoxiques dans le sédiment situé sous et à proximité des fermes (Delgado *et al.*, 1999) ainsi

que la synthèse de composés réduits qui peuvent être toxiques pour l'herbier (Hemminga, 1998).

De plus, les fermes conduisent à l'enrichissement des eaux par les nutriments qui provoquent par la suite un accroissement des épiphytes des feuilles et par conséquent la réduction de la photosynthèse de *Posidonia oceanica* (par limitation de l'accès à la lumière), et l'augmentation du broutage des feuilles par les herbiers (Boudouresque *et al.*, 2006). Par ailleurs, l'ombre portée des cages réduit significativement la densité des faisceaux de la posidonie (Ruiz et Romero, 2001).

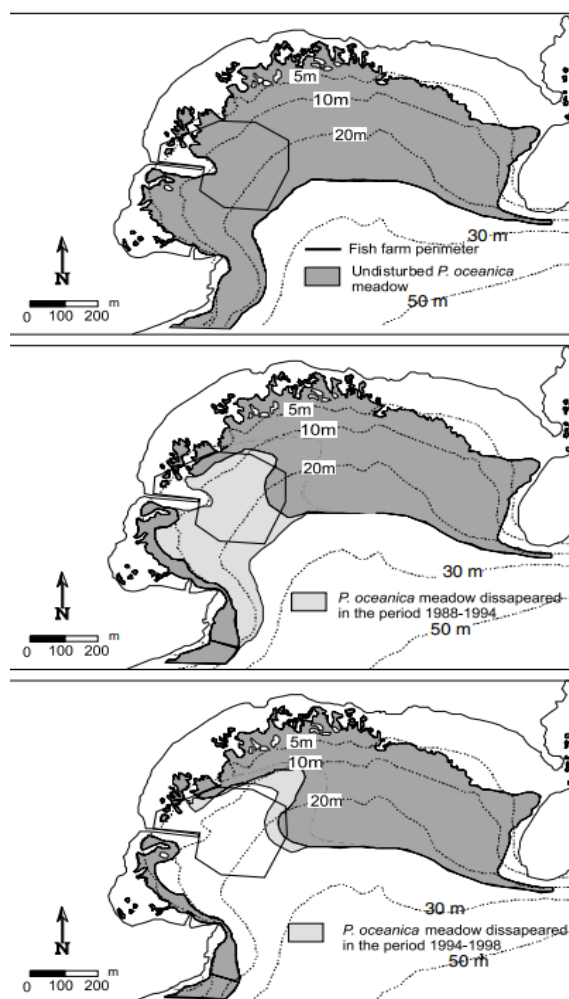


Figure I.10 : Régression de l'herbier à *Posidonia oceanica* dans la baie d'El Hornillo (SE de l'Espagne), après la mise en service d'une ferme aquacole (élevage des poissons *Seriola dumerelii*, *Dicentrarchus labrax* et *Sparus aurata*), entre 1988 (en haut) et 1998 (en bas). L'échelle en mètre. D'après (Ruiz *et al.*, 2001).

Chapitre II :
Matériel et Méthodes

I. Zone d'étude et site d'échantillonnage :

I.1. Présentation de la zone d'étude :

La baie de Monastir (Figure II.1), s'étendant sur une surface de l'ordre de 17000 hectares, appartient au grand Sahel central (côté Est de la Tunisie). Elle s'apparente à une baie virtuellement fermée à l'Est par les hauts fonds qui joignent la presqu'île de Thapsus aux îles Kuriat, la petite (Conigliera), et, plus au Nord, la grande sur une longueur de l'ordre de 20 Km.

Du côté Ouest, elle se ferme sur la presqu'île de Monastir. Sa côte terrestre fait un linéaire total de l'ordre de 35 Km allant de la marina Monastir jusqu'à la pointe de Rass Eddimas au niveau du port de Bekalta. Du côté Nord, elle s'ouvre sur le large marin, à travers une frontière marine de 15 Km joignant l'île Ghdamsa du côté ouest de l'île. Du côté Est, elle s'étend jusqu'à la petite Kuriat (APAL, 2010).

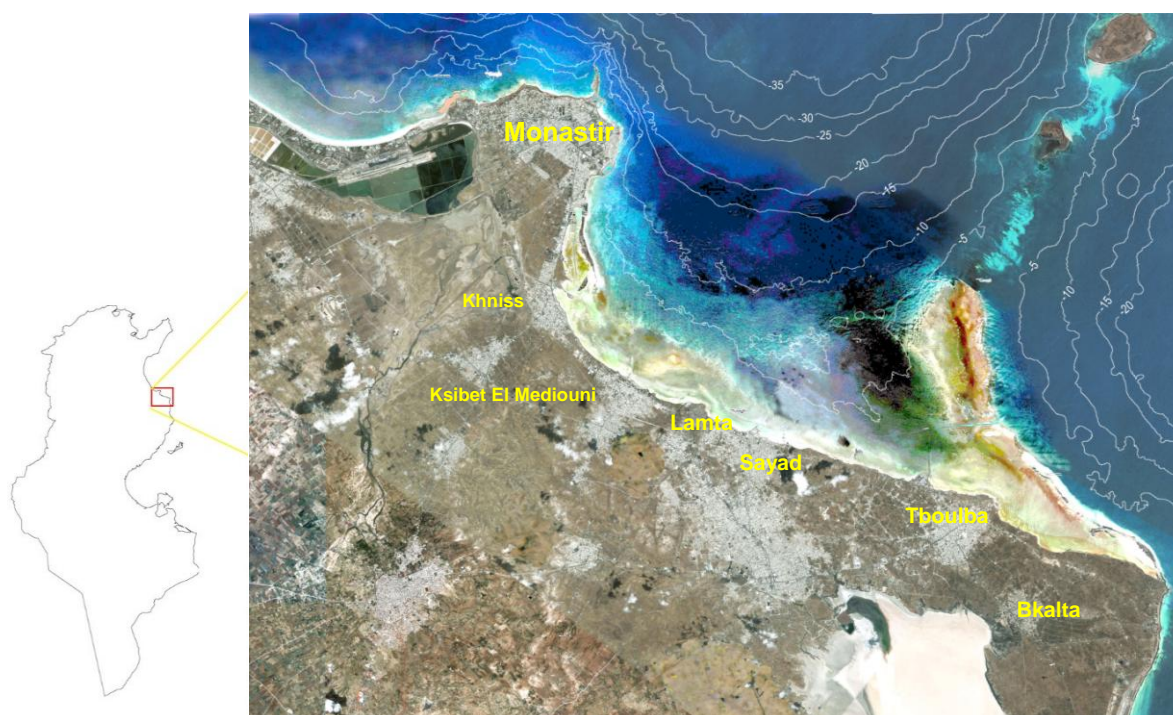


Figure II.1 : Situation géographique de la baie de Monastir (APAL, 2009)

I.1.1. Caractéristiques climatiques :

Le Climat de la région étudiée est de type méditerranéen, et caractérisé par des hivers doux et relativement pluvieux et des étés chauds et ensoleillés.

Des vagues de chaleur peuvent se produire toute l'année, et surtout en été, avec des vents chauds et secs, capables d'apporter du sable et de la poussière.

Les records de froid et de chaleur enregistrés sont de $-1,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ et $47\text{ }^{\circ}\text{C}$ respectivement.

La température moyenne enregistrée du mois le plus froid (janvier) est de l'ordre de $12,8\text{ }^{\circ}\text{C}$, pendant que celle du mois le plus chaud (août) est de l'ordre de $28,6^{\circ}\text{C}$. Les précipitations totalisent 339 millimètres par an, elles sont donc assez faibles. Au mois le moins pluvieux (juillet), elles s'élèvent à 1 mm, dans le mois le plus pluvieux (septembre) elles s'élèvent à 70 mm.

La température de la mer varie entre $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ en février, mars et $27\text{ }^{\circ}\text{C}$ en août ^[21].

➤ Le Vent :

Selon l'analyse statistique des vents locaux (Figure II.2), les vents dominants sont caractérisés par une vitesse comprise entre 1 et 5 m/s, et proviennent principalement de trois directions : Ouest, Nord-Nord-Est et Est. Avec une probabilité d'occurrence de 10,7 %, 8,5 % et 7,6 % respectivement (Souissi *et al.*, 2014). Ces analyses statistiques montrent aussi la présence d'un régime saisonnier avec un caractère de brise. Plusieurs directions peuvent exister au cours de l'année. Ce phénomène traduit une instabilité du vent au cours des saisons.

À Monastir, les vents dominants sont des secteurs nord, nord-nord-est et Est. Ils sont généralement faibles et caractérisés par une vitesse qui ne dépasse pas 20 m/s. La fréquence des vents calmes étant de 7,6 %. (Brahim *et al.*, 2017).

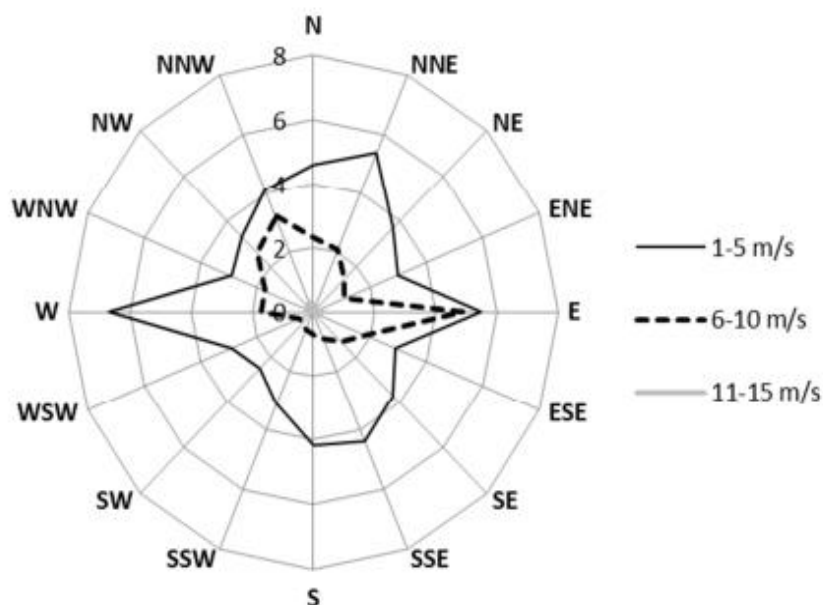


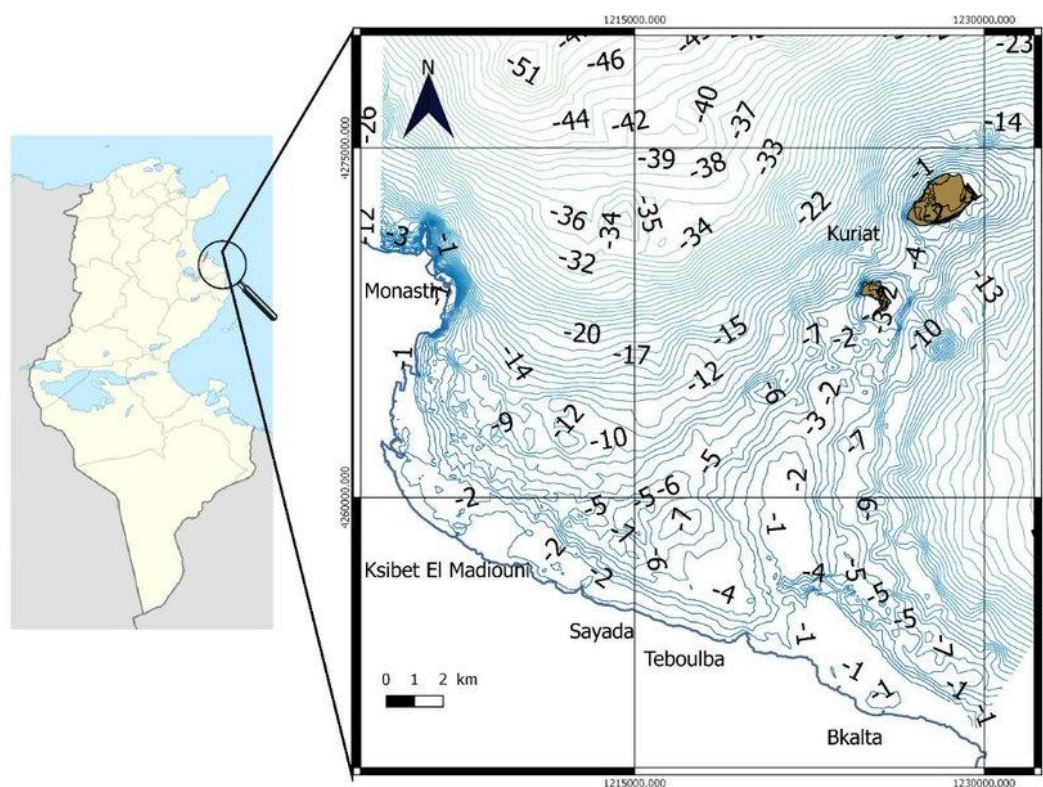
Figure II.2 : Rose des vents (direction et fréquence), INM, 1997-2006 (in Souissi *et al.*, 2014)

I.1.2. Caractères hydrodynamique et sédimentologique :

➤ La Bathymétrie :

Dans la frange littorale, la topographie sous-marine est irrégulière avec une bathymétrie généralement faible. (Figure II.2)

L'examen de la carte marine et l'analyse de profils bathymétriques mettent l'accent sur l'existence d'un platier qui se trouve essentiellement en face de Khniss et Ksibet El Madiouni, où la bathymétrie ne dépasse pas 3 m à 2 Km du rivage. En fait, ce platier est tapissé par un herbier lacustre à lagunaire (*Ruppia.sp* et *Zostera.sp*) jusqu'à l'isobathe -1 m, relayé par un herbier marin à lagunaire (*Cymodocea nodosa*). Au-delà de 3 m de profondeur, on trouve l'herbier de posidonies. Des algues telles que les ulves ou les entéromorphes sont également présentes en quantités notables. (Voir Figure II.6) (Brahim *et al.*, 2017).



➤ La Houle :

L'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral (APAL) dans le cadre de la coopération Tuniso-espagnole, a élaboré les roses houles par le biais du modèle SMC «Système de Modélisation côtière» (Figure II.4).

Les houles qui attaquent la côte de Monastir viennent du secteur nord-est. En approchant de la côte et vers une profondeur de 5 m, la houle s'amortit de 2/3. Ceci est dû à une présence

importante d'herbier de posidonie dans la région de Monastir (Brahim *et al.*, 2017). (Voir Figure II.6)

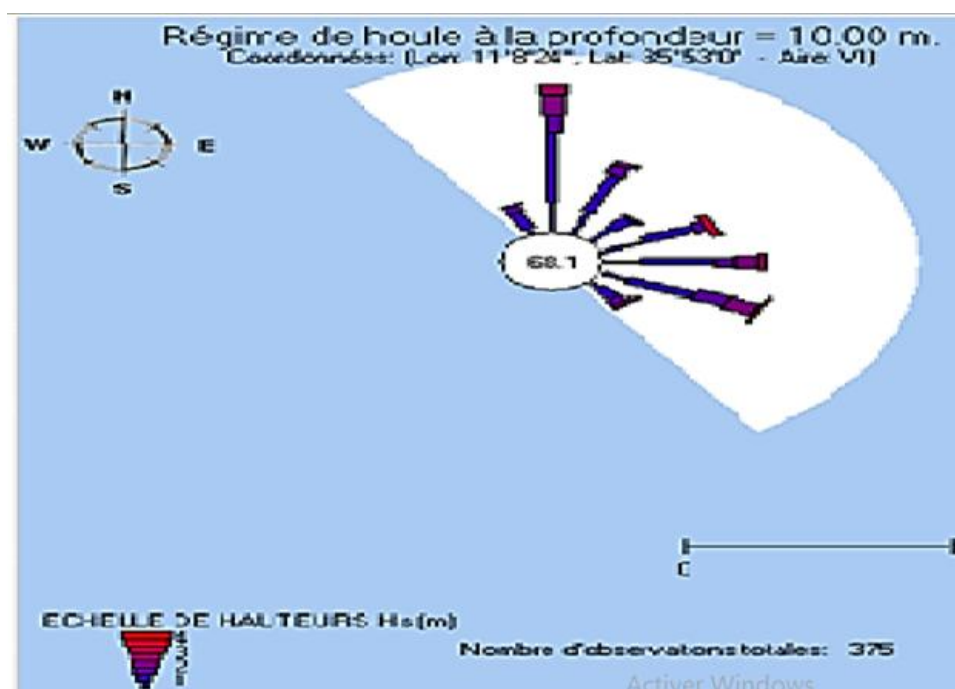


Figure II.4 : Rose de la houle à la côte d'après le SMC (Brahim *et al.*, 2017)

➤ **La marée :**

Dans le secteur d'étude, la marée est de type semi-diurne et de faible amplitude (l'amplitude maximale observée est de 0,50 m).

Le marnage est en moyenne de 40 cm (Brahim *et al.*, 2017).

➤ **Courantologie et sédimentologie :**

Le nord de la baie de Monastir-Ksibet El Mediouni est soumis aux agitations engendrées par les vents des secteurs nord-nord-est, nord-est, est-nord-est. Ces agitations sont à l'origine d'un courant littoral orienté nord-sud le long de la côte Monastir-Khniss et qui engendre un transit sédimentaire estimé à 12000 m³/an (Sassi *et al.*, 1998).

L'accumulation de la matière sédimentaire est favorisée par l'atténuation de la houle dans les zones de faibles profondeurs (hauts-fonds) et par la présence d'un important couvert végétal (herbier de posidonie), qui contribue à l'amortissement des vagues (Figure II.6) (Sassi *et al.*, 1998).

I.1.3. Les végétaux benthiques de la zone d'étude :

Historiquement, les seules données qui concernent la flore marine de la baie de Monastir proviennent d'une carte de la Marine britannique (Figure II.5). Cette carte de la région marine de Monastir qui été dressé, vraisemblablement, dans les années 43 ou 44, au moment des combats contre les forces de l' Axe en Afrique du Nord (aide à d'éventuels débarquements de troupes) nous donne de nombreuses informations sur les fonds marins à cette époque, notamment sur l'extension de la végétation benthique et la composition des sédiments (APAL, 2009).

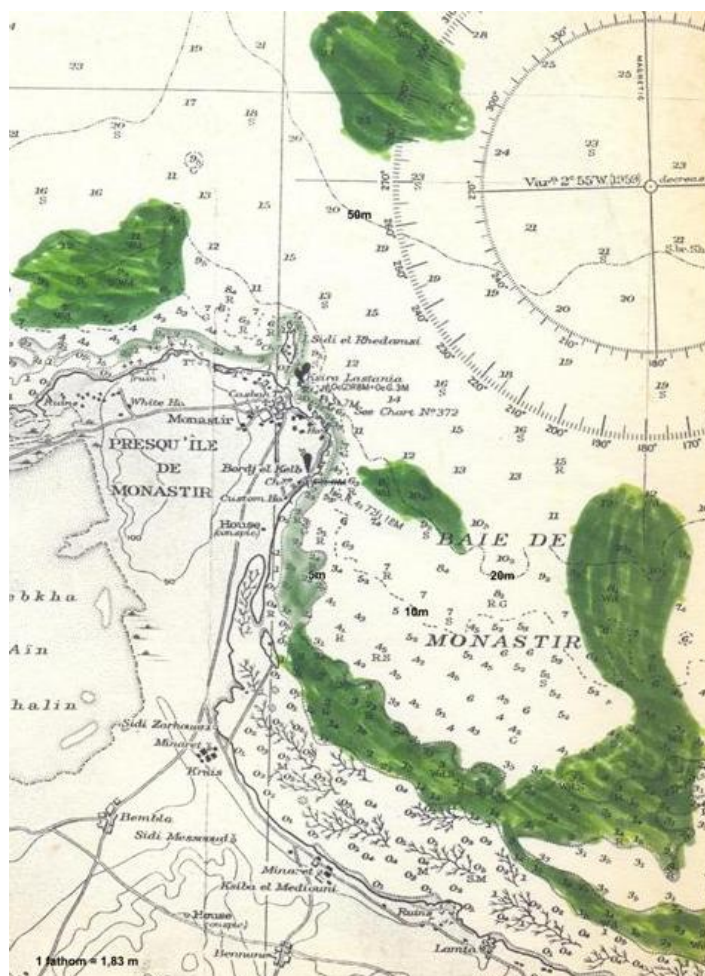


Figure II.5 : Carte marine anglaise de la distribution de la flore benthique dans la baie de Monastir (années circa 1940) (APAL, 2009)

Les profondeurs sont en fathoms (= brasse = environ 1.8 m). En vert clair, les prairies de zostères, en vert foncé, les herbiers de phanérogames.

La flore sous-marine de la baie est principalement constituée par des pelouses de *Cymodocea nodosa* et des herbiers de *Posidonia oceanica*, appelés aussi en Tunisie DRİAA, TERCH ou LİF EL BAHR (Sallami, 2014).

La région de Monastir est considérée comme une pépinière importante vue à la présence de nombreuses espèces d'invertébrés et de vertébrés en raison de la vaste étendue des herbiers de *Posidonia oceanica* (Challouf et al., 2017). Ces derniers se développent depuis les eaux de surface jusqu'à une profondeur de 30 m à 40 m (Figure II.6) (Ben Mustapha et Hattour, 1992).

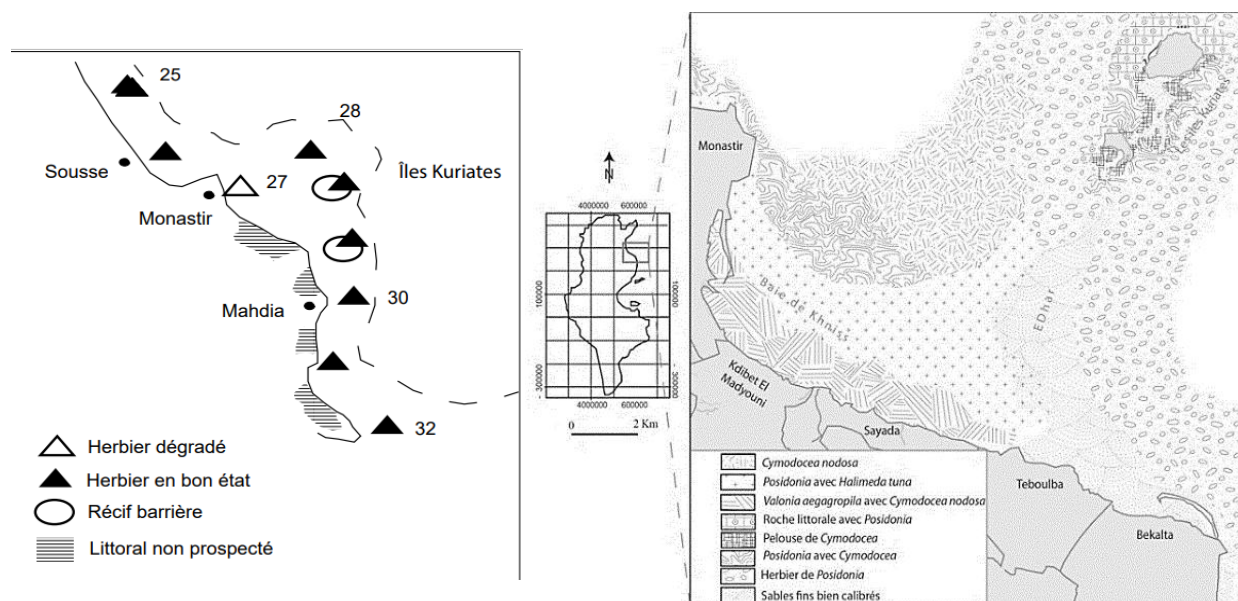


Figure II.6 : Cartographie des herbiers de posidonie présents dans la baie de Monastir (Ben Mustapha et Hattour, 1992 ; Sallami, 2017)

Sghaier et al., (2011) ont montré dans leur étude que l'herbier de *Posidonia oceanica* se distribue dans la baie de Monastir en fonction de la profondeur. Il existe trois types différents : la première se présente sous la forme d'un «récif-barrière» situé entre les profondeurs de 80 cm, 1 m jusqu'à 3 m. Le deuxième type est l'herbier dit «ondoyant» qui se trouvent à des profondeurs entre 3 m et 9 m et se présente sous forme de bande, parallèle à la côte, formée de *Posidonia oceanica* en alternance avec des bandes de sables nu ou colonisé par l'algue *Caulerpa prolifera*. À partir de la profondeur, 10 m jusqu'à des profondeurs estimées entre 25 m et 30 m, un herbier de plaine prend le relais.

I.1.4. Présentation des fermes aquacoles spécialisées :

La baie de Monastir est un site caractérisé par une présence importante d'activité d'aquacole. Elle regroupe à elle seule la moitié des projets piscicoles au niveau de la Tunisie.

En fait, le premier projet de pisciculture n'y a apparu qu'en 2008. Par l'encouragement des pouvoirs publics, une multitude d'autres projets ont été réalisés dans différentes localisations au niveau de la baie pour atteindre 11 projets en 2012 (Tableau II.1) (Voir page 32).

I.2. Sites d'échantillonnage :

La baie de Monastir ($35,8^{\circ}$ N- $10,8^{\circ}$ E et $35,62^{\circ}$ N- $11,06^{\circ}$ E) est située dans la partie orientale de la Tunisie (Méditerranée centrale) où dix fermes piscicoles en mer sont installées à l'intérieur de la baie (Figure II.7) (Challouf *et al.*, 2017). Parmi ceux-ci nous avons choisi, pour cette étude, *deux fermes piscicoles en cages (Ruspina et Rafaha)* situées dans la partie nord-ouest de la baie de Monastir et qui fonctionnent depuis 2008 et 2009. La profondeur sous les cages de ces deux fermes off-shore est de 22 m. Ces deux fermes piscicoles ne répondent pas à un critère important conditionnant l'installation des projets piscicoles en mer ouverte où la limite de profondeur imposée par la législation est comprise entre 30 m comme valeur minimale et 50 m comme valeur maximale, tout en tenant compte de la gamme de profondeur où la posidonie se développe (2 m à 40 m) (Boudouresque *et al.*, 2006).

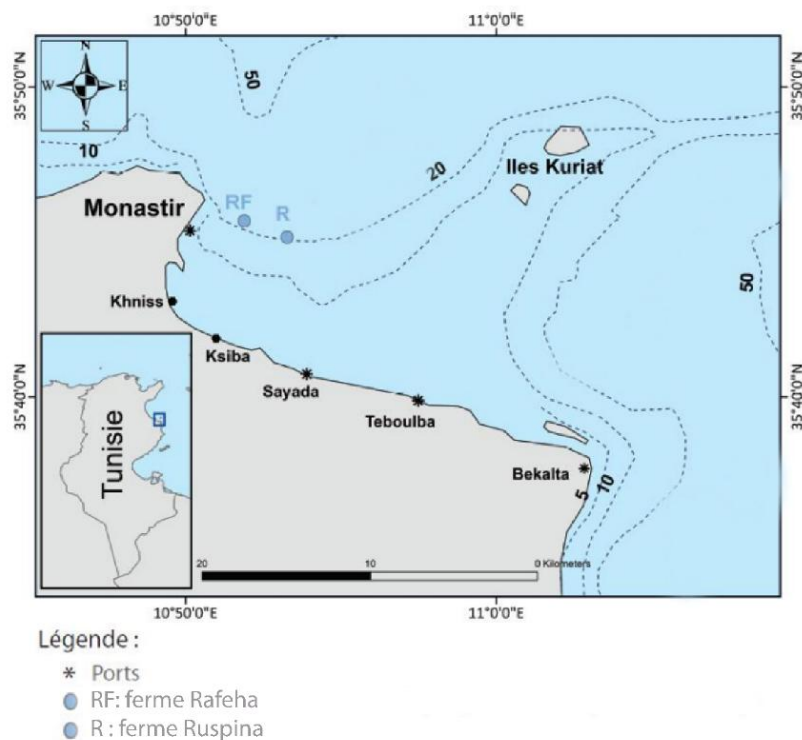


Figure II.7 : Carte de localisation des deux fermes piscicoles (RF : Rafaha et R : Ruspina) (d'après Lancelot, 2018)

Tableau II.1 : Présentation des fermes aquacoles dans la baie de Monastir (Zaghdoudi, 2013)

Secteur aquacole dans la baie de Monastir

<i>Nom du projet</i>	Ruspina	Rafaha	Teboulba Tunisian Fish	Mehdi Aquaculture	Aquaculture Sahel	Prima Fish	Hanchia Fish
<i>Délégation</i>	Monastir	Monastir	Teboulba	Bekalta	Monastir	Teboulba	Bekalta
<i>Technique d'élevage</i>	Cages flottantes	Cages flottantes	Cages flottantes	Cages flottantes submersibles	Cages flottantes submersibles	Cages flottantes	Cages flottantes
<i>Situation Administrative</i>	En activité (2008)	En activité (2009)	En activité (2009)	En activité (2010)	En activité (2010)	Accord définitif (2010)	Accord définitif (2011)
<i>Superficie (Ha)</i>	45	45	80	64	32	69,6	45
<i>Profondeur (m)</i>	22	22	32	25	32	35	-
<i>Distance au port (Km)</i>	2,8	2,8	11	8	7,8	11	15 Km (port Teboulba)
<i>Effectif</i>	62	62	15	5	10	32	18
<i>Nombre de cages</i>	54	56	24	8	16	24	22
<i>Diamètre des cages (m)</i>	22	22	22	29	25	25	21
<i>Capacité de production (T/an)</i>	1400	1700	1000	800	1000	1000	750

II. Analyse du sédiment marin :

II.1. Échantillonnage sur terrain :

Les stations d'échantillonnage sont placées à l'extrémité et au centre des deux fermes piscicoles abandonnées.

En juin 2021, des échantillons de sédiments superficiels, le premier cm de surface, ont été collectés par des plongeurs (Figure II.9), dans 6 stations à des profondeurs différentes.

Les stations S_E (profondeur 22 m), S_C (23 m), S_E (21 m) et S_C (24 m) sont situées sous les fermes aquacoles **RF** et **R**, respectivement (Figure II.8). (Voir tableau II.2)

La station S_1 , considérée comme *un témoin positif*, est située en aval du drain de Khniss à 6,1 Km et 7,6 Km des deux fermes R et Rf respectivement.

La station S_2 , située entre les 2 îles Kuriat à 12,77 Km et 10,68 Km de R et RF respectivement, a également été échantillonnée et est considérée comme *un témoin négatif* en raison de l'absence d'activités aquacoles ou même d'activités urbaines autour ou sur les deux îles Kuriat.

Tableau II.2 : Coordonnées géographiques et profondeur des stations d'échantillonnages

Les stations	Coordonnées		Profondeur (m)	Température (°C)	
				T. Surface	T. Profond
$S_{1(T+)}$	35°43,87' N	10°50'16,4"E	4	24	23
$S_{2(T-)}$	35°46,252' N	11°07,730' E	4	22	21
$S_{E(RF)}$	35°45,590' N	10°52,201' E	22,6	21	18
$S_{C(RF)}$	35°45,606' N	10°52,300' E	23	21	18
$S_{E(R)}$	35°45,404' N	10°52,667' E	21	20	19
$S_{C(R)}$	35°45,388' N	10°52,664' E	24	20	19

Les échantillons prélevés ont été conservés au froid dans l'obscurité durant leur transport au local de l'association Notre Grand Bleu.

Les échantillons destinés à l'analyse physico-chimique et microplastiques ont été congelés à - 20 °C tandis que les échantillons destinés à l'analyse granulométrique ont été séchés à l'air libre.

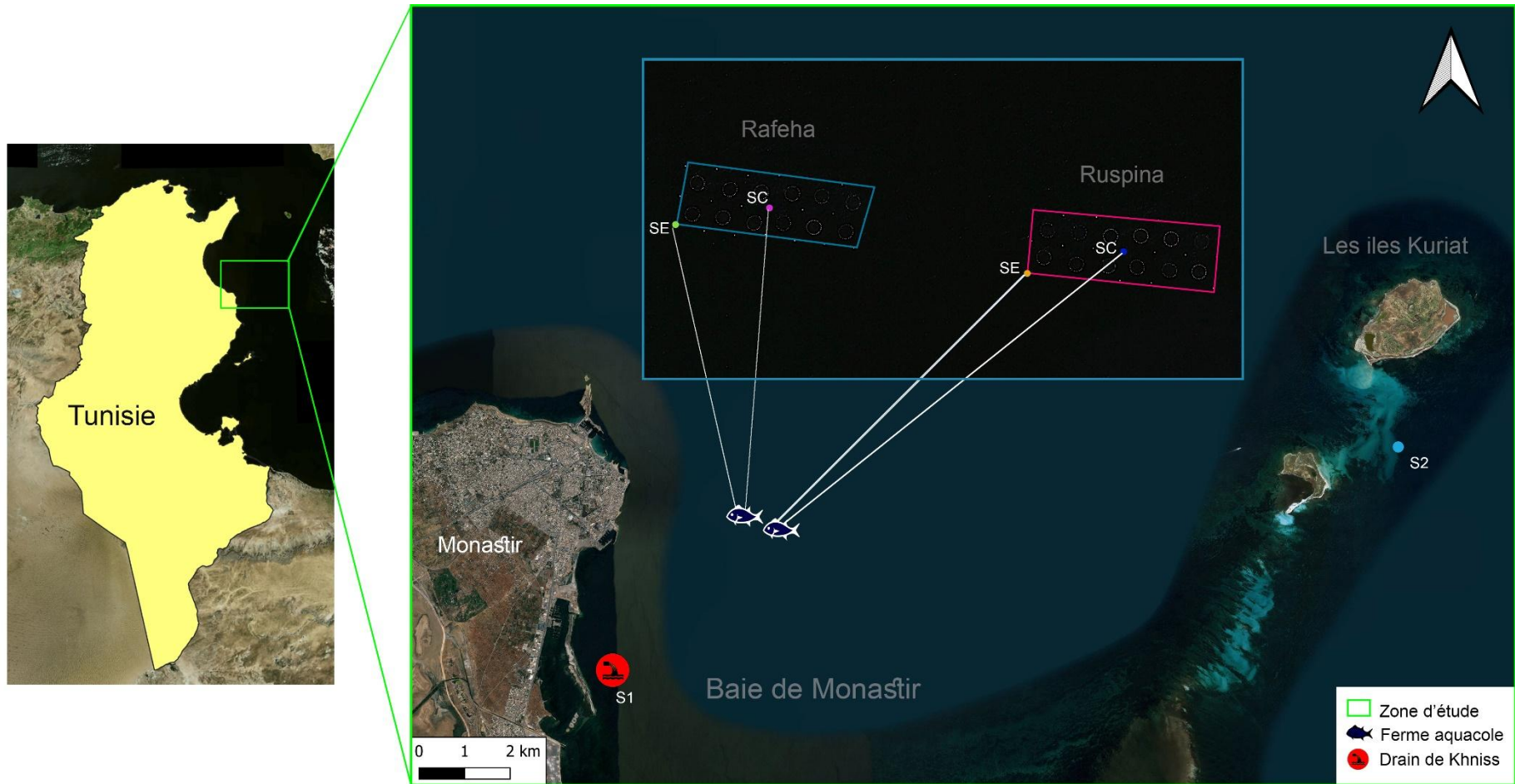


Figure II.8 : Localisation des stations d'échantillonnages dans la zone d'étude (les poissons, sur la carte, indiquent la position des fermes aquacoles)

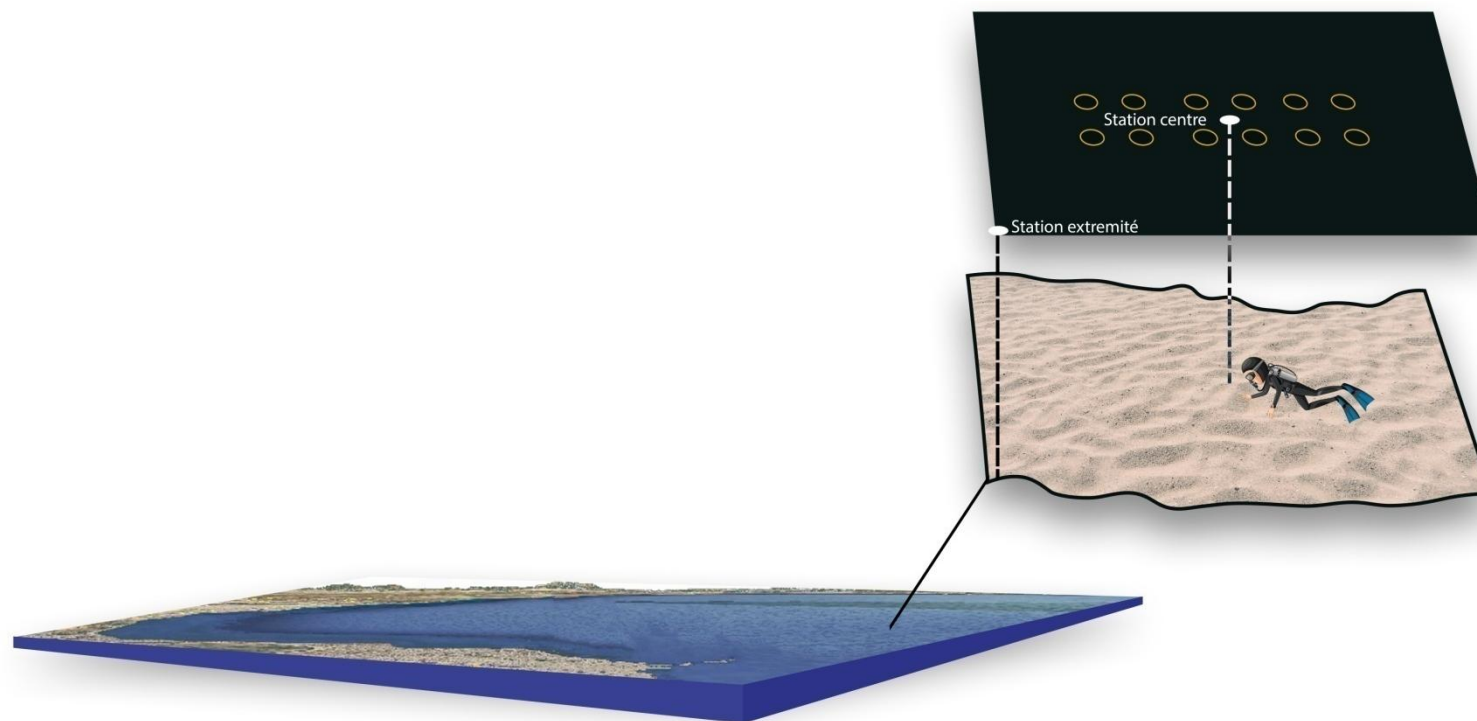


Figure II.9 : Représentation schématique d'une ferme du site d'étude et des stations de prélèvement

II.2. Analyse granulométrique et microgranulométrique :

Cette analyse a été réalisée au laboratoire de Géo-ressource (LGB) du Centre de Recherches et de Technologies des Eaux de Borj Cédria (CERTE).

II.2.1. Principe :

L'analyse granulométrique consiste à faire passer les échantillons à travers une série des tamis pour identifier ses différentes classes granulaires. Ensuite, ces classes granulaires sont déterminées à partir d'une courbe cumulative qui représente les résultats de cette analyse.

En revanche, si on veut déterminer le pourcentage de la fraction fine contenue dans l'échantillon, on peut réaliser l'analyse microgranulométrique. Cette analyse consiste à introduire la suspension de l'échantillon dont la taille est inférieure à 63 μm dans un Granulomètre laser. Le Granulomètre laser utilisé dans cette étude est de la marque MALVERN couplé au logiciel Mastersizen.

Dans cette étude, il a été choisi de réaliser une analyse granulométrique à tamisage sec.

II.2.2. Mode opératoire :

II.2.2a. Analyse granulométrique :

Les échantillons destinés à l'analyse granulométrique et microgranulométrique ont été séchés à l'air libre (Figure II.10), puis ils ont été transportés au laboratoire.

Les échantillons de stations $S_{E(RF)}$, $S_{C(RF)}$, $S_{E(R)}$ et $S_{C(R)}$ ont été tamisés sur un tamis 2 mm, pour éliminer les algues mortes puis homogénéisés. Pour chaque échantillon, une fraction de 200 g a été pesée. Cette fraction a ensuite été séchée à l'étuve à une température de 105 °C pendant 24 h.

Après 24 h, 100 g de chaque échantillon séché ont été récupérés.

Le tamisage a été effectué sur une série de tamis de diamètre 1 mm, 0,600 mm, 0,500 mm, 0,300 mm, 0,180 mm, 0,125 mm, 0,71 mm et 0,63 mm. Ces derniers ont été pré-pesés à vide. Les tamis sont ensuite placés par ordre décroissant de vide de maille sur une plaque vibrante (tamiseur). Une fraction de 100 g de chaque échantillon a été passée sur le tamiseur pendant 20 min (Figure II.11).

Le poids de la fraction récupérée dans chaque tamis a ainsi pu être déterminé.

Pour les deux échantillons des stations $S_{1(T+)}$ et $S_{2(T-)}$, le même mode opératoire a été appliqué, mais avec l'ajout des deux tamis de diamètre 5 mm et 2 mm à la série de tamis.



Figure II. 10 : Séchage des sédiments à l'air libre



Figure II.11 : Tamisage des sédiments

II.2.2b. Analyse microgranulométrique :

Suite au tamisage, la fraction inférieure à $63 \mu\text{m}$ est récupérée et additionnée d'une petite quantité d'eau distillée (Figure II.12). Le mélange obtenu est ensuite passé à travers un Granulomètre laser de la marque MALVERN (Figure II.13).

Cette analyse a pour objectif de déterminer la fraction inférieure à $2 \mu\text{m}$ (correspond à la fraction argileuse) existant dans la fraction fine de l'échantillon. Les résultats ont été obtenus grâce au logiciel Mastersizen.



Figure II.12 : Fraction inférieure à $63\mu\text{m}$

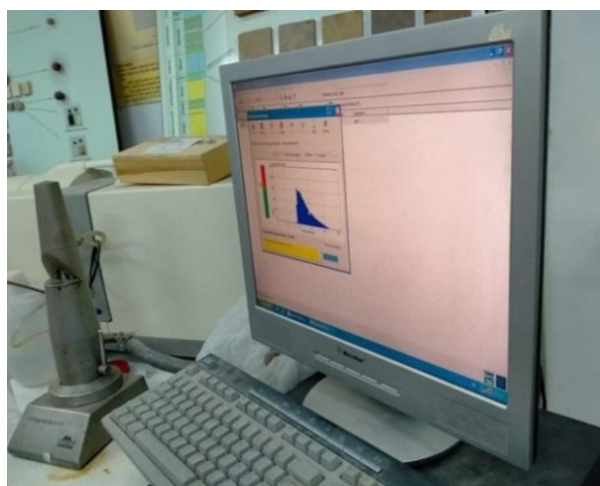


Figure II.13 : Granulomètre laser de la marque MALVERN avec un logiciel Mastersizen

II.3. Dosages des éléments minéraux et du carbone organique total (COT) :

Ces deux analyses ont été réalisées au sein du laboratoire de recherche Biolival à l'Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir.

II.3.1. Dosage des éléments minéraux :

II.3.1a. Principe :

Le dosage du potassium, sodium, calcium, baryum et lithium s'effectue par spectrométrie à flamme. Le photomètre à flamme (Figure II.14) repose sur le fait que les composés des métaux alcalins et alcalino-terreux peuvent être dissociés thermiquement dans la flamme et que la plupart des atomes produits sont excités à un haut niveau d'énergie quand ces atomes retournent à l'état initial, ils émettent des radiations dans le spectre visible, chaque atome émet une radiation à la longueur d'onde spécifique de cet élément.



Figure II.14 :
Spectrophotomètre à flamme

II.3.1b. Mode opératoire :

Les échantillons ont été séchés à 40 °C (Figure II.15A), homogénéisés et tamisés sur un tamis de 2 mm (Figure II.15C).

Une quantité de 1 g de chaque échantillon a été récupérée et mise dans des capsules numérotées. Ces dernières ont été mises dans un four à moufle (Figure II.15B) à une température de 220 °C pendant 2 h puis à une température de 550 °C pendant au moins 6 h.

Une fois l'échantillon calciné, 2 ml d'acide chlorhydrique concentré ont été ajoutés dans chaque capsule puis ces dernières ont été chauffées sur une plaque chauffante à une température de 60°C (Figure II.15D) jusqu'à l'évaporation totale de l'acide.

Une fois l'acide évaporé, 5 ml d'acide chlorhydrique N/10 ont été ajoutés dans chaque échantillon (8,24 ml d'acide chlorhydrique 36 % dans 1000 ml d'eau distillée). Le mélange obtenu a été filtré dans des fioles jaugées de 100 ml puis de l'eau distillée a été additionnée jusqu'au trait de jauge.

La solution obtenue au final (Figure II.15E) a été passée à travers un spectrophotomètre à flamme.

II.3.1b. Calcul des résultats :

Le pourcentage des éléments minéraux dans l'échantillon est déterminé comme suit:

$$K\% = \frac{n \times D \times V}{10^4 \times P}$$

Avec : n : la valeur trouvée en µg/ml

D : la dilution de la solution à photomètre (1)

V : le volume de la solution en ml (100 ml)

P : poids de la prise d'essai en g (1 g)



Figure II.15 : Dosage des éléments minéraux dans le sédiment marin. (A) Séchage du sédiment (B) Tamisage de la totalité de l'échantillon sur un tamis de 2 mm (C) Calcination du sédiment (D) Évaporation de l'acide à une température 60 C (E) Solution filtrée

II.3.2. Dosage du carbone organique total (COT) :

II.3.2a. Principe :

La teneur en carbone organique totale (COT) dans le sédiment marin a été déterminée par le titrage. Pour ce faire, une solution de bichromate de potassium est ajoutée à un échantillon en présence d'acide sulfurique. Après la réaction, le dosage de la quantité de bichromate qui n'a pas réagi avec l'échantillon permet d'établir la concentration de carbone organique total.

II.3.2b. Mode opératoire :

La teneur en carbone organique total (COT) dans les sédiments a été déterminée en suivant la méthode de Dabin (1970) et le protocole MA.405_C1.1 (2014).

0,5 g du sédiment séché, de granulométrie inférieure à 2 mm a été pesé et mis dans une fiole conique de 500 ml. Dans chaque fiole, 10 ml de bichromate de potassium 1 N ont été ajoutés. Par la suite, 20 ml d'acide sulfurique pur ont été ajoutés lentement. Le mélange obtenu a été agité vigoureusement pendant 1 min et laissé à reposer pendant 30 min. Puis, 200 ml d'eau déminéralisée, 10 ml d'acide phosphorique pur et 1 ml de la solution indicatrice de diphénylamine ont été ajoutés à la solution (Figure II.16A et B).

Enfin, la fiole conique a été mise sur un agitateur magnétique et l'excès de bichromate de potassium a été titré par le sel de Mohr 0,2 N jusqu'à l'apparition de la coloration verte (Figure II.17). En parallèle un témoin a été effectué selon la même méthode de mise en solution en utilisant les mêmes quantités de bichromate de potassium et d'acide, mais tout en omettant la prise d'essai.

II.3.2c. Calculs des résultats :

$$\%C = \frac{(A - B) \times 10 \times 0,004 \times 100}{P \times A}$$

Avec : C : concentration de carbone organique (% C)

A : volume de sel de Mohr utilisé pour le témoin (ml)

B : volume de sel de Mohr utilisé pour l'échantillon (ml)

10 : volume de bichromate ajouté initialement

0,004 : nombre de g de C par ml de bichromate

P : poids de l'échantillon titré exprimé sur base sèche (g)

100 : facteur pour obtenir un pourcentage

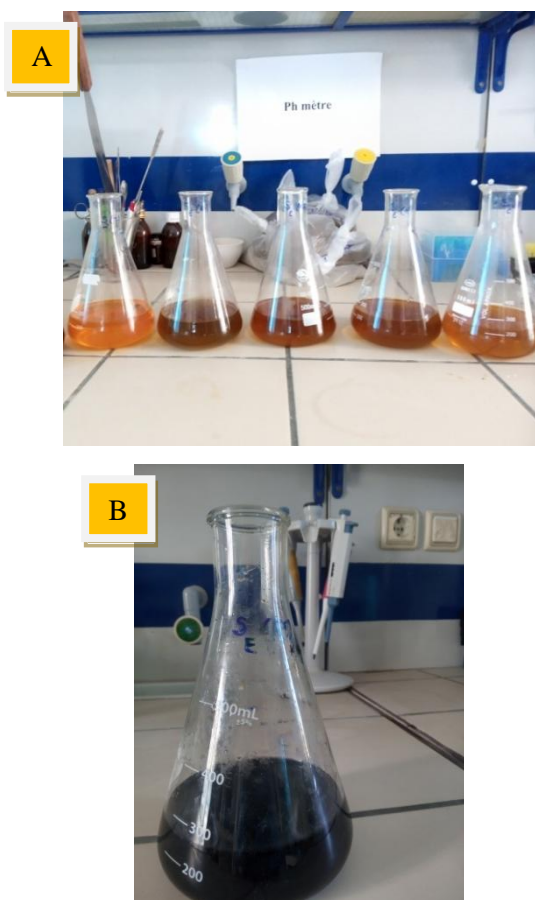


Figure II.16 : Solution avant dosage. (A) Ajout du bichromate de potassium, l'acide sulfurique pur, l'eau déminéralisée et l'acide phosphorique pur. (B) Ajout de la solution indicatrice de diphénylamine



Figure II.17 : Solution après dosage

II.3.3. Analyse de la matière organique :

Selon Dabin (1970) la teneur en matière organique totale du sédiment s'obtient généralement en dosant la teneur en carbone, on n'estime que le rapport $\frac{\text{matière organique}}{\text{carbone}}$ est à peu près constant est égal à $\frac{\% \text{ MO}}{\% \text{ C}} = 1,72$.

$$\text{Donc } \% \text{ MO} = \% \text{ C} \times 1,72$$

II.4. Dosage de métaux lourds par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES) :

Cette analyse a été réalisée au sein d'un laboratoire privé Green Lab.

II.4.1. Principe :

Cette méthode consiste à mesurer l'émission de lumière par une technique de spectroscopie optique. Les échantillons sont nébulisés et l'aérosol ainsi produit est transporté dans une torche à plasma où se produit l'excitation. Les spectres d'émission caractéristiques sont produits par un plasma à couplage inductif par haute fréquence (ICP) (Figure II.18).

Les spectres sont dispersés par un spectromètre à réseau et l'intensité des raies est évaluée par un détecteur. Les signaux du (des) détecteur (s) sont traités et contrôlés par un système informatique. Lors du dosage des éléments à l'état traces, une correction appropriée du bruit de fond est utilisée pour compenser les variations des contributions du bruit de fond.

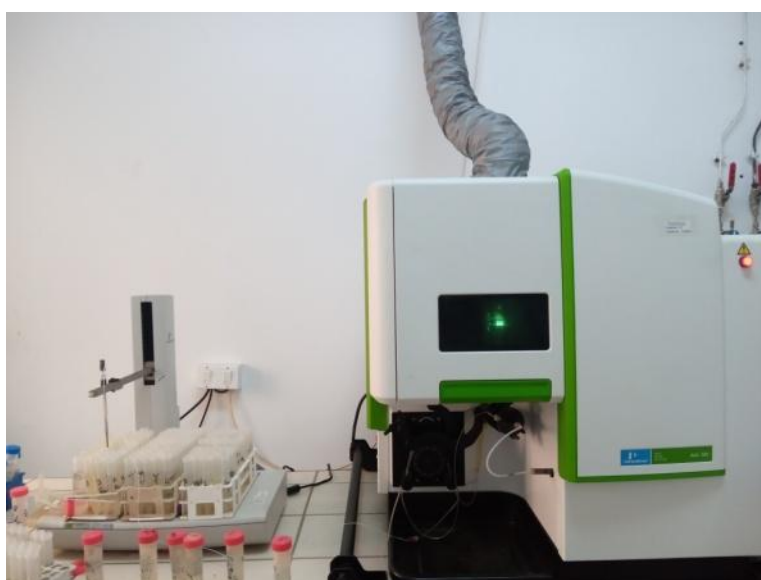


Figure II. 18 : Spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES)

II.4.2. Mode opératoire :

Les échantillons ont été placés et étalés en une couche ne dépassant pas 2 à 3 cm, sur des plateaux qui n'absorbent pas l'humidité de l'échantillon. Ensuite, ils ont été mis dans l'étuve à une température inférieure à 40 °C.

Après le séchage, les échantillons ont été passés sur un tamis de 2 mm.

L'échantillon tamisé a été broyé au mortier à pilon jusqu'à ce que la totalité de l'échantillon passe à travers un tamis de 500 µm. La fraction tamisée à 500 µm a ensuite été maintenue en atmosphère inerte dans un dessiccateur pendant une nuit. Une fraction de 1 g a été pesée et mise dans un flacon en PTFE de 100 ml où 2 ml d'acide nitrique et 6 ml d'acide chlorhydrique ont été ajoutés. Ce dernier a été laissé à l'air libre sous la hotte pendant 10 min

avant de le boucher puis placé dans l'étuve pendant 2 h à 105 °C (minéralisation ou digestion d'acide dans l'étuve) (Figure II.19).

A noter que les flacons de minéralisation ont été pesés remplis d'échantillon et d'acide avant minéralisation et après minéralisation afin de vérifier que la perte de masse n'excède pas 10 % (m/m).

Après la vérification, l'extrait a été transféré dans des tubes en polyéthylène avec l'ajout de 50 ml d'eau distillée et laissé se décanter pour une nuit (Figure II.20). L'extrait a ensuite été passé par l'ICP.

Un essai à blanc a été effectué en parallèle selon la même méthode de mise en solution en utilisant les mêmes quantités d'acides.



Figure II.19 : Digestion à chaud des échantillons des sédiments dans de l'acide



Figure II.20 : Echantillons laissés à se décanter pour une nuit

II.5. Analyse des microplastiques :

Cette analyse a été réalisée au sein du laboratoire de recherche Biosurveillance de l'environnement à la Faculté des Sciences de Bizerte selon le protocole développé par Abidli *et al.*, (2018).

II.5.1. Identification et quantification des microplastiques :

II.5.1a. Préparation des échantillons :

Le sédiment a été placé et étalé en une couche ne dépassant pas 2 à 3 cm d'épaisseur dans des plateaux en aluminium. Ensuite, il a été mis dans l'étuve à une température inférieure à 40°C pendant deux jours (Figure II.20A). Les débris qui sont supérieurs à 2 mm ont été éliminés. Après le séchage du sédiment, les échantillons ont été pesés et versés dans des aquariums en

verre. En parallèle, une solution saline concentrée (NaCl:140 g/l d'eau distillée) a été préparée (Figure II.20B). A chaque aquarium ont été ajoutés 2 l de la solution saline de NaCl filtrée pour faire flotter les particules pendant que le sédiment se dépose au fond (Figure II.20C).

Après 48 h de flottaison à une température ambiante, l'eau sus-jacente a été filtrée par une pompe à vide Millipore (figure II.20D), sur des filtres Whatman® GF/C de type 0,45 µm et de diamètre 47 mm, afin de récupérer les particules de plastiques en suspension. Chaque filtre a été placé dans une boîte de Pétri, couvert et séché à une température ambiante pendant une nuit. (Figure II.20E).

Les filtres ont ensuite été analysés avec précaution et toujours couverts pour empêcher leur contamination par les fibres en suspension dans l'air, sous un stéréomicroscope LCD ZEISS KL1500. (Figure II.20F)

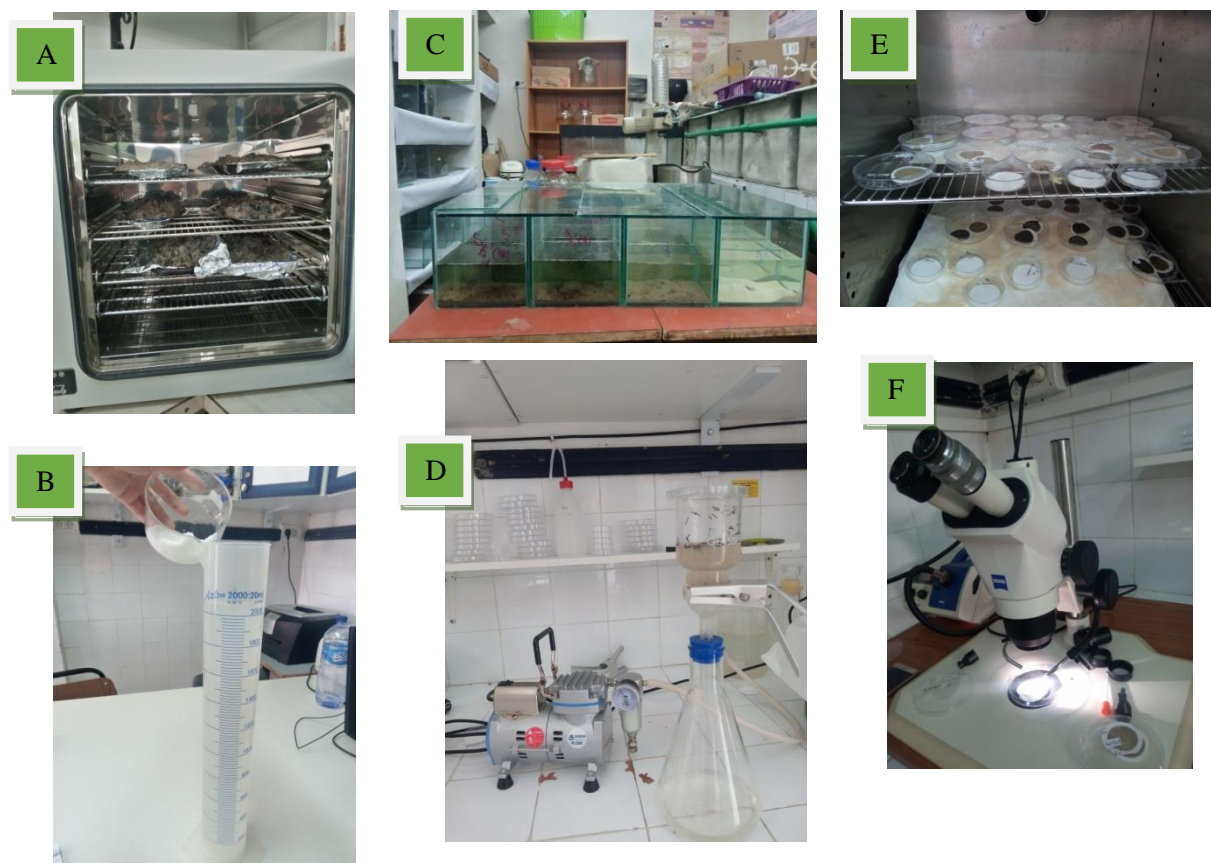


Figure II.21 : Étapes de filtration et d'extraction des MPs à partir des sédiments marins. (A) Séchage des échantillons dans l'étuve. (B) Préparation de solution saline. (C) Flottaison des MPs dans la solution saline. (D) Filtration de l'eau sus-jacente. (E) Séchage des filtres à température ambiante et (F) Analyses des filtres sous un stéréomicroscope LCD ZEISS KL 1500

II.5.1b. Identification des microplastiques :

Les MPs ont été classés par leur type: fibre ou fragment, et par leur couleur (bleu, noire, rouge, transparent, blanc, vert et jaune), comptés et placés dans des boîtes de Pétri en verre.

Chaque particule a été affectée à l'une des quatre classes de tailles suivantes: 0,03-0,5 mm, >0,5-1 mm, >1-3 mm, >3-5 mm.

III. Analyse statistique :

Pour comparer les analyses entre les stations d'échantillonnages, une analyse de variance unidirectionnelle (ANOVA) a été réalisée à l'aide du logiciel statistique SPSS Version 23.0.

Lorsque des différences significatives ont été trouvées entre les stations d'échantillonnage, un test post-hoc HSD Tukey (THSD) a été utilisé.

Dans toutes les analyses statistiques, le niveau de signification a été pris en compte pour $p < 0,05$.

*Chapitre III : Résultats et
Discussion*

I. Résultats

I.1. Analyse granulométrique et microgranulométrique

I.1.1. Analyse granulométrique

La distribution granulométrique pour la zone d'étude est présentée dans le Tableau III.1 et la Figure III.1.

On remarque que la composition des échantillons de sédiments contient principalement du sable. En effet, la station $S_{2(T-)}$, située entre les deux îles Kuriat, présente un pourcentage du sable très élevé (99,9%) par comparaison aux autres stations. Pour la station $S_{E(RF)}$, située à l'extrémité de la ferme Rafeha, elle présente un pourcentage minimal du sable (92,5 %). Les stations $S_{2(T-)}$ et $S_{1(T-)}$ présentent des taux très faibles en fraction fine ($<63 \mu\text{m}$) avec un pourcentage de 0,1 et 1 % respectivement. Les quatre autres stations $S_{E(RF)}$, $S_{C(RF)}$, $S_{E(R)}$ et $S_{C(R)}$, situées sous les deux fermes de piscicole ont les pourcentages en fraction fine ($<63 \mu\text{m}$) les plus élevés (7,5 %, 6,7 %, 1,7 % et 1,2 % respectivement).

Tableau III.1 : Coordonnées géographiques et pourcentages granulométriques des stations d'études avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R

Station	Latitude	Longitude	Profondeur (m)	Limon et argile (%)	Sable (%)
$S_{1(T+)}$	35°43,87' N	10°50'16,4"E	4	1	99
$S_{2(T-)}$	35°46,252' N	11°07,730' E	4	0,1	99,9
$S_{E(RF)}$	35°45,590' N	10°52,201' E	22,6	7,5	92,5
$S_{C(RF)}$	35°45,606' N	10°52,300' E	23	6,7	93,3
$S_{E(R)}$	35°45,404' N	10°52,667' E	21	1,7	98,3
$S_{C(R)}$	35°45,388' N	10°52,664' E	24	1,2	98,8

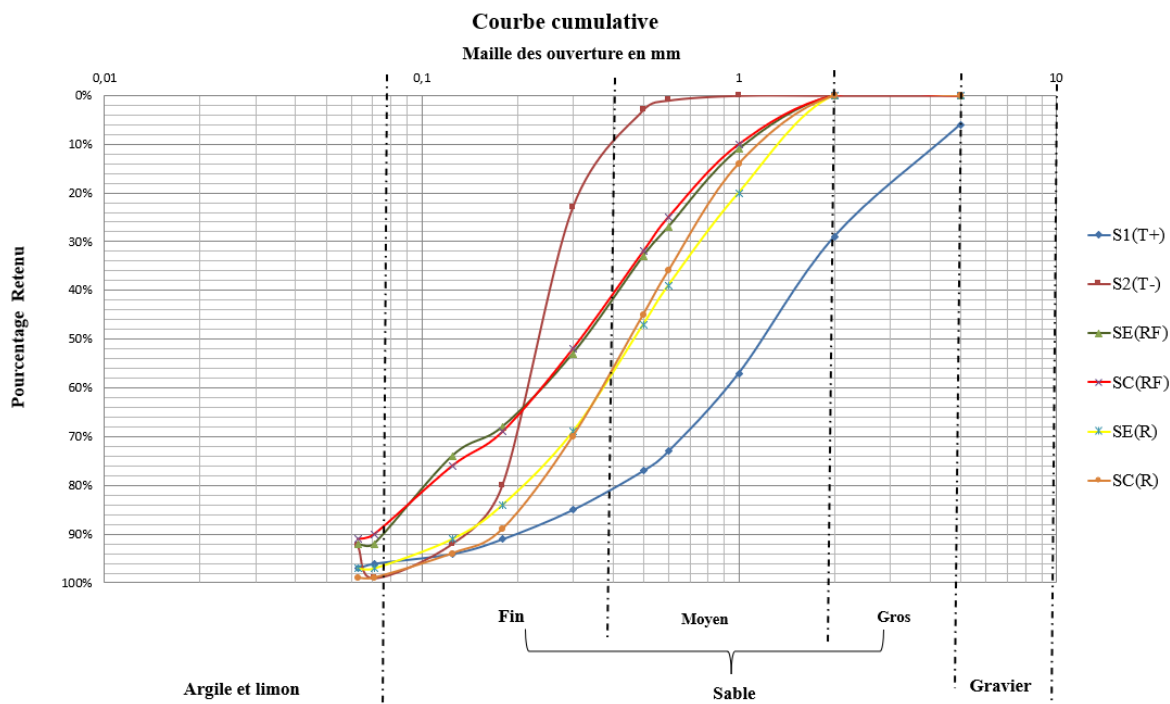
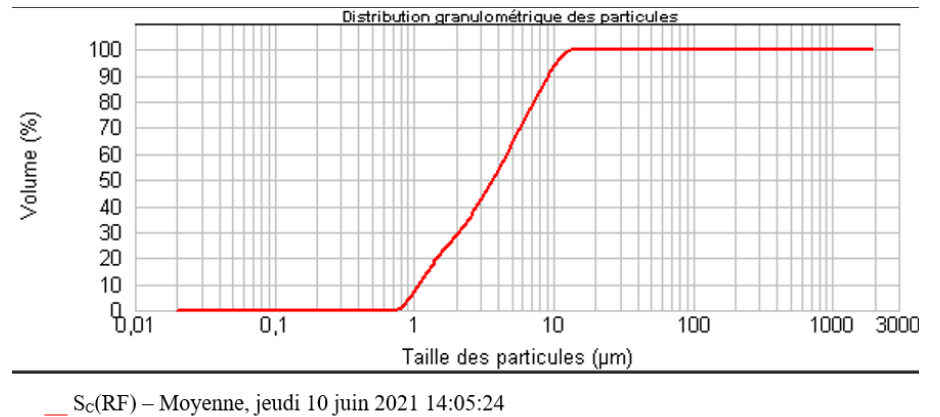
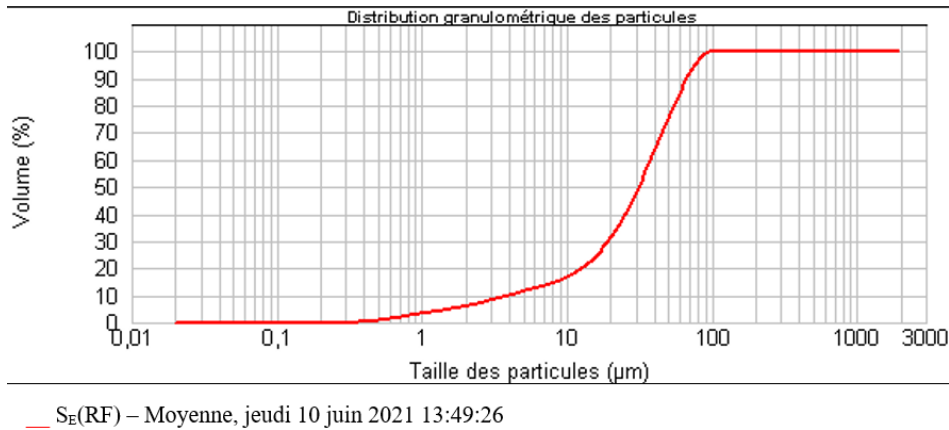
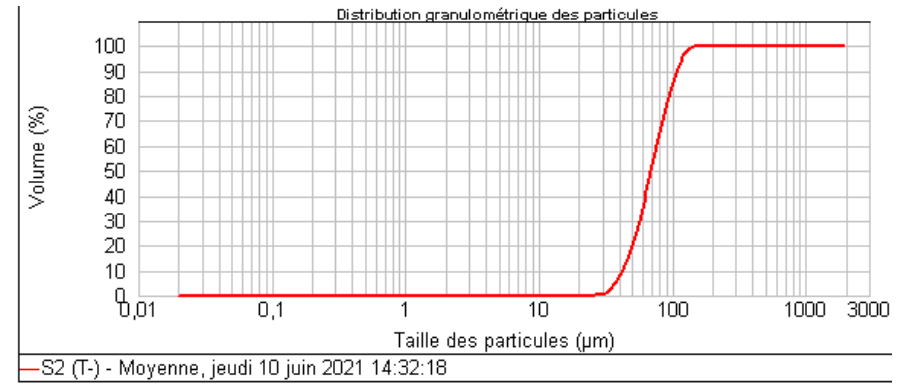
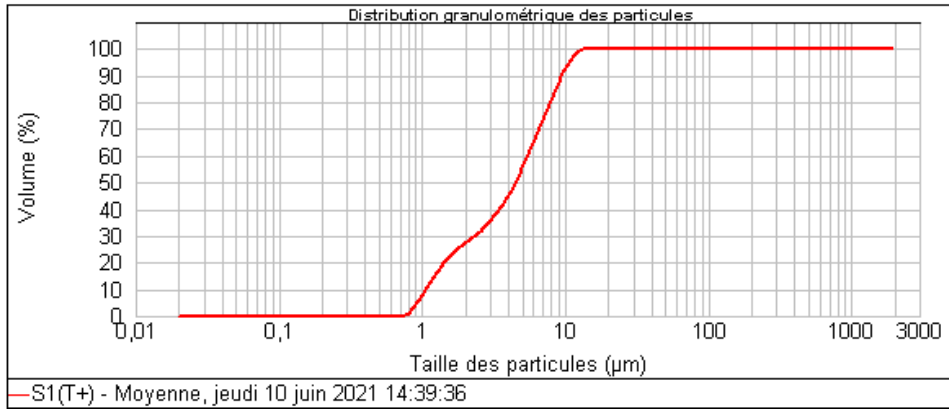


Figure III.1 : Courbes granulométriques des échantillons avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R

I.1.2. Analyse microgranulométrique

La Figure III.2 désigne la distribution granulométrique des particules constituant la fraction fine ($<63 \mu\text{m}$) des échantillons.

D'après la Figure III.2, on remarque que le pourcentage de la fraction inférieure à $2 \mu\text{m}$, pour l'échantillon $S_{1(T+)}$, ne dépasse pas 30 % pour 1 % de la fraction fine alors que le pourcentage de la fraction inférieure à $2 \mu\text{m}$ pour le témoin négatif ($S_{2(T-)}$), qui est de 0,1 %, est négligeable par rapport à la quantité totale de la fraction $<63 \mu\text{m}$. La fraction $<2 \mu\text{m}$ pour les stations situées à l'extrémité ($S_{E(RF)}$) et au centre ($S_{C(RF)}$) de la ferme Rafeha, présente un pourcentage élevé de 10 % et 30 % pour une fraction fine de 7,5 % et 6,7 %, respectivement. Les stations de la ferme Ruspina $S_{E(R)}$ (située à l'extrémité de la ferme) et $S_{C(R)}$ (située au centre de la ferme) présentent des taux très faibles de la fraction $<2 \mu\text{m}$ comparativement aux autres stations (2,27 % de 1,7 % et 1,2 % de la fraction fine respectivement).



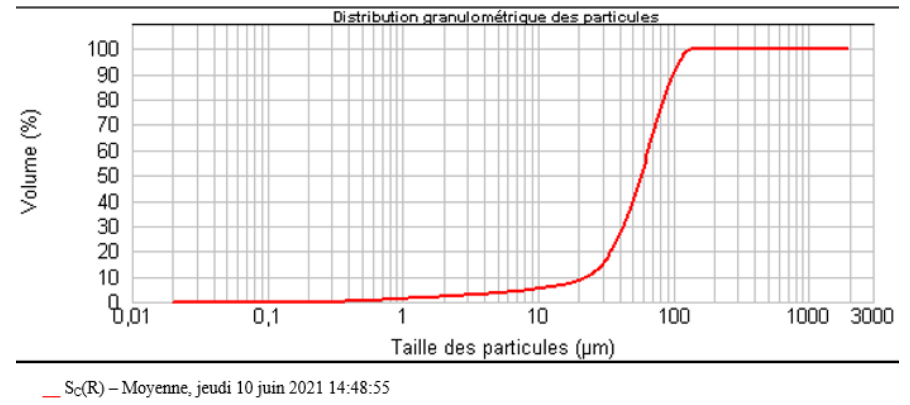
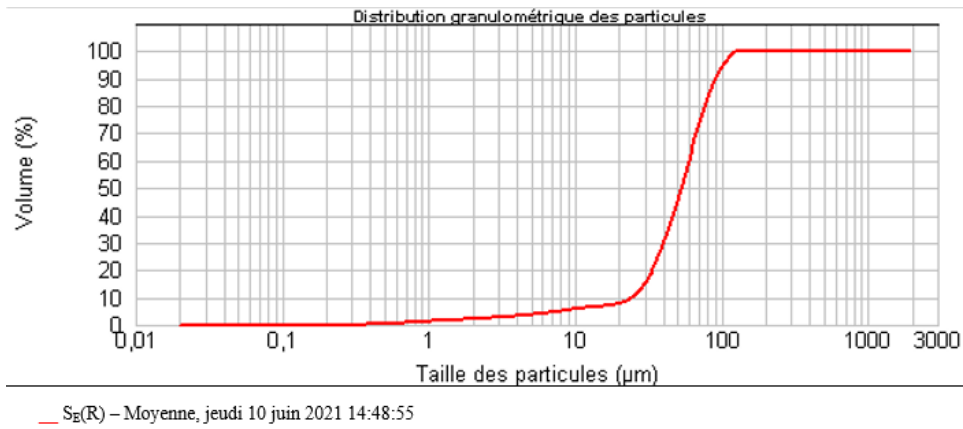


Figure III.2 : Courbes microgranulométriques des échantillons avec : S_{2(T-)} située entre les deux îles Kuriat ; S_{1(T+)} située en aval du drain de Khniss ; S_{E(RF)} située à l'extrémité de la ferme RF ; S_{C(RF)} située au centre de la ferme RF ; S_{E(R)} située à l'extrémité de la ferme R et S_{C(R)} située au centre de la ferme R

I.2. Dosage des éléments minéraux et du carbone organique total (COT)

I.2.1. Dosage des éléments minéraux

I.2.1.a. Dosage du Sodium (Na)

La variation de la teneur en sodium (Na) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.3.

La Figure III.3 montre que la station $S_{C(RF)}$, située au centre de la ferme RF présente un pourcentage en sodium (Na), qui est de 0,13 %, significativement différent des autres stations d'échantillonnages : $S_{2(T-)}$ (située entre les deux îles Kuriat), $S_{1(T+)}$ (située en aval du drain de Khniss), $S_{E(RF)}$ (située à l'extrémité de la ferme RF) et $S_{C(RF)}$ (située au centre de la ferme R) et qui présentent des pourcentages en sodium (Na) de 0,36 %, 0,35 %, 0,44 % et 0,34 % respectivement. La station $S_{E(RF)}$ indique un pourcentage en sodium (Na) de 0,44 %, celui-ci n'est pas significativement différent de celui des stations $S_{2(T-)}$, $S_{1(T+)}$ et $S_{C(R)}$. La station $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R, présente un pourcentage en sodium (Na) de 0,29 % celui-ci n'est pas significativement différent de toutes les autres stations d'échantillonnages.

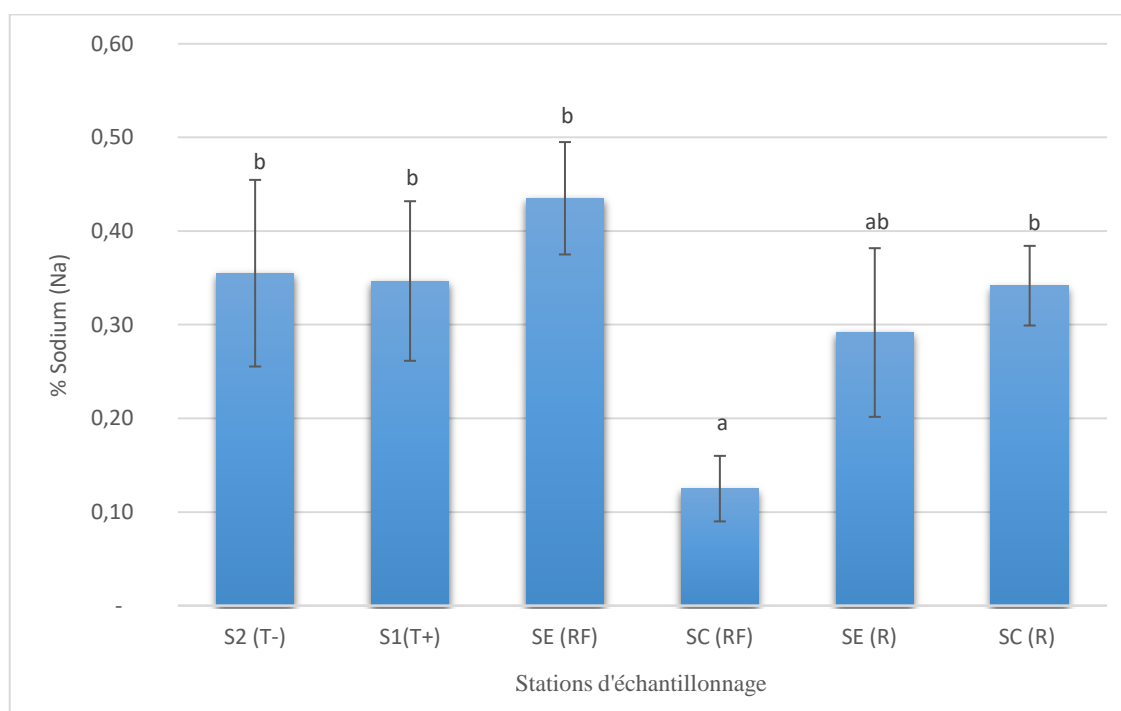


Figure III.3 : Variation de la teneur en sodium (Na) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ situées entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a : est significativement différent de b et ab : n'est pas significativement différent du group a ou b.

I.2.1b. Dosage du potassium (K)

La variation de la teneur en potassium (K) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.4.

Selon la Figure III.4, la station $S_{1(T+)}$, située en aval du drain de Khniss et qui est présentée en tant que témoin positif, montre un pourcentage en potassium (0,04 %) significativement plus faible que celui des autres stations d'échantillonnages : $S_{2(T-)}$, $S_{E(RF)}$, $S_{C(RF)}$, $S_{C(R)}$ qui présentent des pourcentages en potassium (K) de 0,20 %, 0,24 %, 0,16 % et 0,18 % respectivement. La station $S_{E(R)}$, située à l'extrémité de la ferme R, présente un pourcentage en potassium (K) de 0,09 %, celui-ci n'est pas significativement différent de la station $S_{1(T+)}$. Bien que, la station $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF, présente le pourcentage le plus élevé en potassium (K) (0,24 %), celui-ci n'est pas significativement différent de celui des stations $S_{2(T-)}$, $S_{E(RF)}$, $S_{C(RF)}$, $S_{C(R)}$.

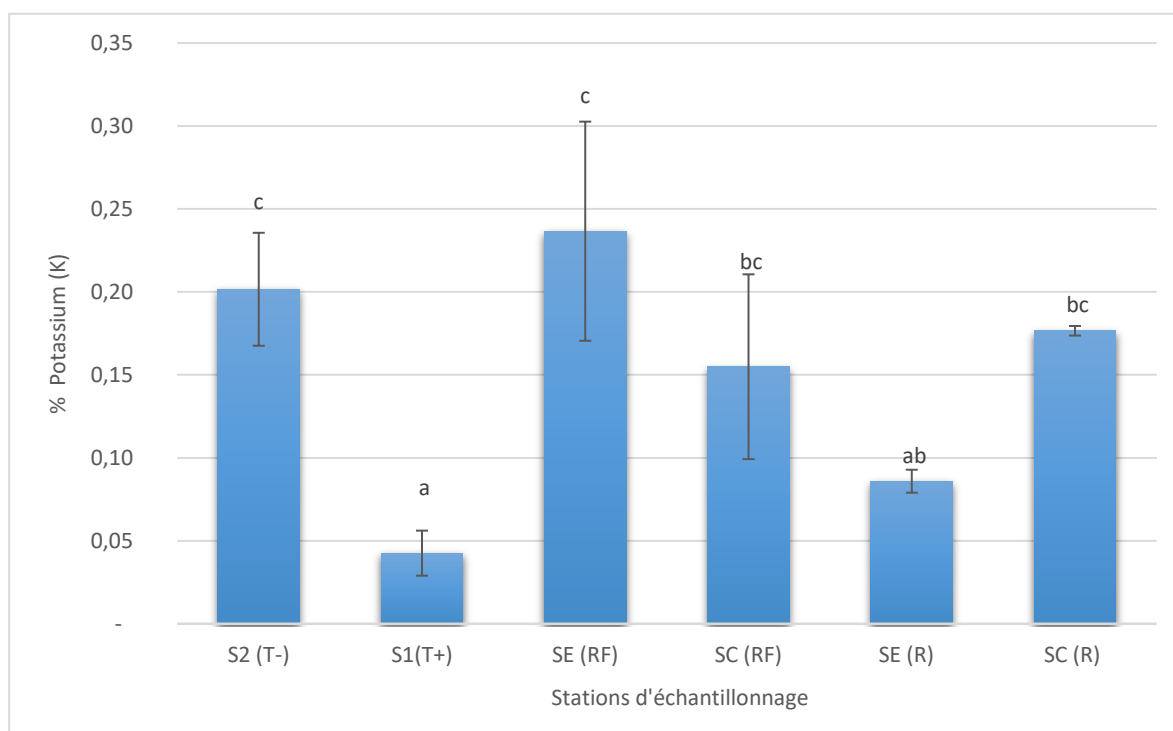


Figure III.4 : Variation de la teneur en potassium (K) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a : est significativement différent de c et bc ; c : est significativement différent de ab ; ab : n'est pas significativement différent de a et bc n'est pas significativement différent de c.

I.2.1c. Dosage du calcium (Ca)

La variation de la teneur en calcium (Ca) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.5.

La Figure III.5 montre qu'il existe une différence significative entre les échantillons de stations $S_{2(T-)}$ (située entre les deux îles Kuriat), $S_{1(T+)}$ (située en aval du drain de Khniss) et $S_{C(R)}$ (située au centre de la ferme R) qui présentent à leur tour des pourcentages en calcium (Ca) de 22,08 %, 8,73 % et 3,83 % respectivement. L'échantillon de la station située entre les deux îles Kuriat ($S_{2(T-)}$) présente le taux de calcium le plus élevé (22,08 %) ; significativement différent des taux mesurés dans toutes les autres stations. L'échantillon pris de la station située au centre de la ferme R ($S_{C(R)}$) montre le taux de calcium le plus faible (3,83%) significativement différent des taux mesurés dans toutes les autres stations

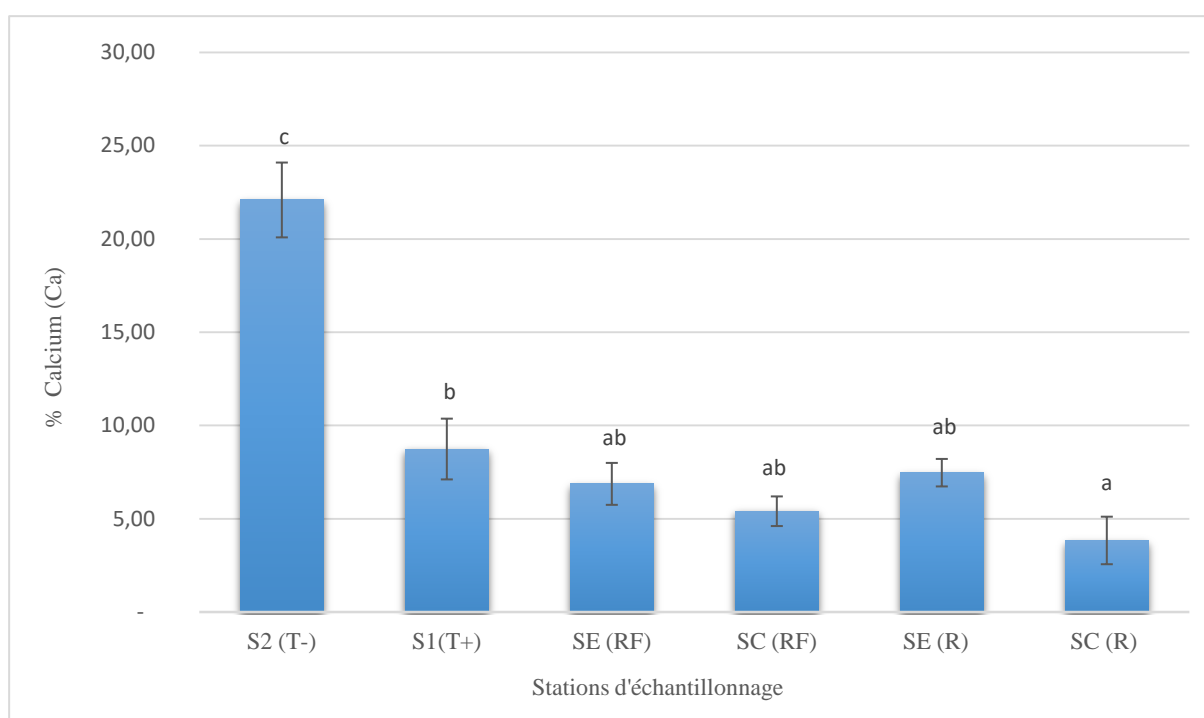


Figure III.5 : Variation de la teneur en calcium (Ca) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a : est significativement différent de b et c ; b est significativement différent de c ; ab : n'est pas significativement différent de a et b ; c : est significativement différent de a, b et ab.

I.2.1d. Dosage du lithium (Li)

La variation de la teneur en lithium (Li) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.6.

D'après la Figure III.6, les résultats obtenus à partir de l'analyse statistique de pourcentage en lithium (Li) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage ne montrent pas une différence significative où les stations $S_{2(T-)}$, $S_{1(T+)}$, $S_{E(RF)}$, $S_{C(RF)}$, $S_{E(R)}$ et $S_{C(R)}$ présentent des pourcentages en lithium (Li) de 0,12 ‰, 0,08 ‰, 0,05 ‰, 0,03 ‰, 0,06 ‰ et 0,04 ‰ respectivement.

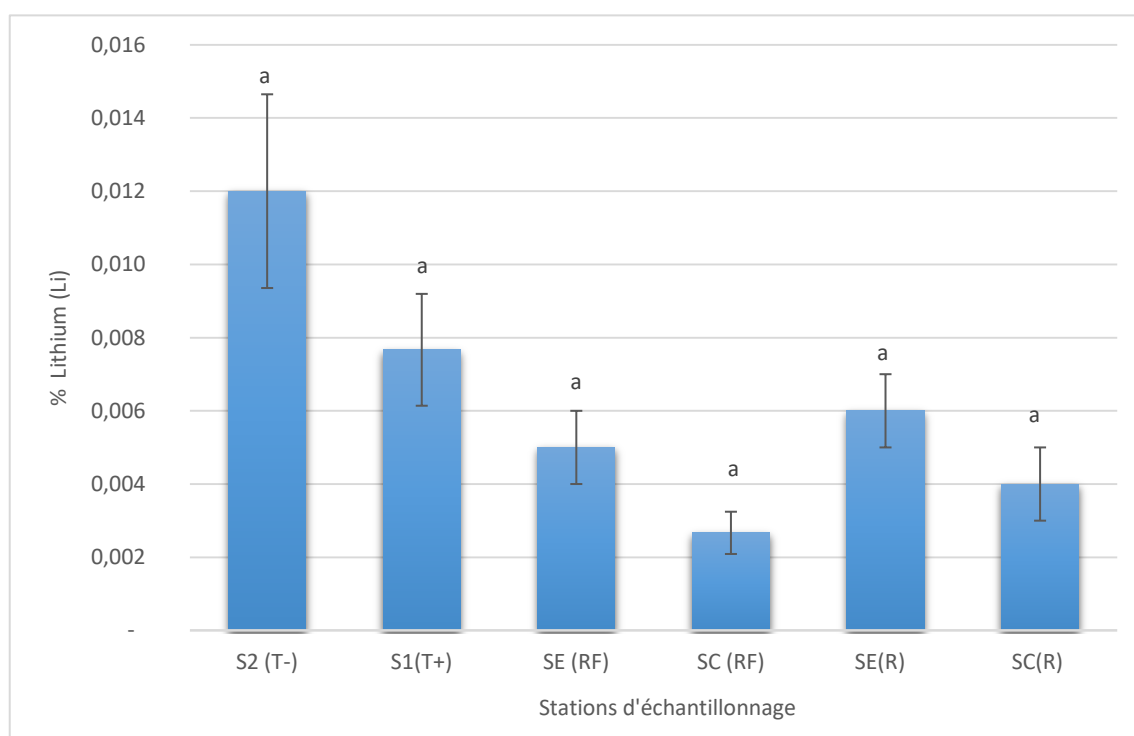


Figure III.6 : Variation de la teneur en lithium (Li) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R

I.2.2. Dosage du carbone organique total (COT)

La variation de la teneur en carbone organique total (COT) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnages est indiquée dans la Figure III.7.

la Figure III.7 montre que le pourcentage le plus élevé en carbone organique total (COT) se trouve sous les deux fermes piscicoles Rafeha et Ruspina où la teneur en carbone organique total (COT) est plus importante aux centre qu'aux extrémités. La station située au centre de la ferme RF ($S_{C(RF)}$) montre une teneur en carbone organique total (COT) significativement plus élevée (5,81 %) que la station située à l'extrémité de la ferme RF ($S_{E(RF)}$) (4,82 %). Les deux stations situées sous la ferme R ($S_{E(R)}$ et $S_{C(R)}$), qui présentent quant à elles, des pourcentages en carbone organique total de 4,82 %, 4,36 % et 5,18 %, respectivement. La station située en aval du drain de Khniss ($S_{I(T+)}$) présente un taux de carbone organique total (COT) de 4,39 %, celui-ci n'est pas significativement différent de la station située à l'extrémité de la ferme R ($S_{E(R)}$). La station située entre les deux îles Kuriat ($S_{2(T-)}$) montre un taux en carbone organique total (COT) de 4 % significativement différent de toutes les autres stations d'échantillonnage.

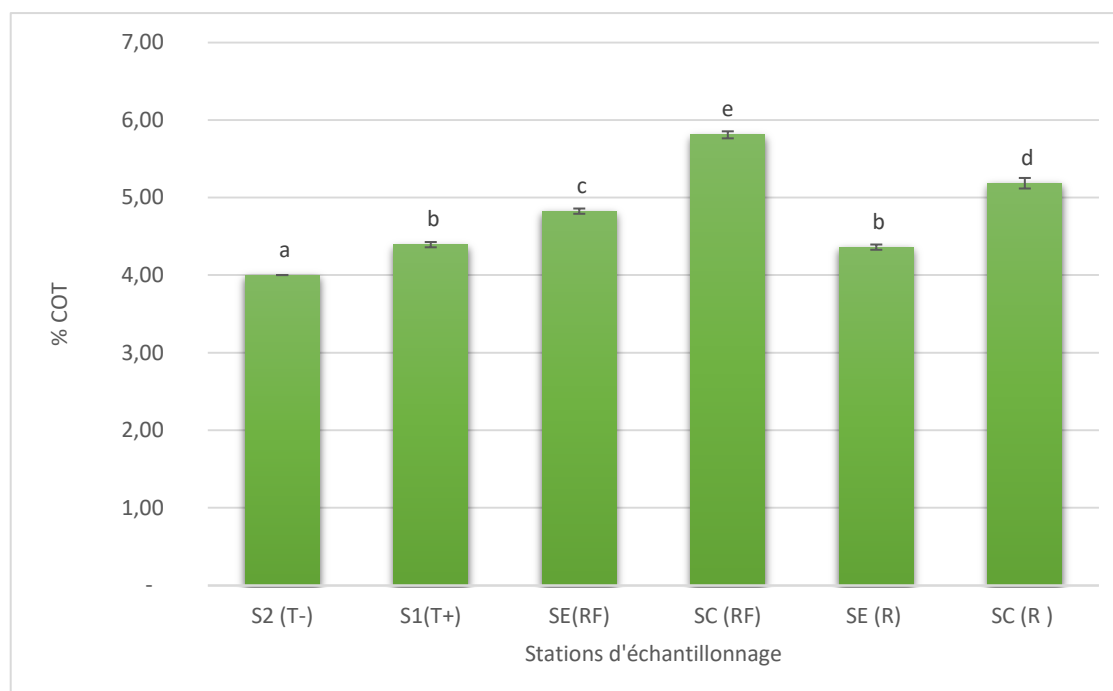


Figure III.7 : Variation de la teneur carbone organique total (COT) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a, b, c d et e sont significativement différents les uns des autres

I.2.3. La matière organique (MO)

La variation de la teneur en matière organique (MO) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnages est présentée dans la Figure III.8.

La distribution de la matière organique (MO) dans les stations d'échantillonnages est liée à la distribution du carbone organique total (COT) dans les sédiments.

La Figure III.8 montre que le pourcentage le plus élevé en matière organique (MO) se trouve sous les deux fermes piscicoles Rafaha et Ruspina où la teneur en matière organique (MO) est plus importante au centre qu'aux extrémités. La station située au centre de la ferme RF ($S_{C(RF)}$) montre une teneur en matière organique (MO) significativement plus élevée (10,01 %) que la station située à l'extrémité de la ferme RF ($S_{E(RF)}$) et que les deux stations situées sous la ferme R ($S_{E(R)}$ et $S_{C(R)}$), qui présentent à leur tour des pourcentages en matière organique (MO) de 8,32 %, 7,52 % et 8,94 % respectivement. La station située en aval du drain de Khniss ($S_{1(T+)}$) présente un taux de matière organique (MO) de 7,57 %, celui-ci n'est pas significativement différent de la station située à l'extrémité de la ferme R ($S_{E(R)}$). La station située entre les deux îles Kuriat ($S_{2(T-)}$) montre un taux en matière organique (MO) de 6,90 %, significativement différent de toutes les autres stations d'échantillonnage.

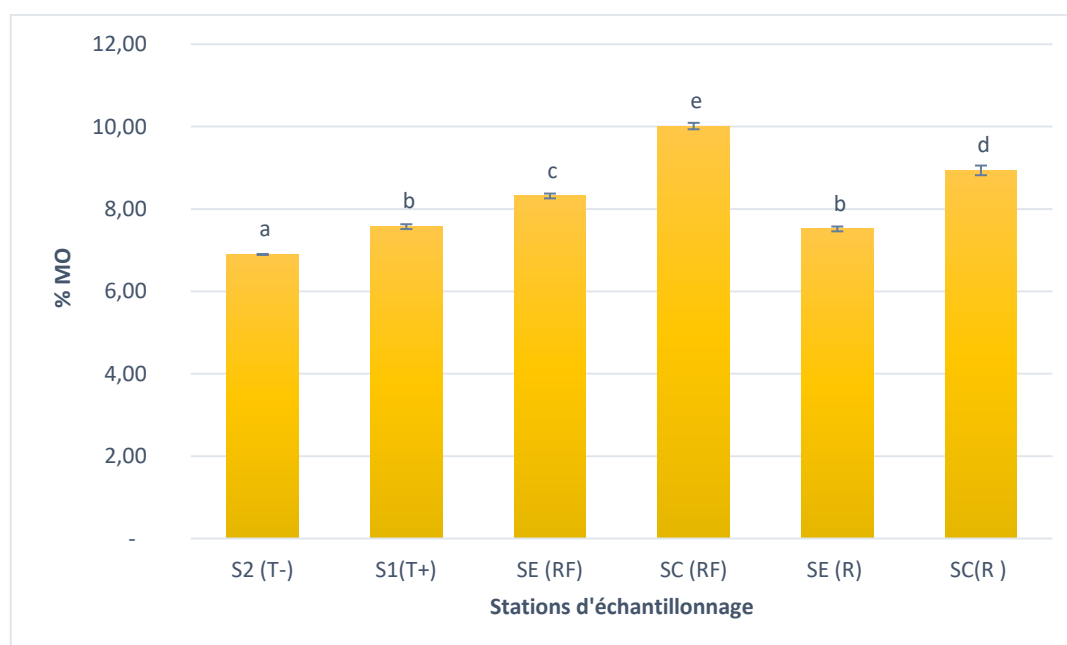


Figure III.8 : Variation de la teneur en matière organique (MO) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a, b, c d et e sont significativement différents les uns des autres

I.3. Dosage de métaux lourds

I.3.1. Dosage du cuivre (Cu)

La concentration moyenne en cuivre (Cu) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.9.

La Figure III.9, montre que les concentrations moyennes en cuivre (Cu) sont plus importantes sous les fermes piscicoles R et RF comparativement aux autres stations d'échantillonnage. Les concentrations moyennes en cuivre (Cu) dans les stations $S_{E(RF)}$ et $S_{C(RF)}$ située sous la ferme Rafeha sont significativement élevées (4,19 ppm et 4,48 ppm respectivement) que les stations $S_{E(R)}$ et $S_{C(R)}$ situées sous la ferme Ruspina (3,25 ppm et 3,06 ppm). La station située en aval du drain de Khniss ($S_{1(T+)}$), présente une concentration moyenne en cuivre (Cu) de 2,49 % significativement différent des autres stations situées sous les deux fermes piscicoles. La concentration en cuivre (Cu) de la station $S_{2(T-)}$, située entre les deux îles Kuriat, est inférieure au seuil de la détection (< 2 ppm) de l'appareil ICP.

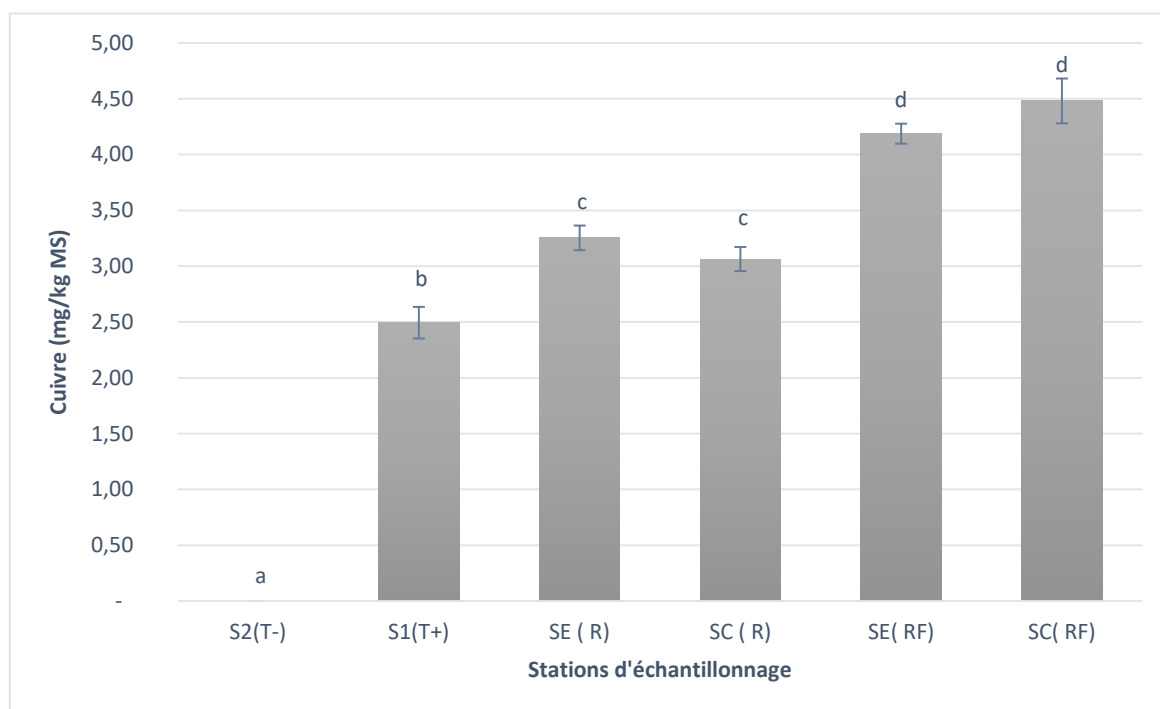


Figure III.9 : Concentration moyenne en cuivre (Cu) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ situées entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a, b, c et d sont significativement différents les uns des autres

I.3.2. Dosage du nickel (Ni)

La concentration moyenne en nickel (Ni) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.10.

D'après la Figure III.10, les concentrations moyennes en nickel (Ni) se trouvent sous les deux fermes piscicoles R et RF où la station $S_{C(RF)}$, située au centre de la ferme Rafeha, montre une concentration moyenne en nickel (Ni) plus élevée (7,23 ppm) significativement différentes des stations $S_{E(RF)}$ (située à l'extrémité de la ferme Rafeha), $S_{C(R)}$ (située au centre de la ferme Ruspina) et $S_{E(R)}$ (située à l'extrémité de la ferme Ruspina) et qui présentent à leurs tour des concentrations moyenne en nickel (Ni) de 4,69 ppm, 4,09 ppm et 4,17 ppm respectivement. La teneur en nickel (Ni) dans les deux stations témoins $S_{1(T+)}$ et $S_{2(T-)}$ se trouve sous la limite de la détection l'appareil ICP ($< 1,5$ ppm).

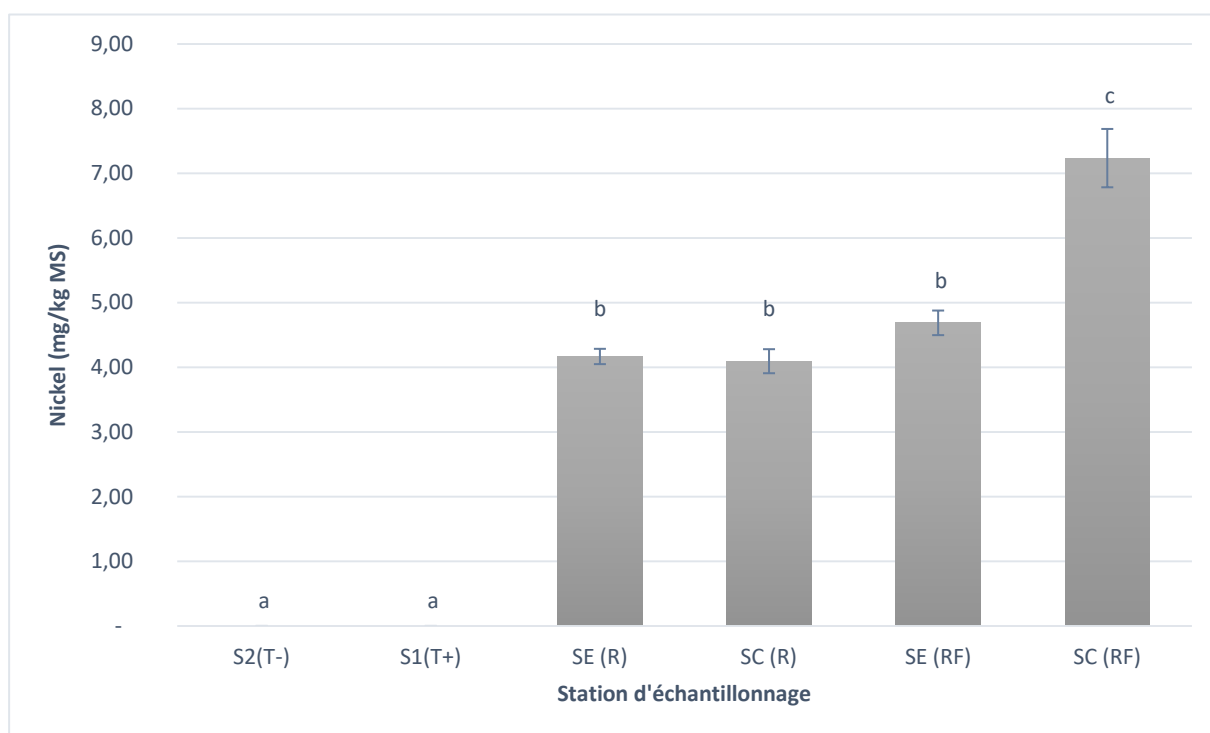


Figure III.10 : Concentration moyenne en nickel (Ni) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a, b et c sont significativement différents les uns des autres

I.3.3. Dosage du plomb (Pb)

La concentration moyenne en plomb (Pb) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est indiquée dans la Figure III.11.

La concentration la plus accentuée en plomb (Pb), affichée dans la Figure III.11, est celle de la station située à l'extrémité de la ferme Rafeha ($S_{E(RF)}$) (6,9 ppm) significativement différente des autres stations $S_{C(RF)}$ (située au centre de la ferme Rafeha), $S_{E(R)}$ (située à l'extrémité de la ferme Ruspina) et $S_{C(R)}$ (située au centre de la ferme Ruspina).

Les stations $S_{C(R)}$, $S_{E(R)}$ et $S_{E(RF)}$ présentent des taux de plomb (Pb) qui varient entre 5,28 ppm, 5,8 ppm et 6,9 ppm respectivement, mais ces valeurs ne sont pas significativement différentes les unes des autres. Les stations $S_{2(T-)}$ et $S_{1(T+)}$, qui sont présentées en tant que témoins, montrent des concentrations en plomb (Pb) sous la limite de la détection de l'appareil ICP (<2,25 ppm).

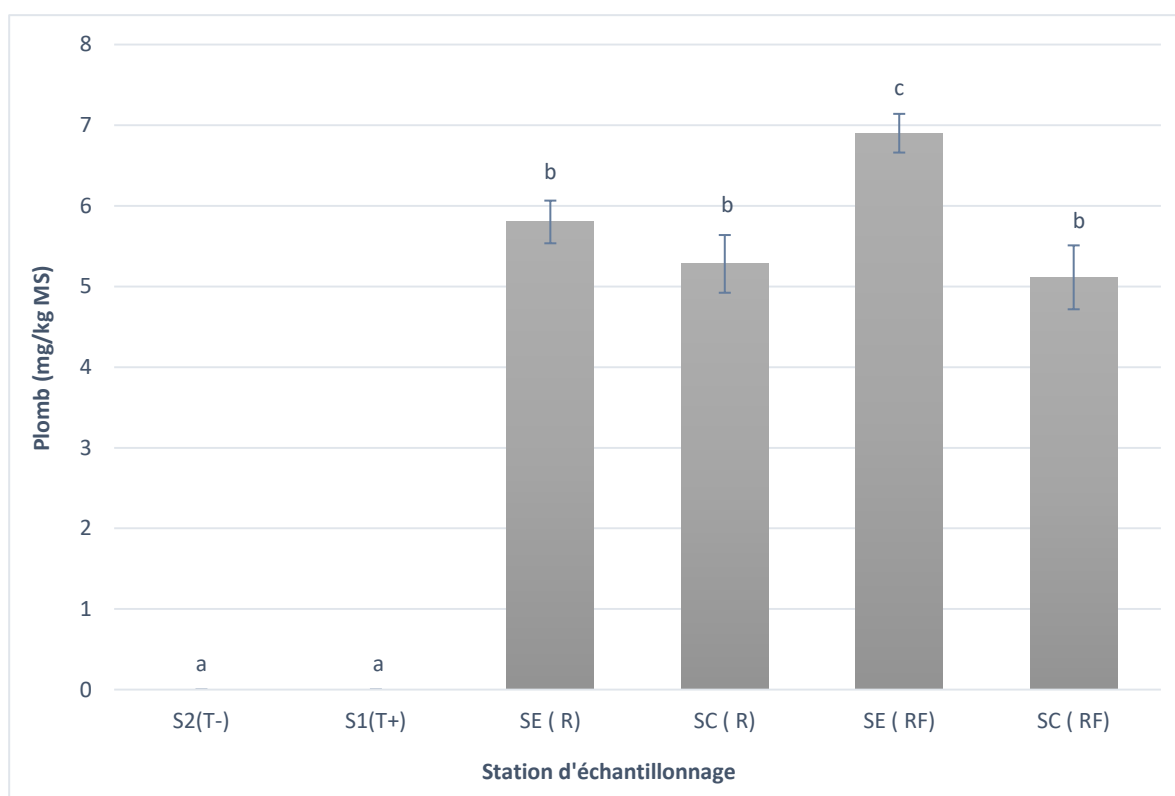


Figure III.11 : Concentration moyenne en plomb (Pb) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a, b et c sont significativement différents les uns des autres

I.3.4. Dosage du fer (Fe)

La concentration moyenne en fer (Fe) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.12.

D'après la Figure III.12, les concentrations les plus élevées en fer (Fe) se trouvent sous les deux fermes piscicoles Ruspina et Rafeha avec des valeurs qui varient entre 4503,33 ppm et 8110 ppm où la station située au centre de la ferme Rafeha ($S_{C(RF)}$) présente le taux le plus élevé en fer (Fe) (8110 ppm) significativement différent des stations $S_{E(RF)}$, $S_{C(R)}$ et $S_{E(R)}$ qui présentent à leur tour des teneurs en fer (Fe) de 5940 ppm, 4563,33 ppm et 4503,33 ppm respectivement. La station située entre les deux îles Kuriat ($S_{2(T-)}$) montre une concentration faible en fer (Fe) (656 ppm) comparativement aux autres stations d'échantillonnage. La station située en aval du drain de Khniss ($S_{1(T+)}$) montre des concentrations en fer (Fe) de 1766,67 ppm significativement différentes de celles des stations Rafeha et Ruspina et de la station témoin ($S_{2(T-)}$).

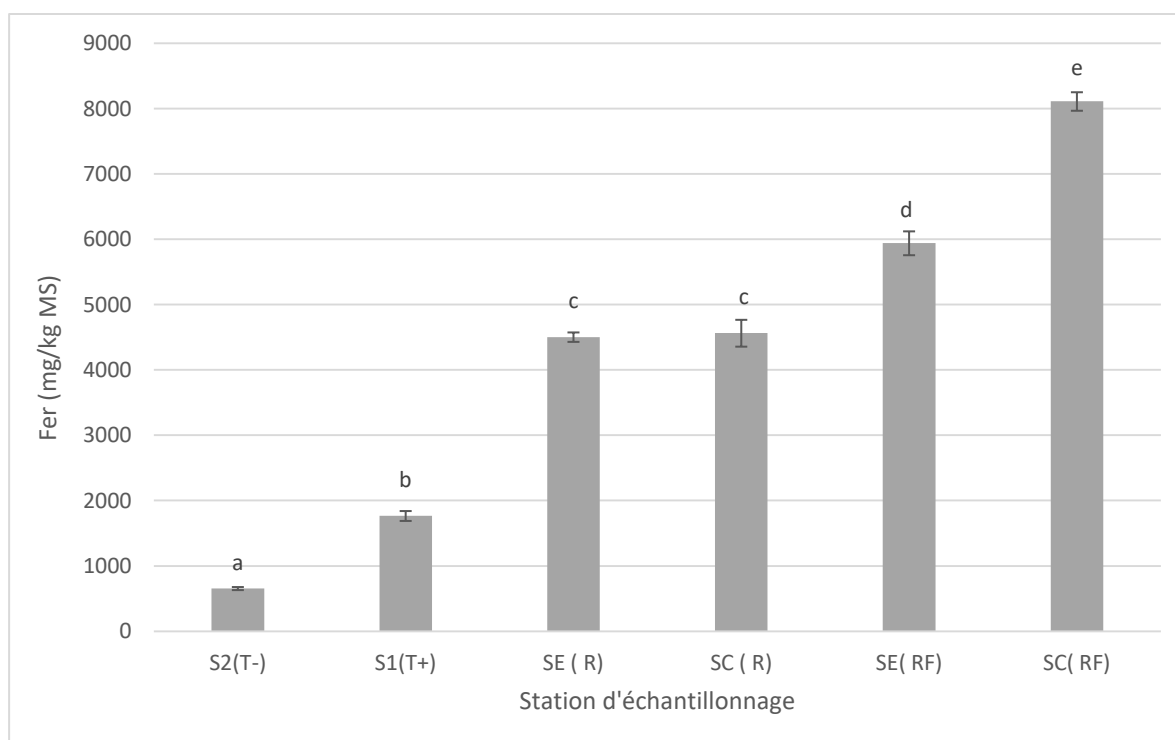


Figure III.12 : Concentration moyenne en fer (Fe) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a, b, c d et e sont significativement différents les uns des autres

I.3.5. Dosage du zinc (Zn)

La concentration moyenne en zinc (Zn) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.13.

D'après la Figure III.13, les concentrations les plus élevées en zinc (Zn) se trouvent dans les stations sous la ferme Rafeha et qui présentent des concentrations de 15,5 ppm et 16,53 ppm pour les stations $S_{E(RF)}$ (située à l'extrémité de la ferme) et $S_{C(RF)}$ (située au centre de la ferme) respectivement. La station $S_{1(T+)}$, qui est représentée en tant que témoin positif, montre une concentration faible en zinc (Zn) (9,34 %) comparativement aux stations situées sous les deux fermes piscicoles Rafeha et Ruspina. Les stations situées sous la ferme Ruspina présentent des taux de fer (Fe) qui varient entre 11,27 ppm et 11,33 ppm et qui ne sont pas significativement différents les uns des autres. La teneur en zinc (Zn) dans la station $S_{2(T-)}$, située entre les deux îles Kuriat, se trouve sous la limite de la détection l'appareil ICP (< 2,25 ppm).

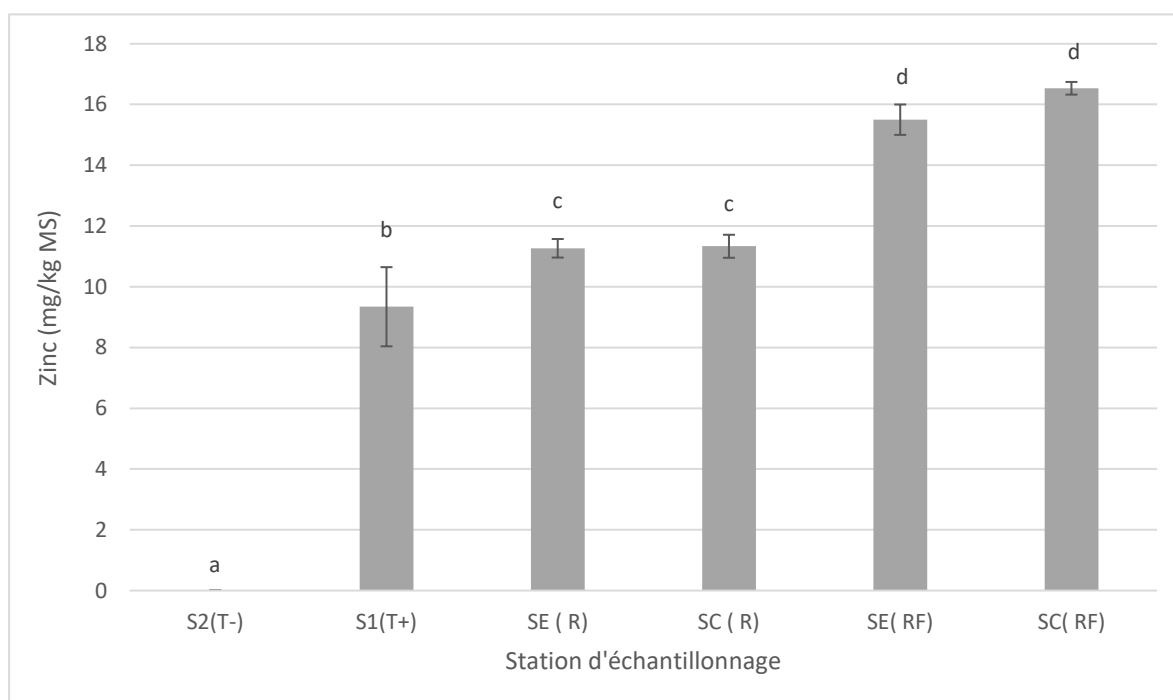


Figure III.13 : Concentration moyenne en zinc (Zn) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a, b, c et d sont significativement différents les uns des autres

I.3.6. Dosage d'étain (Sn)

Toutes les stations d'échantillonnages de la zone d'études présentent des concentrations en étain (Sn) sous la limite de détection de l'appareil ICP (< 1,25 ppm).

I.4. Analyse de microplastiques

I.4.1. Concentration de microplastiques dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage

La concentration moyenne de microplastiques (MPs) collectés dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage est présentée dans la Figure III.14.

Les MPs (exprimés en particules/kg de poids sec) sont détectés dans tous les réplicats des stations $S_{1(T+)}$, $S_{2(T-)}$, $S_{E(RF)}$, $S_{C(RF)}$, $S_{E(R)}$ et $S_{C(R)}$ avec des concentrations totales respectives de $368,91 \pm 56,16$, $235,13 \pm 22,65$, $219 \pm 46,37$, $198,70 \pm 73,07$, $120,16 \pm 26,35$ et $151,94 \pm 16,07$ respectivement, mais qui ne présentent pas de différences significatives entre elles.

La station $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss accumule significativement plus de MPs que les autres stations de la zone d'étude. Il est à noter que l'examen du groupe d'extraction à blanc (sans sédiment) ne montre aucune contamination par les fibres en suspension dans l'air.

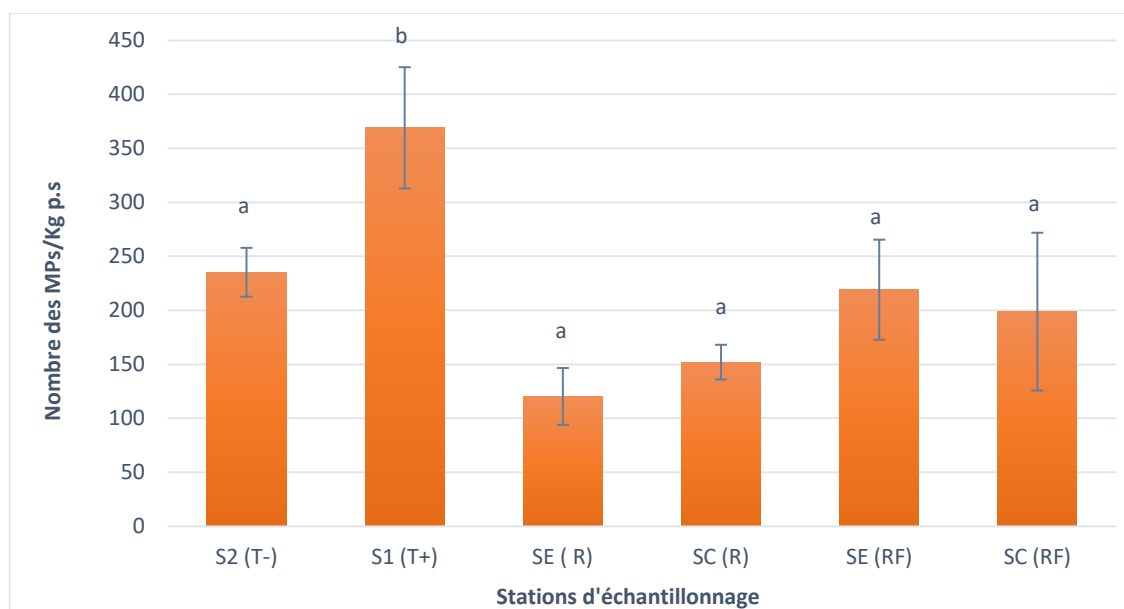


Figure III.14 : Concentration moyenne de MPs dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R. Avec a et b sont significativement différents les uns des autres.

I.4.2. Types, couleurs et tailles de microplastiques

I.4.2a. Types de microplastiques (MPs)

Les MPs trouvés dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnages sont indiqués dans la Figure III.15 (Voir page 64). Deux types de MPs, les fibres et les fragments, sont observés dans les sédiments des différentes stations de la zone d'étude.

Les pourcentages des différents type de MPs trouvés dans les sédiments de la zone d'étude sont présentés dans la Figure III.16.

D'après la Figure III.16, les fibres représentent le type de MPs le plus abondant pour toute la zone d'étude (98,19 %) suivi des fragments (1,81 %). Les deux stations situées à l'extrémité et au centre de la ferme Ruspina (($S_{E(R)}$ et $S_{C(R)}$) et la station située au centre de la ferme Rafeha ($S_{C(RF)}$) présentent chacun un pourcentage total de fibres de 100 %. Les stations $S_{2(T-)}$ (située entre les deux îles Kuriat), $S_{1(T+)}$ (située en aval du drain de Khniss) et $S_{E(RF)}$ (située à l'extrémité de la ferme Rafeha) montrent des pourcentages en MPs de 99,54 % fibres et 0,46 % fragments, 95,27 % fibres et 4,73 % fragments, 97,71 % fibres et 2,29 % fragments respectivement.

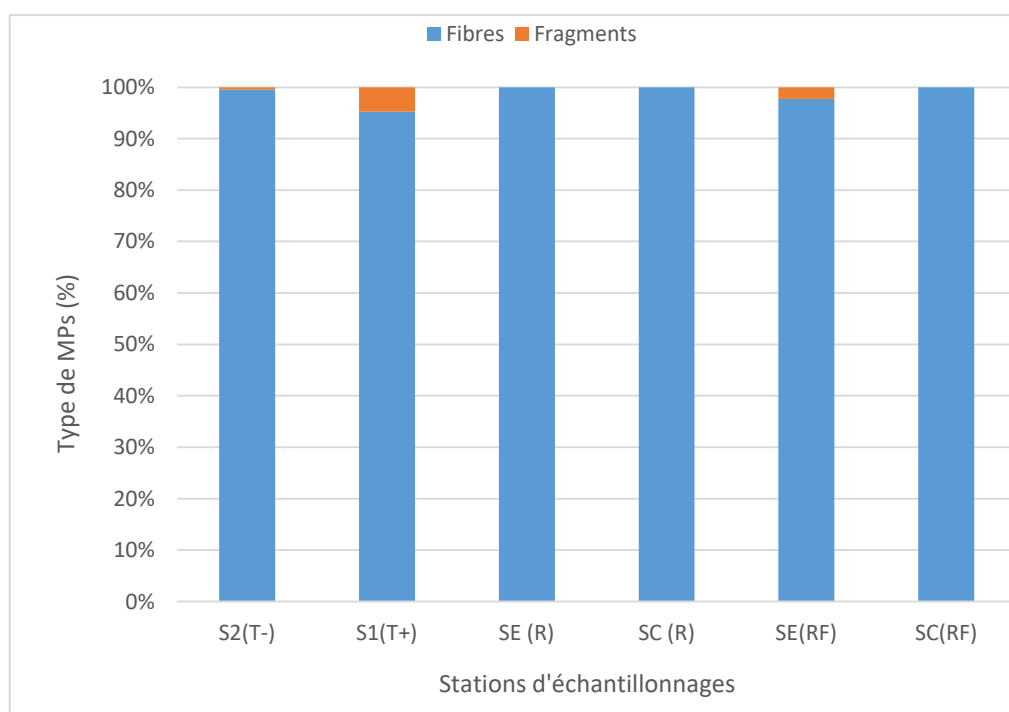


Figure III.16 : Pourcentage des différents types de MPs trouvés dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R.

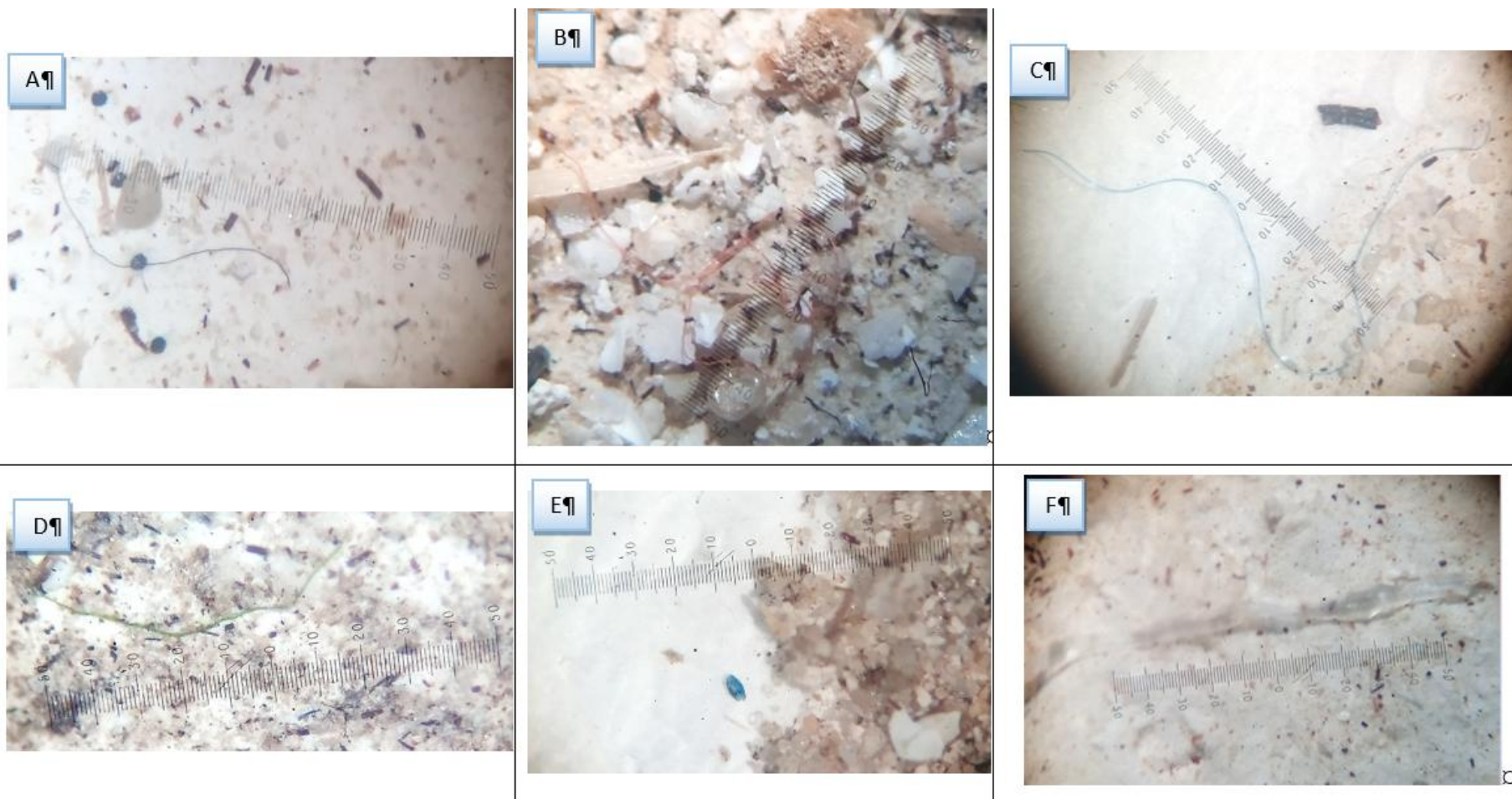


Figure III.15 : Exemple de MPs trouvés dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnages. (A) Fibre noire. (B) Fibre rouge. (C) Fibre bleue. (D) Fibre verte. (E) Fragment bleu. (F) Fragment transparent. Règle micrométrique 100 graduation = 3 mm

I.4.2b. Couleurs de microplastiques (MPs)

Les pourcentages des différentes couleurs de fibres et de fragments dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnages sont présentés dans la Figure III.17.

D'après la Figure III.17, diverses couleurs des MPs sont observées dans les sédiments prélevés à partir des différentes stations d'échantillonnage de la zone d'étude. Les couleurs prédominantes dans la zone d'étude sont les suivantes: transparent > noire > rouge > blanc > vert > bleu > jaune pour les fibres et bleu > transparent > vert pour les fragments. La station $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat, montre cinq couleurs différentes de fibres rouge (42,21 %) > noir (31,02 %) > bleu (13,15 %) > transparent (9,86 %) > vert (3,30 %) > jaune (0,46 %). Cette station indique aussi la présence de fragments de couleur transparente. La station $S_{1(T+)}$, située en aval du drain de Khniss, montre deux couleurs pour les fragments trouvés : la couleur bleue qui est la plus abondante et le vert. Pour les fibres trouvées dans la station $S_{1(T+)}$, présentée en tant que témoin positif, les couleurs prédominantes sont : vert (38,30 %) > noir (31,91 %) > rouge (15,60 %) > transparent (10,64 %) > bleu (2,84 %) > jaune (0,71 %). Les couleurs de fibres trouvés dans la station $S_{E(R)}$ (située à l'extrémité de la ferme Ruspina) sont : transparent (53,48 %) > noir (38,51 %) > bleu (6,93 %). La couleur bleue est la seule couleur observée chez les fragments dans la station $S_{E(R)}$. La station située au centre de la ferme Ruspina, ($S_{C(R)}$) présente cinq couleurs prédominantes : transparent (65,46 %) > noir (14,10 %) > blanc (12,91 %) > bleu (4,62 %) > rouge (2,91 %). La station située à l'extrémité de la ferme Rafeha ($S_{E(RF)}$) montre six couleurs de fibres prédominantes : transparent (81,34 %) > bleu (7,07 %) > noir (7,03 %) > rouge (2,35 %) > vert (1,17 %) > blanc (1,04 %). La station située au centre de la ferme Rafeha ($S_{C(RF)}$) présente cinq couleurs prédominants : blanc (42,94 %) > transparent (40,80 %) > noir (9,86 %) > bleu (5,56 %) > rouge (0,84 %).

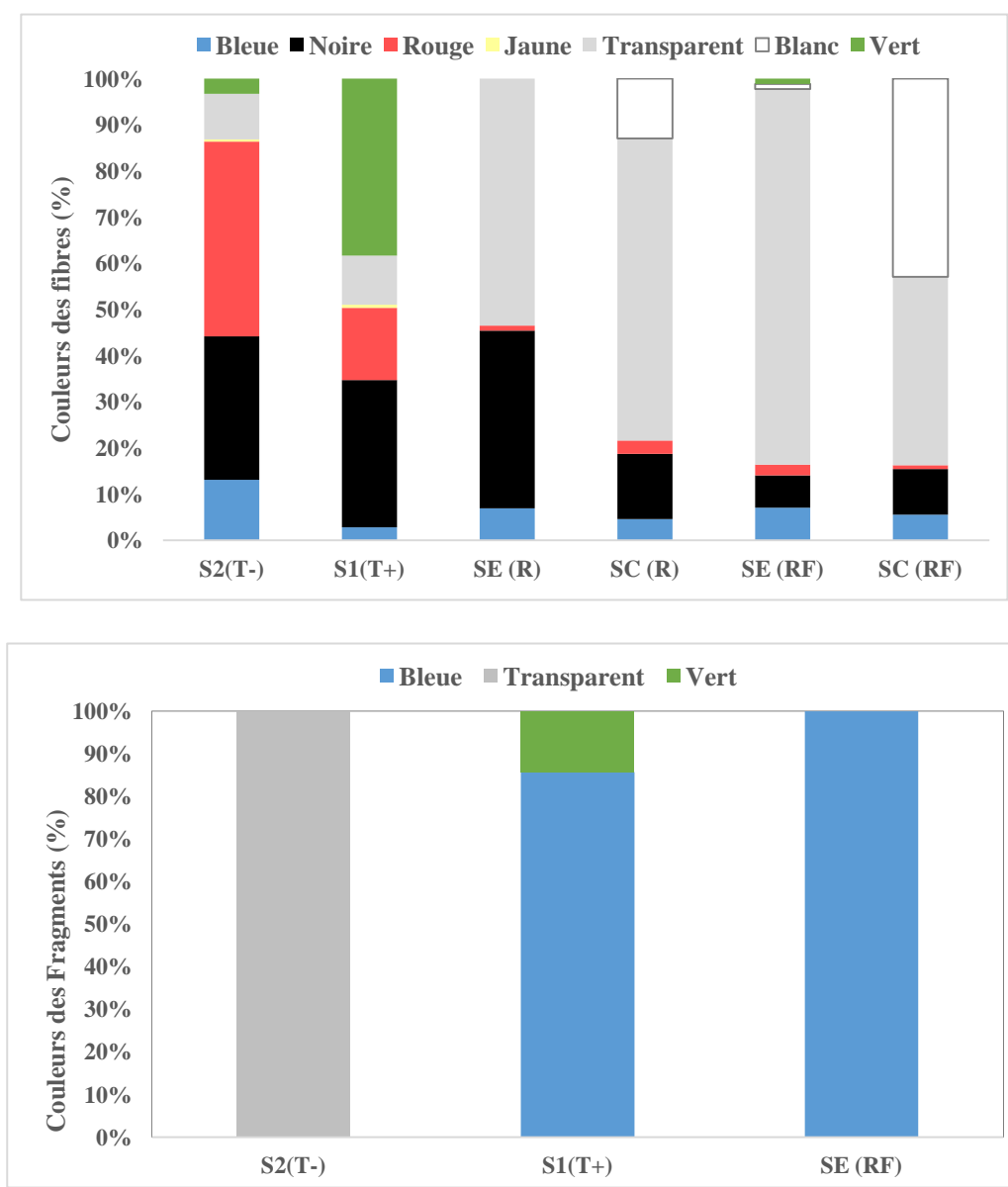


Figure III.17 : Pourcentages des différentes couleurs de fibres (A) et de fragments (B) dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R.

I.4.2c. Taille de microplastiques (MPs)

Les pourcentages des différentes classes de taille de MPs dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage sont montrés dans la Figure III.19.

La taille des MPs collectés dans les différentes stations d'échantillonnage varie de 0,03 à 5 mm de longueur. Les MPs totaux dans la zone d'étude, appartenant à la classe 0,03-0,5 mm, sont les plus abondants avec un pourcentage de 46,56 %, suivi par la classe >0,5-1 mm avec

un pourcentage de 27,67 %, suivi par la classe >1-3 mm avec un pourcentage de 23,76 % et la classe >3-5 mm avec un pourcentage de 2,01 %.

La classe 0,03-0,5 mm montre un pourcentage élevée (64,29 %) dans la station située au centre de la ferme Rafeha ($S_{C(RF)}$) suivi d'un pourcentage de 61 % dans la station située au centre de la ferme Ruspina ($S_{C(R)}$), 51,72 % dans la station située à l'extrémité de la ferme Rafeha ($S_{E(RF)}$), 44,58 % dans la station située à l'extrémité de la ferme Ruspina ($S_{E(R)}$), 36,32 % et 21,48 % pour les stations témoins ($S_{2(T-)}$) et ($S_{1(T+)}$) respectivement. La classe >0,5-1 mm présente un pourcentage élevée (35,38 %) dans la station $S_{2(T-)}$ suivi d'un pourcentage de 31,03 % pour la station $S_{E(RF)}$, 28,92 % pour la station $S_{E(R)}$, 25,51 % pour la station $S_{C(RF)}$, 24,16 % pour la station $S_{1(T+)}$ et 21 % pour la station $S_{C(R)}$. La classe >1-3 mm indique un pourcentage élevé (48,99 %) dans la station $S_{1(T+)}$, suivi par des pourcentages de 25 % , 24,10 %, 17,24 %, 17 % et 10,20 % pour les stations $S_{2(T-)}$, $S_{E(R)}$, $S_{E(RF)}$, $S_{C(R)}$ et $S_{C(RF)}$ respectivement. La classe >3-5 mm présente des pourcentages qui ne sont pas important de 5,37 % 3,30 %, 2,41 %, 1% et 0 % pour les stations $S_{1(T+)}$, $S_{2(T-)}$, $S_{E(R)}$, $S_{C(R)}$ et sous les deux stations sous la ferme Rafeha respectivement.

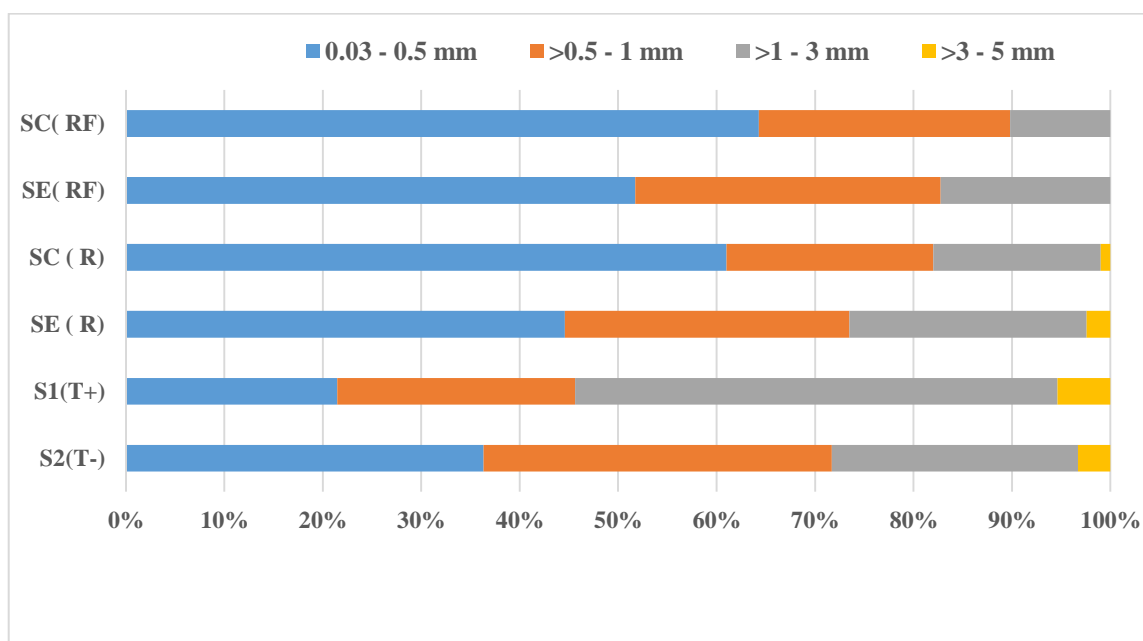


Figure III.18 : Les pourcentages des différentes classes de taille de MPs dans les sédiments des différentes stations d'échantillonnage avec : $S_{2(T-)}$ située entre les deux îles Kuriat ; $S_{1(T+)}$ située en aval du drain de Khniss ; $S_{E(RF)}$ située à l'extrémité de la ferme RF ; $S_{C(RF)}$ située au centre de la ferme RF ; $S_{E(R)}$ située à l'extrémité de la ferme R et $S_{C(R)}$ située au centre de la ferme R.

II. Discussion :

Plusieurs études se sont concentrées sur l'impact des fermes piscicoles sur l'environnement marin (Gowen et Bradbury, 1987 ; Videau et Merceron, 1992 ; Karakassi *et al.*, 1998 ; Karakassis *et al.*, 2000 ; Sarti, 2016). En effet, certains chercheurs ont étudié les impacts environnementaux des exploitations piscicoles opérant dans des baies fermées et semi-fermées de la mer Méditerranée (Pitta *et al.*, 1999 ; La Rosa *et al.*, 2002 ; Santz-Lázaro et Marin, 2006 ; Néofitou et Klaoudatos, 2008 ; Basaran *et al.*, 2010). En Tunisie, il existe un nombre limité d'études sur les conséquences des fermes piscicoles sur l'environnement (Zaghdoudi, 2013 ; Abdou, 2017 ; Challouf, 2017 ; Ennouri et Mili, 2017 ; Damak *et al.*, 2019 ; Damak *et al.*, 2020). Dans ce contexte, le but de cette étude est d'évaluer les impacts des deux fermes piscicoles abandonnées (Rafeha et Ruspina) dans la baie de Monastir sur les sédiments marins.

Granulométrie et micro-granulométrie

Globalement, les résultats obtenus rejoignent ceux de Brahim *et al.*, (2017) et Damak *et al.*, (2020) qui ont montré que la baie de Monastir est principalement formée par une fraction sableuse (entre 94,72 % et 100 %) et une fraction fine très faible. En effet, les résultats de la distribution granulométrique dans la zone d'étude montrent la prédominance des dépôts sableux sur la majeure partie de la baie de Monastir. Cependant, la zone d'influence du drain de Khniss, présente un faciès plus fin (1 % de la fraction fine) puisqu'il charrie des sédiments vaseux provenant vraisemblablement des apports détritiques terrigènes et par les effluents industriels et domestiques des agglomérations riveraines (Nouira *et al.*, 2013). La sédimentation des particules très fines se produit par floculation suite au mélange des eaux douces, apportées par le drain, et des eaux marines (Sassi *et al.*, 1998). Le faible hydrodynamisme qui caractérise la zone favorise le dépôt de particules fines accompagné d'une accumulation de polluants (Souissi *et al.*, 2014).

Pour les stations au niveau des deux fermes d'aquaculture, les résultats obtenus montrent qu'elles présentent des particules fines considérables et importantes par rapport à la station située en aval du drain de Khniss. En effet, les stations des fermes piscicoles présentaient le pourcentage de fraction fine le plus élevé (entre 1,2 % et 7,5 %). Les modifications de la structure des sédiments dues à une augmentation de matériaux plus fines ont souvent été décrites dans la littérature et sont attribuées à un enrichissement organique à partir des déchets de pisciculture (Aguado-Gimenez *et al.*, 2007 ; Fernandez-Gonzalez et Sanchez-Perez, 2011).

La station au niveau des îles Kuriat, quant à elle, se distingue par une domination des particules sableuses (99,9 %).

Les éléments minéraux

Les valeurs des éléments minéraux (entre 0,13 % et 0,44 % en sodium (Na) ; entre 0,04 % et 0,24 % en potassium (K) ; entre 3,83 % et 22,08 % en calcium (Ca) et entre 0,003 % et 0,012 % en lithium (Li)) obtenus dans cette étude sont des valeurs qui correspondent à la composition géochimique de la plupart des roches et des sédiments marins, mais aussi la fraction liquide des sédiments correspond à la composition chimique de l'eau de mer laquelle reste constante d'une mer à l'autre. Cette propriété est évoquée sous l'appellation de loi de Dittmar (*in Usanase, 2021*). En fait, le sédiment marin est un compartiment complexe et hétérogène (El Houssainy, 2020). D'après Coulon, (2014), il est composé de trois phases différentes en proportions variables. Une phase solide constituée par des particules minérales telles que les sables, les argiles, les carbonates, les oxydes et hydroxydes métalliques et par des substances organiques comme les organismes vivants, les débris des animaux et végétaux, humus et les substances humiques. Une phase liquide correspondant à l'eau de mer qui contient des substances solubles comme les ions, la matière organique dissoute et les polluants sous forme dissoute et une phase gazeuse en moins grande proportion sous forme de bulles.

La plus forte valeur de calcium (Ca) a été enregistrée au niveau de la station entre les deux îles Kuriat. Cette valeur élevée, comparativement aux autres stations, s'explique par la nature du sable qui est coquillé (présence et dégradation des débris de coquilles). De même, l'étude de Bel Haj Ali, (2013) a montré que le calcium est un composant naturel, non toxique, des sols et des sédiments.

Le lithium présent dans les sédiments de la zone d'étude montre une gamme de valeur de 0,008 % et 0,012 % dans les stations témoins (entre les deux îles Kuriat et en aval du drain de Khniss respectivement) et entre 0,003 % et 0,006 % dans les stations des deux fermes piscicoles. D'après Zhang (2001), le lithium isotopique dans les sédiments marins est généralement issu de la sédimentation pélagique et hémipélagique où il se trouve à de faibles concentrations.

Le carbone organique total et la matière organique

Globalement, les teneurs de carbone organique total (COT), obtenues dans les sédiments des différentes stations de la baie de Monastir (entre 4 % et 5,81 %, correspondant à des teneurs de matière organique (MO) de 6,90 % et 10,01 %, respectivement), sont plus élevées que celles trouvées dans les sédiments de la côte sud du Golfe de Gabès (0,1 %- 4 % de COT) (Ayadi *et al.*, 2015), de la lagune de Djerba (0,07 % - 0,9 % de COT) (El Kateb *et al.*, 2018) et sous une ferme piscicole de la baie de M'diq, Méditerranée Marocaine (0,84 % - 0,86 % de COT) (Sarti, 2016).

Les teneurs de COT obtenues dans les sédiments des stations sous la ferme Rafeha sont plus élevées (entre 4,8 % et 5,81 % ; soit entre 8,32 % et 10,01 % de MO) que celle dans les sédiments des stations sous la ferme Ruspina (entre 4,36 % et 5,18 % ; soit entre 7,52 % et 8,94 % de MO). Les résultats obtenus rejoignent ceux de Porello *et al.*, (2005), qui ont mesuré des teneurs maximales de COT sous des cages piscicoles en Méditerranée occidentale (entre 1,88 % et 4,76 %), et ceux de Ennouri et Milli (2017), où ces teneurs se situent entre 2 et 7 %, ou encore ceux de Basaran *et al.*, (2010) dans les sédiments des fermes piscicoles à l'Est de la mer Egée (Turquie), avec des teneurs variant entre 3,23 % et 9,37 %, mais elles sont plus élevées que celles trouvées par Maldonado *et al.*, (2005) qui ont rapporté des valeurs exceptionnellement basses (< 1 %) sous certaines fermes méditerranéennes. De même, Karakassis *et al.*, (1998 ; 2000) ont analysé les sédiments récoltés sous plusieurs fermes piscicoles dans différentes zones côtières grecques et ont signalé des teneurs de carbone organique de 1,5 à 5 fois plus élevées sous les cages que dans les stations témoins.

Le gradient d'enrichissement organique des sédiments sous les fermes est généralement associé à leurs effluents, constitués par les nutriments, les matières fécales et les déchets et sous-produits tels que les pesticides générés par la production halieutique (Carroll *et al.*, 2003 ; Challouf *et al.*, 2017). De plus, il varie d'une ferme à l'autre en fonction de la capacité de production et de la quantité et qualité des aliments ; ce qui pourrait d'ailleurs expliquer les teneurs en matière organique plus élevées dans les sédiments sous la ferme Rafeha (produisant 1700 t/an) que sous la ferme Ruspina (produisant 1400 t/an). Cependant la bathymétrie et l'hydrodynamisme sont deux paramètres pouvant également expliquer la charge organique des sédiments sous les cages puisque la profondeur et la force du courant sont souvent impliquées dans le potentiel de dégradation d'un fond marin sous un site de pisciculture (Carroll *et al.*, 2003). En effet, dans les eaux peu profondes, avec la présence de courants faibles, les nutriments, les matières fécales et les déchets issus de la ferme se déposent au fond, près du point de rejet, entraînant ainsi une accumulation rapide de ces

déchets sur le sédiment marin. Alors que, les effluents rejetés dans des eaux plus profondes avec la présence d'une forte courantologie seront dispersés sur une grande surface minimisant ainsi l'impact local (Carroll *et al.*, 2003). Les fermes piscicoles de la zone d'étude se trouvent à des profondeurs de 22 m ; ce qui, par ailleurs, n'est pas conforme à la législation qui impose une implantation des cages à une profondeur comprise entre 30 et 50 m (DGPA, 2012 *in* Zaghdoudi, 2013). Ainsi, une telle situation, conjuguée au faible hydrodynamisme qui caractérise la zone d'étude, pourrait entraîner la sédimentation des effluents riches en matière organique issue de ces fermes.

La plupart des sédiments marins possèdent une couche oxygénée surmontant une couche anoxique (Gilbert, 2003). La présence de la couche oxygénée superficielle repose sur l'équilibre entre l'apport de la matière organique et la consommation d'oxygène dans le sédiment. En fait, cet apport stimule, dans le sédiment, l'activité minéralisatrice des bactéries, des champignons, mais aussi celle des invertébrés benthiques (bioturbation) et augmente la consommation d'oxygène. Donc, plus il y a de matière organique plus il y a une décomposition active et d'où il y aura une apparition d'une couche anoxique sur le sédiment (Videau et Merceron, 1992). De plus, les sédiments sous les fermes piscicoles ont montré le plus grand pourcentage de particules fines ; ce qui est un facteur conjoint à l'hypoxie. En effet, Chou et Coll (2002) ont montré que la fraction particulaire inférieure à 0,063 mm dans les sédiments marins augmentait avec la détérioration des conditions environnementales en milieu hypoxique et anoxique (*in* Sarti, 2016).

Damak *et al.*, (2020) ont étudié la géochimie des sédiments marins sous les fermes piscicoles de la baie de Monastir. Ils ont montré que les teneurs en COT dans les sédiments sous les deux fermes Rafeha et Ruspina (lorsque les fermes sont actives) sont de 6,61 % et 6,04 % respectivement. Après cessation de l'activité des fermes, les teneurs en COT dans les sédiments sous les fermes piscicoles Rafeha et Ruspina, sont entre 4,82 % et 5,81 % et entre 4,36 % et 5,18 % respectivement, ce qui pourrait s'expliquer par le fait que l'hydrodynamisme dans cette zone est trop faible pour que l'interface eau-sédiment soit rapidement ré-oxygéné ; ralentissant ainsi le processus de minéralisation bactérienne. De plus, ces valeurs de COT sont proches de la valeur de 6 % considérée comme caractéristique d'un sédiment anoxique (Ouertani *et al.*, 2006). Par ailleurs, Damak *et al.*, (2020), dans leur étude sur l'impact des fermes de pisciculture dans la baie de Monastir, ont montré que l'assemblage des espèces de foraminifères benthiques et l'abondance de certaines espèces caractéristiques

d'enrichissement organique et d'hypoxie dans les sédiments sous les fermes et également dans ceux du drain de Khniss.

D'après l'étude de Sghaier *et al.*, (2011), il semblerait que les fermes aquacoles aient été implantées dans une zone d'herbier de plaine de posidonies. Cette information est confirmée par l'étude de Zaghdoudi, (2013) qui a montré que les fermes piscicoles de la baie de Monastir ont été installées à proximité d'un herbier à *Posidonia oceanica*. De plus, dans son étude, cet auteur conclut quant à l'influence des trop nombreuses activités piscicoles dans la baie sur la modification des caractéristiques biotiques et abiotiques et leurs conséquences sur la dégradation de l'herbier de posidonie et la stabilité d'écosystèmes vulnérables tels que ceux des îles Kuriat, mais aussi de la lagune littorale de Khniss. D'ailleurs, les relevés en plongée, effectués dans le cadre de cette étude (voir annexe 1) ont fourni de nombreuses informations visuelles sur l'impact des fermes, puisqu'elles témoignent de l'existence de zones totalement désertées de toute forme de vie sous les cages ; confirmant la dégradation, probablement irréversibles, des sites sous-jacents aux fermes piscicoles.

Concernant les valeurs du COT et de MO observées dans les sédiments des stations témoins (entre les deux îles Kuriat et en aval du drain de Khniss), elles varient de 4 % et 4,39 % ; soit 6,90 % et 7,57 % de MO respectivement. Les sources potentielles du carbone organique dans les sédiments de la zone étudiée sont multiples et peuvent être d'origine marine, comme la matière organique accumulée suite à la prolifération algale et produit de la dégradation des débris de posidonie et de la faune benthique ou bien continentale, comme la matière organique d'origine anthropique. Cette MO peut se trouver à l'état particulaire, colloïdal, dissous ou adsorbé sur les argiles, déversées par les émissaires d'eaux usées urbaines, provenant du lessivage des sols ou amener par le drain de Khniss (Sassi *et al.*, 1998). L'APAL (2009) a également montré que la baie de Monastir présente une bande littorale anoxique marquée par un faciès organique large de quelques centaines de mètres. D'après Sallemi (2017), la pollution du sédiment au niveau de cette bande est due à plusieurs facteurs qui agissent de manière conjointe ; comme la configuration de la baie qui est caractérisée par des hauts fonds sableux empêchant une bonne circulation et un bon renouvellement des eaux au niveau de la frange littorale. De plus, les différents bras de terre (Ras l'Enf du côté de Monastir et Ras Dimas- îles Kuriat du côté de Bekalta) se présentent comme un large bassin restreint ressemblant dans sa dynamique aux lagunes semi-fermées, voire même fermées, où le renouvellement des eaux est difficile. Cette configuration naturelle défavorable a été

accentuée par la présence du drain de Khniss qui continue à jouer un rôle très néfaste depuis sa construction et qui est considérée comme le responsable majeur de l'eutrophisation du milieu au niveau de la frange littorale et même de la surabondance de la production organique au niveau de la baie. L'hydrodynamisme bas et la courantologie en vigueur dans la bande littorale anoxique (APAL, 2009) ne permettent pas de maintenir en suspension les particules fines apportées par le drain de Khniss. Celle-ci se décantent et se déposent près de la côte et au niveau de la bande anoxique, collectant ainsi les différents composés organiques en suspension. Dans ce cas, le sédiment est très enrichi par les matières organiques et sa granulométrie très fine empêche donc toute diffusion de l'oxygène à travers l'interface eau/sédiment ce qui le rend anoxique

Les métaux traces

Les concentrations des métaux traces trouvées dans la zone étudiée (entre 2,49 ppm et 4,48 ppm en cuivre (Cu) ; entre 4,09 ppm et 7,23 ppm en nickel (Ni) ; entre 5,11 ppm et 6,9 ppm en plomb (Pb) ; entre 656 ppm et 8110 ppm en fer (Fe) et entre 9,34 ppm et 16,53 ppm en zinc (Zn)) ont été comparées aux valeurs guides proposées par les différents pays signataires de la convention d'Oslo (Haddou, 2017) et aux valeurs guides recommandées pour la qualité des sédiments (SQG) proposées par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis pour les métaux (mg/kg) dans les sédiments marins (Kalantzi *et al.*, 2013). Cependant, les valeurs de métaux traces obtenus dans les sédiments de la zone d'étude sont en dessous des valeurs guides recommandées par les pays signataires de la convention d'Oslo et par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (voir annexe 2).

Les métaux traces tels que le Ni, le Zn, le Pb, le Cu et le Fe sont largement utilisés comme indicateurs pour évaluer la contamination du site dans le fond marin (Feng *et al.*, 2004 ; Mathivanan et Rajaram, 2013 ; Zhang *et al.*, 2014). Le Fe, le Zn, le Cu et le Ni sont des métaux essentiels. Ils sont impliqués dans de nombreux processus physiologiques et ils sont donc indispensables à la vie d'un grand nombre d'organismes. Lorsque leur concentration dépasse un certain seuil d'acceptabilité, ils deviennent toxiques. Plusieurs études ont rapporté des accumulations de métaux traces dans les sédiments imputables aux activités aquacoles (Chou *et al.*, 2002 ; Mendiguchia *et al.*, 2006 ; Sutherland *et al.*, 2007). En fait, le sédiment marin est considéré comme un puits principal et ultime pour divers polluants, avec > 90% de polluants inorganiques piégés dans les sédiments au cours du cycle hydrologique (Chen *et al.*, 2018 ; Tovar-Sánchez *et al.*, 2018).

Dans la présente étude, le Fe, le Zn et le Cu sont à leurs plus hauts niveaux sous les stations des fermes piscicoles Rafeha et Ruspina (entre 4503,33 ppm et 8110 ppm ; entre 11,27 ppm et 16,53 ppm et entre 3,06 et 4,48 ppm respectivement). Ceci est en accord avec l'hypothèse selon laquelle la sédimentation des aliments non consommés et des fèces est la principale source de fer et de zinc alors que la majorité des concentrations de cuivre provient d'une autre source comme l'antialgicide qui sont utilisés pour l'entretien des filets des cages (Chou *et al.*, 2002 ; Belias *et al.*, 2003 ; Dean *et al.*, 2007 ; Basaran *et al.*, 2010). Des valeurs en Pb et en Ni sont aussi enregistrées sous les fermes piscicoles (entre 5,11 ppm et 6,9 ppm et entre 4,09 ppm et 7,23 ppm respectivement) et peuvent être liées à des apports anthropiques par les émissions atmosphériques, les cendres volantes, l'utilisation intensive de peintures antifouling, les activités de navigation et la présence d'ancres (Sarkar *et al.*, 2004). Par ailleurs, les sédiments à grains fins ont un potentiel considérable pour se lier aux métaux traces et les accumuler (He *et al.*, 2019). Le profil granulométrique des sédiments sous les deux fermes piscicoles, avec une fraction fine très importante, ceci pourrait expliquer le taux d'accumulation des métaux traces au niveau de ces deux sites.

Les microplastiques

L'étude des sédiments marins de la baie de Monastir a montré que les MPs sont présents dans toutes les stations d'échantillonnage (entre 235,13 et 368,91 MPs/kg de sédiments secs dans les sédiments des deux stations témoins (Kuriat et Khniss respectivement) et entre 120,16 et 219 MPs/kg de sédiments secs dans les sédiments des deux fermes piscicoles Rafeha et Ruspina).

La comparaison de l'abondance des MPs dans les sédiments des différentes régions du monde est un peu compliquée suite aux différents protocoles d'échantillonnage et d'analyse adoptés par les chercheurs, comme le choix de la solution utilisée pour la flottation des MPs ou la méthode de dénombrement et d'identification des MPs (Teuten *et al.*, 2009) et le manque d'unités de normalisation standards.

Les concentrations en microplastiques (MPs), mesurées dans la présente étude sont plus élevées que celles trouvées dans des sédiments d'environnements considérés comme non contaminés en France, en Belgique et aux Pays-Bas ($6,0 \pm 5,7$ éléments/kg de sédiments secs ; Van Cauwenberghe *et al.*, 2014), dans le sud du Portugal (10 ± 1 éléments/kg de sédiments secs ; Frias *et al.*, 2016), le long du littoral de Singapour ($36,8 \pm 23,6$ éléments/kg de sédiments secs ; Nor et Obbard, 2014) et sur la côte de Belge ($97,2$ éléments/kg de sédiments secs ; Claessens *et al.*, 2011). Cependant, les valeurs de MPs trouvés dans les sédiments de la

baie de Monastir sont inférieures à celles de sédiments, considérés comme fortement contaminés, comme les sédiments des eaux côtières peu profondes des îles de Majorque et de Cabrera en Espagne (jusqu'à 900 ± 100 éléments/kg de sédiments secs ; Alomar *et al.*, 2016) , de la lagune de Venise en Italie (672 à 2175 éléments/kg de sédiments secs ; Vianello *et al.*, 2013), dans la zone intertidale de Scapa Flow en Grande-Bretagne (730-2300 éléments/kg des sédiments secs ; Blumenröder *et al.*, 2017), de la baie de Tokyo au Japon (1900 éléments/kg de sédiments secs ; Matsuguma *et al.*, 2017), ou encore du lac Ontario, Canada (abondance maximale de MPs : 27380 éléments/kg de sédiments secs ; Ballent *et al.*, 2016).

Les études sur la présence des MPs dans le milieu marin ont commencé dans les années 2000 et ont montré que les MPs sont omniprésents dans l'écosystème marin atteignant même la région polaire (Auta *et al.*, 2017). En Tunisie, très peu d'études se sont concentrées sur l'analyse des MPs dans les sédiments marins (Abidli *et al.*, 2017 ; Abidli *et al.*, 2018).

La comparaison des concentrations de MPs dans les sédiments des six stations d'échantillonnage de la zone d'étude a montré que des niveaux plus élevés en MPs étaient observés dans la zone de drain du Khniss (368,91 MPs/kg de sédiments secs). Ces résultats rejoignent ceux de Abidli *et al.*, (2018) qui ont montré, dans leur étude sur les sédiments de la zone littorale de la Côte-Nord tunisienne (mer Méditerranée), que les concentrations les plus élevées en MPs sont généralement observées dans des zones caractérisées par une population dense, des activités industrielles élevées et dans des sites qui reçoivent des eaux usées (entre $316,03 \pm 123,74$ éléments/kg de sédiments secs et $461,25 \pm 29,74$ éléments/kg de sédiments secs). De même, Ballent *et al.*, (2016) ont montré que les MPs sont concentrées dans les sédiments littoraux à proximité des régions urbaines et industrielles. D'après Browne *et al.*, (2011) jusqu'à 80 % des MPs dans les sédiments proviennent des effluents d'eaux usées. En effet, la zone du drain de Khniss est marquée par le rejet des eaux usées industrielles et domestiques vers la mer. En fait, la région de Monastir se caractérise par une activité industrielle élevée où plus de 511 industries textiles rejettent leurs eaux peu ou pas traitées dans les milieux aquatiques (Methneni *et al.*, 2021).

La région des îles Kuriat, quant à elle, a enregistré une concentration importante en MPs (235,13 MPs/kg de sédiments secs). Les résultats trouvés dans cette zone rejoint ceux de Blašković *et al.*, (2017) qui ont montré que les MPs dans les sédiment de l'aire marine protégée croate du parc naturel de baie de Telašćica (mer Adriatique) sont entre 32, 3 et 377,8 éléments/kg de sédiments secs. Les résultats trouvés s'expliquent par le fait que les îles Kuriat

sont très fréquentées par les pêcheurs et les touristes et abritent une base militaire sur la grande Kuriat (CAR/ASP, 2014). D'après un rapport de l'association Notre Grand Bleu ^[22], environ 1000 touristes/jour sur une parcelle de 2 km² peuvent être trouvés sur la plage de la petite île Kuriat. Ces derniers peuvent être une source majeure de la présence de MPs dans cette région. Dans le même contexte, Browne *et al.*, (2011) et Andrady (2011) ont montré que les zones fortement urbanisées sont reconnues comme étant une source majeure de contaminations par les MPs, à travers la fragmentation des déchets plastiques rejetés directement ou indirectement. La région de l'île Kuriat est caractérisée par une activité importante de pêche. Plusieurs chercheurs ont montré que les cordes et les filets abandonnés par les pêcheurs contribuent de manière significative à la pollution par les microplastiques (Napper *et al.*, 2022). En effet, des chercheurs ont découvert que les cordes synthétiques neuves et vieilles d'un an libèrent environ 20 fragments de microplastiques pour chaque mètre transporté dans l'océan (Napper *et al.*, 2022). Le nombre de fragments augmente de façon exponentielle avec les équipements usagés et anciens puisque les cordes de deux ans libèrent 720 fragments par mètre alors que les cordes de dix ans émettent plus de 760 fragments par mètre (Napper *et al.*, 2022).

La présence de MPs a également été détectée dans les sédiments sous les fermes piscicoles. En fait, dans le secteur de la pêche et de l'aquaculture, le plastique est couramment utilisé pour fabriquer des engins de pêche, des bouées, des cages, etc. Les engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés sont considérés comme la principale source maritime de déchets marins en plastiques. L'ensemble de ces usages dans le secteur de la pêche et de l'aquaculture constitue une source potentielle de microplastiques (FAO, 2017 ; Rowe *et al.*, 2021).

Deux types de MPs ont été enregistrés dans la présente étude : les fibres et les fragments. Ces deux types sont des MPs secondaires, ce sont des particules qui résultent de la fragmentation ou de la dégradation de particules plus grosses par des forces mécaniques et une oxydation photochimique dans l'environnement (Andrady, 2011). Les fibres sont, de loin, les particules les plus abondantes dans toutes les stations d'échantillonnage (98,19 %) comparées aux fragments (1,81 %). L'abondance des fibres, dans la présente étude, supporte les résultats de Abidli *et al.*, (2017 et 2018) qui ont montré que dans les sédiments de la côte nord de la Tunisie, le type de microplastique le plus abondant est celui des fibres suivi par les fragments. De même, nos résultats rejoignent celle de Frias *et al.*, (2016) et Ballent *et al.*, (2016) qui ont montré que la majorité des MPs dans les sédiments du sud du Portugal et du lac Ontario

canadien, respectivement, étaient des fibres et des fragments. Dans la présente étude, 95,27 % des MPs trouvés dans la station en aval du drain de Khniss étaient des fibres. Ces résultats rejoignent ceux de Peng *et al.*, (2017) qui ont montré, dans les sédiments de l'estuaire du Changjiang, en Chine, que parmi les MPs analysés, 93 % étaient des fibres. Ce type de microplastique est principalement originaire des eaux usées et des industries textiles (Browne *et al.*, 2011). De plus, ces derniers auteurs ont calculé qu'un seul vêtement pouvait produire plus que 1900 fibres par lavage. Comme le montrent toutes ces études, les fibres sont les formes les plus courantes trouvées dans les études réalisées sur les sédiments marins à travers le monde, du Royaume-Uni à l'Australie (Thompson *et al.*, 2004 ; Browne *et al.*, 2011).

Les MPs extraits des sédiments des différents sites d'échantillonnages présentent des couleurs différentes, ce qui est cohérent avec d'autres études sur les MPs (Abidli *et al.*, 2017, Zhao *et al.*, 2014) et ce qui témoigne que les particules peuvent avoir différentes sources (Munari *et al.*, 2017). La couleur des fibres la plus fréquemment observée pour toutes les stations d'échantillonnage était le transparent suivi du noir, rouge, blanc, vert, bleu et jaune et pour les fragments c'était le bleu suivi du transparent et vert. Les couleurs des MPs les plus abondantes détectées dans la baie de Monastir sont similaires à celles trouvées par Abidli *et al.*, (2018) dans les sédiments de la zone littoral de la côte nord-tunisienne. D'après Browne *et al.*, (2008), les couleurs des MPs dans les eaux marines peuvent attirer les prédateurs en raison de la ressemblance à la couleur de leur proie. Shaw et Day (1994), ont constaté que les oiseaux de mer ont tendance à manger les MPs de couleur claire en raison de leur similitude avec les particules alimentaires communes comme les œufs de poissons et les crustacés.

La taille des MPs dans la baie de Monastir varie entre 0,03 mm et 5 mm et la classe de taille la plus abondante dans la zone étudiée est entre 0,03 mm et 0,5 mm. La petite taille des MPs est le principal facteur contribuant à leur biodisponibilité pour les organismes marins (Wright *et al.*, 2013). Plus la taille est petite et plus facile sera leur ingestion (Lushere *et al.*, 2013) ; ce qui entraîne un impact potentiel de ces contaminants sur le biote de l'écosystème (Wright *et al.*, 2013).

D'après les résultats obtenus dans la présente étude sur la présence des MPs, il est évident que les différentes stations de la zone étudiée présentent un niveau relativement élevé en MPs dans les sédiments avec un risque potentiel de contamination pour toutes les composantes de l'écosystème de la baie de Monastir. En effet, les microplastiques, en raison de leur taille et de leur couleur attirante, peuvent être consommés par différents biotes marins. Fendall et

Sewell (2009) ont montré dans leur étude que la gamme de taille des MPs étant la même que celle des grains de sable, ceux-ci pourraient être pris comme proies par divers organismes marins pélagiques et benthiques comme le zooplancton (Cole *et al.*, 2013), amphipodes (Thompson *et al.*, 2004), copépodes (Lee *et al.*, 2013) et moules (Brownes *et al.*, 2008). Il a été aussi démontré que les microplastiques sont ingérés par plusieurs espèces marines commerciales telles que les huîtres, les crabes, les concombres de mer et les poissons et sont susceptibles de se bioamplifier le long de la chaîne alimentaire (par transfert trophique) jusqu'aux niveaux trophiques les plus élevés (Sharma et Chatterjee, 2017).

En outre, les microplastiques agissent comme transporteurs de contaminants chimiques dans l'environnement. Les produits chimiques toxiques comme les métaux lourds, les polluants organiques persistants (POP), les biphényles polychlorés (PCB), etc, s'adsorbent sur les microplastiques et peuvent être ingérés par les organismes. Ensuite, ils sont libérés après ingestion par un processus de désorption (Verla *et al.*, 2019). Ashton *et al.*, (2010) ont montré que l'adsorption des métaux lourds sur les microplastiques peut être très rapide. En fait, ils ont montré que Al, Fe, Mn, Cu, Pb, Zn et Ag s'adsorbent sur des granulés plastiques industriels placés dans l'eau d'un port en seulement huit semaines. De même, les substances dangereuses contenues dans les microplastiques telle que les PCB, les métaux ou d'autres polluants adsorbés à la surface des microplastiques peuvent contribuer à l'exposition alimentaire des humains entraînant par la suite des troubles de santé divers (Sharma et Chatterjee, 2017).

Conclusion
&
Perspectives

L'aquaculture a connu une croissance prodigieuse au cours de ces dernières décennies. Elle est sur le point de dépasser la pêche pour devenir une source majeure d'aliments d'origine aquatique destinés à la consommation humaine. Cependant, l'aquaculture génère des déchets provenant des aliments, des matières fécales, cadavres et excréments, des infrastructures aquacoles et des produits chimiques utilisés tels que les produits anti-salissures et les médicaments.

Cette étude, dont l'objet était d'étudier l'impact des deux fermes piscicoles sur les sédiments sous-jacents en comparaison avec les sédiments provenant du drain de Khniss et des îles Kuriat, a révélé des taux élevés de carbone organique total (COT) et de microplastiques (MPs) dans toute la zone étudiée.

La charge organique est significativement plus importante dans les sédiments sous les fermes piscicoles. La comparaison des teneurs de COT dans les sédiments à l'emplacement des fermes abandonnées avec celles des sédiments sous les cages en activité (Damak *et al.*, 2020), a montré que la charge organique diminuait avec le temps à un rythme très lent, très probablement à cause du faible hydrodynamisme qui freine l'oxygénation du sédiment de surface et ralentit ainsi le processus de minéralisation bactérienne. Cependant, après plus de 5 ans de cessation d'activité, la qualité des sédiments sous les cages reste encore médiocre ; ce qui rend difficilement probable toute possibilité de réparation de la vie et de restauration de l'écosystème originel.

Les résultats obtenus montrent que les concentrations en métaux traces dans les sédiments de la zone d'étude sont inférieures aux valeurs guides recommandées par les normes internationales. Il semblerait donc que les concentrations en Fe, Zn, Cu, Ni et Pb dans les sédiments de la baie de Monastir n'aient pas atteint des niveaux considérés comme dangereux pour le milieu aquatique.

Les valeurs de la charge organique et le taux des MPs trouvés dans les sédiments du drain de Khniss étaient attendus vu que le drain artificiel de Khniss constitue un apport direct d'eau douce terrigène et turbide en mer et collecte les eaux usées domestiques des agglomérations riveraines, mais aussi les eaux industrielles enrichies en fibres provenant des rejets des nombreuses usines textiles implantées dans la région.

Les composantes abiotiques et biotiques attribuées aux îles Kuriat, et qui leur confèrent leur vulnérabilité, pourraient être modifiées par les activités anthropiques ; ce qui

pourrait mener à une déstabilisation de leur équilibre naturel. La présence des MPs dans les sédiments des îles Kuriat, ici mise en évidence pour la première fois, est préoccupante, d'autant plus qu'elles sont considérées comme une zone à sensibilité environnementale très forte et sont en voie de devenir une future aire marine et côtière protégée. Ce paramètre devrait dorénavant être systématiquement suivi pour mieux gérer et protéger cet écosystème insulaire particulièrement fragile.

Comme perspectives à ce travail, l'étude poussée de l'hydrodynamisme de la baie de Monastir permettrait de mieux caractériser le sens et la force des courants marins ; ce qui permettrait d'estimer le taux de sédimentation, en particulier sous les cages, de connaître la distribution sédimentaire et d'être en mesure d'élaborer un plan d'échantillonnage plus pertinent. Il serait, également, essentiel de réaliser la cartographie de la flore benthique de la zone pour mieux cerner l'impact des fermes notamment sur les herbiers de *Posidonia oceanica*.

Ensuite, il serait judicieux d'analyser les sédiments sous des fermes piscicoles en activité afin de pouvoir identifier leur impact en temps réel, notamment en mesurant d'autres paramètres comme l'oxygène dissous, l'azote et le phosphore, à même de rendre compte de la dynamique de minéralisation dans les sédiments et d'une éventuelle eutrophisation de la colonne d'eau . Et enfin, une multiplication des points d'échantillonnage garantirait une plus grande fiabilité et représentativité des résultats.

Références bibliographiques :

Références bibliographiques :

- Abdou, K. (2017).** Évaluation des impacts environnementaux du chalutage de fond et de l'aquaculture en Tunisie: approche comparative par les Analyses de Cycle de Vie (ACV). Mémoire de Doctorat, INAT/UBO, 283p.
- Abidli, S., Antunes, J.C., Ferreira, J.L., Lahbib, Y., Sobral, P., El Menif, N.T. (2018).** Microplastics in sediments from the littoral zone of the north Tunisian coast (Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, S205 : 1-9. DOI : 10.1016/j.ecss.2018.03.006.
- Abidli, S., Toumi, H., Lahbib, Y., El Menif, T. (2017).** The first evaluation of microplastics in sediments from the complex lagoon-channel of Bizerte (Northern Tunisia). *Water, Air and Soil Pollution*, S228 : 1-10. DOI : 10.1007/s11270-017-3439-9.
- Aguado-Giménez, F., Marín, A., Montoya, S., Marín-Guirao, L., Piedecausa, A., García- García, B. (2007).** Comparaison between some procedures for monitoring offshore cage culture in western Mediterranean Sea : sampling methods and impact indicators in soft substrata. *Aquaculture*, S271 : 357-370. DOI : 10.1016/j.aquaculture.2007.03.026.
- Alomar, C., Deudero, S., Estarellas, F. (2016).** Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, S115: 1-10. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.01.005
- Anderson, P.J., Warrack, S., Langen, V., Challis, J.K., Hanson, M.L., Rennie, M.D. (2017).** Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environmental Pollution*, S225:223-231. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.02.072.
- Andrady, A.L. (2011).** Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, S62 : 1596-1605. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
- APAL. (2009).** Phase I: Etude de la frange littoral de Monastir, Stratégie de réhabilitation. Ingénierie d'Hydraulique, de l'Équipement et de l'Environnement (IHEE), 432p.
- Asami, H., Aida, M., Watanabe, K. (2005).** Accelerated sulfur cycle in coastal marine sediment beneath areas of intensive shellfish aquaculture. *Applied and Environmental Microbiology*, S71: 2925-2933. DOI: 10.1128/AEM.71.6.2925-2933.2005.
- Ashton, K., Holmes, L., Turner, A. (2010).** Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, S60: 2050-2055. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.07.014.
- Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H. (2017).** Distribution and importance of microplastics in the marine environment : A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, S102 : 165-176. DOI : 10.1016/j.envint.2017.02.013.
- Ayadi, N., Zghal, I., Aloulou, F., Bouzid, J. (2015).** Impacts of several pollutants on the distribution of recent benthic foraminiferal : the southern coast of Gulf of Gabes, Tunisia. *Environmental Science and Pollution Research*, S23 : 6414-6429. DOI : 10.1007/s11356-015-5872-x.

- Ballent, A., Corcoran, P.L., Madden, O., Helm, P.A., Longstaffe, F.J. (2016).** Sources and skins of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, S110 : 383-395. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2016.06.037
- Barnabé, G. (1991).** Bases biologique et écologique de l'aquaculture. Tech&Doc Editions, Paris, 520p.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. (2009).** Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, S364: 1985-1998. DOI: 10.1098/rstb.2008.0205
- Basaran, A.K., Aksu, M., Egemen, O. (2010).** Impacts of the fish farms on the water column nutrient concentrations and accumulation of heavy metals in the sediments in the eastern Aegean Sea (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, S162 : 439-451. DOI : 10.1007/s10661-009-0808-x.
- Bel Hadj Ali, I. (2013).** Contribution à l'étude des sédiments marins tunisiens : cas des ports de Radès et de Gabès. Mémoire de Doctorat, Ecole Centrale de Lille, France, 219p.
- Belias, C.V., Bikas, V.G., Dassenakis, M.J., Scoullou, M.J. (2003).** Environmental impacts of coastal aquaculture in eastern Mediterranean bays : the case of Astakos Gulf, Greece. *Environmental Science and Pollution Research*, S10 : 287-95. DOI : 10.1065/espr2003.06.159.
- Ben Mustapha, K., Hattour, A. (1992).** Les herbiers de posidonies du littoral Tunisien. Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche (INSTOP)-Salammbô, 44p.
- Benamrouz, L. (2016).** Aperçu sur l'aquaculture dans le monde et évaluation de la consommation de la chair de poisson au sein de l'UMMTO. Mémoire de Master, Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Algérie, 60p.
- Bendag, M. (1995).** Système de production de loup et de la daurade: Élevage intensif en bassins en Tunisie. CIHEAM, S14: 97-112. Disponible sur: <https://om.ciheam.org/om/pdf/c14/96605653.pdf>
- Benidiri, R. (2017).** Création d'un projet piscicole. Mémoire de Master, Faculté de Technologie Département de Génie Electrique et Electronique, Université Abou Bekr Belkaid-Tlemcen, Algérie, 92p.
- Beveridge, M.C.M. (1987).** Cage aquaculture. Fishing News, England, 352p.
- Blašković, A., Fastelli, P., Čížmek, H., Guerranti, C., Renzi, M. (2017).** Plastic litter in sediments from the Croatian marine protected area of the natural park of Telašćica bay (Adriatic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, S114 : 583-586. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2016.09.018
- Blumenröder, J., Sechet, P., Kekkonen, J.E., Hartl, M.G.J. (2017).** Microplastic contamination of intertidal sediments of Scapa Flow, Orkney: A first assessment. *Marine Pollution Bulletin*, S124: 112-120. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.009
- Bonnet, C. (2000).** Développement de bioessais sur sédiments et application à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Mémoire de Doctorat, Université de METZ, UFR Sciences Fondamentales et Appliquées, France, 327p.

- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent, M.C., Ruitton, S., Tunesi, L. (2006).** Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. GIS Posidonie Edition, France, 200p.
- Brahim, M., Atoui, A., Ben Ali, M.R. (2017).** La dynamique sédimentaire dans la baie de Monastir. Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô, S44: 175-184.
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., Canning-Clode, J. (2016).** Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. Estuarine, Coastal and Shelf Science, S178: 189-195. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.12.003
- Brown, T.W., Chappell, J.A., Boyd, C.E. (2011).** A commercial-scale, in-pond raceway system for *Ictalurid catfish* production. Aquacultural Engineering, S44: 72-79. DOI: 10.1016/j.aquaeng.2011.03.003.
- Browne, A.M., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C. (2008).** Ingested microplastic plastic translocates to the circulatory system of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). Environmental Sciences and Technology, S42 : 5026-5031. DOI : 10.1021/es800249a.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011).** Accumulation of microplastic on shorelines worldwide : source and sinks. Environmental Science and Technology, S45 : 9175-9179. DOI : 10.1021/es201811s.
- Bryan, G.W. (1971).** The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Proceedings of the Royal Society of London, Series B Biological Sciences, S177: 389-410. DOI: 10.1098/rspb.1971.0037
- Cancemi, G., Falco, G.D., Pergent, G. (2003).** Effects of organic matter input from a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. Estuarine, Coastal and Shelf Science, S56 : 961-968. DOI : 10.1016/S0272-7714(02)00295-0.
- CAR/ASP. (2014).** Élaboration d'un plan de gestion pour l'aire marine et côtière protégée des îles Kuriat (Tunisie)- Phase 1 : bilan et diagnostic. ProjetMedMPAnet, Tunis, 72p + Annexe.
- Carroll, M.L., Cochran, S., Fieler, R., Velvina, R., White, P. (2003).** Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway : environmental factors, management practices, and monitoring techniques. Aquaculture, S226 : 165-180. DOI : 10.1016/S0044-8486(03) 00475-7.
- Challouf, R., Hamza, A., Mahfoudhi, M., Ghozi, K., Bradai, M.N. (2017).** Environmental assessment of the impact of cage fish farming on water quality and phytoplankton status in Monastir bay (eastern coast of Tunisia). Aquaculture International, S25: 2275-2292. DOI:10.1007/s10499-017-0187-1
- Challouf, R., Hamza, A., Yahia, A., Ghozzi, K., Saidi, B., Bradai, M.N. (2018).** Analyse, par questionnaire, de l'interaction entre l'aquaculture offshore et la biodiversité marine dans la baie de Monastir. Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô, S45 : 79-84. Disponible sur: <http://www.instm.agrinet.tn/images/Bulltin/Bull.2018-No%20Spe/19.pdf>

- Chang, M. (2015).** Reducing microplastics from facial exfoliating cleansers in wastewater through treatment versus consumer product decision. *Marine Pollution Bulletin*, S101:330-333. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.10.074
- Chebaane, S. (2018).** Mise en œuvre du programme national pour la surveillance des espèces non indigènes dans la baie de Monastir, Tunisie. Mémoire de Recherche, Université de Sfax, Faculté des Sciences de Sfax, Tunisie, 70p.
- Chen, M., Ding, S., Chen, X., Sun, Q., Fan, X., Lin, J., Ren, M., Yang, L., Zhang, C. (2018).** Mechanisms driving phosphorus release during algal blooms based on hourly changes in iron and phosphorus concentration in sediments. *Water Research*, S133: 153-164. DOI: 10.1016/j.watres.2018.01.040.
- Chou, C.L., Haya, K., Paon, L.A., Burridge, L., Moffatt, J.D. (2002).** Aquaculture-related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings for near-field effects. *Marine Pollution Bulletin*, S44 : 1259-1268. DOI : 10.1016/s0025-326x(02)00219-9.
- Chou, L.M., Yu, J.V., Loh, T.L. (2004).** Impact of sedimentation on soft-bottom benthic communities in the southern islands of Singapore. *Hydrobiologia*, S515: 91-106. DOI: 10.1023/b:hydr.0000027321.23230.2f.
- Claessens, M., Meester,S.D., Landuyt,L.V., Clerck, K.D., Janssen, C.R. (2011).** Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast, *Marine Pollution Bulletin*, S62 : 2199-2204. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2011.06.030.
- Coccioni, R., Frontalini, F., Marsili, A., Mana, D. (2009).**Benthic foraminifera and trace element distribution: a case-study from the heavily polluted lagoon of Venice (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, S59: 257-267. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.08.009.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S. (2013).** Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology*, S47 : 6646-6655. DOI : 10.1021/es400663f
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S. (2011).** Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, S62: 2588-2597. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
- Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M. (2009).** Plastics and beaches: A degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*, S58: 80-84. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.08.022.
- Cozar, A., Echevarria, F., Gonzalez-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernandez-Leon, S., Duarte, C.M. (2014).** Plastic debris in the open ocean. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America*, S111: 10239-10244. DOI:10.1073/pnas.1314705111
- Cozar, A., Sanz-Martin, M., Marti,E., Gonzalez-Gordilli, J.I., Ubeda,B., Galvez, J.A., Irigoien, X., Duarte, C.M. (2015).** Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. *Plos One*, S10: 1-12. DOI: 10.1371/journal.pone.0121762

- Dabin, B. (1970).** Analyse des matières organiques dans les sols. Laboratoire de Chimie des Sols et Pédologie Appliquée, 18p. Disponible sur: https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_04-05/05490.pdf
- Damak, M., Fourati, R., Ellech, B., Kallel, M. (2019).** Assessment of organic and metallic contamination in the surface sediment of Monastir Bay (Eastern Tunisia): Spatial distribution, potential sources, and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, S149 : 110-500. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2019.110500.
- Damak, M., Fourati, R., Ellech, B., Kallel, M. (2020).** Environmental quality assessment of the fish farms' impact in the Monastir Bay (eastern of Tunisia, Central Mediterranean): a benthic foraminiferal perspective. *Environmental Science and Pollution Research*, S27 : 59-74. DOI : 10.1007/s11356-019-07523-7.
- Dean, R.J., Shimmiel, T.M., Black, K.D. (2007).** Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: an extensive survey. *Environmental Pollution*, S145 : 84-95. DOI : 10.1016/j.envpol.2006.03.050.
- Delgado, O., Ruiz, J., Pérez, M., Romero, J., Ballesteros, E. (1999).** Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica Acta*, S22: 109-117. DOI: 10.1016/s0399-1784(99)80037-1
- Dempster, T., Sanchez-Jerez, P. (2007).** Aquaculture and coastal space management in Europe: an ecological perspective. *In: Aquaculture in the Ecosystem*, 87-116p. DOI: 10.1007/978-1-4020-6810-2_3
- Dimech, M., Borj, J.A., Schembri, P.J. (2000).** Structural changes in a *Posidonia oceanica* meadow exposed to a pollution gradient from a marine fish-farm in Malta (Central Mediterranean). *Biologia Marina Mediterranea*, S7 (2): 361-364. Disponible sur: <https://www.um.edu.mt/library/oar/bitstream/123456789/5164/1/STRUCTURAL%20CHANGES%20IN%20A%20POSIDONIA%20OCEANICA%20MEADOW.pdf>
- El Houssainy, A. (2020).** Apports et géochimie sédimentaire des éléments traces métalliques dans deux zones côtières méditerranéennes urbanisées : Beyrouth (Liban) et Toulon (France). Mémoire de Doctorat, Université de Toulon, Ecole Doctorale 548 Mer et Sciences, France, 317p.
- El Kateb, A., Stalder, C., Neururer, C., Fentimen, R., Spangenberg, J., Spezzaferri, S. (2018).** Distribution of benthic foraminiferal assemblages in the transitional environment of the Djerba lagoon (Tunisia). *Swiss Journal Geosciences*, S111 : 1-18. DOI : 10.1007/s00015-018-0300-0.
- Ennouri, R et Mili, S. (2017).** Impacts des fermes aquacoles sur la qualité de la colonne d'eau dans le golfe de Hammamet (Est de la Méditerranée). *Journal of New Science*, S42 : 2299-2305. Disponible sur: https://www.researchgate.net/publication/320566495_Impacts_des_fermes_aquacoles_sur_la_qualite_de_la_colonne_d'eau_dans_le_golfe_de_Hammamet_Est_de_la_Mediterranee

- Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J. (2014).** Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *Plos One*, S9: 1-15. DOI :10.1371/journal.pone.0111913.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S. (2013).** Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, S77 : 177-182. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2013.10.007.
- FAO, 2017.** Microplastics in fisheries and aquaculture. Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615. Disponible sur : <http://www.fao.org/3/ca3540fr/ca3540fr.pdf>
- Fendall, L.S., Sewell, M.A. (2009).** Contributing to marine pollution by washing your face : Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, S58 : 1225-1228. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025
- Feng, H., Han, X., Zhang, W., Yu, L. (2004).** A preliminary study of heavy metal contamination in Yangtze River intertidal zone due to urbanization. *Marine Pollution Bulletin*, S49 : 910-915. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2004.06.014.
- Fernandez-Gonzalez, V et Sanchez-Jerez, P. 2011.** Effects of sea bass and sea bream farming (Western Mediterranean Sea) on peracarid crustacean assemblages. *Animal Biodiversity and Conservation*, S34 : 179-190. DOI : 10.32800/abc.2011.34.0179
- Frias, J.P.G.L., Gago, J., Otero, V., Sobral, P. (2016).** Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf water. *Marine Environmental Research*, S114: 24-30. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.12.006
- Gargouri, D., Azri, C., Serbaji, M.M., Jedouni, Y., Mabrouk, M. (2011).** Heavy metal concentration in the surface marine sediments of Sfax Coast, Tunisia. *Environmental Monitoring and Assessment*, S175: 519-530. DOI: 10.1007/s10661-010-1548-7.
- Gazbar, H. (1999).** Planification aquacole Tunisie. *Aquaculture planning in Mediterranean countries*. CIHEAM, S43: 109-115. Article disponible en ligne à l'adresse: <http://om.ciheam.org/article.php?IDPDF=99600263>
- Geffard, O. (2001).** Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés: évaluation chimique et biologique, biodisponibilité dans contaminants sédimentaires. Mémoire de Doctorat, Université de Bordeaux, 376p.
- Gilbert, F. (2003).** Bioturbation et biogéochimie des sédiments marins côtiers : cycle de l'azote et devenir de la matière organique. Demande d'habilitation à diriger des recherches, Centre d'Océanologie de Marseille, Université de la Méditerranée, 103p. Disponible sur : https://oatao.univ-toulouse.fr/6163/1/Gilbert_6163.pdf
- Gowen, R.J, Bradbury, N.B. (1987).** The ecological impact of salmon farming in coastal waters: a review. *Deep Sea Research Part B*, S25:563-575. DOI: 10.1016/0198-0254(88)92716-1.

- Gregory, M.R. (1996).** Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*, S32: 867-871. DOI: 10.1016/S0025-326X(96)00047-1
- Haddou, A. (2017).** Contamination des sédiments marins superficiels de la baie d’Oran par les métaux lourds et application au laboratoire de bioessais sur la toxicité potentielle d’un sédiment marin sur un outil biologique. Mémoire de Doctorat, Université d’Oran1-Ahmed ben Bella, Faculté des sciences de la nature et de la vie département de biologie, Algérie, 160p.
- Haynes, D., Johnson, J.E. (2000).** Organochlorine, heavy Metal and Polyaromatic Hydrocarbon Pollutant Concentration in the Great Barrier Reef (Australia) Environment: a Review. *Marine Pollution Bulletin*, S41: 267-278. DOI: 10.1016/S0025-326X(00)00134-X.
- He, Z., Li, F., Dominech, S., Wen, X., Yang, X. (2019).** Heavy metals of surface sediments in the Changjiang (Yangtze River) Estuary : Distribution, speciation and environmental risks. *Geochemical Exploration*, S198 : 18-28. DOI : 10.1016/j.gexplo.2018.12.015.
- Hemminga, M. (1998).** The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. *Journal of Sea Research*, S39: 183-196. DOI: 10.1016/S1385-1101(98)00004-5.
- Holby, O, Hall, P.O.J. (1991).** Chemical flux and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series*, S70: 263-272. DOI: 10.3354/MEPS070263
- Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C. (2012).** Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, S160: 42-48. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.08.052
- Science of the Total Environment*, S7: 1-15. DOI: 10.1016/0048-9697(77)90012-2.
- Jovanovic, B. (2017).** Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. *Integrated Environmental Assessments and Management*, S13: 510-515. DOI: 10.1002/ieam.1913
- Kalantzi, I., Shimmield, T.M., Pergantis, S.A., Papageorgiou, N., Black, K.D.,Karakassis, I. (2013).** Heavy metals, trace elements and sediment geochemistry at four Mediterranean fish farms. *Science of the Total Environment*, S444 : 128-137. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2012.11.082.
- Karakassis, I., Hatziyanni, E., Tsapakis, M., Plaiti, W. (1999).** Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Marine Ecology Progress Series*, S184: 205-218. Disponible sur: [https://www.academia.edu/410665/Benthic Recovery Following Cessation of Fish Farming a Series of Successes and Catastrophes](https://www.academia.edu/410665/Benthic_Recovery_Following_Cessation_of_Fish_Farming_a_Series_of_Successes_and_Catastrophes)
- Karakassis, I., Tsapakis, M., Hatziyanni, E., Papadopoulou, K.N., Plati, W. (2000).** Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science*, S57: 1462-1471. DOI: 10.1006/jmsc.2000.0925.
- Karakassis, L., Tsapakis, M., Hatziyanni, E. (1998).** Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, S162 : 243-252. DOI : 10.3354/MEPS162243.

- Kawahara, N., Shigematsu, K., Miura, S., Miyadai, T., Kondo, R. (2008).** Distribution of sulfate-reducing bacteria in fish farm sediments on the coast of southern Fukui Prefecture, Japan. *Plankton and Benthos Research*, S3: 42-45. DOI: 10.3800/pbr.3.42.
- Kucuksezgin, F., Kontas, A., Altay, O., Uluturhan, E., Darilmaz, E. (2006).** Assessment of marine pollution in Izmir Bay: Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentration. *Environment International*, S32: 41-51. DOI: 10.1016/j.envint.2005.04.007.
- La Rosa, T., Mirto, S., Favaloro, E., Savona, B., Sarà, G., Danovaro, R., Mazzola, A. (2002).** Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm. *Water Research*, S36 : 713-721. DOI : 10.1016/s0043-1354(01)00274-3.
- Lampadariou, N., Karakassis, I., Teraschke, S., Art, G. (2005).** Changes in benthic meiofaunal assemblages in the vicinity of fish farms in the eastern Mediterranean. *Vie et Milieu*, S55: 61-69. Disponible sur: <https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03219014/document>
- Lancelot, L. (2018).** Évaluation participative de l'acceptabilité sociale des projets aquacoles en Baie de Monastir en Tunisie. Mémoire de Fin d'Etude, Institut Supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage, Agrocampus ouest, France, 57p.
- Law, K.L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M. (2010).** Plastic accumulation in the north Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, S329: 1185-1188. DOI: 10.1126/science.1192321
- Lee, J., Hong, S., Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, Y.C., Jang, M., Heo, N.W., Han, G.M., Lee, M.J., Kang, D., Shim, W.J. (2013).** Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Marine Pollution Bulletin*, S77 : 349-354. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2013.08.013
- Leong, L.S., Taner, P.A. (1999).** Comparison of methods for determination of organic carbon in marine sediment. *Marine Pollution Bulletin*, S38 : 875-879. DOI : doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00013-2.
- Lohani, M.B., Singh, A., Rupainwar, D.C., Dhar, D.N. (2008).** Seasonal variations of heavy metal contamination in river Gomti of Lucknow city region. *Environmental Monitoring Assessment*, S147: 253-263. DOI: 10.1007/s10661-007-0117-1.
- Lusher, A.L., Tirelli, V., O'Connor, L., Officer, R. (2015).** Microplastics in Arctic polar waters : the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific Reports*, S5 : 169. DOI : 10.1038/srep14947.
- MA. 405-C1.1. (2014).** Détermination du carbone organique total dans les solides : dosage par titrage. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 9p. Disponible sur : [C 1.1 Détermination du carbone organique total dans les solides](#)
- Maldonado, M., Carmona, M.C., Echeverria, Y., Riesgo, A. (2005).** The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations : does it need a re-assessment ?. *Helgoland Marine Research*, S59 : 121-135. DOI : 10.1007/s10152-004-0211-5.

- Martin, J., Lusher, A., Thompson, R.C., Morley, A. (2017).** The deposition and accumulation of microplastics in marine sediments and bottom water from the Irish Continental Shelf. *Scientific Reports*, S7 : 1-9. DOI : DOI:10.1038/s41598-017-11079-2.
- Mathivanan, K., Rajaram, R. (2013).** Anthropogenic influences on toxic metals in water and sediment samples collected from industrially polluted Cuddalore coast, Southeast coast of India. *S72* : 997-1010. DOI : 10.1007/s12665-013-3017-4.
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Weerts, S., Newman, B. (2017).** Microplastics in sediments cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, S73 : 230-239. DOI : 10.1007/s00244-017-0414-9.
- Mazzola, A., Mirto, S., La Rosa, T., Fabiano, M., Danovaro, R. (2000).** Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. *ICES Journal of Marine Science*, S57: 1454-1461. DOI: 10.1006/jmsc.2000.0904.
- Mendiguchia, C., Moreno, C., Manuel-Vez, M.P., Garcia-Vargas, M. (2006).** Preliminary investigation on the enrichment of heavy metals in marine sediments originated from intensive aquaculture effluents. *Aquaculture*, S254 : 317-325. DOI : 10.1016/j.aquaculture.2005.10.049.
- Methneni, N., González-Morales, J.A., Jaziri, A., Ben Mansour, H., Serreno, M.F. (2021).** Persistent organic and inorganic pollutants in the effluents from the textile dyeing industries : Ecotoxicology appraisal via a battery of biotests. *Environmental Research*, S196 : 110-965. DOI : 10.1016/j.envres.2021.110956.
- Mohamed Nor, N.H., Obbard, J.P. (2014).** Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, S79: 278-283. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.11.025
- Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B. (2001).** A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. *Pollution Bulletin*, S42: 1297-1300. DOI: 10.1016/S0025-326X(01)00114-X
- Morét-Ferguson, S., Law, K.L., Proskurowski, G., Murphy, E.K., Peacock, E.E., Reddy, C.M. (2010).** The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Oceans. *Marine Pollution Bulletin*, S60: 1873-1878. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.07.020.
- Munari, C., Infantini, V., Scoponi, M., Rastelli, E., Corinaldesi, C., Mistri, M. (2017).** Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Marine Pollution Bulletin* , S122 : 161-165. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2017.06.039.
- Napper, E.I., Wright, S.L., Barrett, C.A., Parker-Jurd, F.N.F., Thompson, C.R. (2022).** Potential microplastic release from the maritime industry : abrasion of rope. *Science of The Total Environment*, S804 : 150-155. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2021.150155.
- Neofitou, N., Klaoudatos, S. (2008).** Effects of fish farming on the water column nutrient concentration in semi-enclosed gulf of the eastern Mediterranean, *Aquaculture and Research*, S39 : 482-490. DOI : 10.1111/j.1365-2109.2008.01900.x

- Nor, N.H.M., Obbard, J.P. (2014).** Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, S79: 278-283. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.11.025.
- Nouira, T., Tagorti, M.A., Budzinski, H., Etchebert, H., Boussetta, H. (2013).** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of Monastir Bay (Tunisia, Central Mediterranean) : distribution, origin and seasonal variations. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, S96 : 1470-1483. DOI : 10.1080/03067319.2012.746325.
- Ouertani, N., Hamouda, R., Belayouni, H. (2006).** Etude de la matière organique dans les sédiments superficiels d'un système aquatique confiné anoxique évoluant en milieu urbain : cas de Lac sud de Tunis. *Geo-Eco-Trop*, S30 : 21-34. Disponible sur : https://geoecotrop.be/uploads/publications/pub_302_03.pdf
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., Li, D. (2017).** Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*, S225 : 283-290. DOI : 10.1016/j.envpol.2016.12.064.
- Pitta, P., Karakassis, L., Tsapakis, M., Zivanovic, S. (1999).** Natural vs mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, S391 : 181-194. DOI : 10.1023/A:1003501832069.
- Porrello, S., Tomassetti, P., Manzueto, L., Finoia, M.G., Persia, E., Mercatali, I., Stipa, P. (2005).** The influence of marine cages on the sediment chemistry in the Western Mediterranean Sea. *Aquaculture*, S249 : 1-4. DOI : 10.1016/j.aquaculture.2005.02.042.
- Rajendran, N., Yoshinouchi, H., Matsuda, O. (1999).** Short-term changes in sedimentary microbial communities from coastal aquaculture areas. *Fisherie Science*, S65: 57-62. DOI: 10.2331/fishsci.65.57.
- Rochman, C.M., Hentschel, B.T., Tech, S.J. (2014).** Long-Term Sorption of Metal Is Similar among Plastic Types: Implications for plastic debris in aquatic environments. *Plos One*, S9:1-10. DOI: 10.1371/journal.pone.0085433
- Rowe, I.V., Nagy, D.I., Kahhat, R. (2021).** Microplastics in fisheries and aquaculture : implication to food sustainability and safety. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, S29 : 100-464. DOI : 10.1016/j.cogsc.2021.100464
- Ruiz, J et Romero, J. (2001).** Effect of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series*, S215: 107-120. DOI: 10.3354/MEPS215107
- Ruiz, J.M., Perez, M., Romero, J. (2001).** Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin*, S42: 749-760. DOI: 10.1016/s0025-326x(00)00215-0
- Sallami, R. (2017).** Le déclin de la biodiversité marine dans la baie de Monastir et ses conséquences sociales: Quels changements après la révolution? *Méditerranée*, S128: 45-54. DOI: 10.4000/mediterranee.8568.

- Sallemi, R. (2014).** Stratégie spatiales et gestion de la biodiversité marine: le cas de l'Aire Marine Protégée et Côtière des îles Kuriat en Tunisie. Mémoire de Doctorat, Université de Tunis, Faculté des Sciences Humaines et Sociales de Tunis, Tunisie, 414p.
- Sant-Lázaro, C., Marin, A. (2006).** Benthic recovery during open sea fish farming abatement in Western Mediterranean, Spain. *Marine Environmental Research*, S62 : 374-87. DOI : 10.1016/j.marenvres.2006.05.006.
- Sarà, G., Scilipoti, D., Mazzola, A., & Modica, A. (2004).** Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). *Aquaculture*, S234: 199-213. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2003.11.020.
- Sarkar, L.S., Frančišković- Bilinski, S., Bhattacharya, A., Saha, M., Bilinski, H. (2004).** Levels of elements in the surficial estuarine sediments of the Hugli River, northeast India and their environmental implications. *Environment International*, S30 : 1089-1098. DOI : 10.1016/j.envint.2004.06.005.
- Sarti, O. (2016).** Approche environnementale de l'interaction d'une activité piscicole avec son écosystème local: cas de la baie de M'diq Méditerranée Marocaine. Mémoire de Fin d'Études, Université Abdelmalek Essaâdi, Faculté des Sciences et Technique Tanger, Maroc, 82p.
- Sassi, R., Souissi, F., Soussi, N., Baccar, F., Added, A., Charef, A., Abdeljaoued, S. (1998).** Diagnostic environnemental du nord de la baie de Monastir (Tunisie orientale) par l'étude géochimique des sédiments superficiels. *Bulletin des laboratoires des ponts et chaussées*, S4215: 49-56.
- Sghaier, Y.R., Sraieb, R.Z., Cheikhrouha, F.C. (2011).** *Posidonia oceanica* meadows along the eastern coast of Tunisia : feature and health status. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer*, S38 : 89-99. Disponible sur : <https://aquadocs.org/handle/1834/4738?locale-attribute=es>
- Sharma, S., Chatterjee, S. (2017).** Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health : a short review. *Environmental Science and Pollution Research*, S24 : 21530-21547. DOI : 10.1007/s11356-017-9910-8
- Shaw, D.G., Day, R.H. (1994).** Colour- and- form- dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, S28 : 39-43. DOI : 10.1016/0025-326X(94)90184-8.
- Souissi, R., Turki, I., Souissi, F. (2014).** Effect of submarine morphology on environment quality: Case of Monastir bay (Eastern Tunisia). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, S9: 231-239
- Suaria, G., Avio, C.G., Mineo, A., Lattin, G.L., Magaldi, M.G., Belmonte, G., Moore, C.J., Regoli, F., Aliani, S. (2016).** The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Scientific Reports*, S6: 37-551. DOI: 10.1038/srep37551.

- Sutherland, T.F., Petersen, S.A., Levings, C.D., Martin, A.J. (2007).** Distinguishing between natural and aquaculture-derived sediment concentrations of heavy metals in the Broughton Archipelago, British Columbia. *Marine Pollution Bulletin*, S54 : 1451-1460. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2007.05.010.
- Tardy, Y., Krempp, G., Trauth, N. (1972).** Le lithium dans les minéraux argileux des sédiments et des sols. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, S36: 397-412. DOI : 10.1016/0016-7037(72)90031-2.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H. (2009).** Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, S364 : 2027-2045. DOI : 10.1098/rstb.2008.0284.
- Thompson, R.C. (2004).** Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, S304: 838-838. DOI: 10.1126/science.1094559
- Tovar- Sánchez, A., González- Ortegón, E., Duarte, C.M. (2018).** Trace metal partitioning in the top meter of the the ocean. *Science of the Total Environment*, S652 : 907-914. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2018.10.315.
- UICN (Union internationale pour la conservation de la nature), 2007.** Interaction entre l'aquaculture et l'environnement. Guide pour le développement durable de l'aquaculture méditerranéenne. UICN, Gland, Suisse et Malaga, Espagne, 118 p.
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mess, J., Janssen, C.R. (2013).** Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, S182: 495-499. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.08.013
- Van Cuawenberghe, L., Janssen, C.R. (2014).** Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, S193: 65-70. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.010
- Verla, A.W., Enyoh, C.E., Verla, E.N., Nwarnoh, K.O.(2019).** Microplastic-toxic chemical interaction : a review study on quantified levels, mechanism and implication. *SN Applied Sciences*, S1 : 1400. DOI : 10.1007/s42452-019-1352-0
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Rosa, L. (2013).** Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy : First observation on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, S130 : 54-61. DOI : 10.1016/j.ecss.2013.03.022.
- Videau, C et Merceron, M. (1992).** Impact de la pisciculture marine intensive sur l'environnement: *Revue Bibliographique*. Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral, 119p. Disponible sur: <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/2656/>
- Vromman, V., Rettigner, C., Huyghebaert, A., Maghuim-Rogister, G., Bossier, P., Delbare, D., Parmentier, K., Van Camp, J., Verbeke, W., Vinkx, C., Pussemier, L. (2008).** L'aquaculture: production, alimentation et présence de contaminants environnementaux et de résidus de médicaments vétérinaires. *Annales de médecine vétérinaire*, S152: 227-239.

- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S. (2013).** The physical impacts of microplastics on marine organisms : A review. *Environmental Pollution*, S178 : 483-492. DOI : 10.1016/j.envpol.2013.02.031.
- Yokoyama, H. (2003).** Environmental quality for fish farms in Japan. *Aquaculture*, S226: 45-56. DOI: 10.1016/S0044-8486(03)00466-6
- Zaghdoudi, S. (2013).** Impact de la pisciculture en cages flottantes sur des sites littoraux sensibles (la lagune de Khniss et les îles Kuriates) à l'aide de l'outil SIG. Mémoire de Fin d'Etude, INAT, Tunisie, 93p.
- Zbyszewski, M., Corcoran, P.L. (2011).** Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the Beaches of Lake Huron, Canada. *Water, Air, Soil Pollution*, S220: 365-372. DOI: 10.1007/s11270-011-0760-6
- Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A. (2013).** Life in the «Plastisphere»: Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science and Technology*, S47: 7137-7146. DOI: 10.1021/es401288x
- Zhang, J., Li, Z.H., Chen, J., Wang, M., Tao, R., Liu, D. (2014).** Assessment of heavy metal contamination status in sediments and identification of pollution source in Daye Lake, Central China. *Environmental Earth Sciences*, S72: 1279-1288. DOI: 10.1007/s12665-014-3047-6.
- Zhang, L. (2001).** Lithium isotope geochemistry of marine sediments. Mémoire de Doctorat, Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, États-Unis, 141 p.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D. (2014).** Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China : First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, S86 : 562-568. DOI : 10.1016/j.marpolbul.2014.06.032.

Nétographie

- [1] <https://archimer.ifremer.fr/doc/00446/55742/57393.pdf>
- [2] <https://www.fao.org/3/i3720e/i3720e.pdf>
- [3] <https://www.fao.org/fishery/docs/CDrom/P21/root/09.pdf>
- [4] [https://www.academia.edu/35993906/FAO Fisheries and Aquaculture Vue g%C3%A9n%C3%A9rale du secteur aquacole national Tunisie](https://www.academia.edu/35993906/FAO_Fisheries_and_Aquaculture_Vue_g%C3%A9n%C3%A9rale_du_secteur_aquacole_national_Tunisie)
- [5] <http://www.fao.org/3/ca3540fr/ca3540fr.pdf>
- [6] <https://www.aquaportail.com/definition-5951-aquaculture-extensive.html>
- [7] <https://www.develop-group.net/2020/08/20/exemple-type-de-pisciculture-d-etang-compte-dexploitation/>
- [8] <http://aquazur.net/produits-services/cages/>
- [9] <http://www.fao.org/3/a1290f/a1290f07.pdf>
- [10] http://www.apal.nat.tn/site_web/indicateurs/nouveaux-chiffres%20littorale-2015.pdf
- [11] http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_tunisia/en

Références bibliographiques

- [12] <http://www.fao.org/publications/sofia/2016/fr/>
- [13] <http://www.ispab.agrinet.tn/index.php/fr/documents-utiles/annuaires-statistiques.html>
- [14] <http://cta.rayenstore.com/2021/04/07/la-peche-en-tunisie/>
- [15] <https://www.fao.org/3/af013f/AF013F03.htm>
- [16] <https://www.fao.org/3/af017f/af017f.pdf>
- [17] <https://www.agriexpo.online/fr/prod/toford/product-185943-105555.html>
- [18] <https://www.agriexpo.online/fr/prod/akuakare/product-185879-106439.html>
- [19] <https://www.nauticexpo.fr/fabricant-bateau/bouee-aquaculture-28541.html>
- [20] <https://www.rapport-gratuit.com/generalites-sur-les-metaux-lourds-et-les-sediments-marins/>
- [21]: <https://fr.climate-data.org/afrique/tunisie/monastir/monastir-29375/>
- [22]: http://www.medmpaforum.org/sites/default/files/pres.se2_nibani.pdf

Annexes

Annexe 1



Figure 1 : Des images prises sous les fermes aquacoles montrant l'aspect désertique du site (Crédit photo : NGB, 2021)

Annexe 2**Tableau 1 : Valeurs guides proposées pour les métaux traces (ppm) par différents pays signataires de la convention d'Oslo**

	<i>Allemagne</i>	<i>Belgique</i>	<i>Espagne</i>	<i>France</i>	<i>Pays bas</i>
<i>Arsenic</i>	30-150	36-100	80-200	25-50	24-29
<i>Cadmium</i>	2,5-12,5	3-7	1-5	0,2-2,4	0,8-4
<i>Chrome</i>	150-750	66-200	200-1000	90-180	100-120
<i>Cuivre</i>	40-200	65-91	100-400	26-36	36-60
<i>Mercure</i>	1-5	4-7	0,6-3	0,2-0,4	0,3-1,2
<i>Plomb</i>	100-500	400-600	120-600	20-40	85-110
<i>Nickel</i>	50-250	190-280	100-400	37-75	35-45
<i>Zinc</i>	350-1750	350-500	500-3000	140-200	140-365

Tableau 2 : Guide pour la qualité des sédiments (SGQ) de l'US EPA pour les métaux traces (ppm) dans les sédiments marins

<i>Eléments</i>	<i>Guide US EPA</i>		
	Non pollué	Modérément pollué	Très pollué
<i>As</i>	<3	3-8	>8
<i>Cd</i>	–	–	>6
<i>Cr</i>	<25	25-75	>75
<i>Cu</i>	<25	25-50	>50
<i>Pb</i>	<40	40-60	>60
<i>Zn</i>	<90	90-200	>200
<i>Fe</i>	<17000	17000-25000	>25000
<i>Mn</i>	<300	300-500	>500

-Résumé-

Les fermes piscicoles en mer sont actives, depuis plus de 10 ans dans la baie de Monastir, mais leur impact environnemental est encore mal connu. C'est dans ce cadre que s'inscrit cette étude. Il s'agit d'étudier l'impact de deux fermes piscicoles abandonnées sur les sédiments marins sous-jacents. Ainsi, l'échantillonnage de divers sédiments dans la baie de Monastir sous les fermes, au niveau d'un émissaire maritime d'une station d'épuration (drain de Khniss) et dans les îles Kuriat, a été réalisé. Ces sédiments ont été caractérisés du point de vue granulométrique et ont montré que les sédiments qui comportaient les fractions fines (<63 µm) étaient ceux situés sous les fermes aquacoles. L'analyse des éléments minéraux n'a pas montré de différence significative entre les stations sauf pour le calcium, beaucoup plus présent dans les sédiments de Kuriat. En revanche, la charge organique (COT et MO) est significativement plus importante dans les sédiments sous les fermes. Bien que, les concentrations des métaux traces (Fe, Zn, Cu, Ni et Pb) sont significativement plus importantes dans les sédiments sous les fermes, leurs valeurs restent en dessous des valeurs guides recommandées par les normes internationales. Quant aux microplastiques, ils sont présents dans tous les sédiments récoltés, mais leurs caractéristiques (type, couleur et taille) sont différentes selon les sites. La présence des MPs est particulièrement préoccupante dans les sédiments étudiés des îles Kuriat, considérées comme une zone écologiquement très sensibles et en voie de devenir une future aire marine protégée. Les résultats obtenus rejoignent ceux d'études précédentes et confirment que la qualité des sédiments dans la zone étudiée est en train d'être modifiée sous l'effet cumulé des apports du drain de Khniss, des activités aquacoles, mais aussi des activités anthropiques (pêche et loisirs) à Kuriat ; ce qui laisse présager, à moyen ou long terme, une perturbation de l'équilibre écosystémique dans la baie de Monastir.

Mots clés : Baie de Monastir, fermes piscicoles, sédiments, charge organique, métaux traces, microplastiques.

-Abstract-

Offshore fish farms are active, for more than 10 years in the Monastir bay but their environmental impact is still unclear. It is in this context that this study is taking place. The aim is to investigate the impact of two abandoned fish farms on the underlying maritime sediments. So samples of various sediments in Monastir Bay beneath farms, at a marine outfall from a sewage treatment plant (Khniss drain) and in the Kuriat Islands were collected. These sediments have been characterized in terms of particle size and showed that the sediment with the thin fractions (<63 µm) were those located under the aquaculture farms. Mineral analysis revealed no significant differences between the stations except for calcium which is much more common in the Kuriat sediment. The organic load (TOC and OM) on the other hand, is significantly higher in sediments under farms. Although trace metal concentrations (Fe, Zn, Cu, Ni and Pb) are significantly more important in sediments below farms. However, the trace metal values obtained in the sediments of the study area are below the guideline values recommended by international countries. As for micro plastics, they occur in all the field collected sediments but their characteristic (type, color and size) are varies according to location. The presence of MPs is of particular concern in the studied sediments of the Kuriat Islands, considered an ecologically very sensitive area and in the process of becoming a future marine protected area. The results demonstrated that the quality of the sediments in the study area is being modified, which leads to a disturbance of the area, probably due to the cumulative factors of the Khniss drain inputs with those of the aquaculture activities.

Keywords : Monastir bay, fish farms, sediments, organic load, trace metals, microplastics