

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



Thèse de doctorat

En vue de l'obtention du grade de docteur en sciences de la Terre et de l'Univers

Spécialité : Environnement marin et littoral

Thème :

Etude de l'évaluation quantitative et qualitative des microplastiques sur les côtes algériennes.

Présentée par :

Mr. SETITISkander

Soutenue le : 30 / 03 /2022 devant le jury composé de :

Mme. HOUMA BACHARI Fouzia	Professeure	(ENSSMAL)	Présidente
Mr. DJEBAR Borhane	Professeur	(UBMA)	Examineur
Mr. GRIMES Samir	Professeur	(ENSSMAL)	Examineur
Mr. KACHER Mohamed	Professeur	(ENSSMAL)	Examineur
Mr. HAMDI Boualem	Professeur	(ENSSMAL)	Directeur de Thèse
Mme. CHERNAI HAMDI Safia	Professeure	(ENSSMAL)	Invitée
Mr. BERKANE Emir	Docteur	(PROBIOM)	Invité

Remerciements

Je voudrai tout d'abord adresser mes vifs remerciements à mon directeur de thèse le **Professeur Hamdi Boualem**, pour m'avoir encadré, guidé et formé à la recherche, C'est avec une grande pédagogie et beaucoup de patience qu'il m'a transmis sa passion pour ce travail. Qu'il soit remercié pour sa patience, disponibilité, exigence et son professionnalisme tout au long de ce travail.

J'exprime ma profonde gratitude envers Mme Bachari Houma Fouzia, Professeur à ENSSMAL, pour m'avoir fait l'honneur d'accepté de présider le jury et aussi je la remercie pour sa confiance, sa disponibilité, et son soutien logistique et moral et ses précieux conseils qui ont largement contribué à ma formation de scientifique et surtout pour l'aide et l'assistance qu'elle m'a apporté pour me faciliter la concrétisation de ce projet.

Je tiens également à remercier Mr. Grimes Samir et Mr. Kacher Mohamed, Professeurs à ENSSMAL et Mr. Djebar Borhane Professeur à l'université Badji Mokhtar à Annaba, qui m'ont fait l'honneur d'accepter d'examiner ma thèse et d'apporter leurs vives contributions à l'enrichissement de ce travail par leurs commentaires constructifs et leur grande expérience.

Je remercie, chaleureusement, Mme Hamdi Safia, Professeur à ENSSMAL pour son soutien et ses conseils durant mon cursus universitaire au sein de l'école.

J'adresse mes sincères remerciements à tous les professeurs, intervenants et tout le personnel de l'ENSSMAL qui m'ont inculqué tout le savoir scientifique durant mes belles années à l'école. Leurs écrits, conseils et critiques constructives ont guidé ma réflexion et ont accepté de me rencontrer et de répondre à mes questions durant mon travail de recherche.

Je suis reconnaissant envers toutes celles et tous ceux qui ont contribué à ma formation qu'ils trouvent dans ce modeste travail, le résultat de leurs efforts. Enfin, ce travail est dédié à mes parents pour l'encouragement le soutien et l'aide morale, sans faille, tout au long de mes études, à mes chers collègues de l'école : la Doctorante Ghazeli Yousra, le Docteur Taieberahmani Djamel, le Docteur. Silhadi Adlane et le Docteur Touina Amel.

Liste des Acronymes :

APEC : Communauté économique Asie-Pacifique

DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane

DMA : Déchets Ménagères et Assimilés

NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration

PA : Polyamide

PAN : Polyacrylonitrile

PC : Polycarbonate

PCB : Polychlorobiphényles

PE : Polyéthylène

PEBD : Polyéthylène Basse Densité

PEHD : Polyéthylène Haute Densité

PET : Polyéthylène Téréphtalate

PFOA : Perfluorooctanoïque Acide

PMMA : Polyméthacrylate de Méthyle

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

POP : Polluants Organiques Persistants

PP : Polypropylène

PS : Polystyrène

PSE : Polystyrène Expandé

PUR : polyuréthane

PVC : Chlorure de Polyvinyle

U.S.C : University School Cornell

UNESCO : Organisation des Nations Unies pour l'Education la Science et la Culture

Liste des Figures :

N°	Titre	Page
1	Schéma illustrant les étapes de la polymérisation.	33
2	Composition des déchets plastiques en Algérie.	38
3	Composition moyenne des déchets côtiers.	39
4	Classifications des limites de taille des microplastiques.	42
5	Les microplastiques primaires produits dans une grande variété de couleurs.	43
6	Déversement industriel de microplastiques.	44
7	Microphotographie montrant une microbille récupérée d'un produit de soins personnels.	45
8	La dégradation des cordes en plastique est l'une des plus grandes sources de microplastiques.	46
9	Microplastiques secondaires récupérés du milieu aquatique.	46
10	Un mini-microplastique secondaire biofoulé (à gauche) et un microplastique primaire encrassé (à droite).	48
11	Densités, structures et distributions attendues de différents polymères plastiques dans la colonne d'eau.	49
12	Répartition des efforts d'échantillonnage en milieu marin. Zonage de la profondeur de l'océan.	56
13	Les types des chaluts flottants : chalut AVANI, chalut Manta et le chalut DiSalvo.	60
14	Photographie montrant un chalut Avani.	61
15	Photographie montrant déploiement du chalut Avani en mer.	61
16	Photographie montrant un chalut Manta.	62
17	Photographie montrant déploiement du chalut Manta en mer.	62
18	Dessin montrant un filet Disalvo.	63
19	Dessin montrant un filet Neuston.	63
20	Carte montrant la situation géographique et localisation de la baie de Bou-Ismaïl.	67
21	Localisations des principaux rejets d'eaux usées en dans la wilaya de Tipaza.	68
22	Topographie sous-marine de la baie de Bou-Ismaïl.	69
23	Carte sédimentaire de la baie de Bou-Ismaïl.	70
24	Réseau hydrographique de la Baie de Bou-Ismaïl.	71
25	Image satellitaire situant la Baie de Zemmouri.	73
26	Réseau hydrographique de la baie de Zemmouri.	75
27	Circulation des eaux de surface en Méditerranée.	76
28	Circulation des eaux de surface en Méditerranée.	77
29	Représentation schématique du chalut à filet neustonique dérivant « Filet Manta ».	79
30	Structure générale du filet Catamaran en composite.	83
31	Moulage au contact.	85

32	Localisations géographiques des 6 stations de prélèvement dans la Baie de Bou-Ismaïl.	86
33	Localisation des stations d'échantillonnage dans la Baie de Zemmouri.	86
34	Les étapes de prélèvement des microplastiques à la surface de l'eau.	88
35	Rouget de vase <i>Mullus barbatus</i> .	92
36	Répartition géographique de <i>Mullus barbatus</i> .	93
37	Mesure morphométrique <i>Mullus barbatus</i> .	93
38	Dissection du poisson <i>Mullus barbatus</i> .	94
39	Digestion des échantillons.	94
40	Identification visuelle par loupe binoculaire.	95
41	Structure générale du chalut à filet neustonique dérivant avec collecteur en toile– vue de dessus.	97
42	Structure générale du chalut à filet neustonique dérivant avec collecteur en Polychlorure de Vinyle (PVC)– vue de dessous.	98
43	Structure générale du chalut à filet neustonique dérivant.	99
44	Représentation des différentes parties de l'engin de prélèvement.	100
45	Représentation de la coque du filet Catamaran.	100
46	Socle du filet en composite.	101
47	Les coques et le socle du filet.	101
48	Ceinture en aluminium.	101
49	Deux types de collecteurs du chalut à filet neustonique dérivant et leurs anneaux de raccord.	102
50	Densité des microplastiques dans la baie de Zemmouri.	103
51	Densité moyenne microplastique (\pm S.D) dans les 6 stations d'échantillonnage.	103
52	Variations saisonnières des densités microplastiques dans les 6 stations	105
53	Intensité et direction des courants de surface au cours des 4 saisons de l'année 2018 échantillonnées.	107
54	Forme des microplastiques trouvés au cours des 4 saisons de l'année 2018 échantillonnées dans la baie de Bou-Ismaïl.	108
55	Spectre Polyéthylène et Polypropylène dans la baie de Bou-Ismaïl.	110
56	Graphiques circulaires montrant la forme et la classe de dimension et les couleurs des microplastiques trouvés dans l'échantillon total de <i>Mullus barbatus</i> .	111

Liste des Tableaux :

N°	Titre	Page
I	Estimations des déchets pour 2010 pour les 20 premiers pays classés par masse de déchets plastiques mal gérés.	26
II	Nombre d'espèces trouvées empêtrées dans les plastiques.	29
III	Nombre d'espèces ayant ingéré des plastiques.	30
IV	Temps estimé pour que les débris marins se dégradent dans l'océan.	40
V	Durée de vie estimée de certains articles en plastique courant dans la mer.	40
VI	Températures mensuelles moyennes entre 2005 et 2014 de Bou-Ismaïl.	71
VII	Précipitations mensuelles moyennes entre 2005 et 2014 de Bou-Ismaïl.	72
VIII	Fréquences mensuelles (1 mois = 100%) par direction de houle, au large de la baie de Bou-Ismaïl.	72
IX	Données des densités des microplastiques collectés en mer Méditerranée à l'aide d'un filet Manta.	104

Sommaire

Introduction générale	11
Chapitre I : La problématique des déchets plastiques marins	16
I.1. Définitions des déchets marins	17
I.2. Règlementation de rejet des plastiques en mer	18
I.2.1 La convention de Londres	19
I.2.3 La convention des Nations Unies sur le droit de la mer	20
I.2.4 La convention de Barcelone	20
I.2.5 La convention de Stockholm du 22 mai 2001 relative aux polluants organiques persistants	20
I.2.6 La convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination	21
I.3. Distribution mondiale	21
I.3.1. Mer Méditerranée	22
I.4. Origine des déchets plastiques marins	24
I.4.1. Sources terrestres	24
I.4.2. Sources marines	27
I.4.2.1. Pêche	27
I.4.2.2. Expédition marchande	27
I.4.2.3. Navigation de plaisance	28
I.4.2.4. Installations d'aquaculture	28
I.4.2.5. Plateformes offshores	28
I.5. Impacts environnementaux	28
I.5.1. Enchevêtrement	29
I.5.2. Ingestion	29
I.5.3. Rafting	30
I.5.4. Perte de biodiversité et habitat	30
I.5.5. Récifs coralliens	31
I.5.6. Toxicité	31
I.6. Impacts socio-économiques	31
I.6.1. Impacts économiques	31
I.6.2. Santé humaine	32
I.7. Généralités sur les Polymères	32
I.7.1. Définition d'un polymère	32

I.7.2. La diversité des polymères	33
I.7.2.1. Les polymères de synthèse (les thermoplastiques ou les thermodurcissables)	33
I.7.3. Les deux origines du carbone des polymères	35
I.7.4. Les polymères biodégradables	35
I.7.5. Les biopolymères	36
I.8. Le plastique en Algérie	36
I.8.1. Cadre réglementaire	36
I.8.2. Consommation des plastiques	37
I.8.3. Les plastiques à usage unique dans les déchets ménagers et assimilés	38
I.8.4. Les plastiques à usage unique sur les plages	38
I.9. Dégradation des plastiques dans le milieu marin	39
Chapitre II : Le plastique, d'un polymère miracle au polluant microscopique	41
II.1. Introduction	42
II.2. Définition des microplastiques	42
II.3. Sources et origines	43
II.3.1. Microplastiques primaires	43
II.3.2. Microplastiques secondaires	45
II.4. Caractéristiques des microplastiques	47
II.5. Densité des microplastiques	47
II.6. Interactions entre les microplastiques et le biote	49
II.6.1. Ingestion par les invertébrés	50
II.6.2. Ingestion par les vertébrés	51
II.6.3. L'effet de biote sur le transport	52
II.7. Les impacts de l'interaction entre le microplastique et biote	52
II.7.1. Nutrition	53
II.7.2. Histologie	54
II.7.3. Effets sur la reproduction	54
II.7.4. Transfert de contaminants	55
II.8. Distribution de données sur les microplastiques en mer Méditerranée	55
Chapitre III : Outils de prélèvement des microplastiques	58
III.1. Outils de prélèvement des microplastiques dans l'eau	59
III.2. Types de chalut	60
III.2.1. Le chalut AVANI	60

III.2.2. Le chalut Manta	62
III.2.3. Le chalut DiSalvo	63
III.2.4. Le filet Neuston	63
III.3. L'effet des méthodes d'échantillonnage dans les eaux de surface	64
Chapitre IV : Présentation de la zone d'étude	66
IV.1. Baie de Bou-Ismaïl	67
IV.1.1. Description géographique et présentation du site	67
IV.1.2. Topographie de la baie de Bou-Ismaïl	68
IV.1.3. Sédimentologie de la baie de Bou-Ismaïl	69
IV.1.4. Réseau Hydrographique	70
IV.1.5. Climatologie	71
IV.1.5.1. Climat	71
IV.1.5.2. Température	71
IV.1.5.3. Précipitations	71
IV.1.5.4. Les vents	72
IV.1.6. Caractéristiques hydrodynamiques des masses d'eau	73
IV.1.6.1. Les houles	73
IV.2. Baie de Zemmouri	73
IV.2.1. Description du site	73
IV.2.2. Sédimentologie de la baie	73
IV.2.3. Réseau hydrographique de la baie de Zemmouri	74
IV.2.4. Sources de pollution	75
IV.3. Fonctionnement du courant algérien	75
IV.3.1. Eaux de surface	75
IV.3.2. Vitesse du courant Algérien	76
Chapitre V : Matériels et Méthodes	78
V.1. Conception des engins de prélèvement des microplastiques	79
V.1.1. Chalut Manta à base d'acier inoxydable	79
V.1.1.1. Caractéristiques du filet neustonique par rapport aux engins usuels	80
V.1.1.2. Différentes parties du chalut Manta	80
V.1.1.3. Agencement des différentes parties du chalut	80
V.1.1.4. Dimensionnement	81
V.1.1.5. Mode de réalisation de l'invention	81

V.1.2. Filet Neuston	82
V.1.2.1. Etapes de la fabrication	84
V.2. Travaux effectués en mer	85
V.2.1. Choix et localisation des stations	85
V.2.2. Technique de prélèvement	87
V.3. Travaux effectués au laboratoire	88
V.3.1. Matériel	88
V.3.2. Identification visuelle	88
V.3.3. Identification chimique	89
V.3.4. Etude courant de surface	89
V.4. Matrice Biote	90
V.4.1. Présentation Projet INDICIT II	90
V.4.2. Stratégie d'échantillonnage	90
V.4.3. Choix d'Espèces	90
V.4.4. Taille des Poissons	91
V.4.5. Présentation des Mullidés ou rougets <i>Mullus barbatus</i>	91
V.4.6. Répartition géographique des Mullidés	92
V.4.7. Travaux effectués au laboratoire :	93
VI. Résultats et discussions	96
VI.1. Conception du filet Manta	97
VI.2. Conception du filet Neuston « Catamaran »	100
VI.3. Densité des microplastiques dans la baie de Zemmouri	103
VI.4. Densité des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl	103
VI.5. Variation saisonnière de la densité des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl	105
VI.6. Forme des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl	108
VI.7. Identification des polymères dans la baie de Bou-Ismaïl	109
VI.8. Ingestion des microplastiques par <i>Mullus barbatus</i>	110
Conclusion	112
Annexes	121
Références bibliographiques	124

Introduction générale

Introduction générale

L'être humain génère une quantité de déchets solides au quotidien, ces déchets augmentent de façon exponentielle, bien que varient selon les pays (**Lebreton and Andrady, 2019**). Les plastiques sont une composante majeure de ces déchets (**Wu and Montalvo, 2021**). Les plastiques sont des polymères synthétiques ou semi-synthétiques organiques qui sont généralement légers, solides, peu coûteux, durable et résistant à la corrosion. La plupart des articles en plastique sont composés d'hydrocarbures dérivés de matières premières fossiles de pétrole ou de gaz. Lors de la conversion de la résine en produit, une grande variété d'additifs (tels que des charges, des plastifiants, retardateurs de flamme, stabilisants thermiques, agents antimicrobiens et colorants) peut être ajoutée pour améliorer leurs performances et leurs apparences (**Gao, 2010**).

On estime que 75% de tous les déchets marins sont plastique et ces débris ont été largement signalés dans l'environnement ; ils s'accumulent à la surface de la mer, sur les rives même les plus reculées, sur les îles, dans la mer profonde et dans l'Arctique. Il y a aussi une prise de conscience croissante de l'accumulation de déchets plastiques sur la terre ainsi que dans les habitats d'eau douce (**Napper and Thompson, 2020**).

Dont un grand nombre sont des microplastiques qui proviennent de la fragmentation des déchets plastiques ou, directement, de l'émission de produits plastiques micrométriques manufacturés (**Andrady, 2011**). Leurs petites tailles couplées à certaines caractéristiques des plastiques entraînent des conséquences spécifiques dont il est nécessaire d'évaluer les risques pour le milieu marin et l'Homme (**Thompson, 2015**).

La pollution marine par les microplastiques est devenue une préoccupation planétaire et régionale majeure ; elle est classée par les organisations environnementales comme l'un des problèmes émergents les plus pressants sur l'environnement marin.

Chaque année, des grandes quantités de débris en plastique, environ 10% de la production annuelle (335. 10⁶ de tonnes en 2016) (**PlasticsEurope, 2016**), se concentrent dans les mers et les océans, où ils se fragmentent lentement et s'accumulent dans les zones de convergences, de tourbillons ou des méandres. On va donc retrouver ces quantités importantes en mer ou sur le littoral, car ces déchets vont être entraînés par les courants et les vagues. Aujourd'hui, 40 à 80% des débris sont en plastique (**Cole et al., 2011**). Des chalutiers remontent à chaque fois des déchets en plastiques avec leur chalut à la place des ressources vivantes. Le problème est que ce plastique n'est pas digéré par les mers et on va donc le retrouver pendant des centaines d'années sur le sédiment vu qu'il y a un manque d'oxygène et de lumière qui sont des facteurs de dégradation.

Plusieurs types de plastique flottent sur la surface et sont transportés par la dynamique marine. La fragmentation du plastique après vieillissement sous l'effet de l'impact du milieu marin engendre des microplastiques <5 mm et des nanoplastiques <1µm (**Barnes et al., 2009**), plus dangereux que le macroplastiques.

Les facteurs abiotiques (essentiellement la température, les rayons UV contribuent à la dégradation des microplastiques (**Gewert et al., 2015**). Cependant, aucun micro-organisme n'est capable de dégrader complètement le plastique et on ne peut pas agir sur ceux présents en mer. Selon (**Harrison et al., 2011**), il est probable que les assemblages bactériens pourraient catalyser des réactions métaboliques, suite à la présence du biofilm, conduisant à l'adsorption,

et à la fragmentation des composés associés aux microplastiques ou même à la décomposition des plastiques elles-mêmes. Ces déchets microscopiques issus de la fragmentation des emballages et autres débris sont des concentrateurs de polluants et deviennent également des substrats de prolifération microbienne gorgés de polluants qu'ils adsorbent en mer, ces microplastiques sont ingérés par le plancton, les poissons, les oiseaux marins avec à terme des risques d'impact sur notre chaîne alimentaire. Colonisés par des microorganismes et dispersés par les courants, ces microplastiques sont également à l'origine de l'apparition d'espèces invasives qui peuvent éventuellement menacer la biodiversité marine (**Caruso, 2015**).

La nature des répercussions possibles de ces microplastiques sur la biodiversité marine n'est pas encore bien connue en raison de la diversité de ces produits, de leurs tailles, de leurs formes, de leurs compositions chimiques complexes, de leurs propriétés physico-chimiques, de leurs transformations, mais dans tous les cas, ils présentent une menace certaine pour les écosystèmes marins ainsi que pour la santé humaine. De récentes études indiquent que le plastique, dans le milieu marin, peut adsorber des niveaux extrêmement élevés de Polluants Organiques Persistants (POPs) (**Tang, 2021**), et des éléments traces métalliques (**Rochman et al., 2014**). En effet, (**Zarfl et al., 2011**) ont montré que les microplastiques augmentent la concentration des polluants adsorbés à une concentration qui peut être supérieure à 106 dans le milieu. Ces polluants adsorbés Aux microplastiques sont capables d'être ingérés et transférés à travers la chaîne trophique à la faune.

En méditerranée, cette question est cruciale compte tenu de la spécificité de ce bassin. En effet, cette mer semi-fermée dans laquelle se concentre une population de l'ordre de 427. 10⁶ en 2000 et une estimation de 523.7 10⁶ d'habitants en 2025, de 143. 10⁶ d'habitants en zone littorale avec plus de 175 millions en été (**Galgani et al., 2013**). La moitié des villes de plus de 100 000 habitants ne possèdent pas de station d'épuration et plus de 80% des décharges côtières ne sont pas contrôlées (**Maatouk, 2014**).

Provenant principalement de nos déchets dispersés depuis le continent vers la mer par les fleuves et le vent, les débris de plastiques s'accumulent régulièrement en méditerranée d'où la nécessité d'enrayer cet afflux dès aujourd'hui. Cette situation est devenue un danger sociétal et économique d'urgence pour l'avenir des populations méditerranéennes.

Les quelques études qui ont été réalisées sur cette question sur des régions de la méditerranée, essentiellement sur la rive nord, ont permis de rendre visible et concret l'un des principaux dangers qui pèsent aujourd'hui sur cette mer. Ces travaux ont conduit à une première estimation : 290. 10⁹ de microplastiques dérivent en Méditerranée dans les 10 à 15 premiers centimètres d'eau (**Pedrotti et al., 2014**). Sur la rive Sud, l'évaluation de la pollution par les microplastiques est rare.

La question des déchets en méditerranée ne se limite pas à un pays ou une région, mais elle doit englober l'ensemble des états de ce bassin, car la gestion des déchets est une question globale en raison de la circulation courantologie qui permet de transporter et de disperser facilement sur l'ensemble du bassin Méditerranéen. C'est la raison pour laquelle chaque pays doit avoir un état des lieux de la pollution par ces déchets sur son littoral et surtout d'identifier clairement

les sources de pollution (**Galgani et al., 2013**). Malheureusement, au niveau de la rive sud de la méditerranée les données sur cette question sont fragmentaires et parfois inexistantes.

Le littoral algérien s'étend sur 1622 km. Il représente un écosystème fragile et constamment menacé de dégradation en raison de la concentration de la population, des activités économiques et des infrastructures le long de la bande côtière, ces caractéristiques ne sont pas sans incidence sur l'environnement côtier et marin et l'homme qui se trouvent affectés par la pollution par les déchets plastiques solides. Par conséquent il importe de mener, en urgence, des évaluations et des actions à l'échelle globale, nationale et régionale.

Afin d'évaluer le taux de la pollution par les microplastiques dans les côtes algériennes, il faut une stratégie d'échantillonnage correcte, et un dispositif indispensable pour prélever et piéger les microplastiques en surface de l'eau de mer, ce dernier n'est pas disponible en Algérie et onéreux à l'étranger, d'où vient l'intérêt pour lequel nous avons opté à la conception des engins de prélèvement, conçus de manière à répondre aux spécificités des eaux littorales algériennes, en prenant en considération l'optimisation de la flottabilité des filets pour mieux collecter les microplastiques dans les eaux de surface.

Notre travail relève des défis sur 3 axes, à travers plusieurs verrous scientifiques :

Axe 1 : Conception d'engins de prélèvement de microplastiques en surface de l'eau par utilisation de différents matériaux, l'étalonner et le déployer en mer.

Il est à noter que la composante nécessaire pour atteindre et protéger le milieu marin est la caractérisation des différents types de déchets, tels que les microplastiques, dans l'environnement marin, car cela peut aider à comprendre les sources des déchets et fournir une base de référence pour la surveillance et l'évaluation futures des mesures préventives. Il n'existe actuellement aucune méthode normalisée pour l'échantillonnage des microplastiques dans un quelconque compartiment environnemental. Toutefois, une méthode fréquemment utilisée pour l'échantillonnage des microplastiques dans les eaux de surface est l'utilisation d'un filet neuston ou d'un chalut Manta avec les maillages les plus couramment utilisés entre 300 et 390 μm (**Hidalgo-Ruz et al., 2012**). Une autre technique consiste à pomper de l'eau à travers des filtres de maillages différents à l'aide d'une pompe stationnaire ou immergée (**Setälä et al., 2016; Zobkov et al., 2019**).

En effet, le filet Manta est un dispositif indispensable pour l'étude des microplastiques en surface de la mer, ce dernier n'est pas disponible en Algérie son acquisition de l'étranger, et est très difficile d'où vient l'intérêt de la conception d'un nouveau chalut Manta avec des matériaux innovants et répondant aux exigences du milieu marin.

Axe 2 : Échantillonnage eau et biote en zone côtière d'intérêt.

Réalisation d'un état des lieux de la pollution de la zone côtière centrale d'Algérie par les débris en plastiques et d'identifier les sources de contamination dans certaines zones sensibles et fréquentées pour exploitation en harmonisant les méthodes et les outils de prélèvement.

Introduction générale

L'objectif est d'arriver à quantifier les microplastiques présents dans les différents écosystèmes eaux de surface et biotes d'intérêt conformément à la méthodologie choisie en mer méditerranéenne afin de pouvoir comparer nos résultats avec ceux obtenus dans la rive nord de la méditerranéenne.

Réaliser une cartographie des microplastiques flottants dans certaines parties sensibles des zones côtières (stations choisies en fonction de la proximité des ports de pêche et de commerce et également les sites proches des embouchures des cours d'eau).

Evaluer l'effet de la courantologie du bassin de la zone côtière centrale sur la dynamique des microplastiques en surfaces de l'eau.

Etude de la variation spatio-temporelle des microplastiques en surface de l'eau sur la zone côtière centrale d'Algérie.

Axe 3 : Etude de la contamination par les microplastiques dans la faune marine d'intérêt, cas du rouget de vase *Mullus barbatus*.

Cette Thèse représente une étude pionnière dans l'évaluation qualitative et quantitative de la pollution par les microplastiques dans les eaux de surface sur la côte centrale algérienne, dans les baies de Bou-Ismaïl et Zemmouri, en fonction des variations saisonnières, des courants de surface et des sources locales.

Le plan de mémoire de thèse est réparti sur cinq chapitres :

Chapitre 1 : Consiste à définir la problématique des déchets plastiques marins du point de vue des réglementations internationales et locales, identifier les sources et les impacts de cette pollution.

Chapitre 2 : Comprendre le passage d'un polymère miracle (le plastique) à un polluant microscopique (microplastique), ainsi que ses origines dans le milieu marin.

Chapitre 3 : Consiste à présenter les outils d'échantillonnages des microplastiques.

Chapitre 4 : Consacré à présenter une description de la zone d'étude.

Chapitre 5 : Consiste à présenter la conception des filets Manta et les différents matériels et techniques d'échantillonnage en mer et les méthodes d'identification des microplastiques au laboratoire.

Chapitre 6 : Analyse des résultats quantitative et qualitative des microplastiques dans les baies de (Bou-Ismaïl et de Zemmouri), ainsi que la matrice biote représentée par le rouget de vase.

Chapitre I : La problématique des déchets plastiques marins

I.1. Définitions des déchets marins :

Il existe plusieurs définitions légèrement différentes des déchets marins dans la littérature, y compris les articles scientifiques, les rapports sur les mers régionales du PNUE et dans les rapports gouvernementaux.

Selon le code Américain sur la prévention et la réduction des déchets marins [33 U.S.C. 1951–58], les déchets marins sont définis comme tout matériau solide persistant qui est fabriqué ou traité et directement ou indirectement, volontairement ou non, éliminé ou abandonné dans le milieu marin ou les grands lacs (**Cornell University School – Legal Information Institute, 2006**).

Le rapport PNUE-RSP / COI-UNESCO (**Cheshire et al., 2009**) : définit les déchets marins comme tout déchet, matière rejetée ou perdue, résultant d'activités humaines, qui les a amenés dans le milieu marin, y compris les matières trouvées sur les plages ou les matières qui flottent ou qui ont coulé dans la mer. Certains déchets organiques (ex. Excréments ou déchets alimentaires) et matériaux d'origine naturelle comme la végétation (par ex., algues ou arbres et branches provenant des rivières) a été explicitement exclus. Les matières organiques n'ont été incluses que lorsqu'elles ont subi une forme de transformation (ex. Tissu et bois transformé).

Selon (**Coe and Rogers, 2012**), les déchets marins sont tous des déchets solides fabriqués ou traités (généralement inertes) qui pénètrent dans l'environnement marin à partir de n'importe quelle source.

(**Galgani et al., 2010**), définissent les déchets marins comme toute formes de matériau manufacturé ou transformé, éliminé ou abandonné dans le milieu marin. Il s'agit d'articles fabriqués ou utilisés par les humains, qui pénètrent dans la mer, délibérément ou non, y compris le transport de ces matériaux vers l'océan par les rivières, le drainage, les systèmes d'égouts ou le vent ; par exemple, les déchets marins se composent de plastiques, bois, métaux, verre, caoutchouc, vêtements, papier, etc. Cette définition n'inclut pas les restes semi-solides, par exemple, d'huiles minérales et végétales, de paraffine.

Nous avons retenu la définition qui fusionne les différentes interprétations :

Les déchets marins (également connus sous le nom de débris marins) sont tous matériaux solides persistants (quelle que soit sa taille) qui est fabriquée ou traitée et directement ou indirectement, volontairement ou non, rejeté, éliminé ou abandonné dans le milieu marin ou dans un lac, dans lequel les déchets marins sont générés par des activités terrestres et transportés par tout moyen, y compris les rivières / ruisseaux, le drainage, les systèmes d'égouts ou le vent, ou par des activités en mer, y compris tous les types de navires, installations d'aquaculture et plates-formes offshore.

Bien que cette définition englobe une très large gamme de matériaux, en examinant la littérature pertinente, il devient évident que les plastiques constituent le type de déchets marins le plus abondant à l'échelle mondiale.

Les déchets plastiques marins, sont une sous-catégorie de débris marins, y compris ceux composés d'au moins un élément d'une collection de matériaux synthétiques dérivés de composés à base de combustibles fossiles qui sont généralement appelés « plastique » (par exemple, polyéthylène, polypropylène, polystyrène, polyester, etc.). Les débris plastiques marins, composent les articles de consommation tels que les sacs, les emballages alimentaires, les tasses, les bouteilles, les sangles, les tissus, les mégots de cigarettes, les cosmétiques, les pneus en caoutchouc, etc. composants industriels et les articles liés à la pêche ou à l'aquaculture tels que les engins de pêche et les bouées (**Bergmann et al., 2015**).

En raison de propriétés telles que la flottabilité et la durabilité, les plastiques se trouvent dans les océans, les mers, les lacs et les rivières et s'accumulent dans les sédiments du monde entier. La composition des plastiques conventionnels à base de combustibles fossiles en tant que polymères durables indique qu'ils se dégraderont en des tailles de plus en plus petites mais ne disparaîtront jamais (**Depledge et al., 2013**).

Déjà en 1987, les déchets plastiques marins ont été identifiés comme une menace potentielle pour l'environnement marin dans le monde. Avant 1985, la majorité des informations sur les déchets marins étaient anecdotiques (**June, 1990**).

La quantité de plastiques rejetés dans l'environnement a considérablement augmenté depuis le développement des plastiques modernes au début des années 1900 et leur production en série dans les années 1940. Le problème de la pollution plastique marine a atteint un état critique allant au-delà de la capacité d'auto-épuration du milieu marin lui-même. En conséquence, le public s'est inquiété de l'impact des plastiques sur la nature et, plus particulièrement, sur la faune aquatique (**Ryan, 2015**).

La pollution du milieu marin par les plastiques est attribuée à un certain nombre de facteurs, y compris les grandes populations humaines côtières urbaines, l'augmentation de la production de plastique, l'amélioration des conditions de vie, le comportement des consommateurs, le traitement inadéquat des déchets, l'incapacité des stations d'épuration à capturer les microplastiques, le manque de sensibilisation aux effets nocifs des déchets marins sur le milieu marin et l'inefficacité des outils législatifs (**Napper and Thompson, 2020**).

I.2. Règlementation de rejet des plastiques en mer :

La mer a longtemps été considérée comme une poubelle, son immensité permettant de se débarrasser de déchets que l'humanité ne voulait plus voir. Elle a trop longtemps servi de solution, au prétexte qu'elle aurait été en capacité « d'absorber » la pollution générée par les activités humaines sans conséquence pour son état écologique. L'existence d'eaux internationales, qui n'appartiennent à aucun État et qui ne faisaient l'objet d'aucune réglementation, a facilité ces comportements.

Néanmoins, à partir des années 70, notamment à la suite de marées noires spectaculaires, la communauté internationale a commencé à se doter de règles pour limiter la pollution des océans en interdisant le rejet des déchets en mer. Peu à peu, les plastiques ont été intégrés dans cette logique.

I.2.1 La convention de Londres :

La convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets, dite « Convention de Londres », a été adoptée le 13 novembre 1972 et est entrée en vigueur le 30 août 1975.

Elle contribue au contrôle et à la prévention de la pollution des mers à l'échelle internationale, en interdisant l'immersion de certaines matières dangereuses énumérées dans son annexe 1. Immersion d'un certain nombre d'autres matières énumérées dans son annexe 2. Tout rejet est subordonné à la délivrance préalable d'un permis spécifique tandis que l'immersion de tous autres déchets est subordonnée à la délivrance préalable d'un permis général. « Immersion » est définie comme l'élimination délibérée dans la mer de déchets ou autres matières à partir de navires, aéronefs, plateformes ou autres ouvrages artificiels, ainsi que le sabordage en mer de ces navires ou plateformes.

Initialement, la Convention ne couvrait ni les émissions à partir de sources côtières (comme les égouts), ni les déchets provenant de l'exploration et de l'exploitation des ressources souterraines maritimes. Elle ne s'applique pas en cas de force majeure (lorsqu'il s'agit de sauvegarder des vies humaines ou de sécuriser des navires). Elle ne couvre pas non plus le stockage de matière dans un but autre que l'élimination.

En 1996, les Parties ont adopté un Protocole retenu dans la Convention de 1972 portant sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets (connu sous le nom de Protocole de Londres). Il est entré en vigueur en 2006 dans 30 pays il permet d'actualiser la Convention en déplaçant son périmètre vers le milieu terrestre, permettant ainsi de créer un lien entre les déchets terrestres et maritimes. C'est un changement majeur qui permet une prise en compte plus rigoureuse de la prévention avec l'intégration de solutions de gestion des déchets à terre et qui interdit l'immersion de tous les déchets, à l'exception de ceux qui figurent sur la « contre-liste », dans une annexe du Protocole.

Le Protocole soutient également que « le pollueur devrait, en principe, assumer le coût de la pollution » et il souligne que les Parties contractantes devraient s'assurer que le Protocole n'a pas simplement pour résultat de déplacer la pollution d'un secteur de l'environnement à un autre.

Cette convention a donc pour effet d'interdire les rejets en mer qui pourraient à terme devenir des macrodéchets flottants, immergés sur les fonds marins ou dans la colonne d'eau.

I.2.2 La convention Marpol (Marine pollution) :

Cette convention internationale pour la prévention de la pollution marine par les navires a été élaborée par l'organisation maritime internationale et a été adoptée le 2 novembre 1973. Un Protocole additionnel a été adopté en 1978 à la suite d'une série d'accidents de navires citernes survenus en 1976 et 1977. Elle est la principale convention internationale traitant de la prévention de la pollution du milieu marin, que les causes soient liées à l'exploitation de matières premières en mer ou à des accidents.

MARPOL compte 6 annexes. L'annexe V cible les « Règles relatives à la prévention de la pollution par les ordures des navires ». Elle a été ratifiée par 119 états (représentant 95,23 % du tonnage mondial des ordures produites par les navires) et elle est entrée en vigueur le 31 décembre 1988. L'annexe VI définit les différents types d'ordures et précise à quelle distance de la terre, et selon quelles modalités, ils peuvent être évacués. Une disposition de l'Annexe V prévoit l'interdiction totale de jeter à la mer des matières plastiques, sous quelque forme que ce soit. Un registre des ordures doit être tenu et un contrôle des normes d'exploitation du navire peut être diligenté par les autorités portuaires.

I.2.3 La convention des Nations Unies sur le droit de la mer :

La convention des Nations Unies sur le droit de la mer a été adoptée le 10 décembre 1982 et est entrée en vigueur le 16 novembre 1994. L'article 207 est consacrée à la pollution d'origine tellurique : « Les états adoptent des lois et des règlements pour prévenir, réduire et maîtriser la pollution du milieu marin d'origine tellurique, y compris la pollution provenant des fleuves, rivières, estuaires, pipelines et installations de décharge. » L'article 210 prévoit que les états adoptent « des lois et des règlements afin de prévenir, réduire et maîtriser la pollution du milieu marin par immersion. ».

I.2.4 La convention de Barcelone :

La convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution régionale a été signée le 16 février 1976 pour prévenir et réduire la pollution marine par les navires, les aéronefs et les sources terrestres en mer Méditerranée. Elle interdit l'immersion de plastiques et s'adosse à un plan d'actions qui vise les sacs plastiques et la gestion des déchets dans les ports.

I.2.5 La convention de Stockholm du 22 mai 2001 relative aux polluants organiques persistants :

La Convention de Stockholm régit les polluants organiques persistants (POP), dont certains se retrouvent dans les produits ou déchets de matières plastiques.

Elle vise à réduire les niveaux de polluants organiques persistants qui s'accumulent dans l'environnement au fil du temps, en éliminant ou restreignant les rejets de POP provenant de produits chimiques industriels et de pesticides, des sous-produits de POP produits non intentionnellement, ainsi que des stocks et des déchets de POP. Elle a été adoptée le 22 mai 2001 et regroupe 184 parties.

En 2001, 12 substances chimiques ont été inscrites à son annexe A1 : l'aldrine, le chlordane, le DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane), la dieldrine, l'endrine, l'heptachlore, le mirex, le toxaphène, les PCB (polychlorobiphényles), l'hexachlorobenzène, les dioxines et les furanes.

En 2009, neuf nouveaux composés ont été ajoutés à cette annexe A : le chlordécone, le lindane, l'alpha-hexachlorocyclohexane, le bêta-hexachlorocyclohexane, l'octabromodiphényléther, le pentabromodiphényléther, l'acide perfluorooctane sulfonique, l'hexabromobiphényle et le pentachlorobenzène.

En 2013, l'hexabromocyclododécane et les naphthalènes polychlorés ont été ajoutés, puis les chloroparaffines en 2018.

En mai 2019, les Parties à la convention de Stockholm ont adopté de nouvelles mesures relatives à l'interdiction de produits chimiques, dont l'inscription de 2 nouveaux groupes de produits à l'annexe A : le dicofol (un pesticide particulièrement nocif pour les oiseaux et les poissons), et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA, utilisé comme antitache et imperméabilisant).

I.2.6 La convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination :

La Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination a été adoptée le 22 mars 1989. Elle est entrée en vigueur dès le 5 mai 1992 et fait partie des conventions quasi universelles, puisqu'elle comporte 187 parties.

Elle rappelle, en préambule, le risque que les déchets dangereux, et leurs mouvements, font peser sur l'environnement et la santé. En outre, la spécificité des pays en développement du fait de leurs « capacités limitées de gestion des déchets » est mentionnée dès le préambule. La première obligation générale consacrée par l'article 4, § 1, a) de la Convention concerne le droit souverain de chaque état d'interdire l'entrée ou l'élimination de déchets dangereux et d'autres déchets d'origine étrangère sur son territoire, sous réserve d'en informer les autres parties, selon les dispositions pertinentes. La suite de l'article 4 prévoit notamment que les états doivent mettre en place des installations adéquates d'élimination pour permettre une gestion écologiquement rationnelle des déchets et réduire leurs mouvements transfrontières. En outre, la gestion écologiquement rationnelle des déchets par l'état tiers est érigée en véritable condition à leur exportation (article 4, § 2, g)). Un contrôle effectif de leurs mouvements et des documents de traçabilité et d'information est par ailleurs mis en place. Le trafic illicite de déchets est considéré comme une infraction pénale (article 4, § 3).

I.3. Distribution mondiale :

La répartition géographique des débris plastiques marins et ses effets sur les écosystèmes océaniques n'ont commencé que récemment à être étudié systématiquement (**Moore, 2008**).

Les débris de plastique flottants, une fois qu'ils pénètrent dans l'océan, sont emportés par les courants océaniques et les vents atmosphériques. Les caractéristiques océaniques, telles que les tourbillons, emprisonnent les débris marins dans les zones d'accumulation, souvent appelées « soupes de plastique », « île aux déchets » (**Law et al., 2014**).

Il existe 5 grands tourbillons à l'échelle de l'océan : les tourbillons de l'Atlantique Nord, de l'Atlantique Sud, du Pacifique Nord, du Pacifique Sud et de l'océan Indien (**Martinez et al., 2009**).

Les tourbillons sont causés par le vent de surface, les courants et l'effet Coriolis (lié à la rotation de la Terre), qui crée des tourbillons d'eau géants et lents. En raison de la durabilité et de la persistance du plastique, une fois qu'il entre dans un système de gyres, il peut y rester pendant

de longues périodes, ce qui signifie que la concentration de plastiques dans ces systèmes peut être considérablement plus élevée que dans d'autres zones de l'océan (Maximenko et al., 2012).

Il a été documenté 5 parcelles d'ordures dans les gyres océaniques. Il a été suggéré qu'il pourrait y avoir une 6^{ème} zone d'ordures se formant dans le cercle polaire arctique dans la mer de Barents (Van Sebille et al., 2012).

I.3.1. Mer Méditerranée :

Modèles de simulation par (Lebreton et al., 2012), ont identifié la mer Méditerranée comme une région à forte charge de pollution plastique à l'échelle mondiale. Les sources sont principalement terrestres (environ 80%) et associées notamment à la gestion du plastique et des eaux usées (Galgani et al., 2010).

La collecte et la quantification des débris flottants menés par (Marino et al., 1989), lors 2 expéditions au large de la côte nord de l'Espagne dans la région de Barcelone en juillet 1988 et mars 1989 ont montré que la concentration moyenne de plastique était de 867 articles / km², PSE 522 articles / km² et de bois 23,3 articles / km². La composition des débris flottants consistait en (nombre d'articles) 74,5% de plastique, 15,2% de PSE et 3,05% de bois. En matière de poids, les pourcentages sont respectivement de 55,5% 1,1% et 36,2% en poids (Saydam et al., 1985).

Les autres études sur les débris flottants n'étaient que semi-quantitatives, basées sur le comptage des débris d'un navire, puis sur la manipulation des résultats jusqu'à la concentration des débris.

Avec la même méthode, (Morris, 1980) a rapporté 2 000 articles / km² à environ 50 milles au sud-ouest de Malte. La composition des débris flottants était composée de 60% à 70% de plastiques, de bouteilles et de fragments. Le reste des débris comprenait du bois, du caoutchouc, des cordes en nylon, des bouteilles en verre et du papier.

Selon (Aliani et al., 2003) les observations de Morris étaient basées sur une seule enquête de 60 minutes réalisée à partir d'une plate-forme fixée à 40 milles au sud-ouest de Malte. Il faut donc faire preuve de prudence lors de l'extrapolation de cette valeur à l'ensemble du bassin méditerranéen. En outre, les observations de Morris ont été faites en 1979, et depuis lors, l'apport de débris aurait en fait diminué en réponse à une sensibilisation accrue à l'environnement et aux réglementations nationales et internationales. Cette étude a concerné des gros débris flottants dans la mer Ligure, au nord-ouest de la Méditerranée, a été menée en utilisant une inspection visuelle de la surface de la mer. Les données ont été collectées au cours de 3 campagnes océanographiques, au cours de l'été 1997 et 2000. Les résultats de 1997, parlent d'une densité de 15 à 25 articles / km² tandis que ceux obtenus en 2000 se situent dans une fourchette < 1,5 à 3 articles / km².

(McCoy, 1988) utilisant une méthode similaire à celle de Morris, 1980 d'un navire dans la mer Ionienne a trouvé en moyenne un seul élément flottant / par jour, ou selon ses calculs, 0,12 articles / m². Aucune information quantitative sur la composition des débris n'a été fournie, mais là encore les plastiques (provenant principalement des conteneurs) et le bois étaient les débris les plus abondants.

Il a été suggéré que la différence pourrait être due aux conditions météorologiques, aux courants marins et à la variabilité des entrées de débris (Suaria and Aliani, 2014). Ces auteurs ont quantifié à grande échelle les débris flottant dans la partie centrale et occidentale de la mer Méditerranée ils ont trouvé des densités comprises entre 0 et 194,6 articles / km², des abondances moyennes de débris marins artificiels de 24,9 articles / km² et de débris marins naturels de 6,9 articles / km² dans tous les sites étudiés. Dans l'ensemble, 78% de tous les objets observés étaient d'origine anthropique dont 95,6% étaient des plastiques. Des densités maximales de débris marins artificiels (> 52 articles / km²) ont été trouvées dans la mer Adriatique et dans le bassin algérien, tandis que les densités les plus faibles (< 6,3 articles / km²) ont été observées dans la Tyrrhénienne centrale et la mer de Sicile. Toutes les autres zones avaient des densités moyennes allant de 10,9 à 30,7 articles / km². Les calculs de base montrent que plus de 62.10⁶ d'articles en macro débris flottent actuellement à la surface de l'ensemble du bassin méditerranéen (Suaria and Aliani, 2014).

L'abondance des microplastiques neustoniques a été déterminée dans le nord-ouest de la mer Méditerranée au cours d'une croisière l'été 2010. Au total, 90% des stations d'échantillonnage (36 /40) contenaient des particules microplastiques (de 0,3 à 5 mm) de diverses compositions, par exemple, filaments, polystyrène ou films plastiques minces. Une concentration moyenne de 0,116 particules / m² a été observée (Collignon et al., 2012).

(Fossi et al., 2012) ont fourni un premier aperçu de la pollution microplastique en mer Méditerranée en rapportant les concentrations et la distribution spatiale des microplastiques dans la zone du sanctuaire Pelagos. Au total, 56% des échantillons de surface neustoniques / planctoniques contenaient des particules microplastiques. L'abondance moyenne des microplastiques estimée dans cette étude est du même ordre de grandeur que celle trouvée pour le tourbillon du Pacifique Nord (Collignon et al., 2012), suggérant le niveau élevé de cette menace émergente dans la seule aire marine protégée sanctuaire pélagique de la mer Méditerranée.

Une version calibrée du modèle de Lebreton utilisant un ensemble de données global a été appliquée pour estimer la charge plastique de surface en mer Méditerranée à 23 150 t (Eriksen et al., 2014).

(Cózar et al., 2015) ont quantifié les déchets plastiques marins flottant dans toute la mer Méditerranée pour évaluer si ce bassin pouvait être considéré comme une grande région d'accumulation de déchets plastiques marins. La concentration moyenne en surface de plastique dans les eaux méditerranéennes, qui était de 243 853 articles / km², avec une densité pondérale moyenne de 423 g / km², est comparable aux concentrations moyennes mesurées dans les zones d'accumulation intérieures des tourbillons océaniques subtropicaux.

À partir de la concentration moyenne de plastique mesurée dans le bassin, la charge superficielle de plastique en Méditerranée est estimée entre 1000 et 3000 t, en accord avec les charges relatives prévues pour cette mer par le modèle de Lebreton à l'échelle mondiale (Lebreton et al., 2012). L'estimation de la charge plastique en mer Méditerranée dérivée du modèle calibré de Lebreton (Eriksen et al., 2014) était d'un ordre de grandeur plus élevée que l'estimation de Cózar, compte tenu des charges totales et microplastiques (<5 mm).

Les débris plastiques dans les eaux de surface méditerranéennes étaient dominés par des fragments de taille millimétrique mais présentaient une proportion plus élevée de grands objets en plastique que celle souillant dans les gyres océaniques, reflétant le lien plus étroit avec les sources de pollution (Cózar et al., 2015).

I.4. Origine des déchets plastiques marins :

Les déchets plastiques marins peuvent être classés selon leur origine, comme résultant de sources terrestres ou marines. Les sources terrestres représentent jusqu'à 80% des déchets marins, qui sont transportés vers la mer via les systèmes d'égouts / de drainage, les voies navigables naturelles, le vent ou la négligence humaine (Derraik, 2002; Gregory and Andrady, 2003).

Les 20% restants proviennent de sources marines tels que les navires, les bateaux de plaisance, les installations offshores et les bateaux de pêche commerciale, qui déversent les débris directement dans l'eau (Derraik, 2002; Sheavly and Register, 2007; Williams et al., 2005). On estime que les débris plastiques marins représentent jusqu'à 80% du total des débris marins (Gregory and Ryan, 1997; Sheavly and Register, 2007).

Les concentrations les plus élevées de débris marins sont souvent observées sur les rives proches des principales sources. Ce modèle a été signalé à plusieurs reprises sur de nombreux littoraux du monde entier. Il apparaît que la quantité de débris sur une plage est inversement liée à sa distance géographique à un centre de population et directement liée au nombre de visiteurs fréquentant la plage (Gabrielides et al., 1991).

Un autre indicateur de l'origine des déchets plastiques marins sur le rivage est le biofouling (Thiel et al., 2013). Les déchets plastiques marins fortement encrassés par les organismes marins indiquent de longues périodes de flottaison à la surface de la mer et proviennent donc probablement de sources éloignées (Benton, 1995; Cunningham and Wilson, 2003). En revanche, les déchets plastiques marins sans encrassement n'ont probablement passé que très peu (ou pas) de temps en mer et suggèrent donc des sources très locales (Thiel et al., 2013).

Les débris eux-mêmes peuvent également servir d'indicateur de sources potentielles (Thiel et al., 2013). Par exemple, si une grande partie des débris plastiques marins flottants porte des étiquettes étrangères, cela est souvent utilisé comme indicateur pour déduire des activités maritimes comme particulier, le transport maritime (Kei, 2005). Le type de débris peut également faire allusion aux sources possibles, par exemple les gobelets en plastique, les bouteilles de boissons, la crème solaire et d'autres articles probablement provenant d'activités touristiques sur la plage (Nagelkerken et al., 2001).

I.4.1. Sources terrestres :

Les débris de plastique terrestres que l'on trouve couramment dans l'environnement marin comprennent tout, des emballages à usage unique aux industriels (pastilles de pré-production) (Gold et al., 2013). Les principales sources terrestres de marines plastiques déchets sont les suivantes :

- Décharges.
- Rivières.
- Décharge illégale (**Liffmann and Boogaerts, 1997**).
- Transport incorrect (**Galgani et al., 2014**).
- Rejets des égouts pluviaux.
- Assainissement municipal non traité.
- Déchets de plages, de zones côtières (par exemple, activités touristiques) (**Gregory, 1996**).
- Produits cosmétiques de consommation (**Fendall and Sewell, 2009**).
- Fibres synthétiques (polyester ou acrylique) provenant du lavage des vêtements (**Browne et al., 2011**).

On ne sait pas quelle fraction des déchets plastiques marins provient de sources terrestres. Il est largement cité que jusqu'à 80% des déchets plastiques marins proviennent de la terre (**European Commission, 2013**), suggèrent que la source terrestre de plastique dans l'océan a augmenté en raison de l'accroissement mondial de la production du plastique, ainsi des déchets de plastique dans les déchets solides municipaux (**Law et al., 2010**).

(**Jambeck et al., 2015**), ont présenté un cadre de calcul de l'apport annuel de plastique dans les océans à partir des déchets générés par les populations vivant à moins de 50 km d'une côte en reliant les données mondiales sur les déchets solides, la densité de population et la situation économique. Le cadre estimait que 275 millions de tonnes de déchets plastiques ont été générées dans 192 pays côtiers (93% de la population mondiale) en 2010 (**Tab. I**), dont 4,8 à 12,7 millions de tonnes sont entrées dans l'océan, soit 1,7% à 4,6% du total des déchets plastiques générés dans ces pays.

En appliquant une gamme de taux de conversion des déchets plastiques mal gérés (40%, 25% et 15%) au déchets plastiques marins, les auteurs ont estimé la quantité de déchets plastiques entrant dans l'océan en provenance de chacun des 20 principaux pays en 2010, en utilisant les données de croissance démographique (**Gerland et al., 2014**), pour projeter l'augmentation de masse jusqu'en 2025 et prévoir une croissance du pourcentage de déchets plastiques. En supposant qu'aucune amélioration de l'infrastructure de gestion des déchets, la quantité cumulative de déchets plastiques disponibles pour entrer dans le milieu marin depuis la terre devrait augmenter d'un ordre de grandeur d'ici 2025 (**Eriksen et al., 2014**).

Tableau I : Estimations des déchets pour 2010 pour les 20 premiers pays classés par masse de déchets plastiques mal gérés.

Classement	Pays	Population côtière 10 ⁶	% Déchets mal gérés	Déchets plastiques mal gérés (10 ⁶ t / année)	% du total déchets plastiques mal gérés	Déchets plastiques marins (10 ⁶ t / année)
1	Chine	262,9	76	8,82	27,7	1,32-3,53
2	Indonésie	187,2	83	3,22	10,1	0,48-1,29
3	Philippines	83,4	83	1,88	5,9	0,28-0,75
4	Vietnam	55,9	88	1,93	5,8	0,28-0,73
5	Sri Lanka	14,6	84	1,59	5,0	0,24-0,64
6	Thaïlande	26,0	75	1,03	3,2	0,15-0,41
7	Egypte	21,8	69	0,97	3,0	0,15-0,39
8	Malaisé	22,9	57	0,94	2,9	0,14-0,37
9	Nigeria	27,5	83	0,85	2,7	0,13-0,34
10	Bangladesh	70,9	89	0,79	2,5	0,12-0,31
11	Afrique du Sud	12,9	56	0,63	2,0	0,09-0,25
12	Inde	187,5	87	0,60	1,9	0,09-0,24
13	Algérie	16,6	60	0,52	1,6	0,08-0,21
14	Turquie	34,0	18	0,49	1,5	0,07-0,19
15	Pakistan	14,6	88	0,48	1,5	0,07-0,19
16	Brésil	74,7	11	0,47	1,5	0,07-0,19
17	Burma	19,0	89	0,46	1,4	0,07-0,18
18	Maroc	17,3	68	0,31	1,0	0,05-0,12
19	Corée du Nord	17,3	90	0,30	1,0	0,05-0,12
20	Etats Unis	112,9	2	0,28	0,9	0,05-0,11

I.4.2. Sources marines :

On rencontre en général 5 sources marines de déchets plastiques :

- Pêche
- Expédition marchande
- Navigation de plaisance
- Installations d'aquaculture
- Plateformes minières et d'extraction offshore

I.4.2.1. Pêche :

Au cours des années 60, des matières plastiques durables et résilientes ont remplacé les fibres naturelles dans les filets et cordages de pêche utilisés par l'industrie de la pêche (**Murray and Cowie, 2011**). Les matériaux naturels biodégradables tels que les fibres végétales sisal, chanvre, coton et manille ont été remplacés par des polymères synthétiques non dégradables tels que le nylon, le polyéthylène, le polypropylène et le polyester noué (**Hopkins, 1986**). Les matériaux préférés pour les filets de pêche sont le polypropylène et le polyéthylène, qui flottent, et pour les monofilaments, le matériau préféré est le nylon, qui coule. Les engins de pêche modernes fabriqués à partir de ces fibres synthétiques sont moins chers, plus durables, plus légers, plus solides et plus efficaces que la plupart des engins traditionnels (**Macfadyen et al., 2009**).

Le problème des filets de pêche abandonnés s'aggrave progressivement en raison de l'augmentation de la pêche dans le monde et de l'introduction d'équipements de pêche à haute résistance fabriqués à partir de plastiques non dégradables et difficiles à éliminer. On estime qu'environ 10% du volume des débris marins sont des engins de pêche abandonnés (**Wilcox et al., 2016**).

I.4.2.2. Expédition marchande :

Les déchets plastiques marins provenant des navires marchands résultent non seulement des déchets généraux, mais aussi des matériaux d'emballage tels que films, sangles, cordes, etc. En outre, les conteneurs de fret des porte-conteneurs peuvent être perdus pendant les périodes de mauvais temps, d'accidents ou de mauvaise gestion. Ces déchets peuvent flotter pendant de longues périodes avant de couler, ce qui représente un danger pour la navigation d'autres navires ils peuvent également éclater et libérer leur contenu, qui peut être échoué à terre (**Wang et al., 2016a**).

Il faut savoir que, les navires ne sont pas tenus de déclarer ou de nettoyer les cargaisons perdues à moins que leur contenu ne soit dangereux (**Gold et al., 2013**).

I.4.2.3. Navigation de plaisance :

La navigation de plaisance a la capacité de générer des débris plastique marins à partir d'articles tels que des lignes de pêche, des filets, des bouées et des flotteurs, des bouteilles et des sacs d'appâts en plastique (Moore, 2008). Alors que la pêche et la navigation de plaisance engendrent des quantités négligeables de déchets plastiques marins par personne et par jour, le grand nombre de bateaux de plaisance contribue de manière significative aux déchets côtiers et de plage (Rech et al., 2014).

I.4.2.4. Installations d'aquaculture :

De nos jours, l'aquaculture fournit près de la moitié de tous les poissons consommés. Ce chiffre devrait atteindre 62% d'ici 2030 avec un tonnage total estimé à environ 138. 10⁶ tonnes. L'essor rapide de l'industrie de l'aquaculture s'est accompagné d'une utilisation accrue des infrastructures et outils en plastique (Ivanova et al., 2018).

I.4.2.5. Plateformes offshore :

Les opérations offshore sur les plates-formes pétrolières et gazières produisent de grandes quantités de déchets plastiques marins. Outre les déchets plastiques ménagers et de cuisine, les autres déchets plastiques marins comprennent les casques de sécurité, les gants, les grands fûts de stockage et les matériaux d'enquête, qui peuvent être accidentellement ou délibérément jeté dans la mer (Bergmann et al., 2015).

I.5. Impacts environnementaux :

Il existe un grand nombre d'études et de rapports sur les effets environnementaux des déchets plastiques marins. La plupart des recherches se sont concentrées sur les effets des déchets plastiques marins sur la vie marine, en particulier sur les mammifères marins, les tortues, les poissons, les oiseaux de mer, les coraux, le plancton, etc.

Les effets sur la biodiversité causés par l'enchevêtrement d'animaux marins dans divers types de déchets plastiques marins tels que les filets de pêche abandonnés et les fragments de plastique; l'ingestion de petits morceaux de déchets plastiques marins par des (micro) organismes marins; la dispersion par rafting de nombreuses espèces envahissantes vers des endroits éloignés; la création de nouveaux habitats d'espèces marines ont des effets sur les habitats existants (Gall and Thompson, 2015).

Dans le rapport des Nations Unies de 2012, les impacts environnementaux des débris plastiques marins représentaient plus de 80% de tous les débris marins, tandis que le papier, le verre et le métal représentaient moins de 2% (Hardesty et al., 2015).

La plupart des déchets plastiques marins trouvés dans les estomacs ou sur la peau des animaux marins ou dans l'écosystème aquatique sont caractérisés par la forme (par exemple, fragments de plastique, granulés, morceaux de films, fils ou filets), la taille et / ou la couleur, mais rarement par nature chimique, bien que de nombreux plastiques puissent avoir des effets différents.

I.5.1. Enchevêtrement :

L'enchevêtrement est une interaction entre la vie marine et le matériau d'emmêlement par lequel les boucles et les ouvertures de divers types de débris artificiels mêlent les appendices d'animaux ou piègent les animaux (Parton et al., 2019).

Les effectifs d'animaux marins trouvés empêtrés dans les déchets plastiques marins est indiqué dans le (Tab. II). Les types de déchets plastiques marins les plus couramment associés à l'enchevêtrement sont les filets de pêche, les lignes monofilament, les casiers à crabes et les casiers à poisson perdus, les cordes, les bandes de cerclage, les bandes en plastique, les ballons et les porte-gobelets de 6 paquets.

Tableau II : Nombre d'espèces trouvées empêtrées dans les plastiques (Compilé par la Convention sur la diversité biologique, 2016).

Groupe d'espèces	Total d'espèces connues	(Gall and Thompson, 2015)		(Dias, 2016)	
		Nbre	%	Nbre	%
Mammifères marins	115	52	45	53	46
Poissons	16 754	66	0,39	129	0,77
Reptiles marins	70	7	10	8	11,4
Oiseaux marins	312	79	25	80	26

I.5.2. Ingestion :

Les effets négatifs des plastiques marins ingérés peuvent être divisés en 3 catégories (Possatto et al., 2011): dommages physiques au système digestif; altération de l'efficacité digestive et fourragère; et rejet de produits chimiques toxiques (Moore et al., 2009).

La plupart des plastiques trouvés dans l'estomac des animaux marins sont caractérisés par leur forme (par exemple, fragments de plastique, granulés, morceaux de films, fils ou filets) et / ou par couleur.

Une vaste revue de la littérature par (Gall and Thompson, 2015) sur les effets des débris marins (92% des déchets plastiques marins) sur les organismes marins montre que des rapports d'ingestion ont été faits pour 13 110 (sur 44 006) individus de 208 espèces (sur 395) (Tab. III). Les rapports sur l'incidence de l'ingestion de déchets plastiques marins par espèce étaient les plus nombreux pour la tortue verte (*C. mydas*) (n = 20), le fulmar nordique (*Fulmarus glacialis*) (n = 20) et la tortue caouanne (*Caretta caretta*) (n = 18). Les espèces dont le plus grand nombre d'individus ont ingéré des débris étaient le fulmar nordique (*F. glacialis*) (n = 3444), l'albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*) (n = 971) et le grand puffin (*Puffinus gravis*) (n = 895).

Tableau III: Nombre d'espèces ayant ingéré des plastiques (compilé par la Convention sur la diversité biologique, 2016).

Groupe d'espèces	Total d'espèces connues	(Gall and Thompson, 2015)		(Dias, 2016)	
		Nbre	%	Nbre	%
Mammifères marins	115	30	26	46	40
Poissons	16 750	50	0,30	62	0,37
Reptiles marins	70	6	8,6	6	8,6
Oiseaux marins	312	122	39	131	44

I.5.3. Rafting :

Les déchets plastiques marins sont un milieu idéal non seulement pour absorber et concentrer les polluants organiques persistants (POP), mais aussi pour les organismes contaminants. Les POP et les organismes peuvent être largement distribués dans de nouveaux endroits au fil du temps.

Parmi les espèces identifiées trouvées sur le rafting des déchets plastiques marins, il y avait des (micro) organismes provenant d'éponges, de cnidaires, de vers marins (polychètes), d'araignées de mer, de crustacés, de bryozoaires, d'échinodermes, d'ascidies, d'herbes marines et d'algues, de mollusques, de non-marins et d'autres groupes taxonomiques non identifiés (**Jang et al., 2018**). Les gros poissons se trouvaient généralement sous de grands sacs en plastique. Kiessling et al., ont compilé en 2015 une liste de 387 taxons trouvés en train de faire du rafting sur des débris flottants. La plupart des taxons (335) étaient associés à des substrats en plastique (déchets ménagers, fragments de plastique ou bouées en plastique), qui constituent la grande majorité des déchets flottants anthropiques dans les océans (**Kiessling et al., 2015**).

I.5.4. Perte de biodiversité et habitat :

Les déchets plastiques marins ont constitué une menace sérieuse pour les habitats marins et la faune. Lorsqu'ils se déposent sur le fond marin, les débris marins altèrent l'habitat, soit en introduisant des substrats durs là où il n'y en avait pas auparavant, soit en recouvrant les sédiments, en inhibant les échanges gazeux et en interférant avec la vie sur le fond marin. S'il est relativement statique sur le fond marin, ou flottant mais retenu dans les tourbillons océaniques, les déchets plastiques seront toujours colonisés, fournissant un habitat supplémentaire ayant le potentiel d'influencer l'abondance relative des organismes dans les assemblages locaux (**Gall and Thompson, 2015**).

Des impacts sur l'écosystème peuvent également se produire dans l'intertidal. Par exemple, des microplastiques et des fragments de débris sur les plages ont été signalés pour modifier la porosité des sédiments et leur capacité de transfert de chaleur. Il a été suggéré que l'augmentation des charges de débris pourrait entraîner une baisse des températures souterraines, affectant potentiellement des organismes tels que les tortues de mer dont la détermination du sexe repose sur la température (**Carson et al., 2011**).

I.5.5. Récifs coralliens :

Les engins de pêche abandonnés endommagent physiquement les écosystèmes des récifs coralliens en abrasant et en raturant les polypes coralliens vivants et en altérant la structure des récifs, ils détruisent les fondations squelettiques du récif, alors qu'ils enchevêtrent et tuent les animaux des récifs (**Donohue et al., 2001**).

Les dommages causés aux récifs coralliens par les filets maillants abandonnés varient de la perte de tissus affectant quelques colonies de corail à la mortalité de récifs entiers. Les tentatives des pêcheurs pour récupérer les filets emmêlés par la force causent souvent des dommages importants souvent irréversibles, déchirant et brisant les colonies de corail. Les filets reposant passivement sur un récif fournissent un substrat pour la colonisation d'algues, ce qui réduit par la suite la quantité de lumière disponible pour les coraux sous-jacents grâce à des effets d'ombrage et réduit les échanges d'eau. Les algues commencent alors à coloniser et à surpasser rapidement le corail et à empêcher la colonisation des larves de corail. L'action des vagues, des courants et des flux et reflux des marées provoque le mouvement des filets, entraînant une perte de tissu par abrasion et rupture des coraux enchevêtrés (**Cinner et al., 2018**).

Entre 1996 et 2006, la NOAA a récupéré un total de 511 Mt d'engins de pêche sur les récifs du Northwest Hawaiian Island Marine National Monument, l'une des plus grandes zones marines du monde (**Pichel et al., 2007**).

I.5.6. Toxicité :

Les plastiques contiennent plusieurs additifs qui ont été ajoutés pour doter les plastiques de certaines propriétés souhaitables. En mer, plusieurs de ces composés chimiques et additifs peuvent être libérés des déchets plastiques dans le milieu marin en raison d'une dégradation et ou d'une polymérisation incomplète (**Lithner et al., 2011**), les déchets plastiques marins peuvent agir comme vecteur de transport de polluants chimiques vers les organismes marins (**Karapanagioti and Klontza, 2008**).

I.6. Impacts socio-économiques :

Les impacts sociaux des déchets marins comprennent la détérioration de la qualité de la vie humaine, la réduction des possibilités de loisirs, la perte de valeur esthétique et la perte de non-utilisation (**Abreo et al., 2019**). Sur le plan social, les parcelles d'ordures affectent la santé et la vie des personnes vivantes le long des côtes qui bordent les tourbillons océaniques (**Leous and Parry, 2005**). La plupart des impacts sociaux et économiques des déchets plastiques marins sont étroitement liés et il n'est pas toujours facile de les distinguer les uns des autres (**Lithner et al., 2011**).

I.6.1. Impacts économiques :

Les impacts économiques concernent la réduction des opportunités d'exploiter le milieu marin, pour le loisir ou pour le profit (**Agamuthu et al., 2019**). L'apparition de pollution et de matières dangereuses réduit la valeur de l'activité humaine. Les secteurs de la pêche, des transports et du tourisme, ainsi que les gouvernements et les communautés locales, sont touchés par les impacts économiques négatifs des débris marins (**Newman et al., 2015**).

Les impacts économiques peuvent avoir des coûts directs ou indirects (McIlgorm et al., 2011), distinguant 2 catégories de coûts économiques dans les déchets marins.

Coûts économiques directs : coûts résultant de dommages causés à une industrie ou à une activité économique, par exemple les coûts d'immobilisation d'un navire en raison de l'enchevêtrement de débris marins au tour de son hélice, ces coûts sont facilement estimés.

Impacts économiques indirects : coûts qui résultent indirectement, par exemple, de la vie marine ingérant des déchets plastiques et contaminant la chaîne alimentaire, ayant donc un impact sur les animaux marins et même sur les humains, ces coûts ne sont pas faciles à évaluer.

Il a été estimé que les dommages causés par les débris marins aux industries de la pêche, du transport maritime et du tourisme dans la région de l'APEC (Communauté économique Asie-Pacifique) sont de $1,265.10^9$ \$US / an en 2008 (McIlgorm et al., 2008). À l'échelle mondiale, les déchets plastiques causent des dommages financiers de 13.109 \$US aux écosystèmes marins chaque année (Watkins et al., 2015).

I.6.2. Santé humaine :

Les humains ingèrent quotidiennement des microplastiques par les boissons, la nourriture mais aussi par l'air. Une grande partie des particules inhalées pourrait pénétrer dans le tube digestif par les mécanismes de clairance mucociliaire du poumon après inhalation (Prata et al., 2020; Toussaint et al., 2019), comme souligné par (Toussaint et al., 2019). Il est encore difficile d'évaluer l'exposition orale humaine aux microplastiques, en raison de l'absence d'une approche méthodologique, y compris les procédures d'échantillonnage/d'analyse, ainsi que les matériaux de référence (pour différents polymères dans différentes matrices). Dans un tel contexte, l'équipe de Schwabl a signalé la présence de microplastiques dans les selles recueillies auprès de volontaires sains dans le monde entier. Bien que cette étude n'ait examiné qu'un petit nombre des sujets ($n = 8$), des microplastiques ont été trouvés dans tous les échantillons de selles, avec une moyenne de 20 particules/10 g de selles, composées de différents types de polymères (PP et PET étant les plus abondants) et les tailles (entre 50 et 500 μm) (Schwabl et al., 2019). À ce jour, une seule étude a clairement quantifié l'exposition humaine aux microplastiques par l'intermédiaire de la boisson et consommation alimentaire d'un régime américain typique, compte tenu de l'enfance ou de l'âge adulte. L'enfant, consomme quotidiennement 106 et 113 microplastiques, les femmes et les hommes, adulte consomment respectivement 126 et 142 microplastiques / jour. Les produits de la mer et l'eau embouteillée ont été identifiés parmi les principaux contributeurs de l'apport microplastique; toutefois, selon la localisation géographique et les habitudes alimentaires, les niveaux d'exposition varient considérablement (Cox et al., 2019).

I.7. Généralités sur les Polymères :

I.7.1. Définition d'un polymère :

Les polymères sont des macromolécules de synthèse obtenues par polymérisation ou polycondensation de petites molécules, les monomères. La réaction de polymérisation donne naissance à des chaînes carbonées dont la structure (linéaire, ramifiée, réticulée), la longueur

(nombre n d'atomes de carbone réunis de la formule chimique simplifiée $\text{CH}_3\text{-(CH}_2\text{)}_n\text{-CH}_3$) et l'assemblage forment des topologies qui déterminent leurs propriétés physiques et chimiques (Stevens, 1990) (Fig. 1).

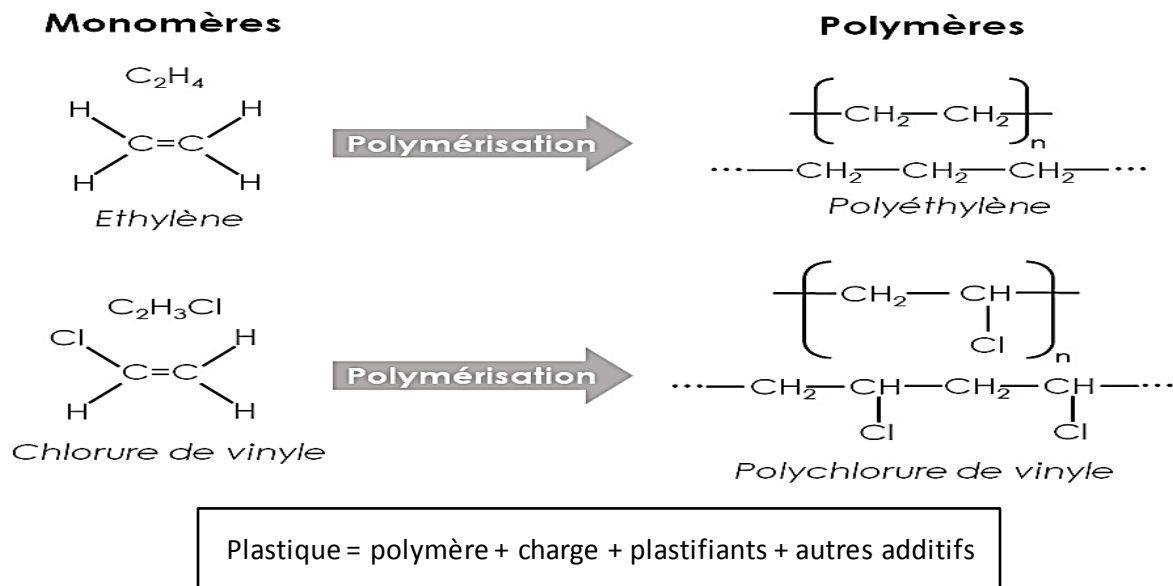


Figure 1 : Schéma illustrant les étapes de la polymérisation (Stevens, 1990).

Ainsi, pour des plastiques de même nature chimique, il existe des centaines, voire des milliers de formulations différentes (Brittain and Minko, 2007).

Tous les polymères ne sont pas synthétiques. De nombreux polymères naturels sont présents dans la nature : polypeptides (collagène, gélatine), polysaccharides (sucres) et polynucléotides (ADN, ARN). Le latex (caoutchouc naturel) est également un polymère naturel produit par l'Hévéa (Saheb and Jog, 1999).

I.7.2. La diversité des polymères :

Quatre critères permettent de classer les matières plastiques: leur procédé de polymérisation, leur structure chimique leur comportement mécanique ou encore, leur type d'usage.

I.7.2.1. Les polymères de synthèse (les thermoplastiques ou les thermodurcissables) :

a) Les thermoplastiques :

Sous l'effet de la chaleur, les thermoplastiques se ramollissent, se déforment et peuvent être mis en forme. Après refroidissement, la forme qui leur a été donnée est figée, mais l'opération est réversible. Ainsi, à nouveau chauffés, les thermoplastiques redeviennent malléables et peuvent être remis en forme. Cette caractéristique exclusive des thermoplastiques permet leur recyclabilité mécanique (Heckele and Schomburg, 2003).

Parmi les thermoplastiques, on trouve les polymères suivants :

- Les polyoléfines tels que le polyéthylène (PE) et le polypropylène (PP). Il faut distinguer 2 types de polyéthylène : le polyéthylène basse densité (PEBD) utilisé pour les bouteilles, les

jouets, les sacs plastiques, les sacs poubelles, les emballages, les tubes pour le transport du gaz ou de l'eau, et le polyéthylène haute densité (PEHD) utilisés pour les articles de ménage et de cuisine, l'isolation électrique, et les emballages alimentaires. Le polypropylène est utilisé principalement pour les films alimentaires et dans la construction automobile (filtres, pare-chocs) ;

- Les polyesters linéaires dont le plus connu est le polyéthylène téréphtalate (PET), qui entre dans la composition de rubans, de composants électroniques et de bouteilles de boisson ;

- Les styréniques tels que le polystyrène (PS) utilisé comme emballage alimentaire (pots de yaourts et barquettes) et pour leurs propriétés isolantes (contre-portes de réfrigérateurs ou de congélateurs). La famille des styréniques comprend également le polystyrène expansé (PSE) utilisé comme isolant, barquettes alimentaires ou caisses à poissons isothermes ;

- Les vinyliques tels que le chlorure de polyvinyle (PVC). Souple, le PVC permet de fabriquer des tissus enduits pour l'habillement et la maroquinerie, des gaines d'isolation, des rubans adhésifs ou des bâches, des poches à sang et des gants médicaux. Rigide, on l'utilise pour créer des tuyaux d'installations sanitaires, des fenêtres, des volets, des gouttières et des emballages alimentaires ;

- Les polyamides (PA), tels que le nylon : ils servent principalement à fabriquer des fibres textiles et des filets de pêche, mais sont également utilisés pour produire des interrupteurs, des prises électriques, des engrenages, des vis, des appareils électro-ménagers, des seringues ou des pièces d'équipement automobile ;

- Les polyacryliques et polyméthacryliques : le polyméthacrylate de méthyle (PMMA) permet de produire des fibres synthétiques, des verres de lunettes, des vitrages, des équerres, des règles, des lentilles et divers articles de coiffure. Le polyacrylonitrile (PAN) est notamment utilisé comme fibre synthétique par l'industrie textile ;

- Les polycarbonates (PC) : matériaux à usage technique, très rigides et peu combustibles, ils entrent dans la composition des disques compacts, des casques de moto ou des vitrages de sécurité.

Les thermoplastiques représentent 80 % de la consommation de plastiques dans le monde.

b) Les thermodurcissables :

A l'inverse des thermoplastiques, les plastiques thermodurcissables ne peuvent pas être fondus pour être réutilisés (Aucher, 2009).

Dans cette catégorie on trouve les polymères suivants :

- Les polyuréthanes (PUR) : ils entrent au cœur de la fabrication d'un grand nombre de produits (mousses, peintures, préservatifs, vernis, colles et autres solutions diverses). Sous une forme thermoplastique élastomère, ils permettent aussi à l'industrie textile de produire du Lycra ;

- Les phénoplastes : ils entrent dans la composition de certaines encres d'imprimerie, de mousses, d'abrasifs, de garnitures de freins et d'embrayage ou de peintures diverses ;
- Les polyépoxydes : ils sont utilisés pour fabriquer des revêtements, des adhésifs et diverses peintures ;
- Les élastomères, qui se caractérisent par leur grande déformabilité, tels que le caoutchouc naturel, le néoprène ou encore les silicones.

I.7.3. Les deux origines du carbone des polymères :

a) Les polymères issus de carbone fossile :

Presque la totalité (99 %) des polymères qui constituent les plastiques proviennent de sources de carbone fossile ils dérivent principalement du pétrole et du gaz de schiste (**Rabetafika et al., 2006**).

b) Les polymères issus de carbone renouvelable :

La différence entre les polymères fossiles et les polymères biosourcés réside dans l'origine des atomes de carbone constituant leur squelette moléculaire. Alors que le carbone des polymères fossiles est issu des hydrocarbures, celui des polymères biosourcés provient de la biomasse d'origine végétale : amidon du blé, pommes de terre ou maïs, cellule extraite du bois, huiles obtenues à partir du tournesol ou encore des chardons ou animale : protéines de lait, kératine (**Rabetafika et al., 2006**).

I.7.4. Les polymères biodégradables :

Le caractère biodégradable ou non d'un polymère est une propriété qui intéresse sa fin de vie et donc sa capacité à persister dans l'environnement s'il vient à s'y trouver au terme de son utilisation.

Trois types de facteurs influencent le processus de biodégradation :

- Des facteurs externes liés aux conditions physiques et chimiques (température, présence d'eau et O₂, rayonnement UV, pH) du milieu dans lequel se retrouve le polymère (sol, compost, eau douce, eau de mer) ;
- Des facteurs biologiques liés à la présence, ou non, de micro-organismes constituant la microflore et la microfaune de l'environnement. Les plastiques biodégradables sont des plastiques capables d'être attaqués par les micro-organismes pour obtenir la source de carbone indispensable à leur métabolisme. Cette aptitude à la biodégradation a été préalablement évaluée et validée pour un milieu donné dans des conditions standardisées de laboratoire ;
- Des facteurs intrinsèques au matériau (composition chimique, propriétés de surface telles que l'hydrophilicité ou la rugosité, masse molaire, cristallinité, propriétés thermiques, formulation et structuration, surface spécifique).

I.7.5. Les biopolymères :

Certains polymères sont à la fois biosourcés et biodégradables. Ils peuvent dès lors être qualifiés de biopolymères (bioplastiques).

En 2019, 1,17. 10⁶ tonnes de plastiques biosourcés et biodégradables et 941. 10³ tonnes de plastiques biosourcés non dégradables ont été produites. Par conséquent, seuls 55 % des plastiques biosourcés sont réellement des bioplastiques.

I.8. Le plastique en Algérie :

I.8.1. Cadre réglementaire :

Les déchets plastiques et les déchets d'emballages sont régis par un ensemble de textes réglementaires :

- **La Loi 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets.** A pour objet de fixer les modalités de gestion, de contrôle et de traitement des déchets, elle est composée de 72 articles.

Dans l'article 5, la présente loi a défini la notion des **déchets** étant comme tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, et plus généralement toute substance ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer.

Elle range les déchets en 6 classes :

Déchets ménagers et assimilés : tous déchets issus des ménages ainsi que les déchets similaires provenant des activités industrielles, commerciales, artisanales et autres qui, par leur nature et leur composition, sont assimilables aux déchets ménagers.

Déchets encombrants : tous déchets issus des ménages qui en raison de leur caractère volumineux ne peuvent être collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés.

Déchets spéciaux : tous déchets issus des activités industrielles, agricoles, de soins, de services et toutes autres activités qui, en raison de leur nature et de la composition des matières qu'ils contiennent, ne peuvent être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés et les déchets inertes.

Déchets spéciaux dangereux : tous déchets spéciaux qui, par leurs constituants ou par les caractéristiques des matières nocives qu'ils contiennent, sont susceptibles de nuire à la santé publique et/ou à l'environnement.

Déchets d'activité de soins : tous déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif ou curatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire.

Déchets inertes : tous déchets provenant notamment de l'exploitation des carrières, des mines, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation, qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge, et qui ne sont pas contaminés par des substances dangereuses ou autres éléments générateurs de nuisances, susceptibles de nuire à la santé et/ou à l'environnement.

- **Le Décret exécutif du 6 Ramadhan 1423 correspondant au 11 novembre 2002 relatif aux déchets d'emballages.** En applications des dispositions des articles 7 et 8 de la loi n° 01-19 du 27 Ramadhan correspondant au 12 décembre 2001, susvisée, le présent décret a pour objet de définir les modalités de valorisation des déchets par leur générateur et/ou leur détenteur ainsi que les conditions d'élimination des déchets que leur détenteur ou leur générateur ne peuvent valoriser, et cela notamment les déchets d'emballages.
- **Le Décret exécutif du 10 Joumada Ethania 1425 correspondant au 28 juillet 2004 définissant les modalités de détermination des caractéristiques techniques des emballages destinés à contenir directement des produits alimentaires ou des objets destinés à être manipulés par les enfants.** En application des dispositions de l'article 10 de la loi n° 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001, susvisée, le présent décret a pour objet de définir les modalités de détermination des caractéristiques techniques des emballages destinés à contenir directement des produits alimentaires ou des objets destinés à être manipulés par les enfants.

Le décret a défini le terme emballage : par tout sac, caisse, caissette, récipient, pot ou de façon générale tout contenant en bois, en papier, en verre, en tissu ou en plastique contenant directement des produits alimentaires ou des objets destinés à être manipulés par les enfants ainsi que tout sac ou sachet destiné à leur conditionnement ou à leur transport.

- **Le Décret exécutif du Aouel Joumada Ethania 1425 correspondant au 19 juillet 2004 fixant les modalités de création, d'organisation, de fonctionnement et de financement du système de traitement des déchets d'emballages.** Il est institué un système public de reprise et de valorisation des déchets d'emballages dénommé « Eco-Jem » a pour objet d'organiser la reprise et le traitement des déchets d'emballages, à travers des contrats de service pour la collecte, le tri et la valorisation des déchets, la mise en place de ce système public est chargée par l'agence nationale des déchets.

I.8.2. Consommation des plastiques :

Selon les chiffres du Centre National de l'Informatique et des Statistiques (CNIS). L'Algérie a importé près de 2,03.10⁹\$US d'intrants pour l'industrie de plastique en 2017, contre 1,9.10⁹\$US en 2016 et 1,7.10⁹\$US en 2015.

La tendance temporelle des importations de plastiques primaires en Algérie montre une augmentation régulière, les importations passant de 0,096 Mt en 1992 à environ 1,38 Mt en 2016. De 1992 à 2017, environ 13,14 Mt de plastique ont été importées, ce qui représente environ 11,2% du total de l'importation de plastiques primaires sur le continent africain (Babayemi et al., 2019).

Dans le même temps, la consommation annuelle de sacs plastiques était d'environ $5,5 \cdot 10^9$ en 2017 (MERE, 2017), et environ 0,52 Mt de déchets plastiques sont mal gérés dans le pays chaque année (Jambeck et al., 2015).

I.8.3. Les plastiques à usage unique dans les déchets ménagers et assimilés :

Dans le cadre d'une campagne nationale organisée par l'Agence nationale des déchets (AND), entre Avril 2018 et Mars 2019. Afin d'apprécier l'évolution de la composition des déchets ménagers assimilés et identifier leur potentiel de valorisation (Fig. 2). Cette campagne a touché les 3 zones bioclimatiques : nord, semi-aride et aride. L'étude montre que les déchets plastiques représentent 15,31 % des DMA générés annuellement, soit environ $2,1 \cdot 10^6$ de tonnes. La répartition des déchets plastiques en sous-catégories montre que le PEBD est majoritaire avec près de 8,14 % suivi du PET qui représente environ 3,57 % de la quantité globale de déchets produits (AND, 2019).

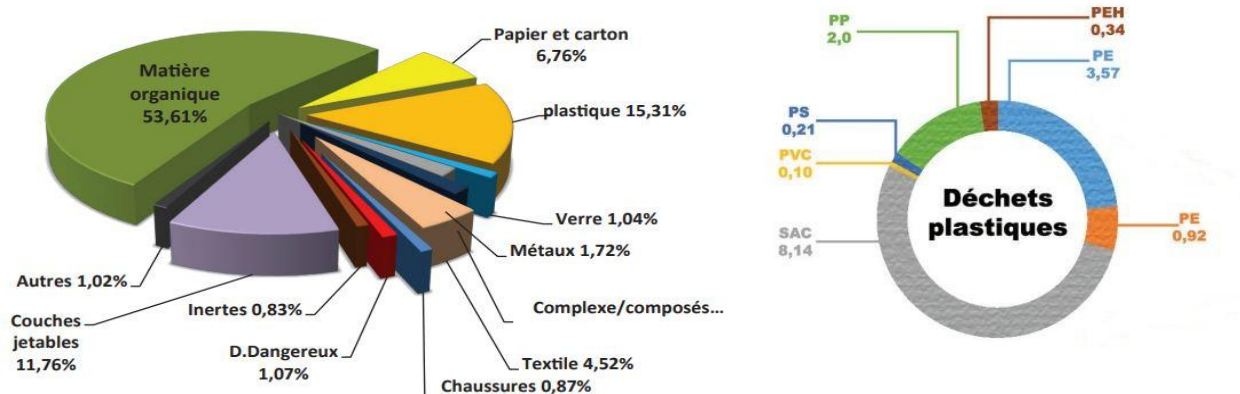


Figure 2: Composition des déchets plastiques en Algérie (AND, 2019).

I.8.4. Les plastiques à usage unique sur les plages :

Une campagne saisonnière de surveillance et de suivi des déchets côtiers, a été lancée par l'AND, dans 3 wilayas pilotes, (Jijel "Est", Tipaza "Centre" et Ain Timouchent "Ouest") avec 2 plages par wilaya. Elle intervient en complément de la première campagne initiée par le Ministère de l'Environnement et ce dans le cadre du programme Horizon 2020 (AND, 2020). Le constat est impressionnant ; entre 80 et 85% des déchets présents sur les plages sont des déchets plastiques, essentiellement : des bouteilles de boissons, des bouchons, des sacs en plastiques (différentes formes), des emballages alimentaires (biscuits, bonbons), des filets et autres matériaux de pêche, des pailles, de la vaisselle jetable, des coton-tiges, des bâtonnets de sucettes, des fragments de Polystyrène et de plastique, des mégots de cigarettes, etc. (Fig. 3).

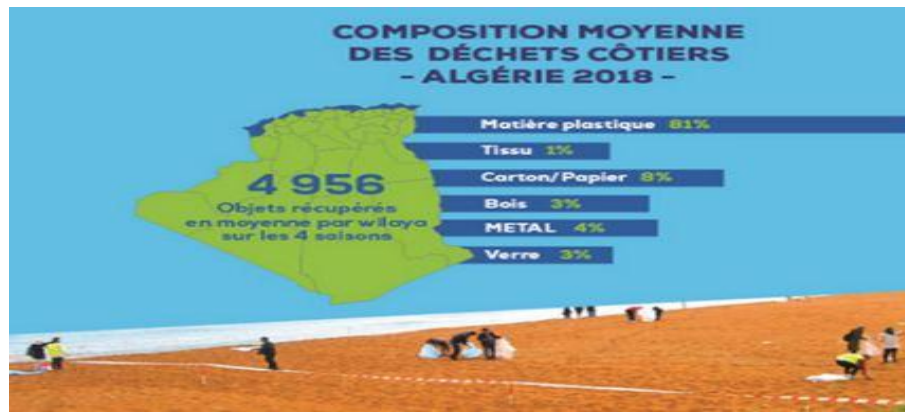


Figure 3: Composition moyenne des déchets côtiers (AND, 2020).

I.9. Dégradation des plastiques dans le milieu marin :

La dégradation est la décomposition partielle ou complète d'un polymère est sous l'influence d'un ou plusieurs facteurs environnementaux tels que l'eau, la chaleur, la lumière, les microbes et l'action mécanique. Il existe 5 modes de dégradation plastiques peuvent se dégrader dans le milieu marin :

1. Dégradation hydrolytique
2. Dégradation thermo-oxydante
3. Photodégradation
4. Biodégradation
5. Dégradation mécanique

Dans les divers habitats marins, y compris les plages, la surface de la mer, la colonne d'eau et le fond marin, les plastiques marins sont exposés à différentes conditions environnementales qui accélèrent ou ralentissent leur dégradation. La dégradation des déchets plastiques en mer ou sur la plage est affectée par de nombreux facteurs, tels que le temps d'exposition, l'intensité du rayonnement UV, la température, la dégradation biologique et l'abrasion physique. La dégradation du plastique est plus intense sur la plage et dans une moindre mesure à la surface de la mer en raison de la photooxydation induite par les rayons UV solaires. La dégradation des matières plastiques se produit plus lentement en mer que sur terre, car l'eau de mer, qui est un bon dissipateur thermique, inhibe la charge thermique qui accélère la dégradation sur terre. Dans la colonne d'eau, le plastique se dégrade très lentement, notamment dans les profondeurs (Andrady, 2000).

La durée pendant laquelle diverses matières plastiques persistent dans la mer n'est pas connue de manière fiable (Rios et al., 2007). Une estimation approximative du temps de dégradation de certains débris marins dans l'eau de mer est reportée dans le **Tableau IV**. Les valeurs indiquées doivent être traitées avec prudence. Par exemple, il n'y a pas de discrimination entre les différents types de plastiques dégradables et non dégradables, alors que la valeur citée de 6 mois pour les plastiques photodégradables (également appelés oxodégradables) est incertaine, car on sait que les plastiques photodégradables ne sont pas sujets à la biodégradation, mais ils

sont plutôt réduits à de minuscules particules parfois invisibles à l'œil humain. Dans tous les cas, le tableau donne une vue générale de l'échelle de temps de dégradation de divers éléments souvent rencontrés dans les débris marins.

Les déchets plastiques marins, tels que les engins de pêche abandonnés, les bouteilles, les sacs, les tasses, les mégots de cigarettes et autres articles en plastique, sont persistants et restent à la surface de la mer, dans la colonne d'eau et sur le fond marin presque en permanence. La durée de vie estimée de certains articles en plastique courants dans la mer est indiquée dans le **Tableau V**. Contrairement à d'autres sources de polluants, par exemple les déversements d'hydrocarbures, le plastique peut nuire au milieu marin pendant longtemps (Cho, 2005).

Tableau IV : Temps estimé pour que les débris marins se dégradent dans l'océan.

Déchets marins	Délais de dégradation
Journal	1,5 mois
Boîte en carton	2 mois
Gants de coton	1 à 5 mois
Gants en laine	1 ans
Contre-plaqué	1 à 3 ans
Sacs en plastique	10 à 20 ans
Boîte de conserve	50 ans
Couches jetables	50 à 100 ans
Bouteille en plastique	100 ans
Porte-boisson en plastique	400 ans
Ligne de pêche monofilament	600 ans

Tableau V : Durée de vie estimée de certains articles en plastique courant dans la mer.

Déchets marins	Temps de dégradation en années
Anneau de 6 packs (photodégradables)	1/2
Mégots de cigarettes	1 à 15 / 8 à 30
Sac d'épicerie en plastique	10 à 20
Tissu en nylon	30 à 40
Filet de pêche en nylon	10 à 30
Bouées en polystyrène	50
Ligne de pêche	600

Chapitre II : Le plastique, d'un polymère miracle au polluant microscopique

II.1. Introduction :

Les microplastiques sont omniprésents dans les océans du monde et représentent environ 92,4% du nombre mondial de particules plastiques (Eriksen et al., 2014). Ils sont présents dans les sédiments, dans toute la colonne d'eau, et dans les systèmes digestifs, et dans les tissus d'organismes marins (Anderson et al., 2016). Leur capacité à interagir avec d'autres contaminants environnementaux et les adsorber en surface, leur propension à être ingérés par le biote et leurs longs temps de séjour dans l'environnement, en font une préoccupation mondiale (Fonte et al., 2016). Cependant, malgré les récentes recherches, de nombreuses questions demeurent, en particulier dans les études d'écotoxicologie (Law and Thompson, 2014).

II.2. Définition des microplastiques :

Petits morceaux de plastique flottant dans l'océan de surface ont été rapportés pour la première fois dans la littérature scientifique au début des années 1970 (Carpenter and Smith, 1972), et des publications ultérieures ont décrit des études identifiant fragments de plastique chez les oiseaux dans les années 1960 (Harper and Fowler, 1987). On ne sait pas quand le terme «microplastique» a été utilisé pour la première fois en relation avec les débris marins. Il a été mentionné par (Ryan and Moloney, 1990) en décrivant les résultats d'enquêtes sur les plages sud-africaines, et rapports de croisière de la mer Education Association en 1990 et par (Thompson et al., 2005) décrivant la distribution de fragments de plastique dans l'eau de mer. Pas de formule la définition de la taille a été proposée à l'époque mais généralement le terme matériel implicite qui ne pouvait être facilement identifié à l'aide d'un microscope. Il est depuis devenu largement utilisé pour décrire de petits morceaux de plastique dans la plage de taille millimétrique à submillimétrique, bien qu'il n'ait pas été officiellement reconnu.

Bien que plusieurs définitions des microplastiques aient été proposées en fonction de leur taille (Fig. 4), la définition actuellement acceptée par la communauté scientifique est une taille de particule comprise entre 0,001 et 5 mm (GESAMP, 2015), pendant ce temps, les particules de plastique <0,001 mm sont classées comme nanoplastiques, celles > 5 mm sont des mésoplastiques (5–25 mm), et ceux > 25 mm sont des macroplastiques (Li et al., 2016).

En termes pratiques, les microplastiques peuvent être définis comme tout polymère organique synthétique solide avec une taille de particule dans la plage de 0,001 à 5 mm (GESAMP, 2015).

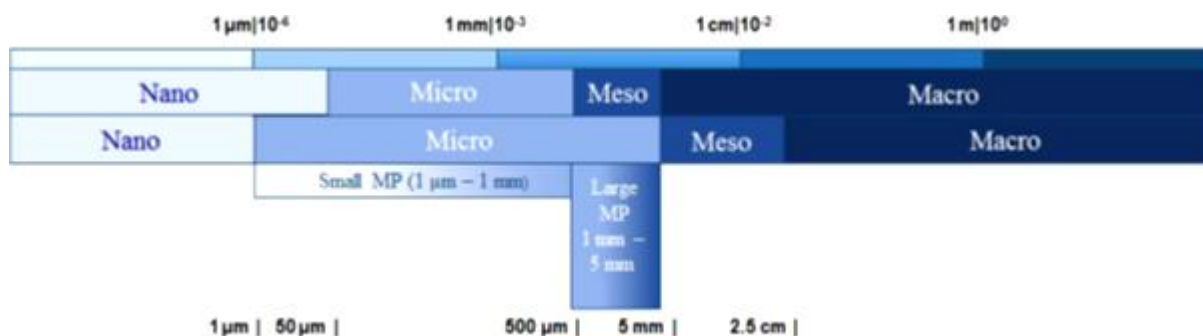


Figure 4: Classifications des limites de taille des microplastiques selon différents auteurs (Ryan, 2015).

II.3. Sources et origines :

Les microplastiques sont séparés en 2 catégories en fonction de leurs origines : les primaires et les secondaires (GESAMP, 2015). Cette distinction permet d'identifier différentes sources et de mettre en place des mesures de gestion adéquates.

II.3.1. Microplastiques primaires :

Les microplastiques primaires sont généralement de petites microbilles sphériques qui sont intentionnellement fabriquées par l'industrie des plastiques pour une utilisation dans les cosmétiques, les produits de soins personnels, exfoliants cutanés, agents nettoyants et grenailage (Lee et al., 2013). De nombreux microplastiques primaires sont souvent rejetés par négligence directement dans le milieu marin (Leslie et al., 2011), comme pendant les activités de sablage (Pattiaratchi et al., 2013). Au lieu d'utiliser la grenaille traditionnelle à base de sable, les approches de sablage impliquent désormais l'utilisation de microplastiques manufacturés comme résultat de leur plus grande durabilité par rapport au sable (Lee et al., 2013). Par conséquent, ces plastiques sous forme des particules de grenaille peuvent être balayés et transportés par le vent, puis déposés dans des corps de l'eau. Alternativement, ils peuvent être emportés dans les cours d'eau urbains où transportés à la fois dans les environnements des eaux douce et marine (Gregory, 1996).

Une autre forme de microplastiques primaires est la matière première industrielle (Fig. 5). Ces petites pastilles de plastique colorées sont fabriquées dans le monde entier par les plastiques industrie dans le but d'être fondu et moulé pour former du plastique plus gros fait artistiques (Lee et al., 2013). Une source majeure de pollution plastique dans le milieu aquatique à partir de matières premières plastiques industrielles (Hidalgo-Ruz et al., 2012), et la libération involontaire de microplastiques par des sources industrielles est considérée comme contribuant grandement à l'abondance de microplastiques observés dans le milieu marin (Wang et al., 2015).

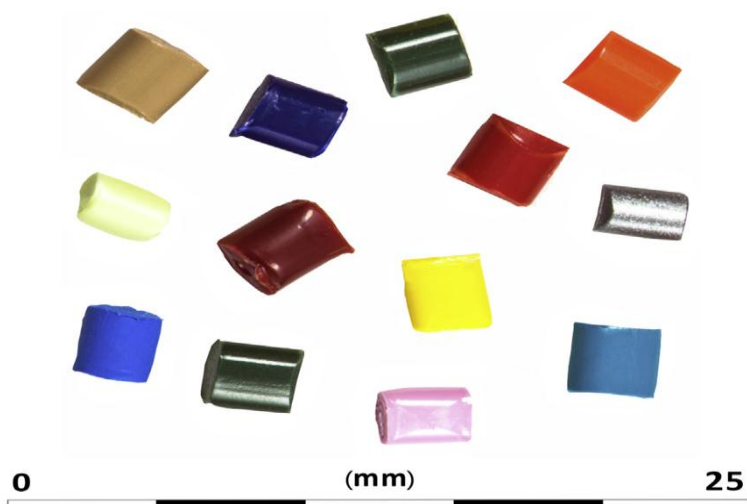


Figure 5: Les microplastiques primaires produits dans une grande variété de couleurs.

Dans certains cas, cela peut se produire en raison de la libération directe de ces microplastiques primaires de l'industrie dans les tuyaux d'effluents (**Lechner and Ramler, 2015**), tandis que dans d'autres cas, leur entrée dans le milieu aquatique peut être le résultat d'un déversement industriel (**Fig. 6**).



Figure 6: Déversement industriel de microplastiques.

Les fibres synthétiques utilisées pour fabriquer des vêtements sont également considérées comme des fibres primaires microplastiques, car elles ont été délibérément fabriquées pour être de petite taille. En échantillons récupérés de l'environnement, les fibres sont l'une des catégories de plastiques les plus abondantes pièces trouvées (**Browne et al., 2011**).

Avec la grande capacité du tambour des machines à laver modernes, il est tout à fait plausible que 19.10^3 fibres pourraient être libérées d'un seul lavage de seulement 10 vêtements. Plus récemment ce chiffre a été réévalué et passe à 2000 fibres par vêtement et par cycle de lavage en outre, il a été estimé que les eaux usées contiennent jusqu'à 100 fibres / litre (**Law and Thompson, 2014**). En fin de compte, les fibres microplastiques peuvent être transportées par les cours d'eau et les eaux usées systèmes avant d'être déposés dans les mers et les océans via les orifices de rejet (**Habib et al., 1998**).

Des fibres microplastiques synthétiques ont été découvertes en grande abondance dans le sol qui a été traité avec des sédiments d'eaux usées collectés, ajoutant ainsi de la crédibilité aux preuves croissantes que les fibres synthétiques des vêtements représentent un risque environnemental considérable (**Zubris and Richards, 2005**). De plus, (**Vesilind, 2003**), a signalé que de grandes quantités de microplastiques pouvaient passer directement à travers les filtres de collecte dans les stations d'épuration municipales.

Les fabricants de produits nettoyants utilisés sur la peau humaine intègrent des microbilles dans leurs produits pour aider au nettoyage en profondeur et à l'abrasion cutanée du skin (**Zitko and Hanlon, 1991**) (**Fig. 7**). Traditionnellement, ces nettoyants reposaient sur des produits naturellement abrasifs des matières telles que la farine d'avoine (**Fendall and Sewell, 2009**),

ou les coquilles de noix (Miller et al., 2016). Au cours des 40 dernières années, les fabricants de produits de nettoyage les ont remplacés par les plastiques (Fendall and Sewell, 2009). Typiquement, le microplastique de choix est le polyéthylène, qui en raison de la nature lisse de sa surface, a tendance à avoir un effet plus doux sur la peau, réduisant ainsi les dommages par rapport aux abrasifs naturels à surface rugueuse (Gregory and Andrady, 2003).

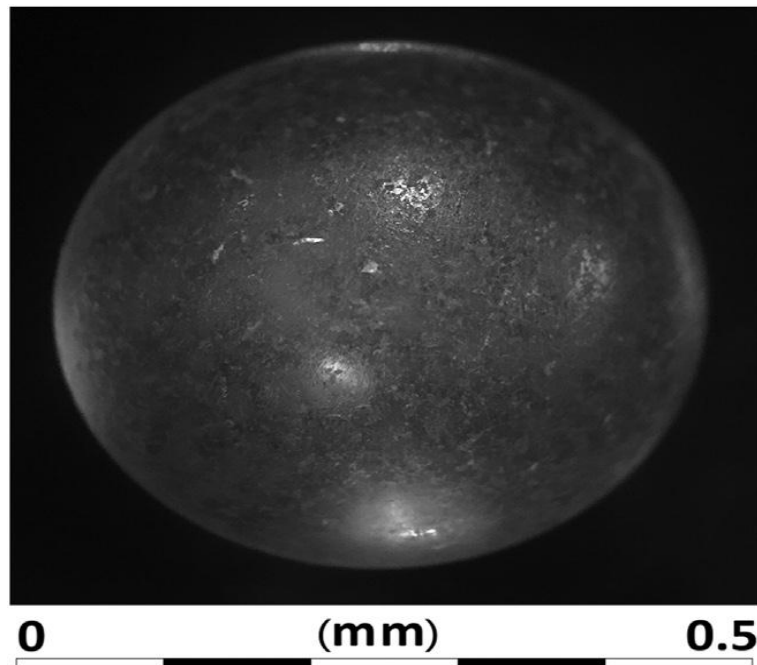


Figure 7: Microphotographie montrant une microbille récupérée d'un produit de soins personnels.

II.3.2. Microplastiques secondaires :

Les microplastiques secondaires sont des morceaux irréguliers de plastique qui ont été involontairement produits à la suite de la dégradation de gros morceaux de plastique, tels que des sacs en plastique, caisses, bouteilles et surtout cordes et filets (Reisser et al., 2013). Sur une période de temps, ces gros morceaux de la litière en plastique se dégradent à la suite d'une exposition aux rayons UV du soleil (Claessens et al., 2013), et par des moyens mécaniques, tels que les courants et les marées (Cooper and Corcoran, 2010), pour former des morceaux de plastique plus en plus petits.

Il a été très récemment montré qu'un 1cm^2 morceau de couvercle de tasse à café en polystyrène placé dans de l'eau déminéralisée à 30°C pendant 24 h, et exposé à la lumière ultraviolette à 320–400 nm, est capable de produire après 56 jours $1,26 \times 10^8$ nanoparticules / ml d'eau, d'une taille moyenne de 224 nm (Lambert and Wagner, 2016). C'est concernant le fait que les nanoplastiques de polystyrène sont capables de se diffuser dans la colonne d'eau (Bergami et al., 2016), et sont donc disponibles pour l'ingestion par une grande variété de biotes, qui les prend comme source de nourriture. En outre, en raison de leur très petite taille, ainsi que les difficultés à les détecter et à les récupérer, très peu de recherches sur les nanoplastiques dans le milieu aquatique ont été réalisées.

Une autre source des microplastiques secondaires est représenté par tapis (Claessens et al., 2013) et les filets anti-prédateurs (Bergami et al., 2016), qui doivent de par leur nature fibreuse, peuvent libérer de grands volumes de fibres dans l'eau environnante. Par conséquent, il a été estimé que 18% de tous les microplastiques proviennent de la dégradation des cordes en plastique (Fig. 8) et des filets (Andrady, 2011), l'Europe déversant annuellement entre 68 500 et 275 000 tonnes de microplastiques secondaires (Fig. 9) dans l'océan (Sherrington et al., 2016). Étant donné que les microplastiques à base d'huile sont exceptionnellement résistants à la biodégradation, ils ont tendance à être très persistants et à se répartir via les courants océaniques dans le milieu marin (Sadri and Thompson, 2014).

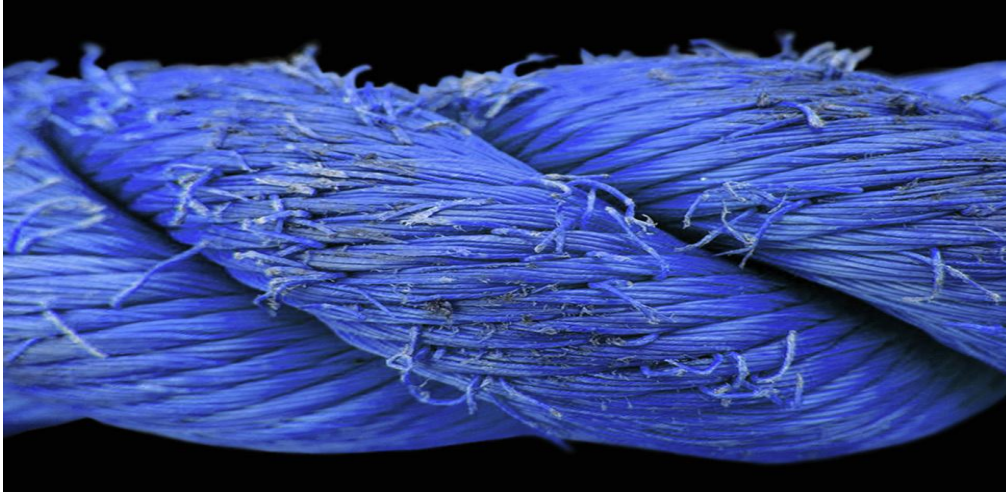


Figure 8: La dégradation des cordes en plastique est l'une des plus grandes sources de microplastiques.

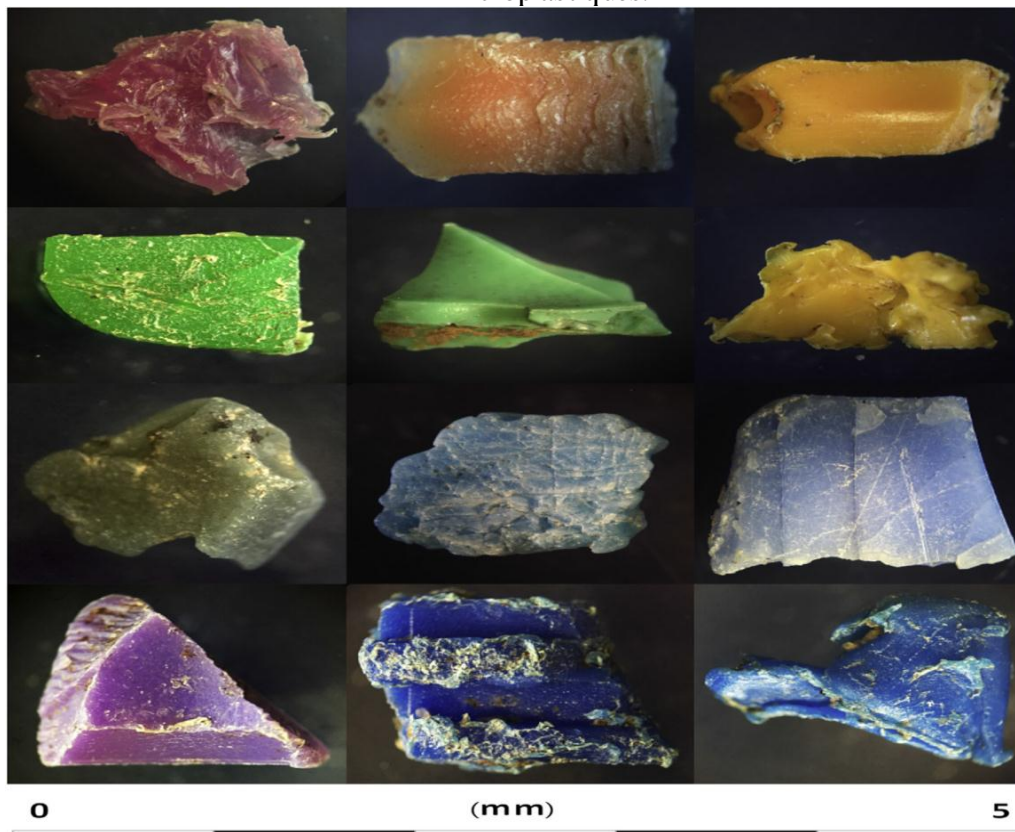


Figure 9: Microplastiques secondaires récupérés du milieu aquatique.

II.4. Caractéristiques des microplastiques :

Les microplastiques collectés dans le milieu aquatique existent sous toutes sortes de formes, couleurs et tailles dont certaines présentent une apparence sphérique, tandis que d'autres apparaissent possédés une forme fibreuse ou aléatoire (**Browne et al., 2010**). Les microplastiques primaires auront tendance à avoir un aspect manufacturé, présentant une forme sphérique ou fibreuse, avec une surface uniforme. Au contraire, les microplastiques secondaires auront tendance à avoir une d'apparence aléatoire et sont donc plus difficiles à classer (**Cole et al., 2011**).

En particulier la difficulté est que les intempéries peuvent changer radicalement l'apparence des deux types de microplastique (**Andrady, 2015**). De plus, les microplastiques présentent une grande variété de couleurs différentes (**Cole et al., 2014**). Ses différentes couleurs sont utilisées dans le cadre du système normalisé de catégorisations microplastiques récupérées de l'environnement, cela indique que la couleur des microplastiques donne souvent une indication sur le degré auquel ils sont contaminés par des polluants chimiques (**Corcoran et al., 2015**).

Dans le cadre du système normalisé de tri des tailles et des couleurs (SCS), les microplastiques sont subdivisés en 10 types en fonction de leur taille et de leur apparence lors de l'identification et de la catégorisation dans le laboratoire. Ce qui permet l'obtention de résultats normalisés et, surtout, comparables.

II.5. Densité des microplastiques :

La densité d'un microplastique est un facteur clé qui affectera sa distribution spatiale dans le milieu aquatique. Une étude portant sur la collecte de microplastiques par filets neuston de l'Atlantique Nord, montre que les microplastiques d'une densité supérieure à celle de l'eau de mer flottaient sur les eaux de superficielles (**Colton et al., 1974**). De même, dans une autre étude sur les déchets plastiques dans les eaux de surface, 99% des microplastiques récupérés par les filets neuston l'ouest de l'océan Atlantique Nord avaient une densité moyenne inférieure à celle de l'eau de mer, allant de 0,808 à 1,238 g / cm³ (**Morét-Ferguson et al., 2010**).

Ces résultats peuvent être surprenants car intuitivement, on ne s'attend généralement pas à trouver du matériel flottant à la surface avec une densité supérieure à celle de l'eau de mer. Ainsi, il est possible que les microplastiques ayant une densité nettement supérieure à celle de l'eau de mer puissent être trouvé sur les eaux de surface, quoiqu'en petites quantités, et pas exclusivement dans les sédiments de fond. Ce constat peut être expliqué de 2 manières :

1- L'apparition de ces microplastiques à haute densité dans les eaux de surface peut résulter de mouvements ascendants et descendants de l'eau, résultant de différences de températures à différentes profondeurs (mélange vertical).

2- Les microplastiques plus denses que l'eau de mer peuvent contenir des poches ou des bulles d'air, augmentant ainsi leur flottabilité et leur permettant de flotter à la surface (**Rochman et al., 2013**).

Fait intéressant, bien que le polychlorure de vinyle (PVC) et le polyamide (nylon) aient des densités respectives de (1,15 à 1,70 g / cm³) et (1,12 à 1,38 g / cm³), il a été déduit que le vent et les courants de marée sont probablement des facteurs contribuant aux transports de ces microplastiques dans diverses régions marines (Sadri and Thompson, 2014).

On suggère que microplastiques denses sont activement mobilisés par les courants atmosphériques et océaniques dynamiques, au lieu de simplement sombrer dans le benthos et s'incorporant aux sédiments. En plus de vivre une diminution de la densité, les microplastiques peuvent également augmenter en densité. Il y a deux principales raisons à cela :

1- Certains microplastiques peuvent augmenter en densité en raison de facteurs environnementaux. Par exemple, le polyéthylène, qui possède une densité inférieure à celle de l'eau de mer comprise entre (0,92 et 0,97 g / cm³), peut subir une augmentation de la densité en raison d'intempéries.

2- L'accumulation de matériau d'encrassement (**Fig. 10**), comme la biomasse, peut entraîner une augmentation en densité du microplastique à l'origine de son naufrage.

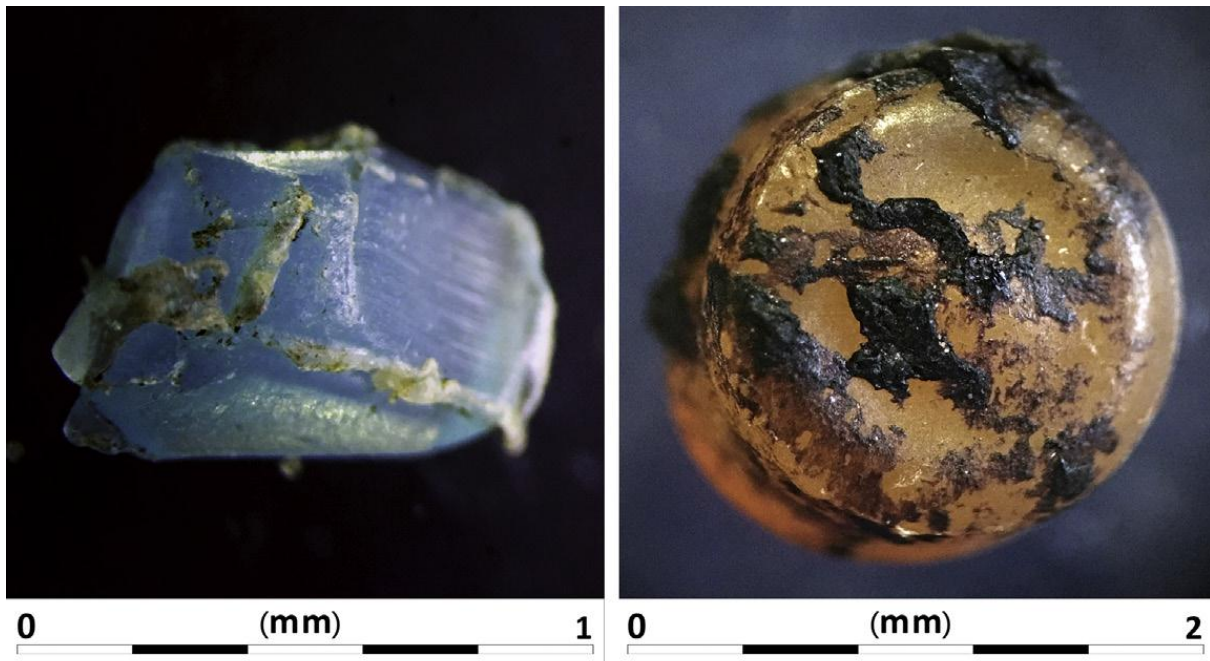


Figure 10: Un mini-microplastique secondaire biofoulé (à gauche) et un microplastique primaire encrassé (à droite).

La densité des microplastiques est un facteur essentiel pour déterminer où ils sont susceptibles de se trouver dans la colonne d'eau, et le principe général est que les microplastiques plus denses que l'eau de mer coulent au fond, tandis que les moins denses que l'eau de mer flottent à la surface. La **Figure 11** illustre les densités de divers plastiques et s'ils montent ou descendent si une seule sphère de microplastique d'1 mm, libérée au point central d'une colonne autonome d'1 m d'eau de mer non turbulente d'une densité de 1,025 g / cm³ à 21°C.

En général, un échantillon typique de microplastique est composé de plusieurs types de plastique. Cependant, les types de plastique les plus courants rencontrés dans le milieu

Chapitre II Le plastique : d'un polymère miracle au polluant microscopique

aquatique sont le polyéthylène, le polypropylène, le polystyrène, le polyéthylène téréphtalate et chlorure de polyvinyle (Rocha-Santos and Duarte, 2015). Une fois qu'ils pénètrent dans le milieu aquatique, les microplastiques tendent vers 3 types de comportement (Wang et al., 2016b) :

1. Comportement physique, comme l'accumulation, la sédimentation et la migration.
2. Comportement chimique, tel que l'adsorption et l'absorption des polluants.
3. Comportement biologique, tel que l'ingestion par le biote, la translocation et le transfert trophique.

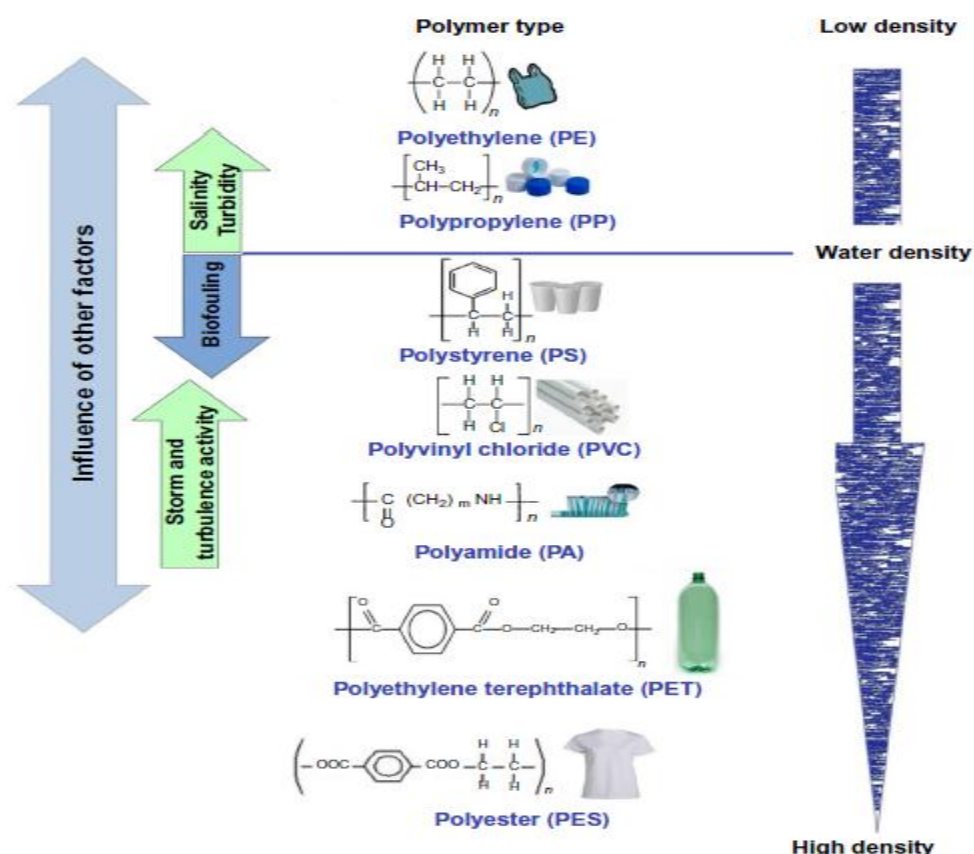


Figure 11: Densités, structures et distributions attendues de différents polymères plastiques dans la colonne d'eau.

II.6. Interactions entre les microplastiques et le biote :

Comme indiqué dans le chapitre précédent, les organismes de tous les environnements interagissent avec les plastiques, il en est de même pour les microplastiques. L'ingestion a été observée chez de nombreuses espèces de tailles et de modes d'alimentation variés; bien que l'enchevêtrement soit moins probable, cependant, de petits plastiques peuvent adhérer aux surfaces d'organismes. L'adhérence des microplastiques est actuellement peu explorée, mais le phénomène a été observé sur des mollusques bivalves (Kolandhasamy et al., 2018), des crustacés (Watts et al., 2014), oligochètes et polychètes (Barnich, 2018), ainsi que des algues, telles que *Fucus vesiculosus*, l'adhérence aux algues et aux espèces de proies typiques peut

entraîner l'ingestion de microplastique par le pâturage des herbivores dont *Littorina* (Gutow et al., 2016).

II.6.1. Ingestion par les invertébrés :

Les microplastiques peuvent être ingérés par une gamme d'espèces plus large que celle évoquée dans le chapitre précédent sur les gros débris de plastique. Alors que bon nombre d'organismes ont été observés en train d'ingérer des macroplastiques on les a également vus ingérer des microplastiques, de nombreuses espèces supplémentaires sont affectées par les microplastiques. Tandis que l'ingestion de microplastiques a été observée chez des espèces terrestres telles que le ver de terre *Lumbricus terrestris* (Huerta Lwanga et al., 2016), le milieu aquatique demeure la principale source d'informations concernant les mécanismes et les effets de l'ingestion des microplastiques.

En raison de leur petite taille et de leur suspension dans la colonne d'eau, les microplastiques sont régulièrement avalés par une gamme d'invertébrés. Au sein de ce groupe diversifié se trouvent filtreurs, détritivores, charognards, et prédateurs, qui sont exposés aux microplastiques par diverses voies. Des études ultérieures ont révélé que le type d'alimentation et le développement entraînent l'ingestion de microplastiques chez les invertébrés d'eau douce (Scherer et al., 2017).

Un excellent exemple de l'effet de l'alimentation est la menace des microplastiques en suspension pour les organismes filtrants. L'élevage des moules, *Mytilus edulis*, et d'huîtres du Pacifique, *Crassostrea gigas*, ont été observés contenir des microplastiques (Van Cauwenberghe and Janssen, 2014), tout comme les palourdes japonaises d'élevage et sauvages, *Venerupis philippinarum* (Davidson and Dudas, 2016). Les filtreurs non mollusques sont également concernés par les absorptions de microplastiques, avec des essais en laboratoire de coraux scléactiniaires cueillis dans la nature, révélant la présence de polypropylène copeaux de microplastique (Hall et al., 2015).

Les organismes planctoniques consomment du plastique en laboratoire, avec l'absorption de microsphères observée chez les copépodes, les tuniciers, et les juvéniles de bivalves et de crabe (Cole, 2013). De même, les larves d'huîtres du Pacifique, *C. gigas*, ont également été signalées comme ayant ingéré des plastiques. Larves à 3, 10 et 24 jours après la fécondation ont été exposés à des microplastiques entre 0,07 et 20,3 μm , indiquant que tous les âges des larves ont ingéré des plastiques jusqu'à 7,3 μm de taille et, seules les larves les plus âgées sont capables d'ingérer la catégorie 20,3 μm (Cole and Galloway, 2015).

Un certain nombre de facteurs comme leur position dans la colonne d'eau peuvent influencer l'absorption des microplastiques par les organismes filtreurs. Des assemblages d'invertébrés côtiers typiques de la mer Baltique ont été exposés aux microplastiques dans un essaim de bivalves filtreurs, *Macoma baltica* et *M. edulis*, gammarid, mysida, Les crevettes *Monoporeia* et les vers *Marenzelleria* ont tous été observés en train d'ingérer des microsphères de PS 10 μm ; cependant, le filtrage des bivalves et le nage libre des crustacés permet d'ingérer les plus grandes quantités (Setälä et al., 2016). De la même manière, les observations d'absorptions de

microplastiques par les larves planctotrophes pluteus de *Paracentrotus lividus* et les juvéniles sessiles filtreurs de *Ciona robusta* ont révélé un taux d'absorption variables entre les espèces (Messinetti et al., 2018). De plus, la distance de sources de microplastiques a un effet marqué sur l'absorption, on note un rapport entre la baisse de la proportion de microfibrilles observée et la distance croissante de la terre (Desforges et al., 2015).

Les détritivores sont à risque d'absorption de microplastiques en raison de la contamination des sédiments, des vers des terriers, *Arenicola marina*, prélevés sur les côtes de la France, la Belgique et la Hollande ont révélé une contamination par les microplastiques chez chaque individu (Van Cauwenberghe et al., 2015). De même, on a vu le *Talitrus saltator*, prendre en en laboratoire des microplastiques qui résident dans ses intestin plus de 110 h (Ugolini et al., 2013). Des crustacés plus gros comme la langoustine, *Nephrops norvegicus*, ont également été en train d'ingérer des microplastiques, avec des populations à proximité des zones urbanisées présentant des niveaux élevés de contamination plastique sous forme de grandes agrégations (Welden and Cowie, 2016a).

II.6.2. Ingestion par les vertébrés :

Une large gamme de poissons ingèrent des microplastiques, ils ont été observés dans tous les océans du monde, avec une absorption enregistrée aussi bien chez les espèces benthiques que pélagiques. L'une des premières études sur les microplastiques dans le milieu marin a été entreprise dans la Manche, où les observations d'espèces pélagiques et démersales ont révélé une absorption de microplastiques chez 36,5%, sans différence claire dans l'absorption de microplastiques entre espèces benthique et pélagiques, mais une variation évidente du nombre de microplastiques par individu dans chaque groupe (Lusher et al., 2013).

Les petits objets en plastique peuvent affecter les poissons à tous les stades de vie. Des échantillons de larves de poissons ont été prélevés dans 3 sites de la Manche; et sur les 349 larves de 23 espèces, 2,9 % avaient ingéré des microplastiques dont 66 % de fibres bleues (Steer et al., 2017). Dans toute l'Europe, le merlu, *Merluccius merluccius*, la rousette à petites taches, *Scyliorhinus canicula*, et le rouget, *Mullus barbatus* ont été, échantillonnés à partir des Côtes espagnoles de l'Atlantique et de la Méditerranée. Parmi ces poissons, 15,3 % des aiguillat, 18,8 % des rougets et 16,7 % des merlus contenaient des plastiques, avec le plus de particules par individu observées chez les rougets échantillonnés près de Barcelone (Bellas et al., 2016). En Méditerranée, le bogues *Boops boops* a été vu entrain d'absorber des niveaux élevés de microplastiques, avec 68% des individus considérés comme contenant des microplastiques avec une moyenne de 3,75 éléments par poisson (Nadal et al., 2016). Des observations d'absorption ont également été faites dans les Amériques. Dans le bassin de la rivière Brazos, au centre du Texas, l'examen du crapet arlequin *Lepomis macrochirus* et le crapet à longues oreilles *Lepomis megalotis* a indiqué que 45% des poissons échantillonnés avaient ingéré du microplastique et que le niveau de débris injectés était lié à la proximité des zones urbanisées. Dans le golfe du Mexique, l'examen du tractus gastro-intestinal a révélé des microplastiques dans 8% des poissons d'eaux douces et 10 % de poissons marins; encore une fois, l'abondance de microplastique était plus élevée dans zones urbanisées (Phillips and Bonner, 2015). Plus au

sud, sur 69 espèces échantillonnées dans les estuaires du Brésil, seules 24 contenaient du microplastique (Vendel et al., 2017).

Alors que l'absorption de microplastiques chez les poissons a été largement observée, la voie d'absorption (avec de la nourriture ou directement de l'eau) est relativement peu étudiée. C'est possible que les poissons soient capables de faire la distinction entre les plastiques et les aliments dans certains cas. Le poisson rouge, *Carassius auratus*, exposé à des fibres d'éthylène-acétate de vinyle, PS fragments et des pastilles de PA pendant 6 semaines semblait capable de faire la distinction entre fragments et boulettes dans les aliments, mais les fibres restent facilement ingérées (Jabeen et al., 2018).

La consommation de proies contaminées par les microplastiques peut également entraîner des contaminations des consommateurs. Beaucoup de ces observations ont eu lieu dans un laboratoire réglage. L'examen du mésozooplancton préexposé aux microsphères et donné ensuite aux crevettes mysis a indiqué la présence d'un transfert de microplastiques à *Mysis relicta* (Setälä et al., 2016), et microplastiques nourris de moules, *M. edulis*, nourris de crabes de rivage, *Carcinus maenas*, indiquent le transfert d'une espèce à l'autre (Farrell and Nelson, 2013). Dans un cadre plus naturel, des poissons capturés dans la nature (dont un sous-échantillon contenait du plastique) ont été nourris dans un centre de réadaptation. L'analyse ultérieure des excréments a révélé la présence de plastiques (Nelms et al., 2018). Dans la nature, le transfert trophique de microplastiques a été observé entre les arènes et la plie. Des lançons entiers trouvés dans les estomacs de plie ont été examinés pour la présence de microplastiques, révélant une voie de transfert (Welden et al., 2018).

II.6.3. L'effet de biote sur le transport :

L'interaction entre les microplastiques et le biote peut également affecter directement la distribution des microplastiques. La consommation de matières plastiques entraîne la fixation potentielle de plastiques flottants dans les boulettes fécales et favorise le mouvement des microplastiques hors des eaux de surface. Suite à leur consommation par le zooplancton, des microplastiques de 20,6 µm sont considérés comme contenus dans des pastilles. L'introduction des matières plastiques dans les granulés fécaux réduisent le taux de chute des granulés mais augmentent celui des plastiques (Cole et al., 2016). Des microplastiques ont également été observés incorporés dans les matières fécales des isopodes (Hämer et al., 2014), ascidies, échinodermes, crabes et poissons-globes (Santana et al., 2017).

En plus de la consommation et de l'excrétion, les agrégats de phytoplancton peuvent également servir à augmenter le taux de chute des microplastiques. Individuel et combiné les agrégats de la diatomée *Chaetoceros neogracile*, le cryptophyte *Rhodomonas salina*, ont tous été vus pour incorporer des débris, augmentant les taux de naufrage de plastiques jusqu'à un ordre de grandeur (Long et al., 2015).

II.7. Les impacts de l'interaction entre le microplastique et biote :

Alors que les polymères plastiques sont majoritairement inertes, un certain nombre d'effets ont été observés à la suite d'interactions avec des organismes. Ces impacts ont été principalement enregistrés chez les animaux ; cependant, l'exposition au microplastique de type

chlorure de polyvinyle (PVC) a également été vue affectant négativement la densité de *Skeletonema costatum*, ainsi que la réduction de la teneur en chlorophylle (Zhang et al., 2017).

Chez les animaux, les effets observés de l'interaction des microplastiques peuvent être provoqués par l'ingestion directe ou par la consommation de proies contaminées. Pour exemple, les microplastiques de PVC ingérés par la moule, *Perna perna*, ont donné lieu à leur observations dans les excréments de ses prédateurs, le poisson-globe, *Spherooides greyleyi*, et le crabe portunide, *Callinectes ornatus* (Santana et al., 2017). Dans une expérience similaire, les palourdes d'Asie, *Corbicula fluminea*, ont été nourries de polyéthylène téréphtalate (PET), polyéthylène, PVC ou PS, certaines traitées avec des biphényles polychlorés (PCB). Les palourdes de chaque groupe ensuite servi de nourritures à l'esturgeon blanc, *Acipenser transmontanus*, la gamme d'impacts observée qui en résulte sera discutée ci-dessous (Rochman et al., 2017).

Dans des circonstances extrêmes, ces interactions peuvent entraîner la mortalité. Les impacts des microplastiques PS sur jusqu'à 40 % des sédiments en poids ont été examinés dans des essais de 28 jours. Les microplastiques n'ont pas eu d'influence significative sur la mortalité chez *Gammarus pulex* (A), *Asellus aquaticus* (B), *Sphaerium corneum* (C), *Hyalella azteca* (D), *Tubifex* spp.; cependant, des concentrations croissantes semblent réduire la croissance de *G. pulex* (Redondo-Hasselerharm et al., 2018).

II.7.1. Nutrition :

Les impacts de l'ingestion et de la rétention de microplastiques ont été jugés très variables, à la fois au sein des espèces et entre elles. La conception expérimentale est hautement incohérente, avec peu de standardisation dans les formes, les polymères et les concentrations utilisées. De même, les méthodes utilisées pour fournir des microplastiques aux organismes étudiées varient en fonction du mode d'alimentation.

Les organismes marins sont les plus étudiés en rapport avec ces effets ; cependant, l'ingestion de microplastiques par le ver de terre *L. terrestris* n'a entraîné qu'une augmentation de la mortalité après une exposition prolongée à des concentrations de microplastiques de plus de 27% de la portée totale (Huerta Lwanga et al., 2016). Les impacts des microplastiques sur les organismes aquatiques est également complexe. Des études en laboratoire sur l'isopode marin *Idotea emarginata* ont indiqué que *I. emarginata* sont capables d'ingérer facilement les microsphères consommées et affichées aucun effet sur la croissance ou la mortalité (Hämer et al., 2014).

Les microsphères chargées de PCB sur une période de 3 semaines n'ont démontré aucune réduction en état (Devriese et al., 2017). Cependant, dans une étude de 8 mois sur les fibres nutritionnelles microplastiques absorbées par la langoustine, on note l'ingestion des effets qui reflètent ceux de la famine, bien qu'elle n'ait pas été aussi prononcée. Chez des personnes le plastique nourri a montré une réduction du stockage des lipides, des protéines sanguines et de la croissance (Welden and Cowie, 2016b). Chez les petits crustacés, l'ingestion de microsphères de PS par les copépodes, *Calanus helgolandicus*, a entraîné une consommation

très réduite de cellules d'algues et un budget carbone réduit; cependant, on n'a pas observé de différence significative dans la respiration (Cole, 2013).

L'effet potentiel de l'absorption des microplastiques sur l'état nutritionnel est bien moindre chez les vertébrés. *Sebastes schlegelii*, conservé dans de l'eau contenant des billes de PS pendant 14 jours ont démontré une croissance et des réserves d'énergie réduites (Yin et al., 2018). De même, l'ingestion de fibres d'éthylène-acétate de vinyle, de fragments de PS et de pastilles de polyamide (PA) de Goldfish, *C. auratus*, pendant 6 semaines sont à l'origine d'un poids corporel moyen et un état général inférieurs (Jabeen et al., 2018).

II.7.2. Histologie :

Il a été observé que l'exposition aux microplastiques entraîne un certain nombre de lésions tissulaires réponses. Chez les moules bleues, *M. edulis*, exposition à des microplastiques de polyéthylène a révélé un transport vers la glande digestive et le système lysosomal entraînant une inflammation et des granulocytomes (Von Moos et al., 2012). De même, les changements histologiques ont été observés dans les glandes digestives de palourdes asiatiques, *C. fluminea*, nourries de PET, polyéthylène, PVC ou PS (Rochman et al., 2017).

Un plus grand nombre d'études a été mené sur les effets des microplastiques sur l'histologie des poissons que d'autres impacts potentiels. L'exposition aux particules de PA, polyéthylène, polypropylène, PVC et PS entre 0,1 et 5,0 μm de taille a entraîné des dommages aux intestins de *Danio rerio* matérialisés par, une fissuration des villosités et une division des entérocytes sans endommager les branchies, le foie ou encore les reins (Lei et al., 2018). Dans une expérience similaire, la présence de billes de PS a entraîné des défauts des cils, chez *D. rerio* (Lu et al., 2018). Dans une autre étude de *D. rerio*, l'exposition à des microbilles de PS de 0,5 et 50 μm a entraîné une augmentation de la quantité de mucus dans l'intestin et une altération du microbiote intestinal (Jin et al., 2018). Dans une étude des effets du transfert de 18 contaminants à *D. rerio* par le LDPE les particules ont entraîné le développement de structures granuleuses et la vacuolisation du foie (Rainieri et al., 2018). En plus des études existantes sur *D. rerio*, le poisson-chat africain, *Clarias gariepinus*, exposition à la poudre de PEBD chargée de phénanthrène mesurant moins 60 μm ont entraîné des modifications des branchies, notamment par soulèvement épithélial, une hyperplasie et une nécrose du tissu conjonctif; cependant, ce n'était pas apparent dans le cas d'une exposition au PEBD vierge seul (Karami et al., 2018). L'observations de l'intestin de bar européen, *Dicentrarchus labrax*, nourris de PVC révélé hyperplasie, décollement de l'épithélium muqueux et villosités décapitées, avec la sévérité des effets liés aux durées d'exposition (Peda et al., 2016).

De même, les alevins de *Barbodes gonionotus* à barbes argentées exposés à des fragments de PVC montrent un épaississement de la muqueuse intestinale avec une concentration croissante de PVC (Romano et al., 2018), et le jacobever exposé aux microplastiques PS a développé une hyperanémie du foie avec des modifications de la morphologie intestinale (Yin et al., 2018).

II.7.3. Effets sur la reproduction :

Un effet secondaire suite à l'ingestion de microplastiques est celui d'une capacité de reproduction réduite et d'une altération de la santé des larves. Par exemple, des poissons nourris

avec des palourdes contaminées par du plastique ont montré une réduction de la vitellogénine, le précurseur aux protéines d'œuf (Avio et al., 2015), et chez les huîtres creuses exposées aux microplastiques on a noté une réduction de la taille et du nombre des ovocytes, ainsi que du rendement et du développement larvaires (Sussarellu et al., 2016). Observations de l'effet des microsphères de PS sur la production d'œufs, œuf diamètre, et le succès d'éclosion de *Calanus heligolandicus* a révélé des réductions dans la taille et le succès d'éclosion après 6 jours (Cole et al., 2014). De même, l'exposition aux particules de PA, polyéthylène, polypropylène, PVC et PS à 5 mg/m² a entraîné une diminution du nombre d'embryons et de la taille du couvain chez *Caenorhabditis elegans* (Lei et al., 2018).

II.7.4. Transfert de contaminants :

En plus des effets directs de l'ingestion de microplastiques, les plastiques peuvent transférer une gamme d'additifs potentiellement nocifs et de contaminants adsorbés. Le degré auquel se produit le transfert entre les plastiques et le biote semble varier entre le plastique, le produit chimique et l'organisme cible. Les PCB sont des composés utilisés pour améliorer la flexibilité des plastiques. Ingestion de PS chargé en PCB et microsphères de polyéthylène par *N. norvegicus* n'entraîne aucune augmentation significative dans la concentration en PCB du tissu de la queue après 3 semaines (Devriese et al., 2017). Cependant, dans une étude de PS chargé de PCB, *A. marina* s'est avéré contenir de manière significative des niveaux plus élevés de PCB par rapport aux sédiments contaminés (Besseling et al., 2013). Le pyrène est un hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP) connu pour causer une gamme d'effets toxicologiques connus chez les humains et les animaux. Précédemment des observations ont montré que l'ingestion de polyéthylène et de microplastique PS prétraité au pyrène a entraîné un transfert vers *Mytilus galloprovincialis* (Avio et al., 2015).

Cependant, dans une étude similaire, des observations de l'effet des microbilles de PS sur l'absorption de fluoranthène (HAP) dans *Mytilus spp* s'est révélée négligeable sur les influences sur le niveau d'absorption (Paul-Pont et al., 2016) et l'absorption de benzo(a)pyrène par *M. galloprovincialis* en présence de LDPE était inférieure à l'exposition au benzo(a)pyrène seul (Pittura et al., 2018). Chez les poissons, les microplastiques entraînent le transfert de benzo[a]pyrène transféré aux arcs branchiaux de *D. rerio*; cependant, ce changement était inférieur à l'exposition au BaP seul (Batel et al., 2018). Dans une étude des effets de transfert de 18 co-contaminants à *D. rerio* par des particules de PEBD entre 125 et 250 µm ont entraîné un effet plus important des produits chimiques sorbes et des microplastiques que les produits chimiques seuls (Rainieri et al., 2018). Des observations sur des poissons ont également indiqué l'augmentation de l'absorption des métaux. La présence de billes de PS conduit à des niveaux plus élevés de cadmium dans le foie, les intestins et les branchies du poisson zèbre, *D. rerio*, que l'exposition au cadmium seul (Lu et al., 2018).

II.8. Distribution de données sur les microplastiques en mer Méditerranée :

Selon (Simon-Sánchez et al., 2022), afin de comprendre la pollution par les microplastiques dans le bassin méditerranéen, il y a une nette tendance vers la mer Méditerranée occidentale, avec moins d'études (25,8 %) portant sur la présence des microplastiques en mer Méditerranée orientale. Au total, et en fonction de la précision de l'échantillonnage, il y avait

Chapitre II Le plastique : d'un polymère miracle au polluant microscopique

3077 échantillons dans la mer Méditerranée utilisés pour évaluer l'état de la pollution par les microplastiques dans son environnement abiotique compartiments (**Fig. 12**). La plupart des efforts d'échantillonnage se sont concentrés sur la présence de ces polluants à la surface de la mer. Un total de 36 études a été collecté 1200 échantillons (40,0%), alors que moins d'attention était consacré à la définition de l'abondance des microplastiques au sein de la colonne d'eau et 6 études ont collecté un total de 76 échantillons (2,5%) limités aux 100 m de la couche épipelagique. Une image similaire a été observée dans les sédiments compartiment : une rareté des échantillons est observée au fur et à mesure que les sites d'échantillonnage s'approfondissent. Les sédiments des plages et de la zone néritique ont été plus largement étudiés avec 30 et 17 études, recueillant respectivement 1302 (42,3%) et 452 (14,7%) échantillons. En revanche, seules 4 études ont rapporté la concentration des microplastiques de 47 (1,5 %) échantillons de sédiments d'eau profonde.

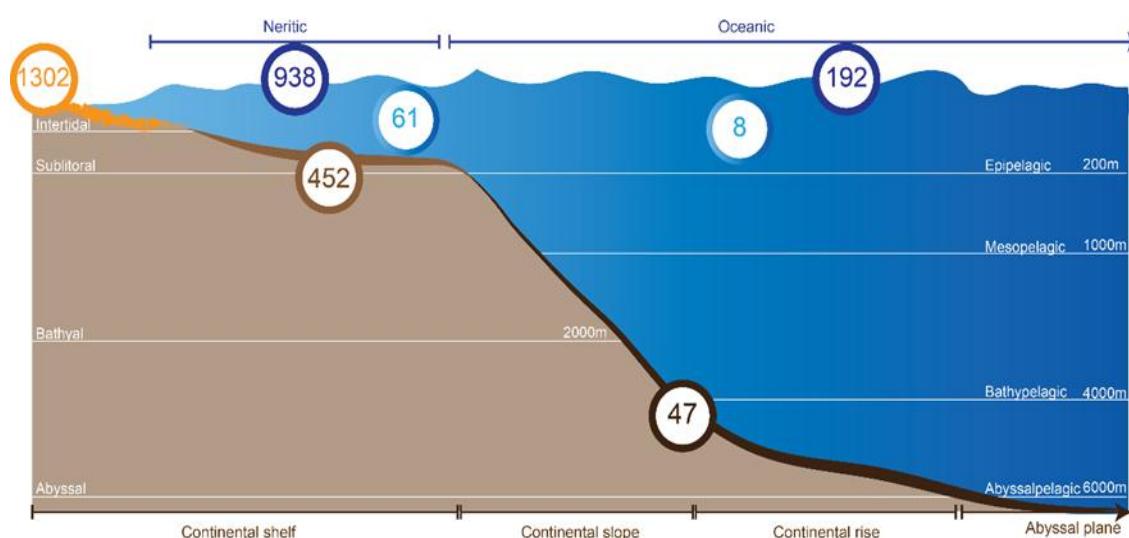


Figure 12 : Répartition des efforts d'échantillonnage en milieu marin. Zonage de la profondeur de l'océan. Dans les cercles, il est indiqué le nombre d'échantillons (# unité) collectés dans les eaux de surface de la mer Méditerranée (bleu foncé), la colonne d'eau (bleu), la plage (jaune), les sédiments néritiques (brun) et les sédiments d'eau profonde (marron foncé). A noter que la somme des échantillons d'eau de mer (1199) est inférieure à celle mentionnée dans le texte (1276) car la position géographique des 77 stations d'échantillonnage est inconnue.

Dans le compartiment eau de mer (eaux de surface et colonne d'eau), 77,4% des études ont collecté des échantillons côtiers et plus d'efforts ont été consacrés à la déclaration de l'abondance de microplastiques dans la surface de la mer l'eau (94,0 %) plutôt que leur dispersion dans la colonne d'eau (6,0%). La plupart des échantillons ont été prélevés à l'aide d'un filet (92,8 %) leur volume était réduit (c'est-à-dire concentré dans le cul du filet). La vitesse de chalutage a été adaptée aux types d'appareils de prélèvement, des courants et des conditions météorologiques, mais généralement, elle était réglée entre 1 et 4 nœuds. Les durées de chalutage allaient de 15 min à 1 h. En fonction de l'utilisation d'un débitmètre (55,4 %) ou non (44,6%), les abondances absolues étaient exprimées respectivement en Particules Microplastiques/unité de volume ou Particules Microplastiques/unité de surface. Dans ce cas, la distance de chalutage a été considérée, et multipliée par la largeur d'ouverture du filet, dans l'hypothèse d'une eau de mer constante flux et vitesse du navire. Les auteurs rapportent généralement une concentration de microplastiques par unité de surface (71,6 %) plutôt que par

unité de volume (32,4%). De plus, la masse de débris plastiques a été mesurée dans 43,2 % des échantillons et les concentrations exprimées en g MPs/unité de volume ou g MPs/unité de surface. Pour l'échantillonnage de la colonne d'eau, des traits verticaux ou obliques ont été effectués pour rapporter les valeurs intégrées d'Abondance de microplastiques. Différentes tailles de mailles ont été utilisées pour collecter l'eau de mer échantillonnée : 52 μm (0,3%), 200 μm (27,4%), 300 μm (3,6%), $\approx 333 \mu\text{m}$ (335, 333 et 330 μm ; 62,8%, 500 μm (2,5%) et 780 μm (3,5%). Une fois le filet à bord, il est soigneusement rincé de l'extérieur pour concentrer l'échantillon dans le cul de chalut. Le contenu du cul de chalut est vidé sur un acier tamis avec une taille de maille identique ou inférieure à celle du filet d'échantillonnage pour éviter la perte de particules. L'échantillon est ensuite remis en suspension et transféré dans le conteneur de stockage. Les auteurs ont rapporté différentes méthodes de conservations. Fréquemment, les échantillons ont été remis en suspension dans de l'eau de mer pré-filtrée ou déminéralisée et fixés avec du formol à 4 %.

Une fois au laboratoire, le protocole prévalent pour l'extraction des microplastiques consistait en une séparation manuelle des particules présumées de microplastiques sous stéréomicroscope (67,0%). L'identification des microplastiques s'est principalement appuyée sur une observation visuelle (49,3%). Une identification supplémentaire sur la composition du polymère a été réalisée par différentes méthodes de spectroscopie (Réflectance totale atténuée (ATR) - Infrarouge à transformée de Fourier (FTIR ; 47,3 %), Raman (2,0%) et proche infrarouge (NIR ; 1,3 %), analysant un sous-échantillon qui représentait 1,2 à 100 % des particules MP putatives sélectionné au stéréo-microscope. Lorsqu'elle est mentionnée, la valeur des particules de microplastiques putatives confirmée en tant que particules de microplastiques après spectroscopie les analyses variaient de 58 à 95,6 %.

Chapitre III : Outils de prélèvement des microplastiques

III.1. Outils de prélèvement des microplastiques dans l'eau :

La surface des océans a principalement été échantillonnée à l'aide de filets Manta, dès les premières études en 1972 (**Carpenter and Smith, 1972; Hidalgo-Ruz et al., 2012**). Son ouverture est rectangulaire, comprise entre 15 et 50 cm de hauteur et de 50 cm à 1 m de largeur avec des flotteurs lui permettant de rester en surface. Son filet peut atteindre 4,5 m avec une maille généralement de 330 μm , mais peut varier entre 50 μm et 3 mm (**Löder and Gerdts, 2015**).

En raison des concentrations relativement faibles des particules microplastiques dans l'environnement, leur échantillonnage nécessite de grands volumes de prélèvement. La surface de la mer est échantillonnée pour les microplastiques flottants par des chaluts manta (**Doyle et al., 2011; Eriksen et al., 2014**) ou des filets Neuston (**Colton et al., 1974; Morét-Ferguson et al., 2010**). Alors que les catamarans Neuston peuvent être utilisés même dans des vagues plus hautes, un chalut Manta est mieux adapté aux eaux calmes pour éviter les sauts sur les vagues et endommager l'appareil. Le volume filtré par un filet est généralement enregistré par un débitmètre monté à l'ouverture du filet, permettant la normalisation au volume d'eau et donc un calcul des concentrations de microplastiques (particules/g) par unité de volume d'eau. Il est également possible de relier les concentrations à la zone échantillonnée en multipliant la distance du chalut par la largeur horizontale de l'ouverture du filet. La colonne d'eau peut être échantillonnée pour prélever les microplastiques en suspension par chalutage avec différents filets à plancton, par exemple. CalCOFI (California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations) ou filets Bongo (**Doyle et al., 2011**). La vitesse de chalutage dépend des conditions météorologiques et des courants, elle se situe généralement entre 1 et 5 nœuds. Le temps de chalutage dépend des concentrations des microplastiques et dure entre quelques minutes et plusieurs heures (**Boerger et al., 2010**).

Le plancton recueilli dans l'échantillon est concentré dans le collecteur du filet et après récupération, le filet est soigneusement rincé de l'extérieur pour s'assurer que tout le plancton et les débris sont lavés dans le collecteur de chalut (**Doyle et al., 2011**). Il est important de s'assurer qu'il ne reste aucun échantillon résiduel dans le filet, ce qui entraînerait un transfert de microplastiques vers l'échantillon suivant. Le contenu du collecteur du chalut est finalement transféré dans un conteneur d'échantillon et fixé avec du plastique fixateur par exemple le formol ou conservé congelé. Si les particules sont directement triées, elles doivent être séchées et conservées dans l'obscurité jusqu'à une analyse plus approfondie (**Hidalgo-Ruz et al., 2012**). La taille des particules retenues ainsi que le volume filtrable dépendent directement de la taille des mailles utilisées. Les tailles de mailles utilisées pour l'échantillonnage dans les études précédentes variaient entre 50 et 3000 μm (**Hidalgo-Ruz et al., 2012**). Un autre facteur influençant le volume filtré est la taille nette, c'est-à-dire la surface, qui agit comme filtre. En fonction, dépendamment sur la concentration de seston dans l'eau, de quelques milliers de litres à plusieurs centaines de m^3 peuvent être filtrés jusqu'à ce qu'un filet se bouche. Durant la période des marées rouges ou les blooms de plancton et de méduses sont généralement défavorables à l'échantillonnage de gros volumes d'eau. Les filets mesurent généralement entre 3 et 4,5 m de long avec un maillage le plus couramment utilisé $\approx 300 \mu\text{m}$.

Ces filets n'échantillonnent pas quantitativement les particules de microplastiques $< 300 \mu\text{m}$ mais permettent l'échantillonnage de volumes d'eau plus importants. Afin d'éviter le risque d'obstruction des filets à petits maillages, les maillages $< 300 \mu\text{m}$ ont été peu adoptés. L'utilisation non standardisée de différents filets et tailles de mailles entrave sérieusement la comparabilité des ensembles de données sur les concentrations de microplastiques pélagiques.

Outre l'échantillonnage au filet courant, d'autres techniques sont parfois utilisées pour évaluer les concentrations de microplastiques dans la colonne d'eau : échantillonnage en vrac avec filtration (Dubai et Liebezeit, 2013; Ng et Obbard, 2006), criblage Continu Échantillons Plankton Recorder (CPR) (Thompson et al., 2005) ou par filtration directe in situ (Norén et Naustvoll, 2010). Une technique très prometteuse, actuellement en cours de développement, est l'utilisation de la filtration fractionnée directe sous pression de grands volumes d'eau $> 1 \text{ m}^3$ à travers une cascade de filtres (développé par -4H-JENA engineering GmbH). Cette approche permet théoriquement l'échantillonnage simultané de différentes fractions de taille de microplastiques jusqu'à $< 10 \mu\text{m}$ et permet ainsi une résolution plus complète de leur spectre de taille.

III.2. Types de chalut :

Les 3 types de chaluts sont illustrés dans la Figure 13.

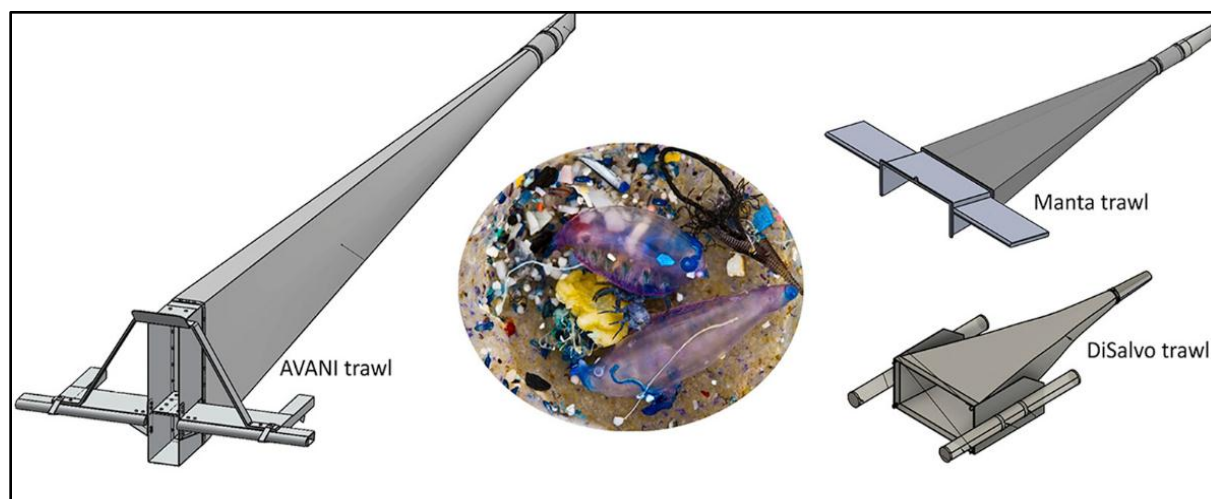


Figure 13: Les types des chaluts flottants : chalut AVANI, chalut Manta et le chalut DiSalvo (Eriksen et al., 2018).

III.2.1. Le chalut AVANI :

Le filet de chalut Avani est conçu pour l'échantillonnage des microplastiques en mer. L'orientation verticale de son ouverture garantit que les échantillons sont prélevés dans les premiers centimètres de la surface de l'eau dans des conditions de houle légère à modérée (Fig. 14).

Le corps du filet est construit en plaque d'aluminium de 2 mm d'épaisseur, renforcées par une barre plate en aluminium. L'ouverture est positionnée verticalement et divisée de sorte que son 1/3 se trouve sous le niveau de l'eau ses 2/3 au-dessus. La structure est entièrement soudée. Le filet est soutenu par un cadre intérieur construit à partir d'une barre ronde en acier inoxydable

de qualité marine de 5 mm qui fournit un soutien supplémentaire au cadre. Le filet est construit avec un collier en nylon solide avec un renforcement supplémentaire sur toute la longueur du filet. Un sac filtrant amovible à l'extrémité du chalut (extrémité étroite) du filet recueille l'échantillon et se dévisse facilement pour le rinçage et la récupération de l'échantillon.

Le filet est remorqué à l'aide de deux câbles en acier inoxydable qui sont enchaînés au cadre et réunis dans un anneau de couplage pour la fixation de votre propre câble ou câble de remorquage. Il convient à une utilisation dans des hauteurs de vagues comprises entre 1 m et 2 m avec une hauteur de vague optimale de 1,2 m. La vitesse de remorquage recommandée est de 4 à 8 nœuds, mais elle doit être ajustée en fonction de la hauteur des vagues (**Fig. 15**).

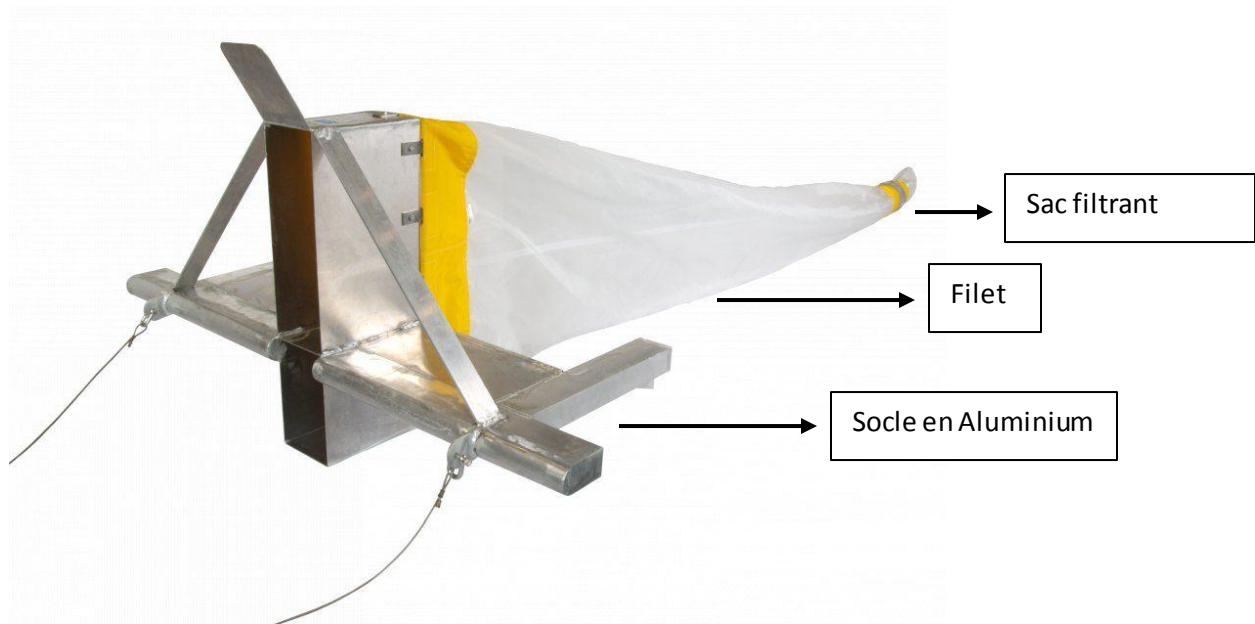


Figure 14 : Photographie montrant un chalut Avani.

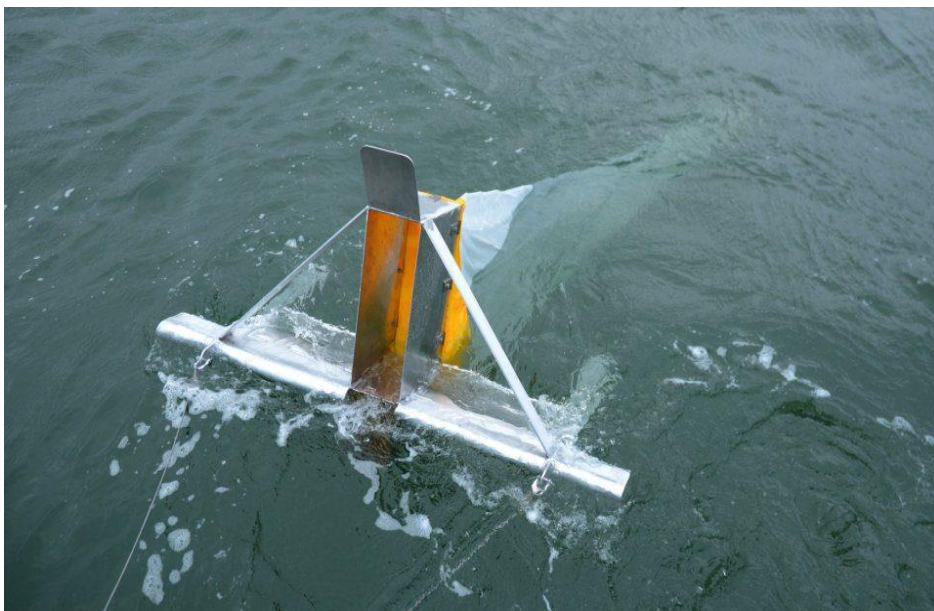


Figure 15 : Photographie montrant déploiement du chalut Avani en mer.

III.2.2. Le chalut Manta :

Le chalut à filet neustonique dérivant est un dispositif de prélèvement servant à l'échantillonnage des débris et particules microscopiques de plastique flottants ainsi le plancton associé, à la surface de la mer, dans un filet neustonique de maillage très fin. C'est un dispositif tracté, un système à filet dérivant, particulier qui n'a pas pour vocation première de prélever du plancton, mais plutôt de collecter des débris et particules microscopiques de plastique flottants à l'interface eau de mer/air (Fig. 16).

Le chalut Manta a une ouverture rectangulaire de 16 cm de haut et 61 cm de large, disposant d'un filet de 3 m de long avec un maillage de 335 μ m. Il possède 2 grandes ailes inclinées vers le haut, qui sont creuses pour permettre la flottaison la poussée de l'avant du chalut vers le haut pendant le remorquage (Fig. 17).

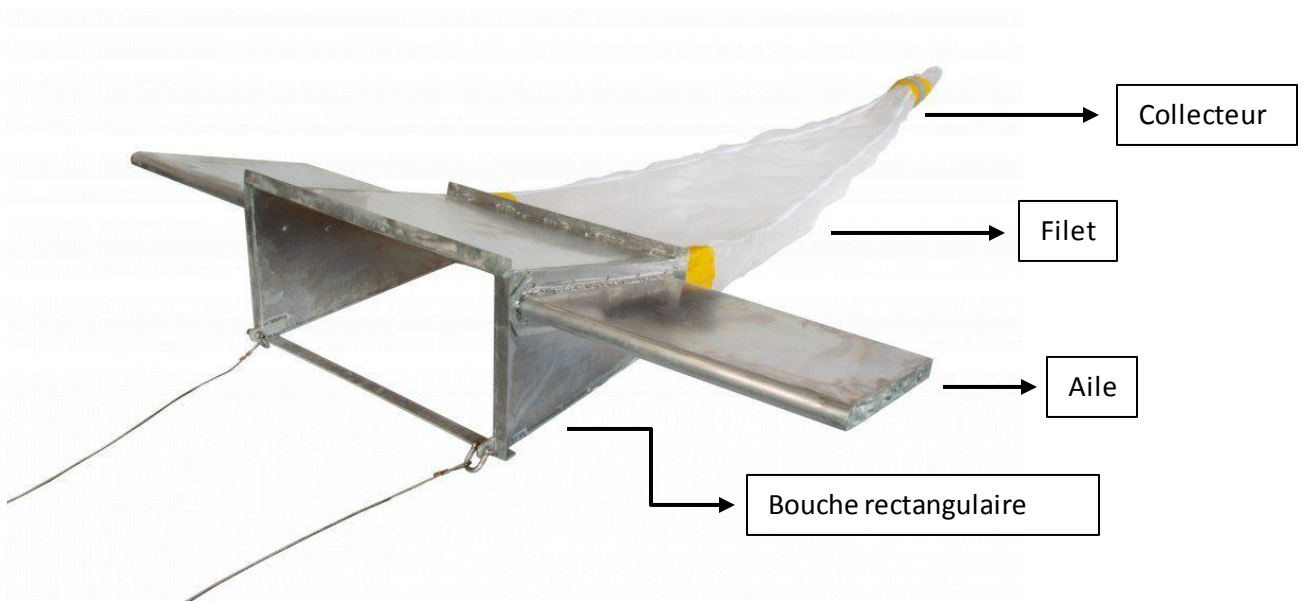


Figure 16 : Photographie montrant un chalut Manta.



Figure 17 : Photographie montrant déploiement du chalut Manta en mer.

III.2.3. Le chalut DiSalvo :

Le filet DiSalvo a une ouverture rectangulaire de 40 cm de haut et 80 cm de large, et une longueur de 2,2m et un maillage de 300 μm avec un sac de collecte de 30 x 15cm². Il porte 2 tuyaux en PVC fixé à chaque côté, ces derniers servent de dispositifs flottants qui donnent le niveau dans lequel le filet se situe dans l'eau. Par conséquent, dans des conditions de calme, l'eau est collectée avec seulement la moitié de son ouverture. (**Fig. 18**).

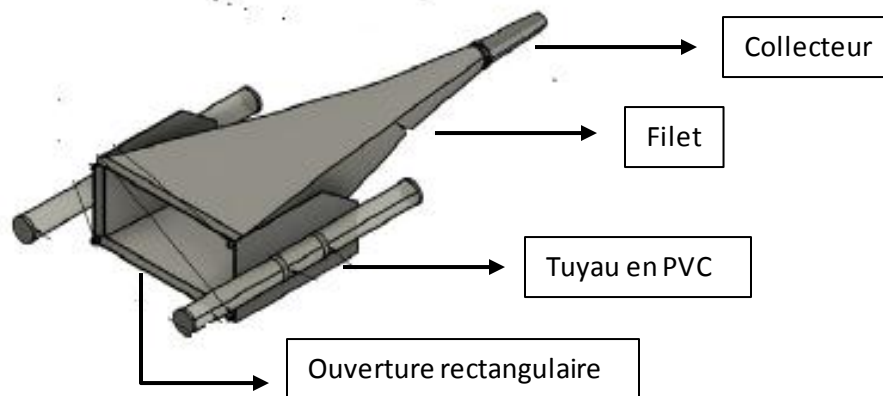


Figure 18 : Dessin montrant un filet Disalvo.

III.2.4. Le filet Neuston :

Le filet Neuston a été conçu pour l'échantillonnage précis d'épineuston et d'hyponeuston. Parmi ses champs d'application courants; l'échantillonnage des microplastiques. Il se compose d'un catamaran à flotteurs en aluminium minces avec une hauteur relative importante pour maintenir une position stable même dans des conditions de mer agitées. Le cadre à double filet réglable verticalement porte les filets rectangulaires de surface, de sub-surface et d'un maillage standard de 300 μm (ou selon le choix entre 100 et 500 μm) (**Fig. 19**). Pour faciliter l'extraction, l'échantillon est concentré à l'intérieur d'un godet-réceptacle en plastique amovible avec une fenêtre latérale (maille fixe). Une bride réglable est utilisée pour faire fonctionner le filet de tribord, de bâbord ou la poupe.

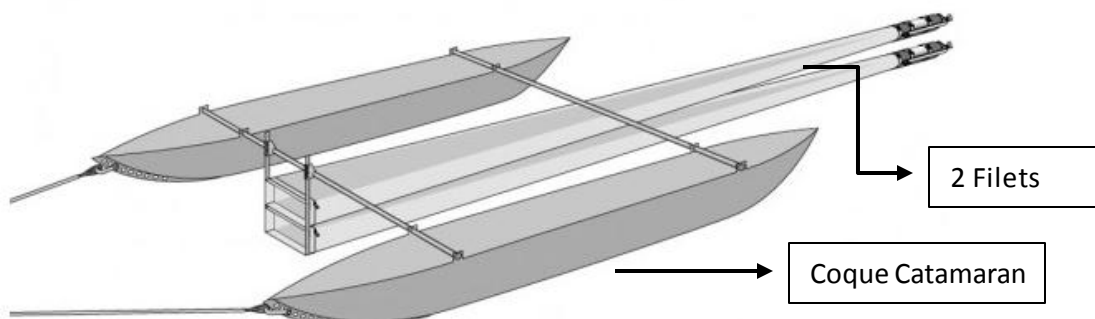


Figure 19: Dessin montrant un filet Neuston.

III.3. L'effet des méthodes d'échantillonnage dans les eaux de surface :

En mer Méditerranée, la plupart des échantillons de surface ont été effectués par des volumes réduits d'eau à l'aide d'un filet. Cette approche, utilisant de préférence un maillage de 333 μm , est recommandée par le Marine Strategy Framework Directive (MSFD) pour la surveillance des Microplastiques (Gago et al., 2016). Le principal avantage est que de grands volumes d'eau sont échantillonnés dans un court instant. Cependant, la taille des mailles du filet détermine la taille la portée et la diversité des particules. Dans une étude sur les eaux de surface de la Seine à Paris, (Dris et al., 2015) ont constaté que les concentrations de microplastiques mesurés avec une taille de maille de 80 μm étaient 30 fois supérieures à celles collectées avec un chalut Manta de 330 μm , car un maillage plus grand permet de retenir petits des fibres de classe de taille comprises entre 100 et 500 μm qui le traversent plus facilement. (Kang et al., 2015) ont rapporté que les concentrations de microplastiques flottants <2 mm étaient de 2 ordres de grandeur plus élevés en utilisant un filet à main de 50 μm par rapport à un filet à mailles de 330 μm dans la mer de la Corée du sud. Dans une expérimentation comparative sur l'efficacité des dispositifs d'échantillonnage le long du Nord des eaux côtières de l'Atlantique, (Lindeque et al., 2020) montrent que les concentrations des microplastiques recueillies avec un filet à mailles de 100 μm étaient respectivement jusqu'à 2,5 et 10 fois plus grand qu'avec des filets de 333 μm et 500 μm . Malgré la variabilité temporelle à grande échelle de l'ensemble de données méditerranéennes compilées (715 points de données), n'avons observé que des abondances plus faibles de microplastiques dans l'eau de surface pour des mailles de plus grandes tailles.

La plus petite taille de maille (52 μm) a été utilisée par (Kazour et al., 2019) pour collecter des échantillons sur la côte libanaise ($n = 3$). La prédominance des échantillons de MP d'origine hydrique collectés avec $\approx 333 \mu\text{m}$ (68,2%) et des filets à mailles de 200 μm (27,4 %) indiquent que des MP plus petits (<333 μm et <200 μm) ont été systématiquement sous-estimés dans les eaux de surface du bassin méditerranéen. Ceci est particulièrement pertinent lorsqu'on considère qu'il existe une relation négative entre la taille des microplastiques et leur abondance dans le milieu naturel, avec une augmentation du nombre de particules accompagnée d'une diminution de la taille (Pabortsava and Lampitt, 2020). Il en est de même, le potentiel le risque environnemental est négativement corrélé à la taille des particules (Covernton et al., 2019; Ma et al., 2019).

D'autres méthodes d'échantillonnage sont nécessaires pour tenir compte de la plus petite fraction de microplastiques flottants et potentiellement de nanoplastiques (NP). (Barrows et al., 2017) ont suggéré de mettre en œuvre un échantillonnage combiné, ce qui implique le prélèvement d'échantillons de volume restreint et en vrac pour assurer la caractérisation d'un large spectre de tailles de microplastiques compris entre 1 et 5000 μm . Le motif retenu est que des concentrations plus élevées de microplastiques ont été signalées dans l'eau en vrac échantillons (Green et al., 2018). De plus, cette approche permet d'évaluer les fibres qui sont généralement négligées ou rejetées dans l'approche d'échantillonnage net (Suaria et al., 2020). Cependant, le volume et le nombre de répétitions nécessaires pour fournir une évaluation statistique pertinente restent confus. (Ryan et al., 2020) ont signalé que l'échantillonnage d'un plus grand volume d'eau peut augmenter la reproductibilité de la mesure, mais au prix de sous-estimer la concentration environnementale.

En plus des dispositifs d'échantillonnage, d'autres facteurs peuvent influencer la précision des mesures et peut-être expliquer les différences entre les études, telles que l'utilisation d'un débitmètre ou la prise en compte de l'état de la mer. Lors de l'échantillonnage, l'utilisation d'un débitmètre est essentielle, car il mesure l'eau qui passe efficacement à travers le filet. (**Suaria et al., 2016**) ont rapporté que la zone échantillonnée était en moyenne 2 fois plus élevée lors du calcul à partir des données GPS comparées à la même zone lorsqu'elles sont estimées à l'aide du débitmètre, faisant de la méthode GPS une approche moins fiable. Pendant l'échantillonnage, les conditions météorologiques et environnementales affectent le mélange des couches et par conséquent, la distribution verticale de MP le long des premiers mètres de la colonne d'eau (**Kooi et al., 2016; Kukulka et al., 2012**). Les chaluts Manta et les filets à Neuston couvrent respectivement 15 à 25 et 50 cm de la colonne d'eau. Ainsi, en ne tenant compte que de la concentration des traits de surface peut sous-estimer la charge totale des MP dans les eaux de surface, en particulier dans des conditions de vents forts (**Collignon et al., 2012**).

Chapitre IV : Présentation de la zone d'étude

La connaissance des différents paramètres naturels et anthropiques est indispensable pour la surveillance des zones d'études. Ainsi dans ce chapitre, nous présentons les données hydrogéomorphologiques des baies de Bou-Ismaïl et de Zemmouri.

IV.1. Baie de Bou-Ismaïl :

IV.1.1. Description géographique et présentation du site :

Notre premier site d'étude est la baie de Bou-Ismaïl (ex : Golfe de Castiglione), elle se situe dans la partie centrale du littoral algérien dans la wilaya de Tipaza à 30 Km à l'Ouest d'Alger (**Fig. 20**), Cette baie est l'une des plus importantes de la cote algérienne. Elle est limitée par le promontoire de Ras-Acrata à l'est ($36^{\circ}48'N - 2^{\circ}54'E$) et par le cap du Mont Chenoua à l'ouest ($36^{\circ}37'N - 2^{\circ}24'E$), au sud par la plaine de la Mitidja et au Nord de la Méditerranée occidentale, avec une superficie de 509 Km², un linéaire côtier de plus de 60 km, une ouverture de l'ordre de 48 Km, elle est orientée à $60^{\circ} N$ à l'influence des houles d'Ouest et Nord-Ouest (**Bachari Houma, 2009**).

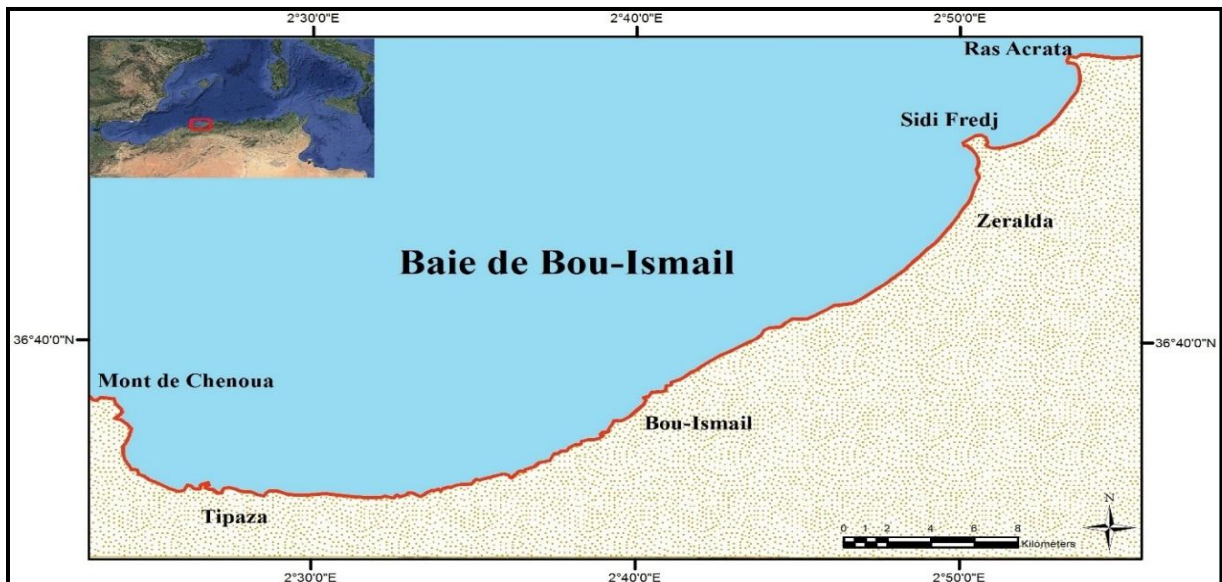


Figure 20 : Carte montrant la situation géographique et localisation de la baie de Bou-Ismaïl.

La région de Bou Ismaïl est une zone à vocation touristique et agricole ; sa frange côtière est soumise principalement aux rejets domestiques des villes et des complexes touristiques qui se déversent directement dans le milieu marin, sans aucun traitement préalable. Ajoutant à cela les rejets d'eaux usées véhiculées par les oueds qui traversent les centres urbains et qui se déversent en mer (**Fig. 21**), drainant les eaux de ruissellement des terres agricoles et des effluents urbains et industriels. En plus de ces activités, les oueds entraînent vers la mer, une partie des eaux usées de la wilaya de Blida et de la base centrale logistique de Beni Mered au niveau de l'oued Macta Makhoulouf (continuité de l'oued Beni Azza) où se déversent les eaux usées d'unité d'électro-glace, d'une unité de transformation de plastique, d'industrie agroalimentaire ainsi que les eaux des ateliers de traitement de surface de la base logistique de Beni Mered. A cela s'ajoute la pollution due aux activités agricoles et de la pêche (**Bachouche, 2017**).

Le plateau continental est en pente régulière et faible d'environ 1%, sa déclivité augmente après la première rupture de pente 120 m marquant la limite de ce plateau, au-delà la décroissance est également régulière mais avec une pente plus forte de plus de 1%. Une nouvelle ligne d'inflexion à -400 m apparaît ; elle marque le début du talus continental en pente forte de 10° menant aux plaines abyssales (2500 m) (Leclaire, 1972).

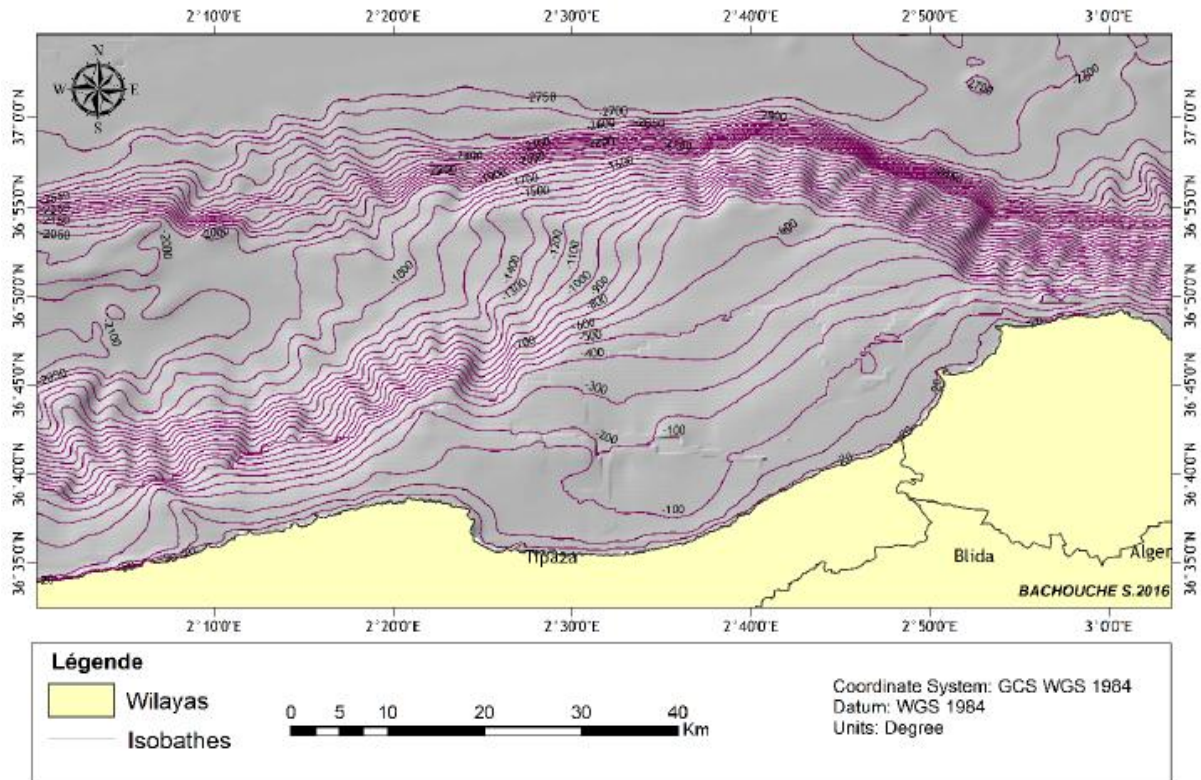


Figure 22: Topographie sous-marine de la baie de Bou-Ismaïl (Bachouche 2016).

IV.1.3. Sédimentologie de la baie de Bou-Ismaïl :

L'analyse des sédiments de la baie de Bou-Ismaïl a permis de mettre en évidence la grande diversité sur le plan sédimentaire des fonds de cette baie, 9 faciès ont été identifiés : les sables fins, les sables fins envasés, les vases sableuses, les sables graveleux, les graviers envasés, les sables grossiers et fins graviers, les vases pures et le faciès rocheux (Fig. 23). L'importance et la répartition de ces faciès n'est pas identique en tout point de la baie ; ainsi on note la présence 2 régions apparaissent orientale et la région Ouest ou occidentale. Chaque région présente des caractéristiques sédimentologiques propres signalées par (Dagorne, 1972). Les vases pures et les graviers envasés sont les faciès dominants de la baie de Bou- Ismaïl. Les vases sont très développées dans la région Ouest et forment ainsi une importante vasière littorale, tandis que les graviers envasés le sont dans la région Est. Le faciès des sables grossiers et des fins graviers, le faciès des sables graveleux n'est présent que dans la région orientale ; les sables graveleux se limitent au secteur oriental.

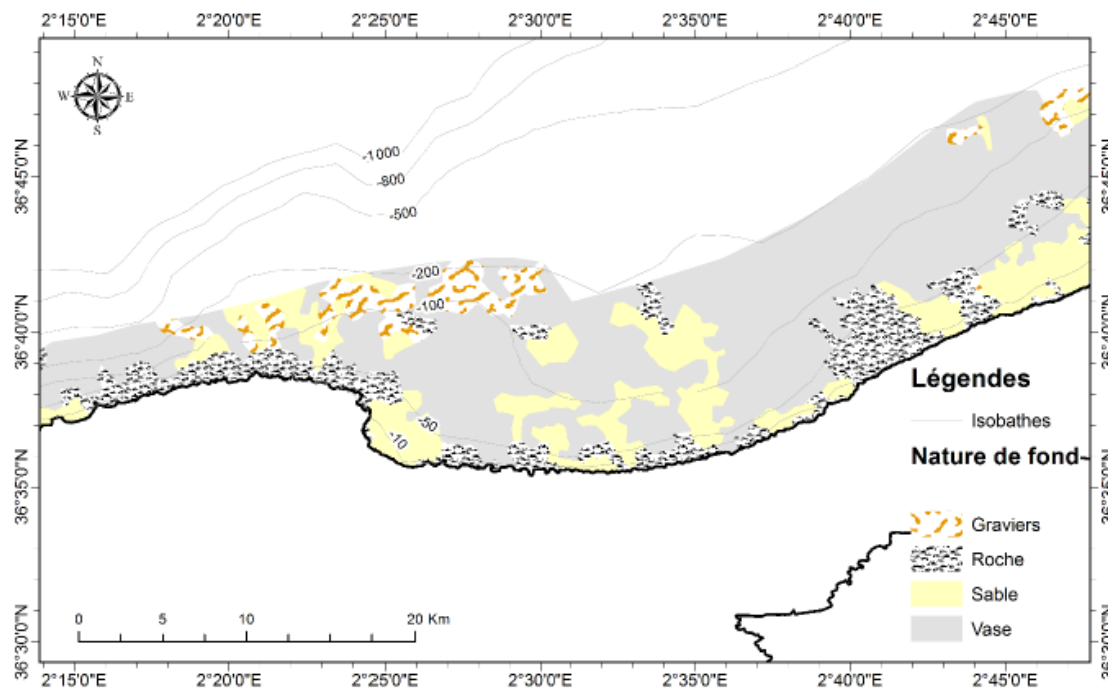


Figure 23: Carte sédimentaire de la baie de Bou-Ismaïl (Bachari Houma, 2009).

IV.1.4. Réseau Hydrographique :

La baie de Bou-Ismaïl reçoit plusieurs oueds à régimes irréguliers, avec des apports différents (**Fig. 24**) : liquides, solides, particules dissoutes ou particulières (microplastiques, macroplastiques, sédiment...) d'origine terrigène dues aux activités agricoles, à la pêche, aux pollutions industrielles (présence d'une zone industrielle), et aux déversements des eaux usées (**Boughrira, 2012**); Trois oueds s'écoulent dans cette baie :

- **Oued Mazafran** : Il dispose d'un bassin versant de 1850 Km², c'est le plus important des oueds qui débouchent dans la baie (**Braik, 1989**). Avec un débit solide entre 1400 et 1800 t/km², tandis que le débit liquide est l'ordre de 43,8.10⁶ m³/an. Le régime hydrographique de cet oued est marqué par un long étiage de juin à début décembre avec des débits représentant 17.38% du débit liquide annuel. Entre décembre et avril, ces derniers atteignent 82.61%, débouchant une plage sablonneuse située entre Douaouda et Zéralda vers la plage Colonel Abbas.
- **Oued Nador** : Présente un bassin versant d'une superficie de 200 et 300 Km² (**Braik, 1989**), il regroupe 3 oueds Bou Yersen, Bou Haroun, et Merad. Son débit est de 0.89 m³/s débouchant entre Djebel Chenoua et Tipaza.
- **Oued de Béni Messous** : Il est situé entre El Djamila et club des Pins, traversant les communes de Béni Messous et de Chéraga au Nord avant de déboucher dans une plage appelée « les dunes » qui fait partie de la baie d'El Djamila. Son débit est faible par rapport aux débits des autres oueds débouchant dans la baie, il est estimé à 0,245 m³/s (**Benzohra, 1993**).

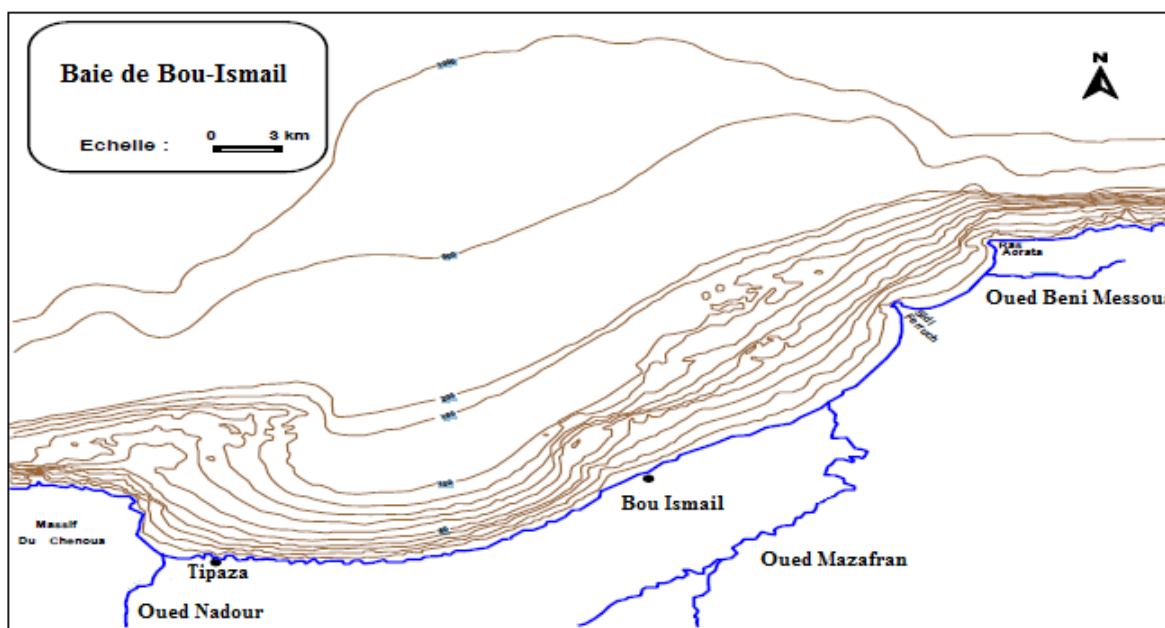


Figure 24: Réseau hydrographique de la Baie de Bou-Ismaïl (Boughrira, 2012).

IV.1.5. Climatologie :

IV.1.5.1. Climat :

Le facteur climatique influe directement sur les ressources hydriques, la couverture végétale, la population du fait de sa proximité à la mer méditerranée, la baie de Bou-Ismaïl est caractérisée par un climat subhumide, un hiver humide et un été chaud et sec.

IV.1.5.2. Température :

La température atmosphérique dans la baie de Bou-Ismaïl est marquée par 2 périodes où les températures superficielles maximales se situent en été entre Aout et Septembre, et les minimales entre Janvier et mars :

-Période chaude : Juin à Octobre : $20 < T (^{\circ}C) < 25,5$ La température moyenne la plus élevée est observée en Aout avec une valeur maximale de $27,5^{\circ}C$, ce qui favorise la fragmentation des plastiques en microplastiques.

-Période froide : Novembre à Mars : $14,5 < T (^{\circ}C) < 16$, cette période est caractérisée par une faible dégradation de plastique (Tab. VI).

Tableau VI : Températures mensuelles moyennes entre 2005 et 2014 de Bou-Ismaïl (O.N.M, 2014).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc
T ($^{\circ}C$)	13,4	13,6	15,6	17,8	20,3	23,7	26,5	27,1	24,8	22,3	17,7	14,3

IV.1.5.3. Précipitations :

Les précipitations dans la baie Bou-Ismaïl se présentent d'une manière assez diverse, la quantité maximale est enregistrée en Novembre avec 118,2 mm et la quantité minimale en juillet avec près de 1,6 mm et les précipitations moyennes annuelles sont quant à elles près de

61,6 mm. La baie de Bou-Ismaïl est une région à pluviométrie relativement élevée. La période pluvieuse se situe entre Octobre et Mars, la quantité maximale est enregistrée en Novembre avec un taux d'environ 120,3 mm et la minimale en Juillet avec une valeur qui avoisine les 1,8 mm (Tab. VII).

Tableau VII : Précipitations mensuelles moyennes entre 2005 et 2014 de Bou-Ismaïl (O.N.M, 2014).

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Moy (mm)	55,9	72,2	51	40,2	37	8,5	1,8	8	36	53	120	86,3

IV.1.5.4. Les vents :

Au large de la baie de Bou-Ismaïl les vents soufflent environ 90% du temps (Tab. VIII), ce dernier est considéré comme le facteur déterminant affectant de manière significative le nombre et la durée des sorties en mer (ONM, 2014). Une prédominance des vents NNO et NE est observée (Leclaire, 1972). L'hiver et le printemps sont caractérisés par des vents de secteur Ouest induisant des houles de grandes amplitudes alors que l'été et le début de l'automne sont caractérisés par des vents d'Est avec des houles de faibles amplitudes (Asso, 1982).

Tableau VIII : Fréquences mensuelles (1 mois = 100%) par direction de houle, au large de la baie de Bou-Ismaïl (L.E.M, 2005).

Direction	N	NE	E	SE	S	SO	O	NO
Janvier	8.1	12.9	18.2	5	6.5	13.2	28.8	7.3
Février	8.8	10.3	16.6	4	6.1	16.9	35.6	5.8
Mars	11.3	12.6	15.8	3.6	4.5	12.3	30.5	9.2
Avril	11.5	15.4	16	2	4.4	13.7	26.7	10.2
Mai	8.2	26.3	31.9	3	3.3	7.2	13.9	6.2
Juin	9.2	29.1	29.8	1.8	1.4	8.2	16.4	4.2
Juillet	5.9	32.5	35.1	1.4	1	5.9	16.3	2
Aout	8.8	27.7	37.3	1.9	1.1	5	13.4	4.9
Septembre	6.7	26.4	40.5	2.2	2.3	4.6	14.8	2.5
Octobre	7.8	14.1	20.3	3.2	4.2	14.8	28.8	6.8
Novembre	5.5	5.8	10	5.1	8	15.9	40.4	9.4
Décembre	10.2	6.2	9.4	4.6	7.5	15	37.1	10
Moyenne	8.5	18.27	23.4	3.15	4.19	11.05	25.22	6.54

IV.1.6. Caractéristiques hydrodynamiques des masses d'eau :

Les caractéristiques hydrodynamiques telles que la houle et des courants doivent être connues avec autant de détails que possible.

IV.1.6.1. Les houles :

Les houles dominantes dans la baie de Bou-Ismaïl sont de direction Ouest Nord-Ouest et Nord Est. En hiver les houles les plus importantes sont d'origine Ouest et Nord-Ouest avec des amplitudes de 2 à 2.5m (Kadari-Méziène.Y., 1994). Elles engendrent des courants de retour dès leurs arrivées perpendiculairement à la côte, ces courants emportent avec eux les sédiments côtiers vers le large.

En été, les houles sont de direction Nord-Est, elles entraînent une dérive littorale de l'Est vers le Sud-Ouest, dès leurs arrivée tangentielle à la côte (Bachari Houma, 2009).

IV.2. Baie de Zemmouri :

IV.2.1. Description du site :

Notre deuxième zone d'étude c'est la baie de Zemmouri, située au Nord-Est d'Alger à 40 km, limitée au Nord par la Méditerranée occidentale, au Sud par la plaine de la Mitidja, à l'Est par le Cap Djinet (36°53' Nord et 3°45' Est), et à l'Ouest par le Cap Matifou (36°49' Nord et 3°15' Est) (Fig. 25). Elle s'étale sur un linéaire côtier d'environ 54 km, très largement ouvert vers le nord, avec un promontoire rocheux d'environ 100 m dénommé Rocher Noir.



Figure 25: Image satellitaire situant la Baie de Zemmouri (Arcgis 10).

IV.2.2. Sédimentologie de la baie :

Dans la baie de Zemmouri, la géomorphologie littorale comporte une plateforme composée selon (Benslama, 2012) de 3 faciès sédimentaires et des sédiments de transition, dont la répartition de la côte vers le large est la suivante :

- Faciès à sables et sable calcaréo-siliceux de la frange littorale.
- Faciès à vases silico-calcaires à silico-argileuses à illites et à quartz,
- Faciès à boues du talus supérieur particulièrement riches en foraminifères.
- Entre ces principaux faciès, se trouvent des sédiments de transition : des vases calcaréoargileuses ou silico-argileuses.

Les argiles sont abondantes dans la baie de Zemmouri, puisque l'oued Isser est le principal vecteur d'apport véhiculant les sédiments détritiques continentaux vers le domaine marin.

L'oued Isser présente un faible pourcentage sableux de 9,89% en moyenne d'où un faciès argilo-silteux. Les argiles sont constituées essentiellement de La kaolinite, en plus fortes teneurs représentant 48,1% en moyenne, de l'illite avec 22,15%, d'interstratifiés et autres sédiments détritiques autour de 18,35% et 11,4% de Chlorite. La fraction argileuse est constituée de minéraux argileux tels que, la kaolinite, et l'illite chlorite, organisés suivant un ordre de grandeur décroissant. La répartition de ces minéraux sur le plateau continental Est-Algérois (baie de Zemmouri) est très significative, étant donné la présence de 2 facteurs importants : les apports de l'oued Isser drainant des formations néogènes issues de son bassin versant et la proximité du massif volcanique du Cap-Djinet (**Bouhamadouche, 2012**).

IV.2.3. Réseau hydrographique de la baie de Zemmouri :

La baie de Zemmouri a un réseau hydrographique très dense et diversifié qui entraîne des apports plus ou moins importants tout au long de sa côte (**Fig. 26**). Les principaux oueds qui composent ce réseau sont au nombre de 6 on a :

- **Oued Isser** : principal vecteur hydrographique du littoral Est-algérois avec un grand bassin versant de 3615 km², il prend sa source dans les monts de Titteri dans la région de Berrouaghia transportant sur une grande distance des matériaux variables (vases, minéraux solides et légers, matières organique...).
- **Oued Sebaou** : il vient après oued Isser en importance, il provient de la chaîne orientale du Djurdjura, il coule d'Est en Ouest entre le massif de grand Kabylie et la chaîne côtière de la Kabylie et traverse les communes de Baghliia, Benchoud et Sidi Daoud.
- **Oued boudouaou** : il se situe dans une plaine alluviale.
- **Oued El Hamiz** : il traverse les communes de Khemis El Khechna et Hammadi.
- **Oued Boumerdes** : il est localisé à l'Est de ville de Boumerdes, s'écoule vers la mer en drainant les eaux des oueds bou-salah et chourfa.
- **Oued corso** : il est situé entre oued boudouaou et la ville de Boumerdès, il est peu important par rapport aux autres oueds.

Les conditions climatiques et pédologiques des bassins versants de ces oueds facilitent l'érosion et le ruissellement. En été, les lits des oueds sont réduits à de minces filets d'eau, alors qu'en hiver leurs crues peuvent être violentes (**Bouhamadouche and Hemdane, 2016**).

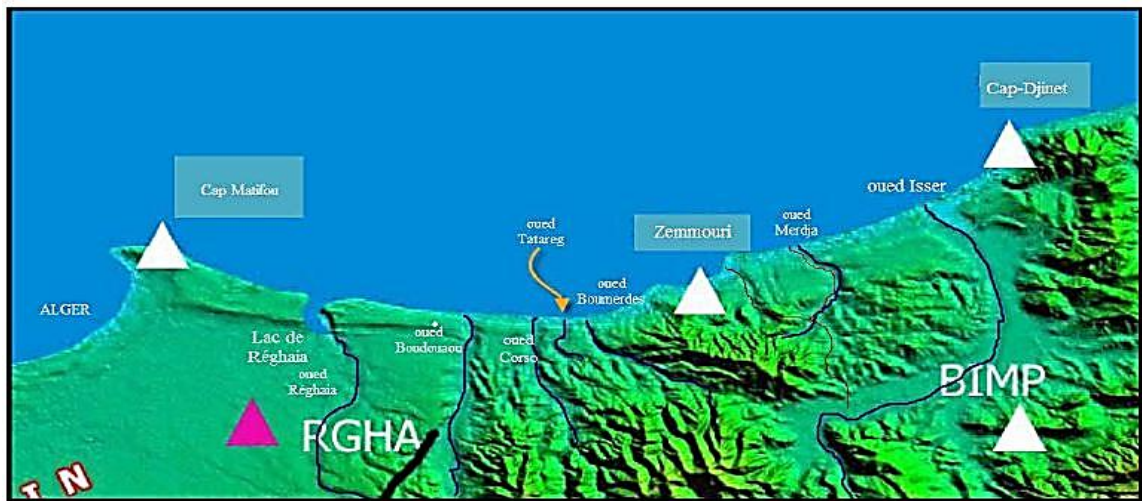


Figure 26: Réseau hydrographique de la baie de Zemmouri (Bouhamadouche, 2012)

IV.2.4. Sources de pollution :

Le secteur de l'industrie s'est développé durant les 10 dernières années dans la région tel que la centrale électrique d'une capacité de 1113 Mégawatts et une station de dessalement de production de 100 000 m³ d'eau / jour. Cette industrie engendre des effluents liquides, des déchets et des émissions de gaz potentiellement toxiques. Actuellement à part quelques rares industries, les émissions liquides, solides et gazeuses partent directement dans l'environnement sans aucune forme de traitement, donc contaminent librement les eaux souterraines et de surface (Tireche and Tairi, 2008).

La wilaya de Boumerdes est à vocation agricole avec une superficie agricole totale de 99954 ha, l'utilisation massive des pesticides et des engrais contamine les eaux souterraines et de surface (Ouchebbouk and Zibani-Amokrane, 2015).

Le secteur de la pêche et de l'aquaculture comporte 2 ports de pêche dans la commune de Zemmouri, et Cap Djinet et des activités de pisciculture par l'installation des cages d'élevages du loup et de la dorade et la conchyliculture des mollusques (Wiefels, 2014).

L'eau de mer de la baie de Zemmouri reçoit l'eau contaminée en provenance des oueds, des eaux usées domestiques ou industrielles, de l'agriculture, de l'eau d'infiltration à partir des décharges côtières des eaux de ballastes ainsi que des apports atmosphériques directs

IV.3. Fonctionnement du courant algérien :

IV.3.1. Eaux de surface :

La circulation des eaux superficielles se fait d'Ouest vers l'Est le long des côtes maghrébines, puis se divise en 2 branches à partir du golfe de Béjaia (5°E), l'une remontant vers le nord, l'autre continuant vers le détroit Siculo-tunisien à l'Est (Send et al., 1999).

L'analyse d'images satellitaires et des données in-situ, démontre que le courant algérien est très instable et qu'il génère des tourbillons de 50 km de diamètre se déplaçant le long de la côte d'Ouest vers Est (Millot, 1999).

La circulation générale des eaux de surface en Méditerranée (**Fig. 27**) est relativement complexe de par la géométrie du bassin divisé en plusieurs petites mers : mers d'Alboran, Adriatique, Tyrrhénienne, Ionienne, Egée, bassin Algéro-provençal, levantin, Afro-sicilien et sa géomorphologie sous-marine accidentée, composée de bassins d'effondrement profonds allant jusqu'à -5121 m dans la fosse de Matapan dans la mer Ionienne séparés par des seuils élevés comme Gibraltar, le Bosphore ou encore les Dardanelles).

La circulation des eaux de surface en Méditerranée suit une boucle anticyclonique. L'eau Atlantique peu salée pénètre en surface par le détroit de Gibraltar. Au cours de son chemin dans le bassin, elle est transformée en eau Méditerranéenne plus dense qui ressort à son tour par Gibraltar, avec un temps de renouvellement qui varie de 50 à 100 ans (**Millot and Taupier-Letage, 2005**).

Les courants de surface influencés par la météorologie et les saisons présentent des variabilités temporelles allant de la journée à la saison et suivent des trajectoires tortueuses. Ils peuvent former de grands tourbillons de quelques centaines de kilomètres, dont la durée de vie varie de quelques mois à quelques années (**Herbaut, 1994**).



Figure 27: Circulation des eaux de surface en Méditerranée (Millot and Taupier-Letage, 2005).

IV.3.2. Vitesse du courant Algérien :

La vitesse du courant Algérien a été calculée à partir d'enregistrements de courantomètres mouillés à 4 profondeurs ; 100, 300, 1000, 2000m pendant 9 mois (**Fig. 28**).

A l'immersion à 100m, les vitesses sont relativement importantes elles varient entre 10 et 20 cm/s. Aux autres immersions, les valeurs s'atténuent et deviennent sensiblement plus faibles allant de 1 à 3 cm/s sauf au point 4 à 2000m de profondeur où elles atteignent de 6 cm/s.

On remarque, en général, que le régime des courants moyens suit une même direction portant vers l'Est.

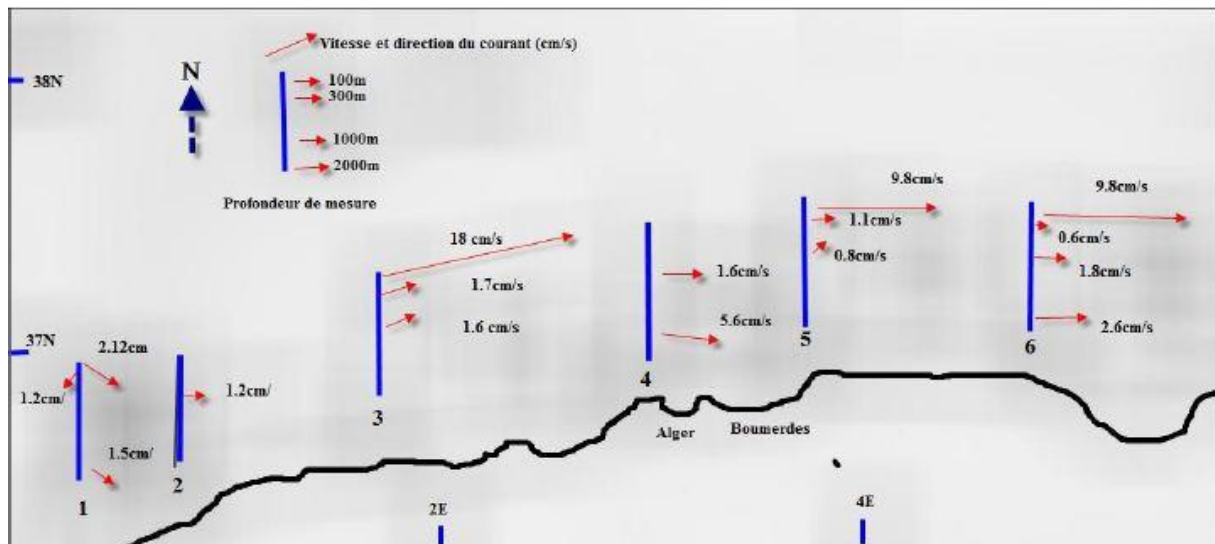


Figure 28: Courants moyens dans les zones côtière algériennes (Millot et al., 1986).

Chapitre V : Matériels et Méthodes

V.1. Conception des engins de prélèvement des microplastiques :

Dans cette partie nous représentons les méthodes et la technique suivies pour la réalisation du premier prototype de filet Manta, ainsi que son test et déploiement en mer. Pour pouvoir collecter les microplastiques en surface de l'eau de mer, il est nécessaire d'acquérir des outils de prélèvement, d'avoir une embarcation adéquate et de réaliser des sorties en mer dans des conditions climatiques appropriées. Compte tenu des difficultés rencontrées pour acquisition de ce type d'engin de l'étranger, nous avons mobilisé nos moyens pour la fabrication de nos propres outils de prélèvements. Nous avons opté pour le filet Manta aussi appelé chalut Manta qui représente l'outil de prélèvement de microplastiques le plus utilisé par les laboratoires en raison de ses performances sur le terrain et sa facilité de déploiement (Derraik, 2002; Faure et al., 2015; Hidalgo-Ruz et al., 2012). Il sert à l'échantillonnage des débris et particules microscopiques de plastique flottants ainsi que le plancton associé, à la surface de la mer. Le filet Manta a été utilisé pour la première fois pour le prélèvement du plancton. Mais ce n'est qu'en 1999 qu'Algalita Research Organisation l'adapte pour le prélèvement de microplastiques dans le gyre Nord Pacifique (Kershaw et al., 2011).

Nous avons conçu et mis en œuvre 2 types d'engins de prélèvements des microplastiques ; filet Manta à base d'acier inoxydable et filet Neuston. Ces deux types d'engins se différencient par leurs dimensions respectives, leur conception, leur design et notamment la nature des matériaux de leur fabrication.

V.1.1. Chalut Manta à base d'acier inoxydable :

Le chalut à filet neustonique dérivant à base d'aluminium est conçu de manière à répondre aux spécificités des eaux littorales algériennes et méditerranéennes (Fig. 29), prenant en considération la densité des eaux de méditerranée occidentale (mer semi-fermée) et donc l'optimisation de la flottabilité du dispositif à la surface de l'eau de mer, pour le prélèvement des microplastiques primaires et secondaires. Contrairement à d'autres chaluts permettant le prélèvement des microplastiques dont les ailerons sont fixés au corps central du dispositif et sans possibilités d'inclinaison de ceux-ci, le chalut à filet neustonique présente des ailerons amovibles munis de poignées permettant de les fixer à différents niveaux du socle central du dispositif et leur maintien avec une inclinaison favorisant le remorquage de ce dernier.

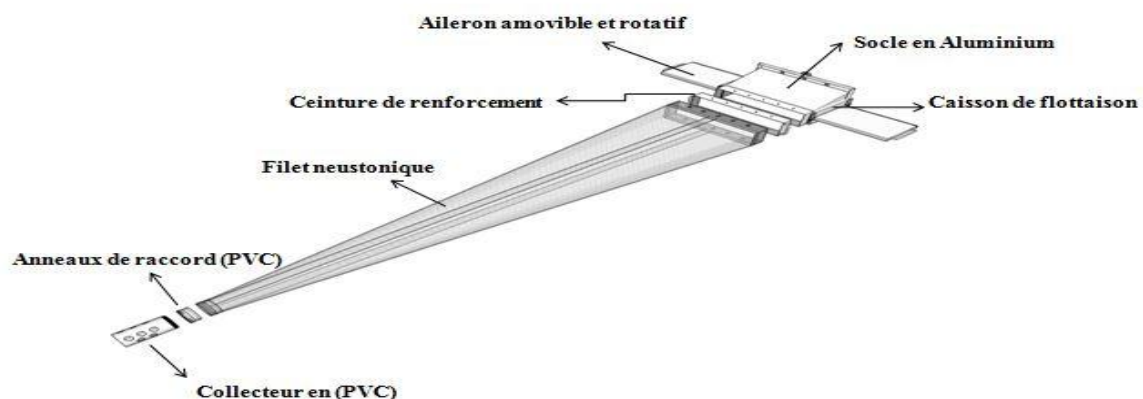


Figure 29 : Représentation schématique du chalut à filet neustonique dérivant « Filet Manta ».

V.1.1.1. Caractéristiques du filet neustonique par rapport aux engins usuels :

Le présent engin a pour but de faciliter et d'optimiser la collecte des microplastiques à la surface de la mer pour l'étude quantitative et qualitative de la pollution marine par le plastique et le plancton associé en offrant 5 avantages :

- La possibilité de changer la position des ailerons qui seront de ce fait amovibles et non soudés au socle principal ;
- Un détachement du filet en entonnoir, des ailerons et du collecteur qui facilite le nettoyage et le rangement du dispositif tout en réduisant son encombrement lors des transports ;
- La possibilité d'incliner les ailerons afin d'apporter une meilleure flottabilité au dispositif et l'aisance de son déploiement et son tractage à la surface de la mer par la réduction des frottements du dispositif avec l'interface air-eau qui agissent comme freins ;
- Une amélioration de la flottabilité du dispositif par la mise en profit des caractéristiques de l'aluminium dans la fabrication du socle central et des ailerons offrant ainsi au dispositif la légèreté et la robustesse nécessaires ;
- Deux caissons latéraux constituant 2 compartiments de fluide de densité inférieure à celle de l'eau de mer augmentant la flottabilité du socle métallique.

V.1.1.2. Différentes parties du chalut Manta :

Ce chalut à filet neustonique est constitué de 4 segments :

- Un socle métallique en aluminium muni de 2 ailerons amovibles et détachables et de 2 caissons latéraux fixes jouant le rôle de flotteurs ;
- Un débitmètre mécanique ou électromécanique attaché de part et d'autre de l'ouverture béante du socle métallique ;
- Un filet neustonique détachable en entonnoir et de maillage fin ;
- Un collecteur détachable et amovible se déclinant en 2 modèles, un en toile de maillage identique au filet neustonique en entonnoir et un autre en Polychlorure de Vinyle (PVC) muni de fentes et d'une toile filtrante tapissant son intérieur.

V.1.1.3. Agencement des différentes parties du chalut :

La structure métallique en acier inoxydable du chalut Manta est composée d'un socle (corps) central avec une ouverture (gueule, bouche) béante est munie de 2 ailerons (ailes) amovibles et rotatifs qui lui assurent un maintien optimal à la surface de l'eau et lui donnent l'allure d'une raie. La flottabilité du socle est également assurée par 2 caissons latéraux fixes.

Accroché à cette structure métallique, un long filet neustonique détachable en entonnoir se termine par un cylindre, le collecteur (réservoir, flacon de récolte, cod-end) détachable et

amovible emprisonnant toutes les particules passées à travers l'ouverture du chalut et collectées par son filet.

Le filet neustonique est maintenu au socle central grâce à une ceinture de fixation en aluminium munie de 2 poignets facilitant sa mise en place.

Les ailerons et le filet sont fixés au socle à l'aide de vis et écrous à oreilles munis de deux parties saillantes permettant de les visser ou dévisser manuellement.

Le collecteur se décline en 2 variantes : un collecteur entièrement entoile de maillage identique à celui du filet en entonnoir, il constitue la partie centrale du dispositif) et un collecteur cylindrique en Polychlorure de Vinyle (PVC) terminal troué laissant filtrer l'eau de mer à travers une toile de maillage identique à celui du filet en entonnoir et tapissant sa paroi interne.

Le filet neustonique et le collecteur dans sa version filet sont raccordés grâce à 2 anneaux filetés jouant le rôle de jointures vissables en PVC, alors que dans sa version cylindrique également en PVC il n'est raccordé au filet neustonique qu'avec un seul anneau.

Le débitmètre mécanique ou électromécanique est attaché aux extrémités de l'ouverture du chalut par 2 points d'attache se situant sur son nez conique ;

L'ensemble du système est remorqué derrière ou sur l'un des bords d'un navire océanographique, un voilier ou toute autre embarcation pouvant le supporter, de préférence munie d'un treuil facilitant le déploiement du dispositif.

V.1.1.4. Dimensionnement :

Avec une ouverture de 15x60cm appelée « bouche », et des ailerons (ailes) de 45x30x3cm, notre chalut est conçu pour capturer les microplastiques, dont la taille varie de 0,3 à 5 mm flottants à la surface de l'eau à -15cm dans un filet de 3 à 4,5m de long et de maillage très fin de 300 à 335 μ m soit 1/3 de mm auquel est rattaché un collecteur à son extrémité se déclinant en 2 modèles possibles :

Le premier modèle entièrement en filet de maillage de 300 à 335 μ m est cousu de manière cylindrique et faisant 22,5cm de longueur et 10 cm de diamètre et muni d'une gaine de 2,5cm.

Un deuxième modèle en PVC, de 10cm de diamètre et de 20 à 25cm de long, muni de 18 fentes circulaires de 3cm de diamètre et d'un voile en filet, de maillage 300 à 335 μ m, tapissant sa paroi interne.

V.1.1.5. Mode de réalisation de l'invention :

Les 6 parties du chalut à filet neustonique ont été réalisées de la manière suivante :

- Le socle métallique :

Conformément au dimensionnement choisi, les 3 plaques en acier inoxydable de 3mm d'épaisseur du socle sont découpées et soudées à un cadrant de barreaux creux de 20mm de diamètre pour former un boîtier sans dessous. Le cadrant est muni de 4 languettes dont 2 sont

perforés en 5 niveaux et les 2 autres pourvues de 4 axes soudés. À cette ossature initiale sont soudés de part et d'autre 2 plaques verticales de manière à former 2 compartiments constituant les 2 caissons latéraux.

À l'arrière du socle est accolé une couronne perforée en 5 positions équidistantes de dessus et dessous.

- **Les deux caissons (compartiment/enceinte) latéraux de flottaison :**

Deux plaques en acier inoxydable sont soudées de part et d'autre de la structure initiale de manière à former 2 compartiments remplis d'un fluide de densité inférieure à celle de l'eau de mer. Ces 2 enceintes latérales permettront au socle de flotter à la surface de l'eau.

- **Les ailerons (ailes) :**

Les ailerons (ailes) du dispositif représentent 2 boîtiers vides soudés après le découpage de plaques identiques à celles du socle central. Chaque boîtier est muni d'un barreau (tube) de 10mm de diamètre vide façonné de manière à constituer un poignet. Une languette perforée de part et d'autre est également soudée à chaque boîtier afin de permettre la fixation de l'aileron au socle du chalut. La partie frontale de chaque boîtier est 1/2 tube de 30mm de diamètre soudé permettant la réduction des frottements de l'aileron avec la surface de l'eau lors de la traction du chalut par le navire.

- **Le filet neustonique et le collecteur en toile :**

Un filet en toile à bluter de maillage compris entre 300 et 335 μ m est découpé selon un gabarit de manière à former un cône. Ce dernier est renforcé par des gaines en nylon lui octroyant sa forme particulière avec une grande ouverture rectangulaire et une autre plus petite et circulaire. La gaine rectangulaire est perforée de dessus et dessous en 5 positions équidistantes permettant sa fixation à l'aide de vis et écrous à oreilles à la ceinture du socle.

- **Les anneaux de raccord en PVC :**

La connexion du filet au collecteur et toile est assurée par 2 anneaux en PVC s'emboîtant grâce à un système à filetage. Les 2 anneaux sont à l'origine 2 tubes en PVC découpés à la dimension désirée puis filetés de manière à se visser et facilitant leur raccord. Le filet et le collecteur en toile sont attachés aux anneaux par des ceintures métalliques.

- **Le collecteur en PVC :**

Un tube en PVC est découpé et fileté puis perforé sur sa surface en plusieurs points afin de le munir de fentes filtrantes grâce à une toile identique au filet collée à sa proie interne.

V.1.2. Filet Neuston :

Cet engin appelé filet Neuston est un petit catamaran fabriqué totalement en matériaux composites. Les différentes parties de l'engin de prélèvement des microplastiques du filet Neuston Catamaran sont représentées dans la figure 30.

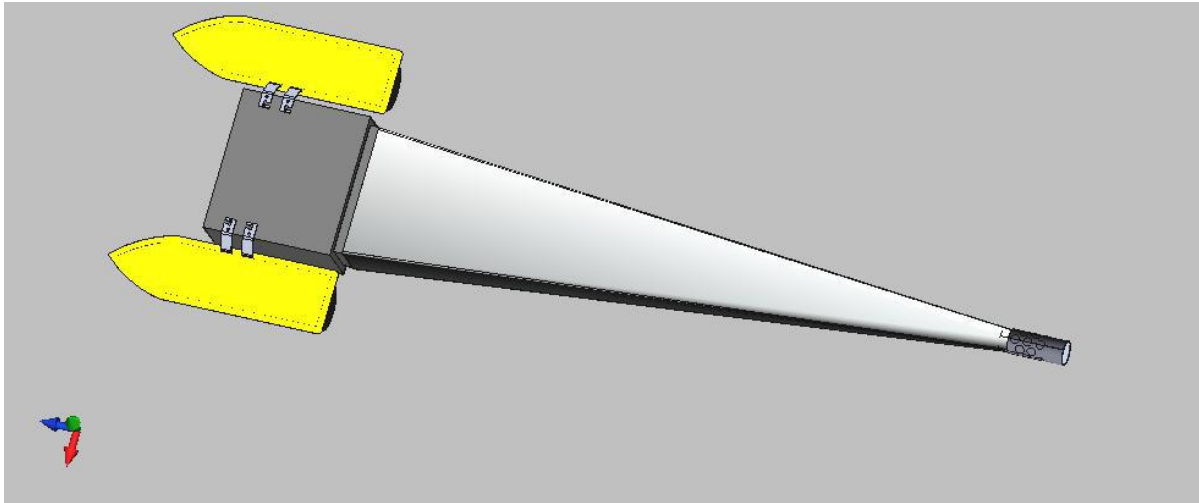


Figure 30 : Structure générale du filet Catamaran en composite.

Les différentes parties du filet Neuston ont été réalisées de la manière suivante : le socle du filet Manta est fabriqué en composite résine polyester, renforcé par de la fibre de verre de formulation 60/40 en masse avec une injection de la mousse en polyuréthane.

- Les 2 coques en composites remplies de polyuréthanes ;
- Le socle ou la bouche du filet en composite ;
- La ceinture en aluminium pour attacher le filet ;
- Le filet neustonique ;
- Le collecteur en PVC.

- La résine Polyester :

Les résines polyesters sont des matières plastiques thermodurcissables faciles à mise en œuvre et de faible coût de fabrication.

La résine polyester dit « polyester insaturé » comprend essentiellement 2 produits différents :

- Des chaînes polyesters comprenant des doubles liaisons.
- Des doubles liaisons du styrène.

Les doubles liaisons permettent des liaisons ultérieures avec le styrène (durcissement ou réticulation par polymérisation tridimensionnelle).

Les chaînes polyesters sont obtenues par estérification d'un dialcool et d'un diacide suivant la réaction suivante :



- Les résines standards sont à base d'acide orthophtalique.

Cette synthèse chimique est effectuée en usine, le produit livré en atelier est un pré-polymère.

Le durcissement est réalisé par l'entreprise qui va réaliser la pièce en composite [C], en mélangeant la résine polyester [A] avec un agent durcisseur [B] qui favorise l'association des doubles liaisons du styrène et des doubles liaisons de polyester insaturé, qui crée un réseau tridimensionnel.



La température idéale de travail se situe entre 15 et 20°C. En dessous de 15°C, le froid ralentit la polymérisation.

- Composite Résine polyester /fibres de verre :

Constitué d'une ossature en fibres de verre (renfort) qui assure la tenue mécanique, et d'une couche de protection (matrice), le matériau composite combine les 2 éléments avec synergie.

Les renforts fibreux sont disposés de façon judicieuse dans la matrice qui conserve leur disposition géométrique et leur transmet les sollicitations. Le renfort, qui constitue l'armature, assure la tenue mécanique. La matrice qui lie les fibres, répartit les efforts et assure la protection chimique.

V.1.2.1. Etapes de la fabrication :

La fabrication des coques et du socle du filet Neuston a été réalisée dans un atelier artisanal chez HAMZA COMPOSITE à Rouïba, il a été réalisé en 11 longues et minutieuses étapes :

Etape 1 - Usinage du modèle :

Le modèle représente exactement la forme des coques recherchées. Il est usiné à l'aide d'une commande numérique dans un bloc de mousse.

Etape 2 - Réalisation du moule :

Le moule est réalisé à l'aide du modèle en résine et fibre de verre. Il est souvent composé de plusieurs parties pour permettre un démoulage facile. Nous avons fabriqué un moule spécialement pour ce prototype.

Etape 3- Préparation du moule :

Le moule est d'abord ciré pour faciliter son démoulage. Il est ensuite recouvert d'un gelcoat. Un gelcoat (de l'anglais couche de gel) aussi appelé topcoat ou enduit gélifié est un matériau à base de résine therm durcissable, utilisé pour fournir une haute finition et protection de la surface visible d'un matériau composite souvent composé de fibres variées.

Etape 4 - Application de la fibre de verre :

La fibre de verre est approvisionnée en bandes de tissu (roving) de différents grammages. Découpée à la bonne dimension, elle est ensuite appliquée en couches successives au fond du moule.

Étape 5 - Préparation de la résine :

La résine est dosée en fonction du poids de la fibre utilisée. Juste avant son application on lui rajoute son durcisseur (catalyseur). C'est le bon dosage de résine par rapport à la masse de fibres de verre qui permet d'obtenir un matériau de qualité. Trop peu de résine entrainera une délamination par plaques, trop de résine la rendra plus cassante et fragile.

Étape 6 – Stratification :

Nos coques sont stratifiées en utilisant la méthode de moulage au contact. On applique une première couche de résine sur le gelcoat, puis on dispose une 1^{ère} couche de tissu en fibre de verre que l'on imprègne de résine. On recommence l'opération avec des couches successives de fibre de verre, de différents grammages jusqu'à obtenir l'épaisseur désirée. Un rouleau « débulleur » permet de chasser l'air du stratifié pour rendre homogène les couches de fibres de verre entre-elles (**Fig. 31**).

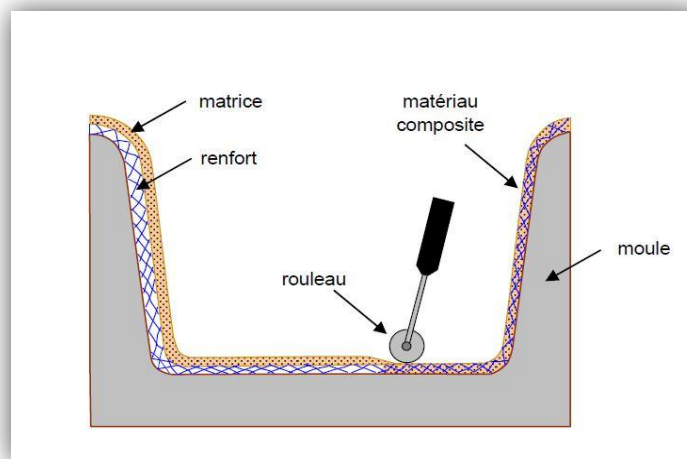


Figure 31 : Moulage au contact.

V.2. Travaux effectués en mer :**V.2.1. Choix et localisation des stations :**

Afin de répondre au mieux à notre objectif d'études de la pollution par les microplastiques, et étant donné l'originalité de cette problématique, la compréhension des effets de la courantologie sur la quantification et la distribution des microplastiques nous semble nécessaire. Pour cela les prélèvements ont été effectués dans 6 stations différentes dans la Baie de Bou-Ismaïl (**Fig. 32**), pendant les 4 saisons, et dans 4 zones stratégiques, à savoir : près du port, des zones à fortes activité anthropiques, aux embouchures des Oueds et au large de la cote. Les prélèvements ont été réalisés le 28 janvier 2018 et les 2^{èmes} le 26 et 28 Avril 2018 et pour les 3^{èmes} prélèvements ont été réalisés le 26 juin 2018, et les 4^{èmes} le 29 Novembre 2018. Les échantillonnages ont été réalisés à bord de l'embarcation « El Aures » appartenant à la flotte de l'ENSSMAL. La mer était plus agitée durant la 1^{ère} sortie et un peu agitée durant la 2^{ème}, 3^{ème} et 4^{ème} par la présence d'un vent d'Ouest.

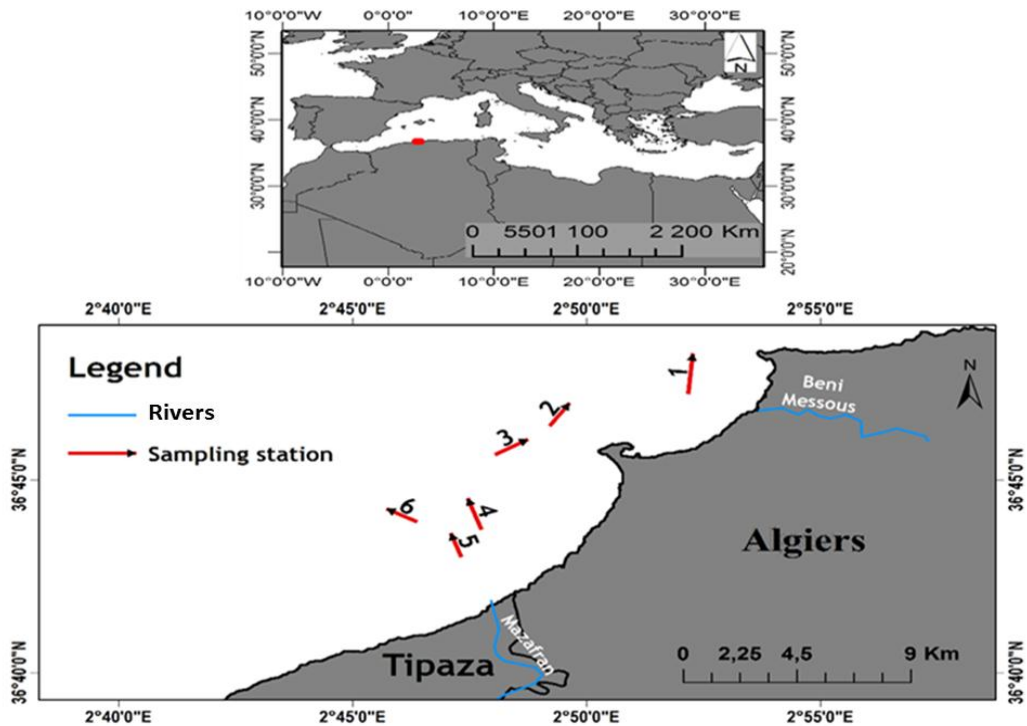


Figure 32: Localisation géographique des 6 stations de prélèvement dans la Baie de Bou-Ismaïl.

Dans la baie de Zemmouri, les prélèvements ont été réalisés le 07 octobre 2021 par le Catamaran (**Fig. 33**), à bord d’une embarcation des travaux côtiers, afin de quantifier la pollution par les microplastiques, les stations choisies répondaient à certains critères ;

La station AB, près des nouveaux projets d’élevage des poissons et des mollusques.

La station CD, en face des terres agricoles caractérisée par la baie de Zemmouri.

La station EF, en face de l’embouchure de l’oued Isser.

La station GH, près des stations de pompage et des rejets industriels de la centrale électrique et la station de dessalement.

La station IJ, en face de la plage de Cap Djinet et près du port de pêche.

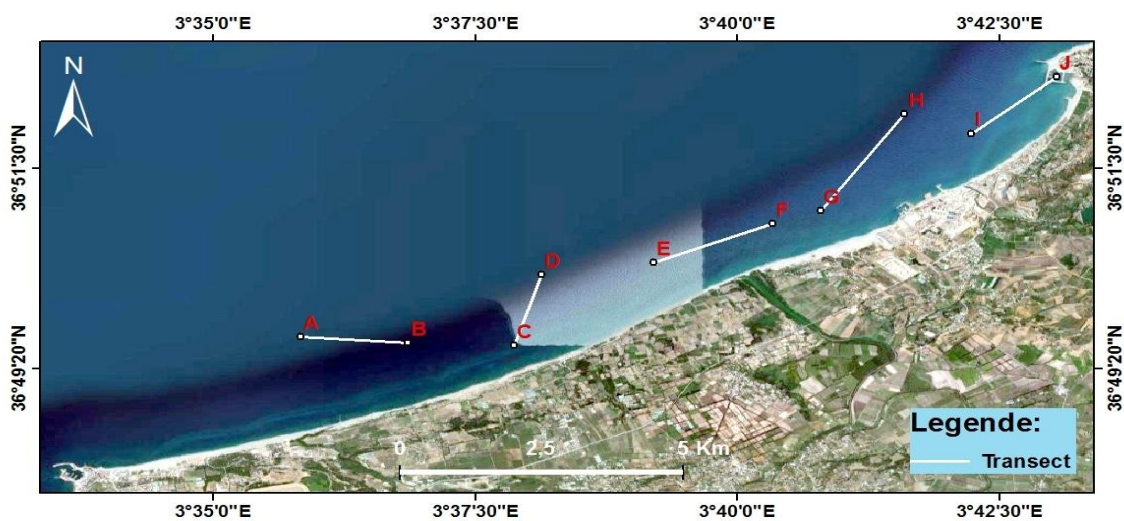


Figure 33 : Localisation des stations d’échantillonnage dans la Baie de Zemmouri

V.2.2. Technique de prélèvement :

Le chalut à filet neustonique dérivant « Filet Manta » est déployé en mer de la manière suivante (Fig. 34) :

A- Avant chaque prélèvement :

La première étape consiste à vérifier toutes les fixations du dispositif ; les câbles, attaches et nœuds doivent être sécurisés, en suite contrôler s'il y a des déchirures et trous qui peuvent apparaître dans le filet et qu'on peut facilement réparer avec de la silicone, s'assurer que le collecteur est propre et correctement attaché au reste du filet, tester que le débitmètre tourne librement et vérifier son niveau d'huile qui doit être autour des 75%. Si le débitmètre nécessite de l'huile, en rajouter à l'aide d'une seringue (à disposer dans une boîte à outils). S'il ne tourne pas librement, le remplacer.

B- Procédure de prélèvement :

Abaisser le filet si suspendu ou le mettre délicatement à l'eau : après que le marin indique que tout est prêt, abaisser le chalut ou le mettre directement à l'eau avec une corde attachée à ses ailes. La corde ne doit pas rentrer dans l'ouverture (bouche) du filet une fois dans l'eau car elle peut empêcher le débitmètre de tourner correctement. Ne pas jeter le filet brusquement dans l'eau car cela peut endommager le débitmètre attaché à son ouverture. De plus, si le filet se retrouve à l'envers, il sera remorqué sous le navire.

Le démarrage du chronomètre est actionné lorsque le débitmètre commence à tourner et prévenir le marin que la vitesse du navire doit être entre 2 à 3 nœuds.

Après 20 minutes de chalutage, récupérer le chalut et lorsque le débitmètre s'arrête de tourner, arrêter le chronomètre, lire le débitmètre, et enregistrer sa valeur finale sur la fiche de données du chalutage. Lavez le filet de haut en bas et retirez le collecteur.

C- Après chaque prélèvement :

Transférer le contenu du collecteur dans un flacon d'un litre. Rincer autant que nécessaire pour récupérer au maximum des particules. Ajouter immédiatement 100ml de Formol à l'échantillon et compléter à 1L avec de l'eau de mer filtrée. Etiqueter chaque flacon en mentionnant le numéro de la station et de l'échantillon, la date et l'heure de prélèvement et conserver à l'abri de la lumière dans une glacière jusqu'au jour de la mesure. Noter les données caractéristiques de chaque prélèvement sur la feuille de recueil des données.

D- Rangement et transport :

Pour une facilité de réutilisation et de transport, toutes les parties du chalut à filet neustonique socle avec ailerons, filet et collecteurs sont rincés à l'eau courante et démontés, entre-autre grâce à ses ailerons amovibles, ses collecteurs et son filet dévissables.

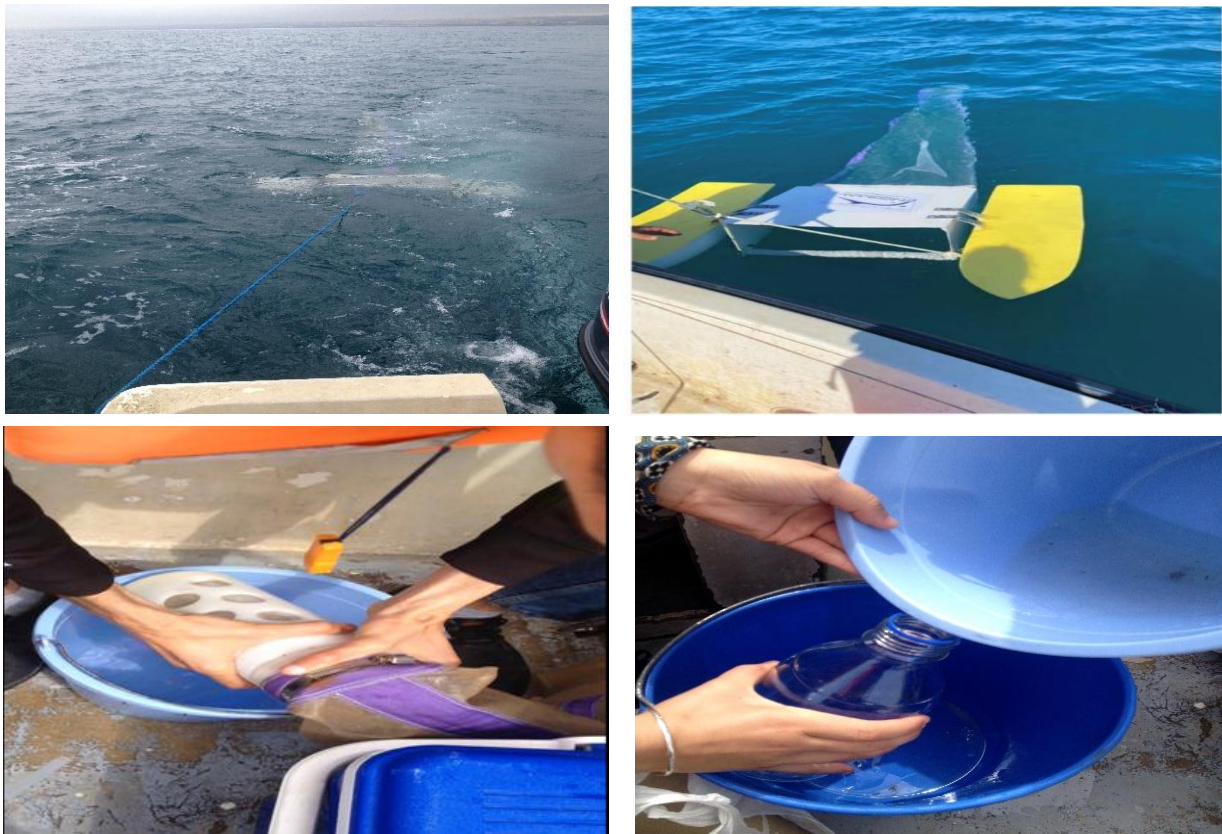


Figure 34: Les étapes de prélèvement des microplastiques à la surface de l'eau.

V.3. Travaux effectués au laboratoire :

V.3.1. Matériel :

- Cristalliseur
- Tamis 200 μ m
- Pissette avec eau distillé
- Boîtes de pétri
- Pince
- Marqueur
- Loupe binoculaire
- Ethanol diluée
- Fiche de recueil (bloc note)

V.3.2. Identification visuelle :

La détection visuelle est une étape obligatoire dans l'analyse des microplastiques, on verse l'échantillon dans un tamis de 300 μ m et on enlève tous les objets naturels ou artificiels litère d'une taille > 5 mm (macro et mezzo litère) de l'échantillon, en utilisant l'identification

visuelle avec des pinces. Après avoir enlevé tous les grands objets, concentrer tous les morceaux restants dans une partie du tamis à l'aide d'une pissette d'eau distillé (Rezania et al., 2018).

Ensuite l'échantillon est versé dans un récipient en verre en utilisant une quantité minimale d'éthanol à 70%, pour le conserver et pour qui contribuer à décolorer les organismes en colorant les plastiques (Viršek et al., 2016).

Après on prend une petite quantité de l'échantillon (sous-échantillon) qu'on verse dans une boîte de Pétri en verre. Analyser l'échantillon avec l'utilisation d'une loupe binoculaire de type Motic équipée d'un appareil photographique intégré pour bien identifier les particules de microplastiques < 5 mm à 1 µm (Klein et al., 2018).

Chaque particule microplastique est classée dans l'une des 6 catégories : Fragment, Mousse, Filament, Granule, Film et Pellets elle est ensuite mise dans une boîte de Pétri ou dans d'autres flacons en verre selon sa classification avant de les refermer (Eriksen et al., 2013).

Les données du chalut Manta doivent être normalisées au volume total filtré (V), calculées à partir de la formule suivante, exprimée en éléments / m³ :

$$V = N \times A \times C$$

N : nombre de tours d'hélice mesurés par le débitmètre ;

A : ouverture de chalut ;

C : valeur constante, typique de chaque débitmètre, fournie par le fabricant.

et normalisée à la surface totale de l'eau filtrée (S), calculée à partir de la formule suivante, et exprimée en éléments / km² :

$$S = N \times D \times C$$

D est l'ouverture horizontale du filet.

V.3.3. Identification chimique :

Les techniques d'empreintes digitales sont des outils très utiles pour permettre l'identification et la caractérisation des polymères à l'échelle moléculaire. L'une de ces techniques est le micro-FTIR (µ-FTIR) qui permet l'identification de différents matériaux grâce à l'interaction entre rayonnement infrarouge et matière.

Les interactions sont différentes pour chaque matériau, ce qui donne des spectres d'empreintes digitales avec des bandes caractéristiques (Hummel, 2012). La correspondance entre le microéchantillon spectre et base de données de référence spectrale assure la fiabilité de cette technique. Afin d'identifier un polymère avec une haute certitude, la correspondance entre l'échantillon et les spectres de référence doit être > 80%. En outre, il est important d'identifier correctement les bandes caractéristiques, ce qui est parfois un processus qui doit être fait manuellement, en comparant le spectre avec du matériel de référence (Käppler et al., 2015).

V.3.4. Etude courant de surface :

Les produits de données de vitesse du courant de surface quotidiens utilisés dans cette étude ont été dérivés de Service de surveillance du milieu marin Copernicus (CMEMS, <http://marine.copernicus.eu/>). Les produits CMEMS en fichier NetCDF, ont été utilisés pour les périodes comprises entre le 28 janvier 2018 et le 29 novembre 2018, moyennées sur le

domaine spatial 36 ° 4 "-36 ° 5" N et 2 ° 3 "-2 ° 6" E. Enfin, après traitement à l'aide du logiciel ArcGIS, la vitesse et la direction moyennes du courant ont été extraites et moyennées sur toute la zone d'étude.

V.4. Matrice Biote :

V.4.1. Présentation Projet INDICIT II :

Dans le cadre de mon stage au centre d'écologie fonctionnelle et évolutive (CNRS-Montpellier), j'ai participé dans un projet Européen : INDICIT II (Mise en œuvre des indicateurs des déchets marins sur les tortues de mer et les biotes dans les conventions de la mer régionales et les domaines de la directive-cadre pour la stratégie marine). Le consortium, composé de chercheurs de 12 partenaires de 8 pays différents : France, Grèce, Italie, Portugal, Espagne, Tunisie, Turquie et Royaume-Uni, s'est engagé à soutenir la mise en œuvre de la stratégie de l'UE en matière de protection du milieu marin. Directive-cadre (MSFD) et d'autres politiques environnementales internationales visant à protéger le milieu marin (notamment la convention de Barcelone, la Convention OSPAR, HELCOM,). INDICIT II est axé sur le descripteur 10 de la MSFD (« déchets marins »), qui vise à maintenir ou à atteindre le bon état écologique du climat marin d'ici 2020 en ce qui concerne les déchets marins. L'objectif principal est de développer un ensemble d'outils standardisés permettant de surveiller les impacts des déchets sur la faune marine en tant que bioindicateurs : « macro-déchets ingérés par les tortues de mer (débris de > 1 mm) », Enchevêtrement d'espèces marines dans des débris flottants. Tortues, mammifères, oiseaux) "et" micro-litière ingérée par les poissons / tortues de mer (débris <1 mm).

V.4.2. Stratégie d'échantillonnage :

Les échantillons ont été prélevés directement à bord, en vérifiant l'état de santé des poissons, rejetés quand ils tous montrent des signes d'alimentation nette. Pour éviter les biais dus à la régurgitation d'articles en plastique provoquée par l'expansion de la vessie natatoire lorsqu'elle est remontée à la surface, les échantillons acquis aux marchés aux poissons ne sont pas autorisés.

L'engin de pêche qui a été utilisé pour l'échantillonnage c'est le chalut. Le chalutage c'est le moyen d'échantillonnage le plus fiable, y compris les approches opportunistes comme les croisières d'évaluation des stocks de poissons, les évaluations des stocks de poissons démersaux et pélagiques ou encore, analyses des contenus stomacaux effectuées régulièrement.

Pour minimiser la variabilité spatio-temporelle, tous les échantillons ont été prélevés au même endroit, au même moment et congelés lors de la collecte.

V.4.3. Choix d'Espèces :

Les espèces de poissons du genre Mullus, Merluccius et Scomber ont été choisies pour la phase pilote. Ces espèces ont été sélectionnées pour 4 raisons sont : ce sont des représentants de différents compartiments d'habitat ; elles ont une valeur commerciale et elles sont communes

dans tous les domaines MSFD et RSC, elles sont utilisées pour surveiller le Descriptor 8 (Contaminant in fish) du MSFD.

V.4.4. Taille des Poissons :

Afin de réduire la variabilité possible de la microlitière ingestion due à la variation des comportements alimentaires des poissons au cours des stades de la vie (par exemple juvéniles/adultes), il est suggéré de choisir des individus comparables. Dans l'action pilote INDICIT la durée commune pour les espèces cibles a été fixée autour de la taille à la 1^{ère} maturité, selon FishBase dataset.

Les tailles des espèces choisies, dont une variabilité de 10 % ont été fixées comme suit :

- *Merluccius merluccius* 30 ± 4,5 cm
- *Scomber scombrus* 25 ± 3 cm
- *Mullus barbatus* 12 ± 2 cm

Lors de notre travail 30 échantillons du rouget *Mullus barbatus* échantillons ont été analysés par rapport aux classes de taille suivantes :

Classe de taille 1 : 1 mm <x <5 mm ;

Classe de taille 2 : 330 µm <x <1 mm.

La fraction de 330 µm à 5 mm est comparable aux données provenant de la surveillance de la surface de la mer à l'aide du chalut Manta, en relation avec les travaux de recherche réalisés en méditerranée.

V.4.5. Présentation des Mullidés ou rougets *Mullus barbatus* :

La famille des Mullidés en particulier l'espèce *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 qui se trouve très abondante et très fréquente sur la côte algérienne et en Méditerranée (Aissat, 2010). *Mullus barbatus* des côtes algériennes plus connue sous le nom du rouget de vase est une espèce très abondante dans les captures commerciales (Bachouche et al., 2017).

Les Mullidés sont des poissons de petite taille avec un corps légèrement comprimé latéralement (Fig. 35), la face ventrale de la tête et du ventre est plate, l'oeil est situé près du profil dorsal, la bouche est petite et légèrement protractile avec des dents excessivement fines sur les mâchoires. La ligne latérale est bien marquée avec 31 à 35 écailles (Ramdane et al., 2013). Il y a présence de 2 nageoires dorsales bien séparées dont la 1^{ère} est entièrement épineuse, tandis que la 2^{ème} se trouve alignée à la nageoire anale.

Le genre *Mullus* regroupe 2 espèces très abondantes avec une différence d'habitat : le rouget de roche pour *Mullus surmuletus* et le rouget de vase pour *Mullus barbatus*. En plus de cette différence de répartition, ces rougets se distinguent morphologiquement. Le rouget de vase est une espèce très appréciée du point de vue gustatif (Aissat, 2010).



Figure 35 : Rouget de vase *Mullus barbatus*.

La taxonomie de l'espèce, se définit par :

Domaine : Biota

Règne : Animalia

Phylum : Chordata

Sous-Phylum : Vertebrata

Super-Classe : Gnathostomata

Super-Classe : Pisces

Classe : Actinopteri

Ordre : Perciformes

Famille : Mullidae

Genre : *Mullus* Linnaeus, 1758

Espèce : *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758

V.4.6. Répartition géographique des Mullidés :

Du point de vue géographique, *Mullus barbatus* présente une large distribution (**Fig. 36**). Cette espèce est présente dans la partie Est de l'océan Atlantique des côtes sénégalaises jusqu'aux côtes françaises, ainsi que dans tout le bassin méditerranéen. En Méditerranée, cette espèce démersale vit sur des fonds de vase, de sable ou de gravier du plateau continental. (**Tserpes et al., 2002**) donnent une répartition bathymétrique générale allant de 10 à 500 m. En Algérie, le rouget de vase est commun sur les fonds vaseux jusqu'à 150 m de profondeur et se trouve également en bordure des prairies de zostères et de posidonies.

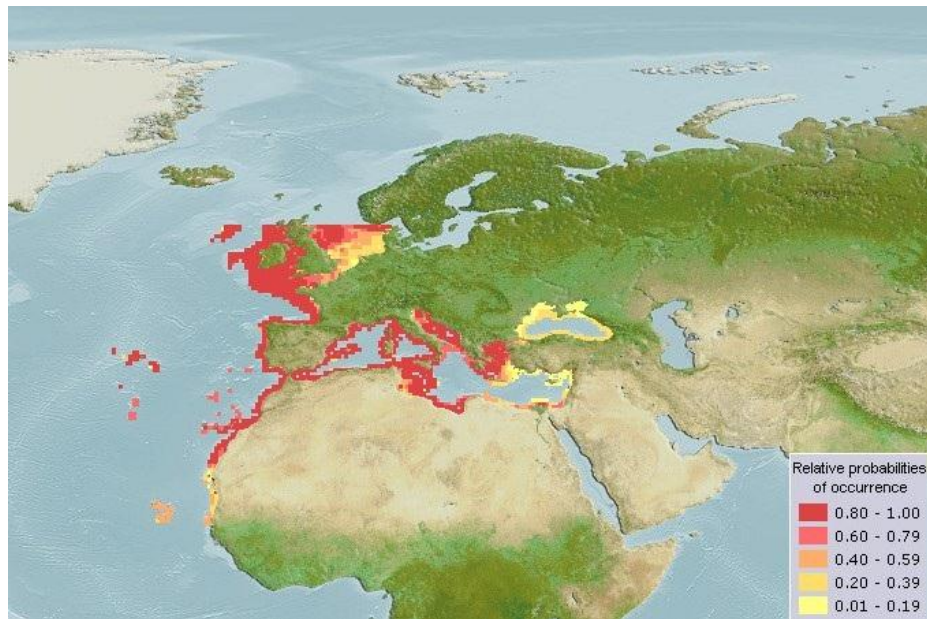


Figure 36: Répartition géographique de *Mullus barbatus* www.aquamaps.org, version 2019.

V.4.7. Travaux effectués au laboratoire :

Le protocole d'extraction des microplastiques du poisson proposé par le projet INDICIT II comprend 7 étapes suivantes :

1- Préparation des échantillons :

- Décongeler les poissons le jour même de l'analyse
- Rincer les poissons par l'eau Milli Q pour éviter la contamination

2- Paramètres morphométriques du poisson (Fig. 37) :

- Peser le poisson entier
- Mesurer sa longueur totale
- Mesurer sa circonférence



Figure 37: Mesure morphométrique *Mullus barbatus*.

3- Dissection (Fig. 38) :

- Extraction de l'intégralité du tractus digestif (Estomac et intestin)
- Peser le tractus digestif



Figure 38: Dissection du poisson *Mullus barbatus*.

4- Digestion (Fig. 39) :

- Travailler de préférence sous une hotte pour éviter la contamination des échantillons par le milieu extérieur.
- Digérer l'intégralité du tractus digestif (TD) pas uniquement le contenu (au risque de perdre du contenu)
- Placer le tractus digestif en entier dans un bécher.
- Ajouter 20 ml de H_2O_2 (15%) / g de tissu dans le bécher.
- Recouvrir les échantillons à l'aide de papier aluminium en prenant soin d'y noter les références de l'échantillon durant tout le procédé de digestion qui dure entre 3 et 5 jours. Changer cette feuille d'aluminium tous les 2 jours environ lorsque qu'elle commence à être attaquée par l' H_2O_2 pour éviter de contaminer l'échantillon.
- Placer le bécher sur une plaque chauffante (plusieurs béchers peuvent être posés sur une même plaque) à 40 °C (fig 38), tout au long de la digestion pour accélérer le processus jusqu'à ce que la matière organique disparaisse en rajoutant du H_2O_2 au besoin.
- Remuer la solution en agitant le bécher toutes les 20 min.



Figure 39 : Digestion des échantillons.

5- Homogénéisation :

- Ajouter 100 ml d'eau Milli Q dans le bécher et placer le sur l'agitateur magnétique (vitesse haute pendant 1 à 2 min
- Laisser reposer 1 à 2 min.

6- Tamisage :

- Tamiser la solution sur les 2 tamis le 1^{er} d'une maille de 1mm et le 2^{ème} de 330um.

7- Identification Visuelle :

- Rincer les tamis de chaque maille dans 2 boites de pétri.
- Placer la boîte de pétri sous la loupe binoculaire (**Fig. 40**), pour l'identification des microplastiques selon les types, la couleur et la taille.



Figure 40 : Identification visuelle par loupe binoculaire.

VI. Résultats et discussions

VI.1. Conception du filet Manta :

La figure 41 est une vue de dessus de la structure générale du chalut à filet neustonique dérivant avec collecteur en toile :

- A – Socle en aluminium ;
- B – Enceinte (Caisson) de flottaison ;
- sC – Aileron (Aile) amovible et rotatif ;
- D– Ceinture de renforcement de la fixation du filet neustonique au socle ;
- E – Filet neustonique en entonnoir ;
- F – Anneaux de raccord en Polychlorure de Vinyle (PVC) ;
- G – Collecteur/Réservoir détachable en toile à bluter.

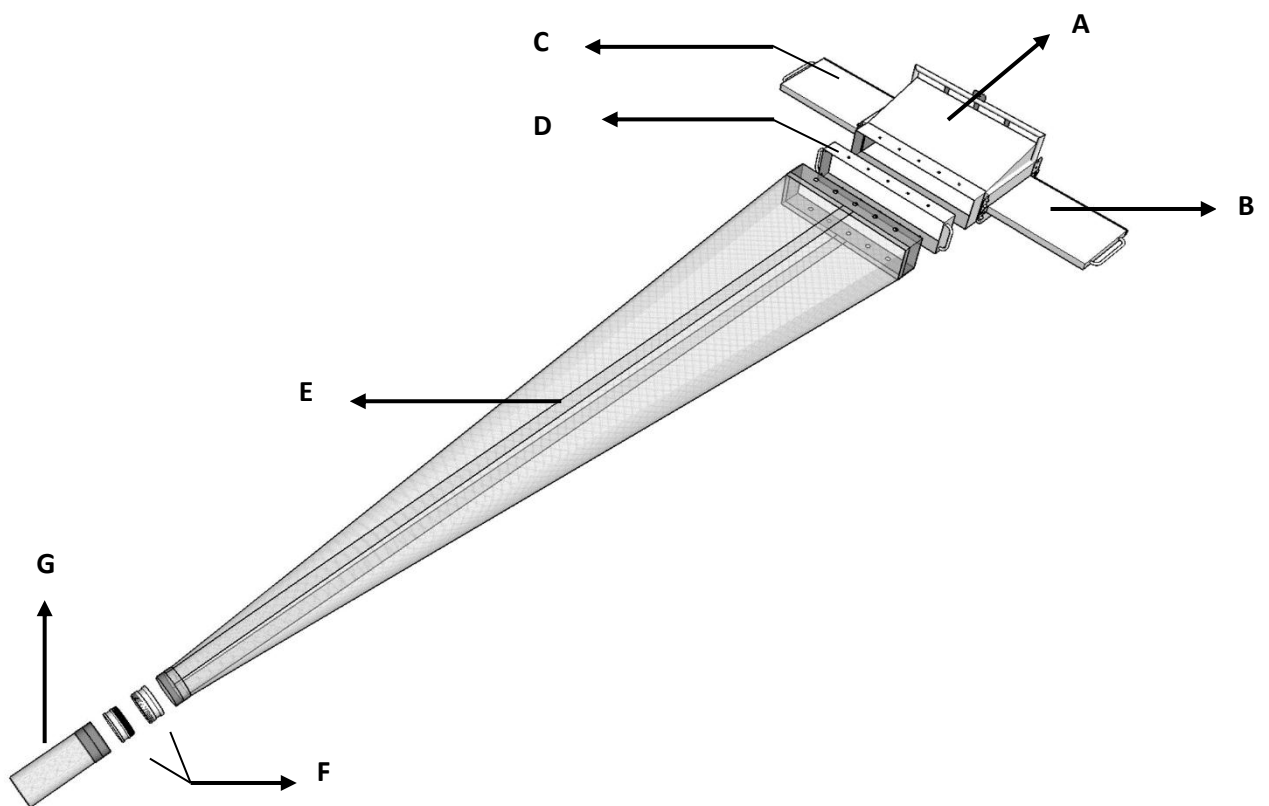


Figure 41 : Structure générale du chalut à filet neustonique dérivant avec collecteur en toile– vue de dessus.

La figure 42 est une vue de dessus de la structure générale du chalut à filet neustonique dérivant avec collecteur en toile :

A – Socle en aluminium ;

B – Poignet de l'aileron ;

C – Aileron (Aile) amovible et rotatif ;

D – Enceinte (Caisson) de flottaison ;

E – Ceinture de renforcement de la fixation du filet neustonique au socle ;

F – Languette de fixation de l'aileron et du débitmètre ;

G – Couronne de fixation du filet neustonique en aluminium ;

H – Filet neustonique en entonnoir ;

I – Collecteur/Réservoir détachable en toile à bluter.

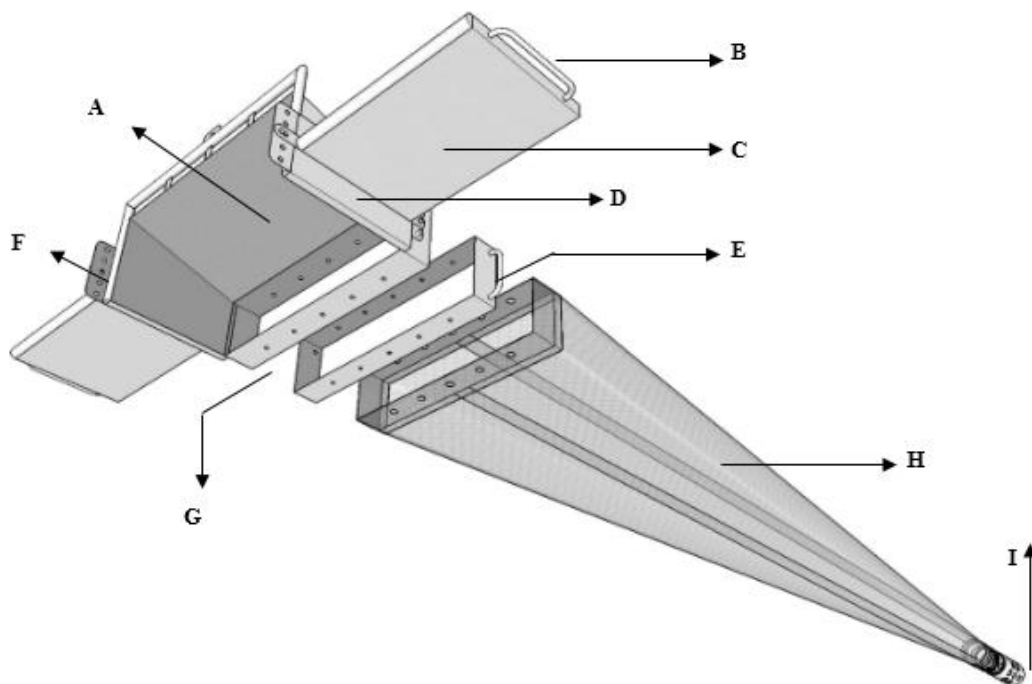


Figure 42 : Structure générale du chalut à filet neustonique dérivant avec collecteur en Polychlorure de Vinyle (PVC)– vue de dessus.

La figure 43 est une vue de dessus de la structure générale du chalut à filet neustonique dérivant avec collecteur en Polychlorure de Vinyle (PVC) :

- A – Socle en aluminium ;
- B – Poignet de l'aileron ;
- C – Aileron (Aile) amovible et rotatif ;
- D – Enceinte (Caisson) de flottaison ;
- E – Ceinture de renforcement de la fixation du filet neustonique au socle ;
- F – Languette de fixation de l'aileron et du débitmètre ;
- G – Couronne de fixation du filet neustonique en aluminium ;
- H – Filet neustonique en entonnoir ;
- I – Collecteur/Réservoir détachable en Polychlorure de Vinyle (PVC).

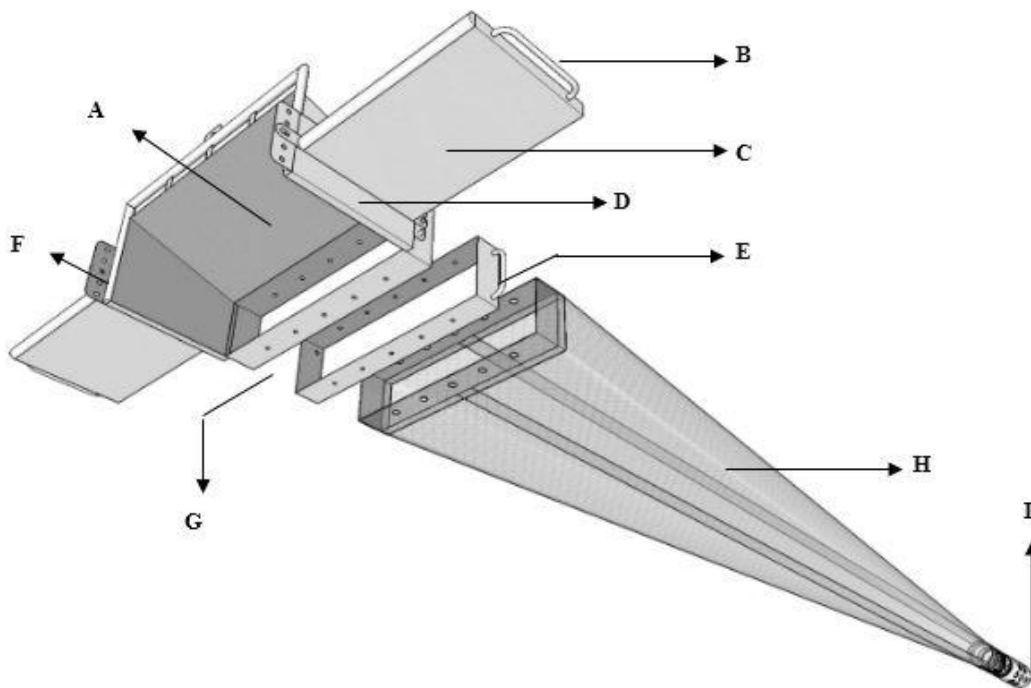


Figure 43 : Structure générale du chalut à filet neustonique dérivant.

VI.2. Conception du filet Neuston « Catamaran » :

La structure du filet Neuston « Catamaran » est constituée essentiellement de deux parties distinctes (Fig. 44) :

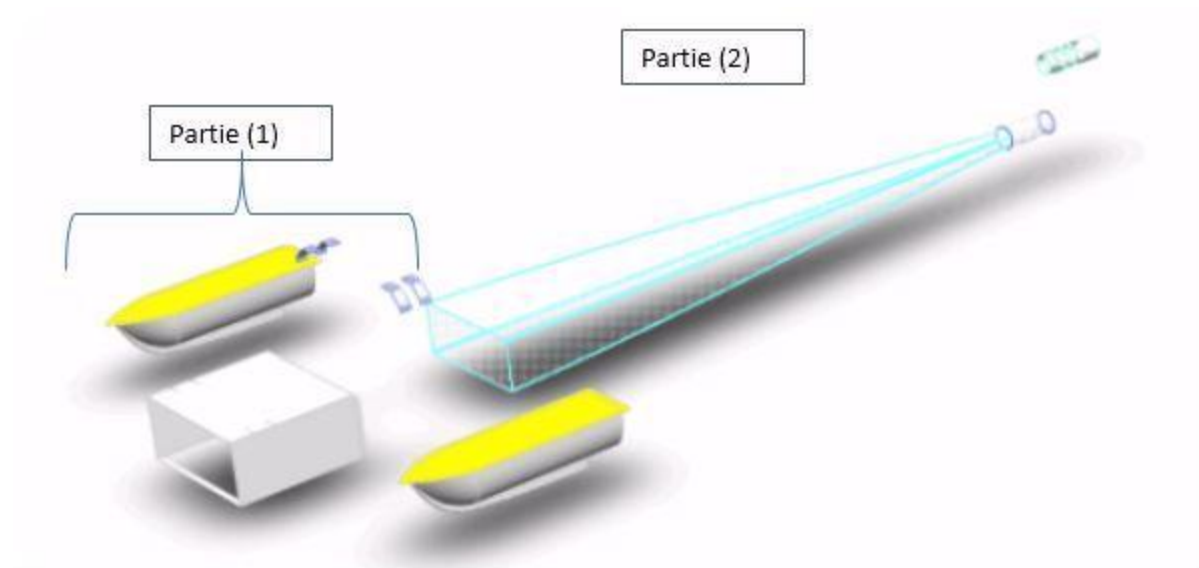


Figure 44 : Représentation des différentes parties de l'engin de prélèvement.

Le filet catamaran est composé de 2 coques symétriques en composites remplies de polyuréthane afin d'augmenter sa flottabilité et sa résistance (Fig. 45).

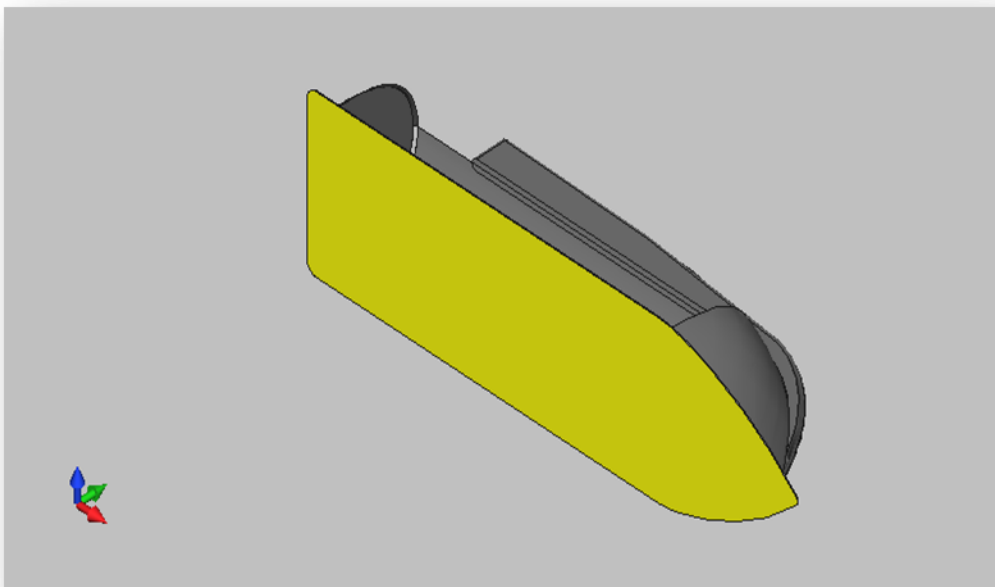


Figure 45 : Représentation de la coque du filet Catamaran.

La figure 46 représente la bouche (socle) du filet fabriqué entièrement en composite.

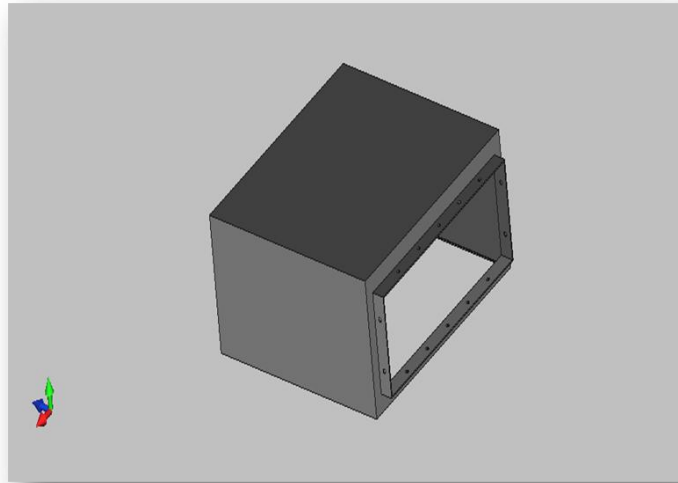


Figure 46 : Socle du filet en composite.

Les deux coques sont liées entre elles grâce à un sole fabriqué en composite (**Fig. 47**).

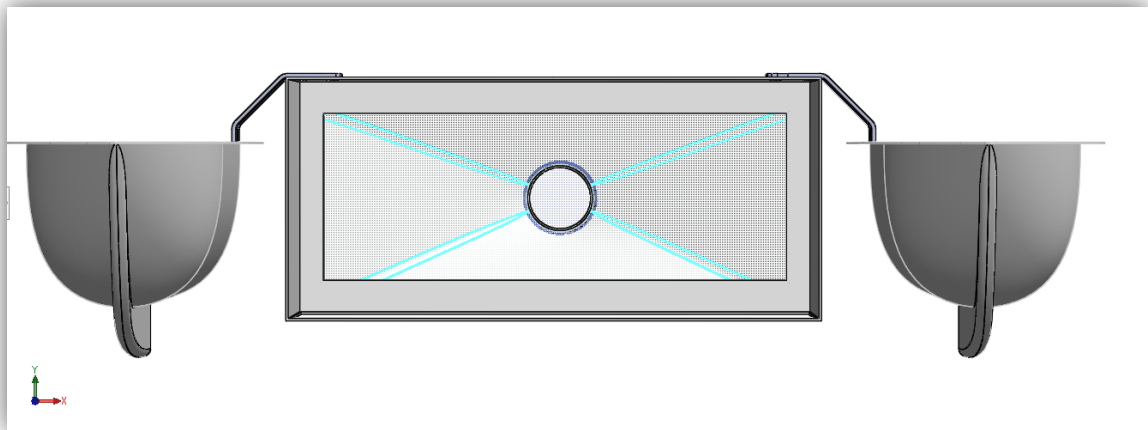


Figure 47 : Les coques et le socle du filet.

Le filet est relié au socle en composite grâce à une ceinture en aluminium qui se vise par 14 boulons de 13 mm (**Fig. 48**).

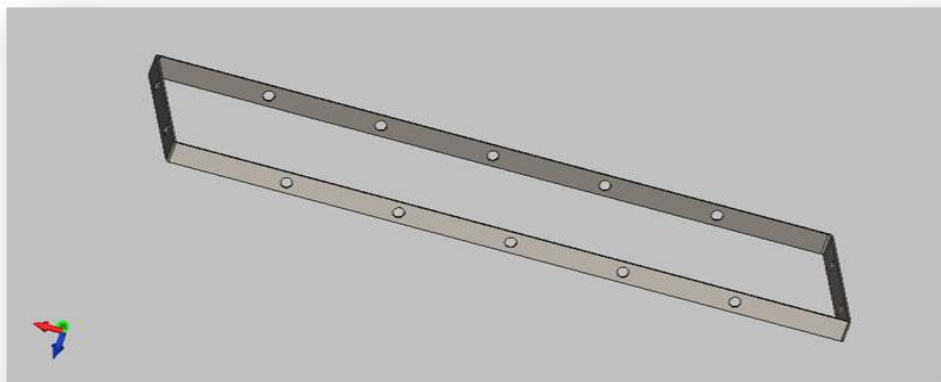


Figure 48 : Ceinture en aluminium.

La figure 49 présente les deux types de collecteurs du chalut à filet neustonique dérivant et leurs anneaux de raccord :

- A – Collecteur/Réservoir détachable en toile à bluter ;
 A1 –Gaine de renforcement du collecteur pour l’attachement à l’anneau de raccord en Polychlorure de Vinyle (PVC) ;
 A2 –Anneau de raccord en Polychlorure de Vinyle (PVC) du collecteur ;
 A3 –Anneau de raccord en Polychlorure de Vinyle (PVC) du filet.
- B – Collecteur/Réservoir détachable en Polychlorure de Vinyle (PVC).
 B1 –Fente pour filtration de l’eau de mer ;
 B2 –Toile à bluter tapissant l’intérieur du collecteur en Polychlorure de Vinyle (PVC) ;
 B3 –Anneau de raccord en Polychlorure de Vinyle (PVC) du filet.

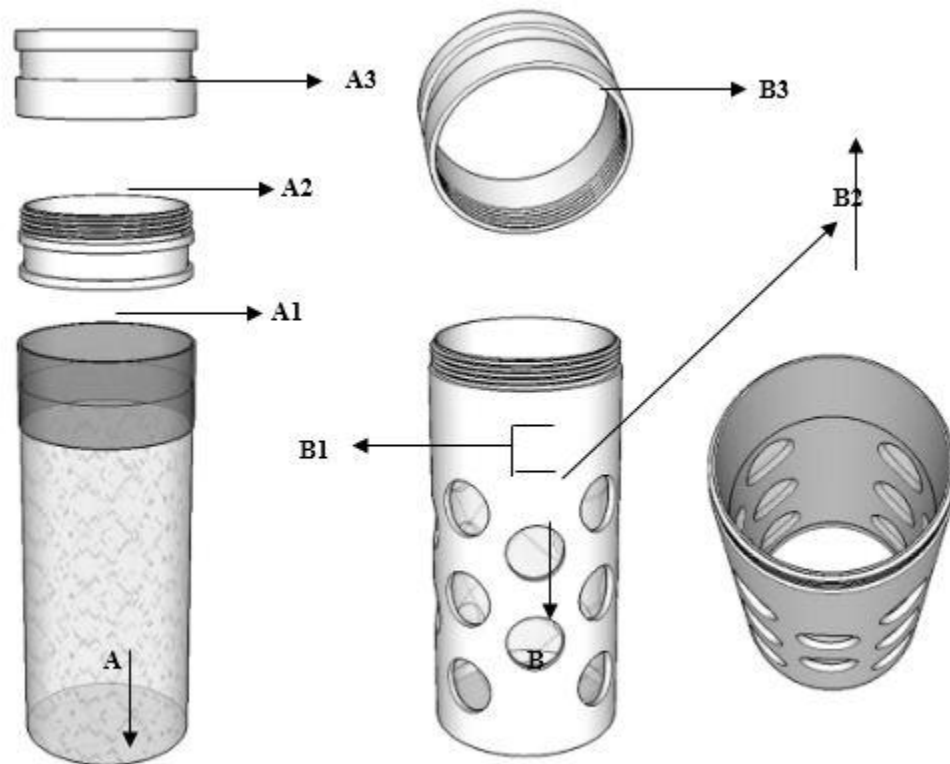


Figure 49 : Deux types de collecteurs du chalut à filet neustonique dérivant et leurs anneaux de raccord.

VI.3. Densité des microplastiques dans la baie de Zemmouri :

La densité moyenne des microplastiques dans les 5 stations de la baie de Zemmouri (**Fig. 50**) est de l'ordre de 202 916 particules / km², cette forte densité est due probablement à la période des prélèvements réalisés après la saison estivale courte et forte pression des estivants de la période Post Covid 19 et la flottabilité du Catamaran qui a permis d'échantillonner de manière efficace les eaux de surface trouvées (maximum 248 333 particules / km² dans station IJ et un minimum de 107 500 particules / km² à la station EF).

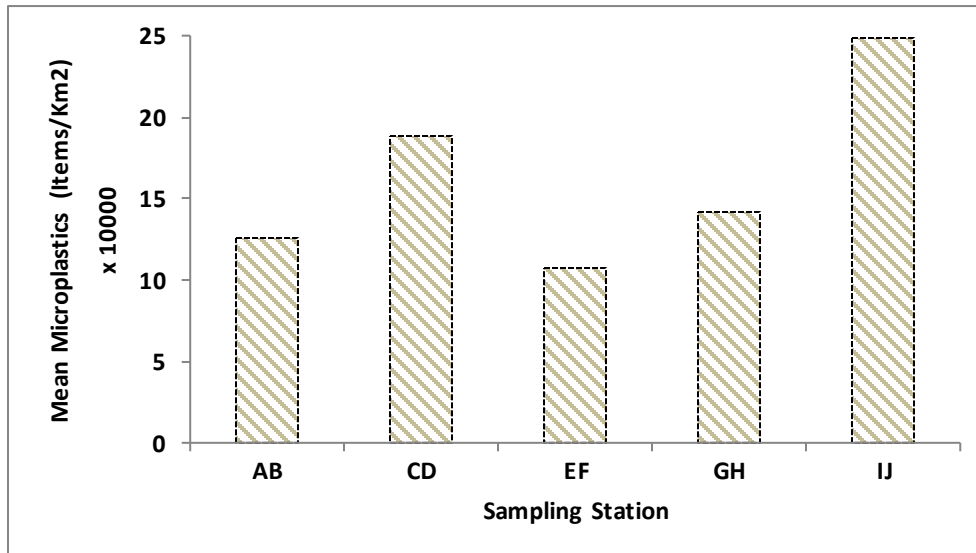


Figure 50 : Densité des microplastiques dans la baie de Zemmouri

VI.4. Densité des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl :

Les 6 sites d'échantillonnage de la baie de Bou-Ismaïl ont été échantillonnés de façon saisonnière, ce qui a donné un total de 24 échantillons soit 4 échantillons / station. Un total de 2913 microplastiques a été isolés à partir de l'ensemble des échantillons avec une occurrence de 100%, confirmant leur présence répandue dans la baie tout au long de l'année. La densité moyenne globale des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl (**Fig. 51**) était de $0,86 \pm 0,35$ particules / m³ ou $101,146 \pm 38580$ particules / km² (moyenne \pm S.D), allant d'un maximum de $1,56 \pm 0,34$ particules / m³ (# station 1) à un minimum $0,57 \pm 0,20$ particules / m³ (# station 6).

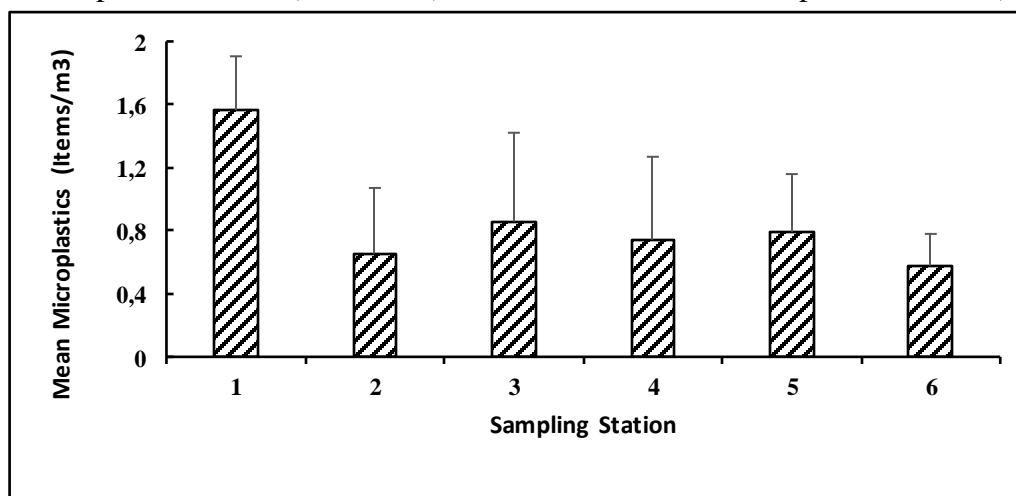


Figure 51 : Densité moyenne microplastique (\pm S.D) dans les 6 stations d'échantillonnage.

La densité annuelle moyenne de microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl est de $101\,146 \pm 38\,580$ particules / km². Les résultats sont du même ordre que ceux des autres secteurs de la mer Méditerranée (**Tab. IX**), avec une densité moyenne variant généralement entre $116\,10^3$ particules / km² (**Collignon et al., 2012**), $130\,10^3$ particules / km² (**Faure et al., 2015**), et $150\,10^3$ particules / km² (**De Lucia et al., 2014**) et également comparable à celle signalée par (**Schmidt et al., 2018**) menées dans la baie de Marseille estimée de 112.10^3 particules/km².

Tableau IX : Données des densités des microplastiques collectés en mer Méditerranée à l'aide d'un filet Manta.

Méditerranée sous-région	N° échantillons	Maille filet	Année échantillonnage	Densité (items/m ³ ± SD)	Densité (items/km ² ± SD)	Références
Sud-Ouest de la Méditerranée	24	330 µm	2018	$0,86 \pm 0,35$	101.146 ± 38.580	Notre étude
Mers Ligure et Tyrrhénienne	34	333 µm	2018		28.376 ± 28.917	(Caldwell et al., 2019)
Méditerranée Bassin orientale	3	52 µm	2018	$4,3 \pm 2,2$		(Kazour et al., 2019)
Nord-Ouest Méditerranée	13	333 µm	2016	$0,18-0,19$		(Constant et al., 2018)
Méditerranée occidentale	24	330 µm	2013–2014		69.161 ± 83.244	(Baini et al., 2018)
Méditerranée occidentale	6	780 µm	2014		112.000	(Schmidt et al., 2018)
Mer Levantine	17	330 µm	2015		140.418 ± 120.671	(Güven et al., 2017)
Mer Levantine	108	333 µm	2013–2015	$7,68 \pm 2,38$		(van der Hal et al., 2017)
Méditerranée entière	71	333 µm	2011		62.000	(Ruiz-Orejón et al., 2016)
Mer Levantine	7	333 µm	2016		37.600	(Gündoğdu and Çevik, 2017)
Méditerranée occidentale	41	330 µm	2012		129.682	(Faure et al., 2015)
Méditerranée occidentale	30	500 µm	2013	$0,15 \pm 0,11$		(De Lucia et al., 2014)
Méditerranée occidentale	40	333 µm	2010		116.000	(Collignon et al., 2012)

L'hétérogénéité spatiale de la distribution des microplastiques peut être le résultat des courants, des vagues, des apports fluviaux ou des caractéristiques hydrodynamiques telles que les remontées d'eau ou les puits descendants (Suaria and Aliani, 2014; Van Sebille et al., 2020; Zambianchi et al., 2014). De fortes concentrations de microplastiques se trouvent généralement dans les eaux côtières en raison de la proximité de zones densément peuplées (Pedrotti et al., 2016) et des apports continentaux des rivières (Collignon et al., 2012). Les rejets illégaux et non réglementés pourraient également jouer un rôle essentiel dans la baie de Bou-Ismaïl.

VI.5. Variation saisonnière de la densité des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl :

Les microplastiques ont été détectés dans tous les échantillons collectés c'est-à-dire 100% d'occurrence, bien qu'avec des variations saisonnières marquées de leurs densités (Fig. 52).

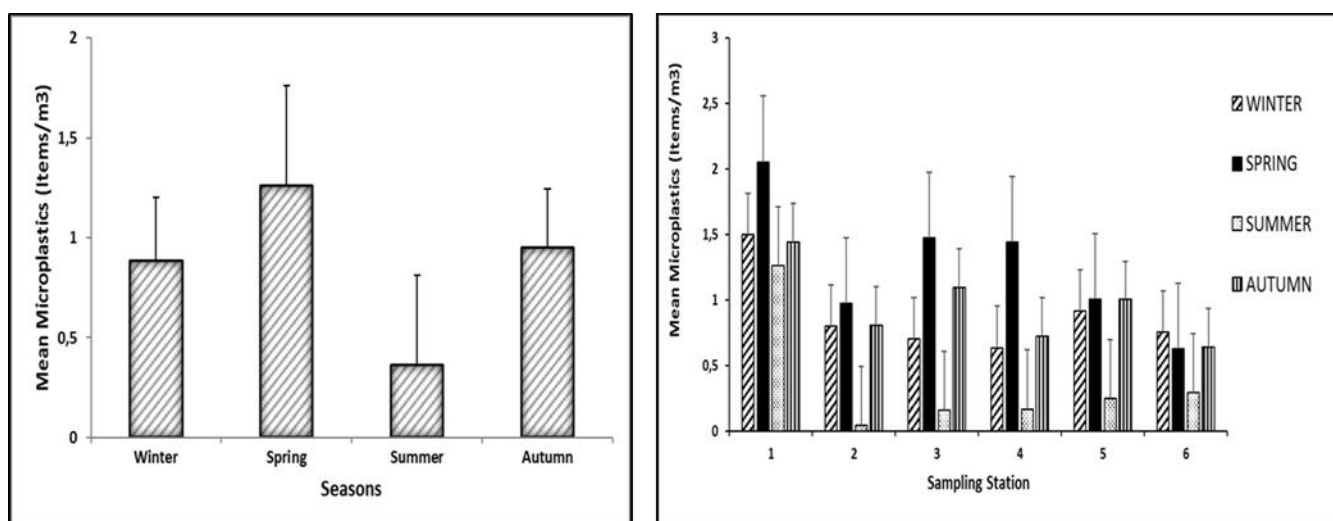


Figure 52 : Variations saisonnières des densités microplastiques dans les 6 stations.

Les concentrations de microplastiques les plus élevées ont été trouvées au printemps dans toutes les stations sauf la 6 avec une concentration moyenne de $1,26 \pm 0,50$ particules / m^3 , un maximum de $2,05$ particules / m^3 dans la station 1 et un minimum de $0,62$ particules / m^3 dans la station 6. Des valeurs de concentration élevées ont également été trouvées en automne avec une moyenne de $0,95 \pm 0,29$ particules / m^3 , un maximum de $1,44$ particules / m^3 dans la station 1 et un minimum de $0,64$ particules / m^3 dans la station 6. En hiver, une concentration moyenne de $0,88 \pm 0,31$ particules / m^3 a été trouvée, avec un maximum $1,49$ particules / m^3 dans la station 1 et un minimum de $0,63$ particules / m^3 dans la station 4. Enfin, les concentrations les plus faibles ont été relevées en été avec une moyenne de $0,36 \pm 0,29$ particules / m^3 ; un maximum $1,26$ particules / m^3 dans station 1 et minimum $0,04$ particules / m^3 dans la station 2.

La circulation est le principal moteur du transport des microplastiques (Van Sebille et al., 2020). Les courants du bassin peuvent jouer un rôle important dans son transport, son accumulation et sa distribution (Zambianchi et al., 2014). Dans cette étude, une variation saisonnière marquée des concentrations des microplastiques a été trouvée, ce qui pourrait

également s'expliquer par les variations saisonnières de l'intensité et de la direction des courants de surface.

Les concentrations de microplastiques les plus élevées ont été trouvées au printemps, expliquées par l'intensité des courants de surface pendant cette période entre 0,052 et 0,2 m / s, avec une direction Ouest-Sud-Ouest, ce qui pourrait amener des déchets des zones occidentales (**Fig. 53**), suggérant potentiellement une circulation de microplastiques de la station 6 à la station 1. En automne, une diminution des concentrations de microplastiques dans station 1 a été remarquée, ainsi qu'une augmentation correspondante de la station 6, qui pourrait probablement s'expliquer par une inversion du sens du courant venant du nord-est (**Fig. 53**). Mais en hiver, la station 1 a connu une légère augmentation des concentrations de microplastiques, ce qui pourrait probablement s'expliquer par un courant de retour circulant ouest-sud-ouest pendant l'hiver (**Fig. 53**).

Les concentrations les plus faibles ont été trouvées pendant l'été, lorsque les courants de surface circulent du nord-ouest vers la terre (**Fig. 53**), conduisant potentiellement à l'échouement des déchets marins le long du littoral, bien que les données de terrain de cette région manquent surtout ceux concernant les principaux facteurs influençant la dynamique d'échouage et / ou de remise en suspension des microplastiques.

Selon des études antérieures, il n'y a pas de structures hydrodynamiques permanentes en mer Méditerranée, car les variations saisonnières et interannuelles affectent le mouvement de surface des eaux et la distribution des microplastiques (**Cózar et al., 2015**), empêchant ainsi substantiellement la formation d'accumulation permanente caractéristiques, bien que la rétention locale de plastiques flottants dans des tourbillons à méso-échelle se formant au large le long du plateau continental algérien ait été suggérée par des auteurs comme (**Pessini et al., 2018; Suaria and Aliani, 2014**).

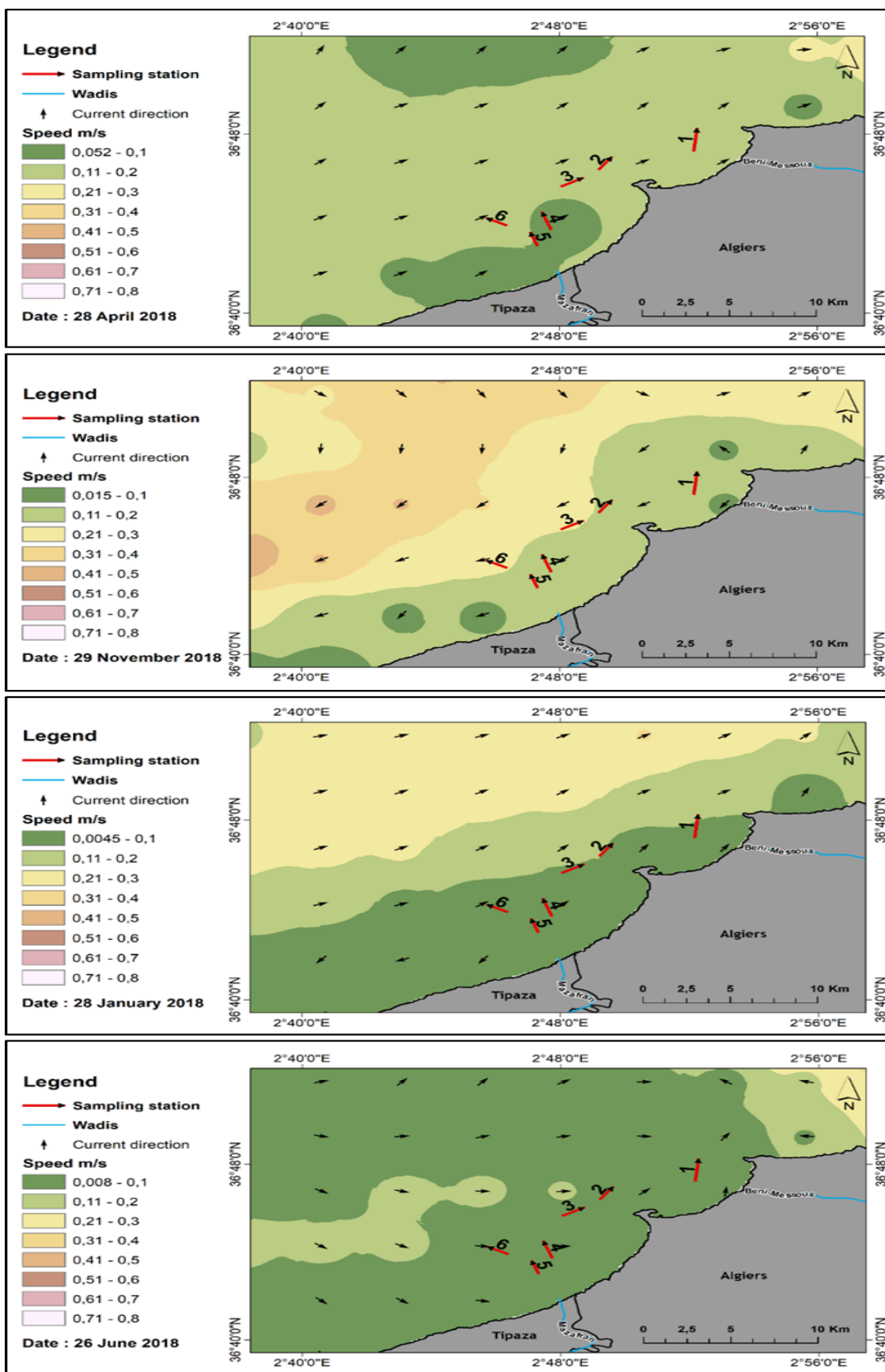


Figure 53 : Intensité et direction des courants de surface au cours des 4 saisons de l'année 2018 échantillonnées.

VI.6. Forme des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl :

Des fibres, fragments, mousses, granulés, films et pellets ont été identifiés dans la baie de Bou-Ismaïl (**Annexe 1**). Les proportions des 6 types de microplastiques sont indiquées dans (**Fig. 54**). Plus généralement, une prédominance des fibres de 32% a été observée, avec des valeurs maximales enregistrées au printemps, notamment dans les stations 4, 5 et 6. Les fibres ont suivi de fragments à hauteur de 27%, avec une occurrence maximale observée pendant l'été et les granules avec 12%, plus fréquents au cours des 2 saisons successives : hiver et printemps. Ces 2 types de microplastiques étaient uniformément répartis notamment dans la station 1. Les films plastiques représentent 16% ils sont principalement concentrés dans les stations 2 et 3. Enfin, les mousses représentent 13% étaient uniformément réparties dans toutes les stations d'échantillonnage (**Fig. 54**).

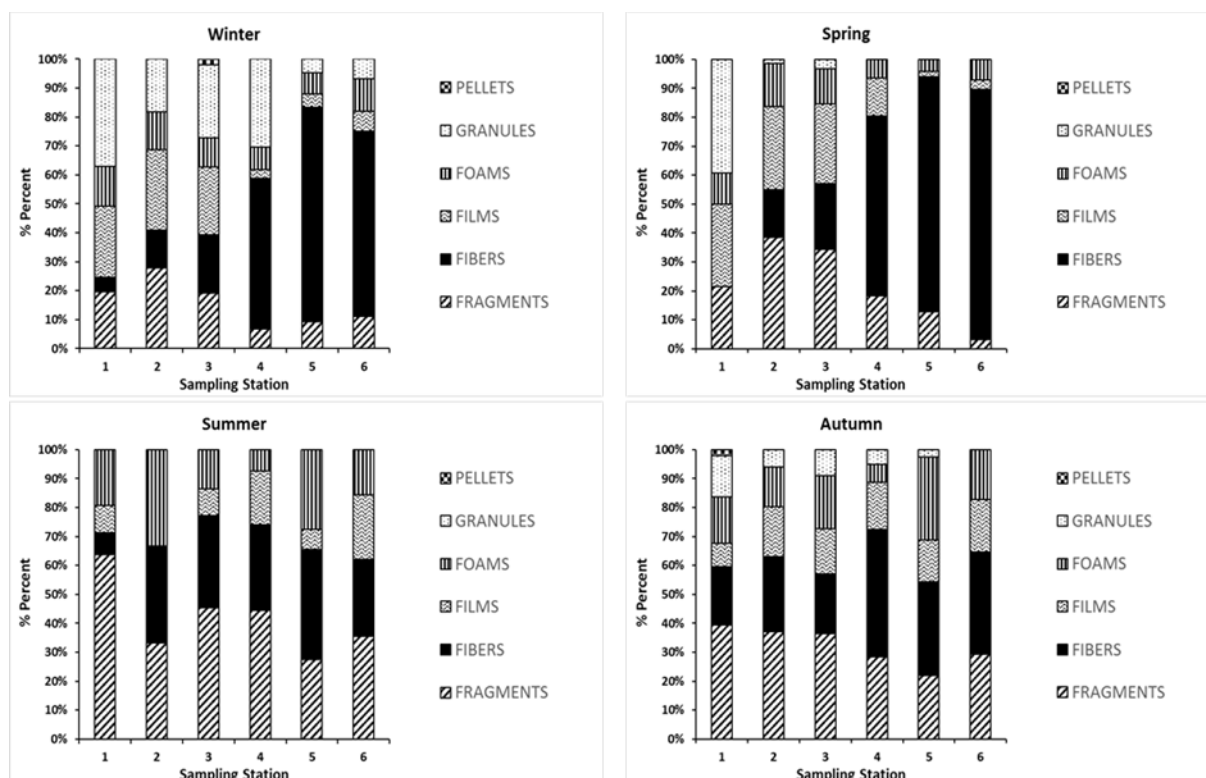


Figure 54 : Forme des microplastiques trouvés au cours des 4 saisons de l'année 2018 échantillonnées dans la baie de Bou-Ismaïl.

Parmi les 6 types de microplastiques de la baie de Bou-Ismaïl, les fibres étaient dominantes, en particulier dans les stations au large de l'embouchure de la rivière Mazafran dans les stations 5 et 6, caractérisées par un débit de liquide de $43,8 \cdot 10^6$ de m^3 / an, suivi des fragments. Le pourcentage élevé de fibres et de fragments suggère que la décomposition des articles en plastique plus gros en microplastiques secondaires, les eaux usées transportées par les rivières et les engins de pêche sont la principale source de contamination par les microplastiques sur nos sites d'échantillonnages (**Browne et al., 2011**). Des granulés et des pellets ont été rencontrés notamment dans la station 1. Ceci s'explique par les apports de la rivière Beni Messous, qui a un débit de rejet de $28 \cdot 10^6$ de m^3 / an, et la proximité des rejets urbains ainsi que le poussage des déchets plastiques par les vents d'est qui caractérisent la zone. Dans le même temps, cette

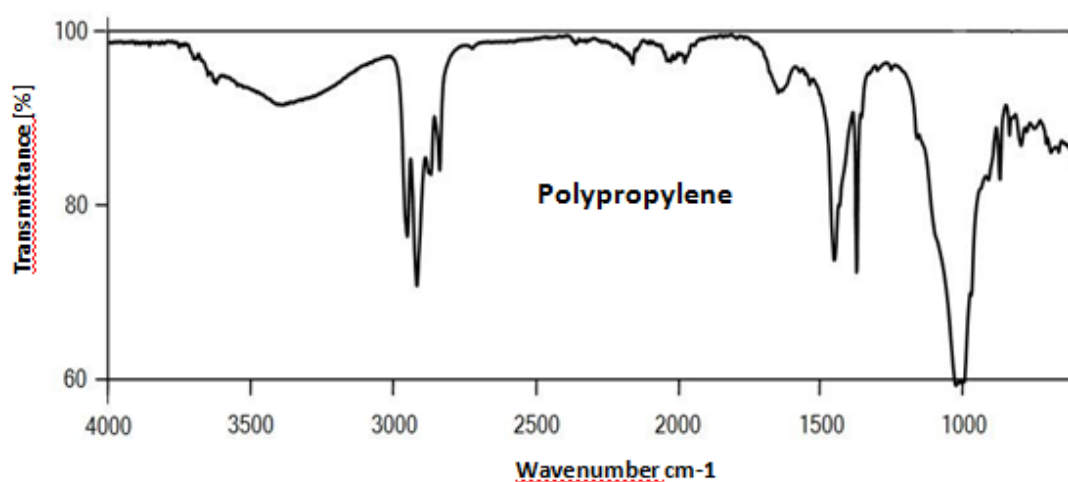
zone se caractérise également par une dynamique relativement faible en période estivale et un courant oriental faible qui pourraient favoriser l'arrivée de ces fragments flottants au cours de cette saison.

Les films plastiques sont principalement concentrés dans les stations 2 et 3. Cela pourrait s'expliquer par la proximité des zones urbaines avec ces stations qui, ainsi que la proximité de Sidi Fredj Marina, et d'une activité agricole intensive en serre autour de la zone d'échantillonnage, qui est connue pour être une source potentielle de films plastiques dans le milieu marin. Enfin, les mousses sont uniformément réparties dans toutes les stations d'échantillonnage, ce qui pourrait s'expliquer par leur forte flottabilité et une plus grande propension à se déposer par le vent et les vagues.

VI.7. Identification des polymères dans la baie de Bou-Ismaïl :

Trois principaux polymères plastiques ont été détectés dans les eaux de surface de la baie de Bou-Ismaïl (**Fig. 55**), le polyéthylène (PE) était le plus abondant avec 68,2%, suivi du polypropylène (PP) qui atteint 24,7%, du polystyrène (PS) autour de 4,1% et d'autres polymères représentant 3%, de manière similaire à ce qui a été trouvé par des études précédentes comme (**Baini et al., 2018; Fossi et al., 2016; Tata et al., 2020**).

La composition chimique des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl est dominée par le Polyéthylène et le Polypropène, largement utilisés dans l'industrie de l'emballage jetable et ayant des densités plus faibles allant respectivement de 0,89 à 0,95 g / cm³ et de 0,85 à 0,92 g / cm³, que l'eau de mer. Il n'est pas surprenant que ces polymères représentent systématiquement la majorité des particules de plastique flottant dans les eaux de surface du monde entier (**Eriksen et al., 2014**), y compris notre zone d'étude ainsi que d'autres secteurs de la mer Méditerranée (**Palatinus et al., 2019**). Le PE a une résistance aux chocs plus élevée mais des températures de travail et une résistance à la traction inférieures à celles du PP (**Vasile and Pascu, 2005**). L'inconvénient du PP est une faible résistance aux UV et une faible résistance à l'oxydation ; par conséquent, il se décompose en particules plus petites beaucoup plus rapidement que les autres polymères dans les environnements océaniques (**Eriksen et al., 2014**). Dans l'ensemble, la composition des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl est très similaire à celle signalée dans d'autres mers et bassins océaniques du monde entier (**Suaria and Aliani, 2014**).



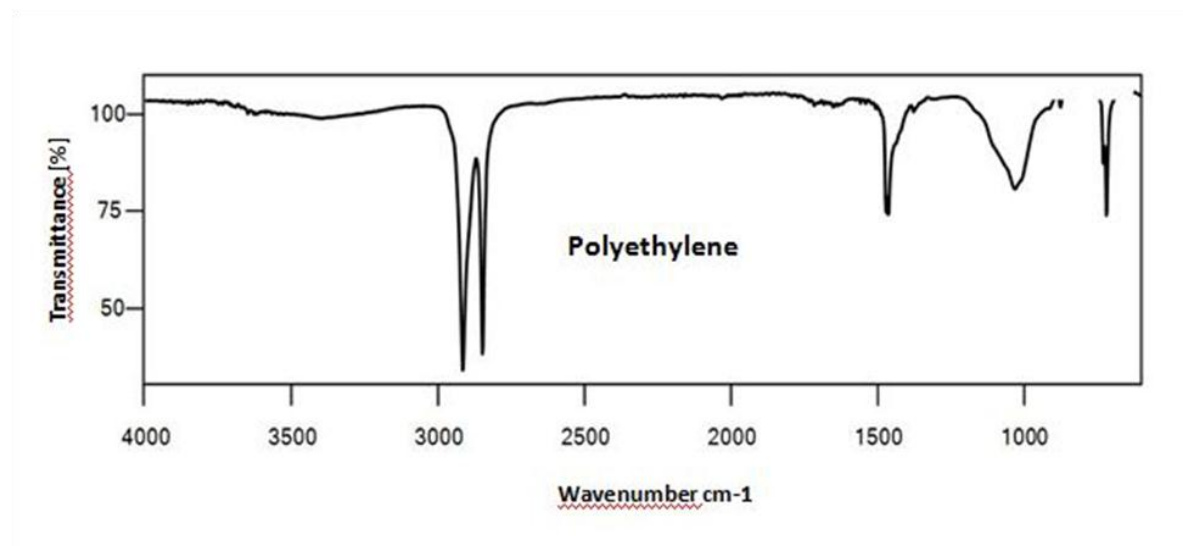


Figure 55 : Spectre Polyéthylène et Polypropylène dans la baie de Bou-Ismail.

VI.8. Ingestion des microplastiques par *Mullus barbatus* :

Un total de 171 microplastiques a été trouvé dans le tractus digestif de *Mullus barbatus*. En plus du nombre de particules, l'étude a fourni des informations sur la forme, la taille et la couleur des particules isolées (Fig. 56), concernant la forme une dominance des fibres qui atteignent 88%, suivi par films avec 6%, les mousses 5% et les fragments autour de 1%.

Les tailles des particules isolées ont été en 3 classées en 3 catégories : inférieure à 330 μ m ; cette taille représente 88%, ensuite la taille entre 330 μ m-1000 μ m avec 9%, et la taille supérieure de à 1000 μ m concerne 3%.

Les particules bleues étaient la couleur la plus fréquente, représentant 64%, la blanche 19%, la noir 12% et la couleur rouge 5%.

Il est connu que l'ingestion des fibres plastiques peut entraîner des agglomérations de fibres en raison de leur forme ; peuvent bloquer et affecter les performances physiques du tube digestif des poisson (Lusher et al., 2013). C'est un effet démontré chez certains crustacés sauvages, et est probablement renforcé par l'anatomie caractéristique de leurs tube digestif (Carreras-Colom et al., 2018). Des fibres inférieure à 330 μ m ont été également signalées dans les tractus digestifs (Grigorakis et al., 2017).

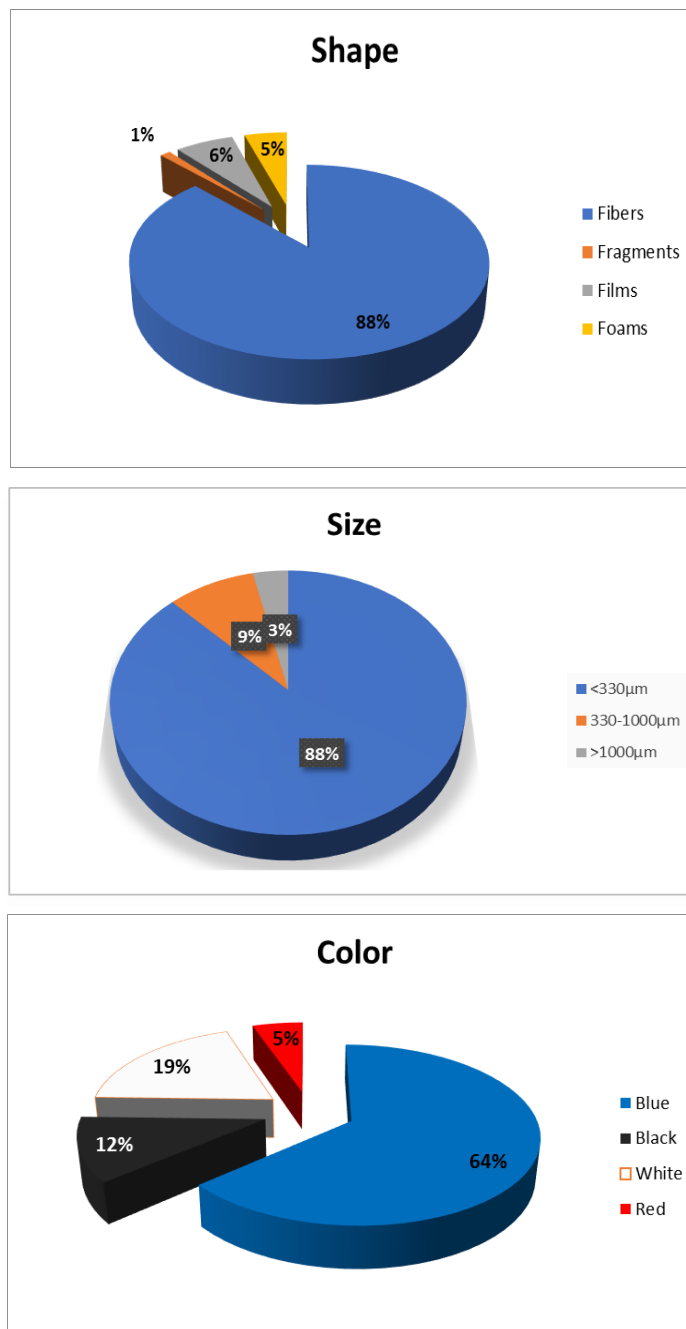


Figure 56: Graphiques circulaires montrant la forme et la classe de dimension et les couleurs des microplastiques trouvés dans l'échantillon total de *Mullus barbatus*.

Conclusion

Conclusion

Depuis plusieurs décennies la production mondiale de plastiques ne cesse d'augmenter causant une contamination des écosystèmes aquatiques à l'échelle de la planétaire, récemment estimée, à plus de 5000.10⁹ de débris de plastiques flottants à la surface des océans.

Les microplastiques (particules de plastique < 5 mm), introduits dans l'environnement aquatique directement en tant que microparticules de granulés plastiques industriels, cosmétiques et autres fibres textiles ou lors de la fragmentation de plus gros débris plastiques, représentent une préoccupation scientifique et sociétale grandissante.

Les microplastiques présentent une menace pour l'environnement, ils sont biodisponibles pour une très large gamme d'organismes, du plancton aux grands mammifères marins. Leur ingestion peut avoir différentes conséquences sur la croissance ou encore la reproduction des êtres vivants. Ils sont également susceptibles de s'accumuler dans les organismes et les êtres vivants situés au sommet des chaînes alimentaires. Ainsi, les microplastiques peuvent être les vecteurs d'autres polluants tels que des métaux aqueux, des perturbateurs endocriniens ou encore des polluants organiques persistants.

Il est particulièrement important de pouvoir évaluer localement le degré de pollution par les microplastiques et sa dangerosité potentielle pour l'homme et les écosystèmes afin de déterminer le risque associé et pouvoir proposer les moyens les plus adaptés pour y remédier.

Pour cela, il est nécessaire d'améliorer les outils et les techniques de prélèvement et d'extraction des microplastiques présents dans les différentes matrices naturelles.

L'objectif principal de notre travail consiste à évaluer le degré de pollution par les microplastiques au niveau de la surface de la mer dans les côtes algériennes, principalement sur les côtes Algéroises les baies Bou-Ismaïl et Zemmouri. Pour aborder l'expérimentation, nous avons développé en premier des outils de prélèvement par la conception de 2 engins de prélèvement des fragments de plastique ; un filet Manta et un chalut Neuston pour échantillonner en mer.

Ces outils ont été conçus de manière à répondre aux spécificités des eaux littorales algériennes et méditerranéennes occidentales prenant en considération leur densité et l'extraction puis l'identification quantitative et qualitative des microplastiques. En effet, nous avons réussi à concevoir et mettre en œuvre 2 engins innovants dotés de plusieurs spécificités.

Le filet Manta :

- la possibilité de changer la position des ailerons qui seront de ce fait amovibles et non soudés au socle principal ;
- un détachement du filet en entonnoir, des ailerons et du collecteur qui facilite le nettoyage et le rangement du dispositif tout en réduisant son encombrement pour un transport aisé ;
- la possibilité d'incliner les ailerons afin d'apporter une meilleure flottabilité au dispositif et la facilité de son déploiement et son tractage à la surface de la mer par la réduction des frottements du dispositif avec l'interface air-eau de mer qui agissent comme freins ;
- une amélioration de la flottabilité du dispositif par la mise à profit des caractéristiques de l'aluminium dans la fabrication du socle central et des ailerons offrant ainsi au dispositif la légèreté et la robustesse nécessaires ;
- deux caissons latéraux constituant 2 compartiments de fluide de densité inférieure à celle de l'eau de mer permettent l'augmentation de la flottabilité du socle métallique.

Le filet Neustron :

Les caractéristiques principales de cet engin après déploiement sont :

Facile à transporter, compactifié, légèreté, flottabilité, bonne tenue en mer, facilitée de traction. Peut supporter des vitesses élevées, facile à transporter, bonne résistance aux chocs, bonne tenue en fatigue, non corrosif, insensible aux produits chimiques avec une meilleure tenue au feu.

Dans une 2^{ème} étape de notre étude, nous avons identifié le rapport entre les variations saisonnières et la distribution des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl sur la base de 24 échantillons collectés au cours de l'année 2018. La concentration moyenne des microplastiques dans la baie de Bou-Ismaïl était de $0,86 \pm 0,35$ particules/m³ et la densité moyenne des microplastiques dans les 5 stations de la baie de Zemmouri est de l'ordre de 202 916 particules / km² avoisinant la même gamme des autres régions méditerranéennes déjà étudiées. La plupart des microplastiques était composée de fibres et de fragments de nature PE et de PP comme signalé par de nombreux auteurs.

Compte tenu des risques environnementaux potentiels associés à l'ingestion de microplastiques par un large éventail d'organismes marins, nous avons abordé dans la 3^{ème} étape l'évaluation de l'ingestion des microplastiques par *Mullus barbatus*. Les résultats obtenus montrent une grande contamination des poissons par les microplastiques ce qui renforce l'idée d'utilisation du rouget comme espèce benthique adaptée à la surveillance spatiotemporelle de ce type de débris.

Conclusion

Notre étude représente une innovation pilote en Algérie sur la quantification des microplastiques en surface de l'eau de mer et dans une matrice biote représentée par le rouget de vase.

En perspectives, il serait intéressant de :

- Réaliser une cartographie des microplastiques flottants et sédimentés sur certaines parties sensibles des zones côtières du bassin Algérien (stations choisies en fonction de la proximité des ports de pêche et de commerce et également les sites proches des embouchures des cours d'eau et des zones d'exploitation de moules).
- Réaliser des recherches sur l'origine principale de la provenance du plastique engendrant la présence du microplastique dans le milieu,
- Réaliser des corrélations entre l'abondance du microplastique et les paramètres physico-chimiques du milieu,
- De développer des méthodes d'évaluation des nanoplastiques dans différentes matrices marines, principalement les biotes
- Comprendre les mécanismes et les processus menant à la fragmentation des débris de plastique dans l'environnement marin,
- Examiner les propriétés de surface des microplastiques en termes de porosité, de surface spécifique et d'énergie de surface,
- Tester les propriétés d'adsorption des microplastiques (MP) et nanoplastiques (NP) vis-à-vis des polluants tels que les métaux lourds, les produits organiques persistants (POPs).

En guise de recommandation, d'une manière beaucoup plus globale, la pollution des environnements terrestres et aquatiques par des plastiques de toutes tailles est un phénomène recevant, actuellement, de plus en plus d'attention que ce soit de la part des scientifiques comme des citoyens. Cette attention nouvelle doit permettre à tous de mettre en œuvre des solutions pour limiter les sources de ces plastiques dans les environnements pour minimiser au maximum leurs impacts qui sont encore peu connus.

1-L'éducation : a un rôle clé dans la formation d'un comportement responsable des futurs adultes. Considérant que la réduction de la pollution plastique est une entreprise à long terme, il est essentiel que les enfants et les jeunes reçoivent une bonne connaissance des effets de la pollution plastique et les moyens de réduire son impact par nos comportements quotidiens, comme ils représentent les générations futures.

Les programmes éducatifs préparés pour les élèves peuvent inclure des salles de classe et des activités à l'extérieur expériences pour en savoir plus sur la quantité de plastique qu'ils utilisent quotidiennement, l'impact du plastique sur l'environnement, en particulier sur les rivières et les

Conclusion

mers, comment la vie humaine est connectée aux écosystèmes d'eau douce, comment la pollution aquatique peut les affecter, l'importance de réduire l'utilisation du plastique, de le réutiliser et de le recycler, et, enfin, l'importance d'éviter les débris en général. Au-delà du problème environnemental des déchets plastiques et en ce qui concerne les ressources fossiles limitées, ces programmes devraient également distribuer la connaissance que les déchets plastiques ont une haute valeur énergétique et peuvent être utilisés pour la récupération d'énergie ainsi, les déchets plastiques ne sont pas seulement une préoccupation environnementale, mais représente également un gaspillage d'énergie.

L'implication des élèves dans de telles activités peut être poursuivie par domaine de formations pour observer la pollution plastique et communiquer leurs résultats, concours scolaires et la participation à des actions de nettoyage de rivières, de lacs et de plages, ainsi qu'à des activités destinées à stimuler leur volonté d'agir en tant que bénévoles, en défendant et en diffusant au sein de leurs familles et groupes les informations acquises sur la nécessité de réduire la pollution plastique.

2-L'innovation : joue un rôle clé en ouvrant la voie à l'identification de solutions aux défis actuels posés par la pollution plastique, de l'observation, la surveillance, et l'évaluation du niveau de contamination pour éliminer progressivement les composants toxiques et concevoir des matériaux plus respectueux de l'environnement pour les remplacer.

Un accent particulier doit être mis sur la conception de systèmes d'observation macroplastiques à distance pour les mers et les fleuves. Les systèmes d'observation des macroplastiques le long des rivières pourraient fournir des méthodes utiles, par exemple, pour l'estimation des flux, la rétention et les apports de déchets dans les mers, ce qui est une étape obligatoire avant de planifier adéquatement des mesures de réduction de la pollution.

L'innovation est également importante pour concevoir des substituts plus respectueux de l'environnement aux composés plastiques toxiques et de nouvelles méthodes de décontamination des sites impactés par la pollution plastique. Aussi, un sujet d'intérêt croissant ces dernières années pour développer des technologies innovantes visant à valoriser les déchets plastiques et à créer de nouveaux matériaux. Par exemple, de nombreuses applications ciblent l'utilisation de déchets plastiques pour la construction de trottoirs ou routes, pour les constructions civiles et les produits décoratifs, et pour les systèmes d'isolation thermique, les modules solaires, etc.

La gestion des déchets plastiques peut également bénéficier de concepts innovants, comme de la « communauté tokenisée », visant à soutenir la gestion en technologie blockchain, pour créer un environnement économique qui facilite des conditions stables et transparentes de gestion et

Conclusion

de revalidation des déchets, ainsi que la fonctionnalité des chaînes de valeur du recyclage, assurant ainsi la durabilité dans le long terme.

Principalement la pérennité des chaînes de revalidation (des déchets aux produits réutilisés) souffre de fluctuations économiques, ce qui rend difficile la présence d'entrepreneurs pour jouer un rôle actif dans les activités de recyclage des produits mélangés et contaminés de faible valeur fractions de déchets. La plupart des technologies sont encore disponibles pour revalider à la fois (comme les bouteilles en PET) et les fractions de déchets plastiques de faible qualité (comme les emballages alimentaires mélangés films), mais la viabilité économique n'est pas là. Des subventions sont nécessaires pour combler ce déficit de chaîne et peut être pris en charge par les gouvernements ou par des parties privées, par exemple, dans les régimes de responsabilité élargie des producteurs. Dans la conjoncture économique actuelle, il est très difficile de prédire où et quand une chaîne de revalidation d'une activité est rentable ou non. Les subventions peuvent appuyer la décision d'investir dans le technologies nécessaires.

Les systèmes de financement traditionnels sont principalement basés sur une sorte de financement push, en payant à un opérateur une certaine somme d'argent pour recycler ou transporter une quantité de matière. Cependant, cela nécessite un système de contrôle avancé pour vérifier si les opérations convenues ont été réellement réalisées. De plus, ils peuvent ne pas être disponible dans tous les pays.

3- Rôle de l'industrie du plastique : la grande majorité des matières plastiques sont produites par polymérisation de monomères d'hydrocarbures. Les plastiques sont utilisés pour des applications très diverses comme par exemple, un simple emballage pour des dispositifs médicaux. Adapter les plastiques physico-chimiques propriétés à l'application spécifique, différents additifs sont inclus au cours du processus de fabrication.

Une fois produites, les matières plastiques entrent dans un cycle impliquant des transformateurs, distributeurs, collecteurs, recycleurs et transformateurs. Pour un cycle durable, tous les partenaires devraient envisager des options réduisant l'impact sur l'environnement, minimisant les quantités de déchets générés et réduire la consommation d'énergie. Cependant, ce cycle ne se ferme que dans de rares cas, car très souvent tout le plastique produit n'est pas recyclé et réutilisé, générant ainsi des quantités importantes de déchets.

Ce n'est que ces dernières années qu'une attention particulière a été accordée à la conversion plastique (réutilisation) dans de nouveaux produits tels que des vêtements, des bouteilles, des tapis, etc. afin d'éviter le gaspillage. Les technologies de dépolymérisation des plastiques pour monomères (recyclage chimique) en combinaison avec des subventions. Explorant initiatives ascendantes pour réduire la pollution et une coopération étroite des parties prenantes avec les

Conclusion

autorités peuvent aboutir à des recommandations précieuses adressées à l'industrie et/ou aux opérateurs de traitement des eaux usées pour réduire l'afflux de plastique substances présentes dans le milieu aquatique.

Bien que le type de matière plastique doive être indiqué par les fabricants, ce n'est pas toujours le cas, et cela peut être trompeur. Certains polymères synthétiques réagissent à chaleur, et, par conséquent, il n'est pas recommandé de chauffer les aliments dans du plastique car nocif substances pourraient être plus facilement libérées. De plus, il est important de noter que le plastique ne semble pas se décomposer dans la nature, se divise simplement en petits morceaux, interférant avec les cycles biogéochimiques des éléments.

La collecte sélective et le recyclage des plastiques sont importants, mais ne peuvent résoudre le seul problème des plastiques. À l'heure actuelle, seulement 9% de tous les plastiques dans le monde ont été recyclés, tandis que la production de plastique augmente rapidement. Par conséquent, il est recommandable pour réduire la production et l'utilisation de matières plastiques par l'éco-conception, consommation, et notamment par la réduction des produits plastiques à usage unique.

Résumé :

La production de plastique est en augmentation exponentielle pour répondre à la forte demande mondiale. Cette production massive est la source d'importantes quantités de plastiques que l'on retrouve dans les milieux aquatiques. Parmi ces plastiques, les microplastiques (MP) (particules microscopiques d'une taille < 5 mm) se retrouvent dans l'eau, les sédiments et sont susceptibles d'être ingérés par divers organismes marins. Cette thèse se focalise sur (1) la conception d'engins de prélèvement de microplastiques en surface de l'eau par utilisation de différents matériaux, l'étalonner et le déployer en mer, (2) l'évaluation qualitative et quantitative de la pollution par les microplastiques dans les eaux de surface sur la côte centrale algérienne, dans les baies de Bou-Ismaïl et Zemmouri, en fonction des variations saisonnières, des courants de surface et des sources locales et (3) l'étude de la contamination par les microplastiques dans la faune marine d'intérêt, cas du rouget de vase *Mullus barbatus*.

Mots clés : Pollution, Microplastiques, Engin, Quantification, Poisson, Algérie.

Abstract :

Plastic fabrication is increasing worldwide in response to daily human demands. This mass production is linked to the immense plastic marine litter found all around the world: each synthetic material is meant to find its way back into the aquatic systems. Anthropogenic pressure and the immense human population, the lack of appropriate plastic treatment process and the growing industrial activities advocate their presence in the aquatic environments. These plastics are then found in the form of microplastics (microscopic particle with a size < 5 mm) observed in the water, in the sediments and are prone to be ingested by various marine organisms along the trophic chain. This thesis focuses on (1) the conception of sampling gear for collecting microplastics from the water's surface using various materials, as well as their calibration and deployment at sea, (2) the qualitative and quantitative assessment of microplastic pollution in surface waters on Algeria's central coast, in the bays of Bou-Ismaïl and Zemmouri, in relation to seasonal variations, surface currents, and local sources, (3) The study of microplastic contamination in marine species of interest, with a focus on red mullet *Mullus barbatus*.

Keywords : Pollution, Microplastic, Gear, Quantification, Fish, Algeria.

ملخص:

يتزايد إنتاج البلاستيك بشكل متسارع لتلبية المتطلبات العالمية الكبيرة لهذه المادة المستعملة في شتى المجالات، هذا الإنتاج الضخم هو مصدر كميات كبيرة من البلاستيك الموجود في البيئات المائية من بين هذه المواد البلاستيكية، البلاستيك المجهرى أو الميكرو بلاستيك (جزيئات مجهرية بحجم أقل من 5 مم) الذي يتواجد في الماء والرواسب ومن المحتمل أن تتغذى عليه مختلف الكائنات البحرية، تتمحور هذه الأطروحة حول أولا تصميم معدات لجمع العينات من سطح ماء البحر باستخدام مواد مختلفة مع معاييرها و وضعها تحت التجربة في المياه، ثانيا التقييم الكمي والنوعي للتلوث بالميكرو بلاستيك في المياه السطحية على الساحل الأوسط الجزائري، في خلجي بوسماعيل (ولاية تيبازة) وزموري (ولاية بومرداس)، مع إبراز العلاقة حسب التغيرات الموسمية والتيارات السطحية والمصادر المحلية لتلوث، وأخيرا دراسة التلوث بالجزيئات البلاستيكية المجهرية في الحيوانات البحرية ذات الأهمية، حالة سمك سلطان إبراهيم *Mullus barbatus*.

الكلمات المفتاحية: التلوث، الميكرو بلاستيك، معدات، التقييم، السمك، الجزائر.

Annexes



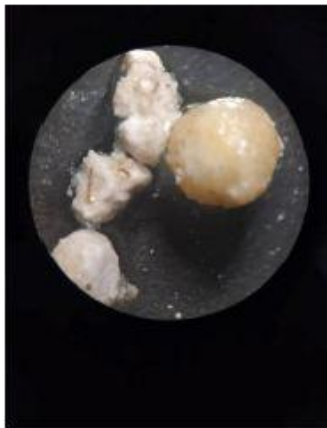
(1)



(2)



(3)



(4)

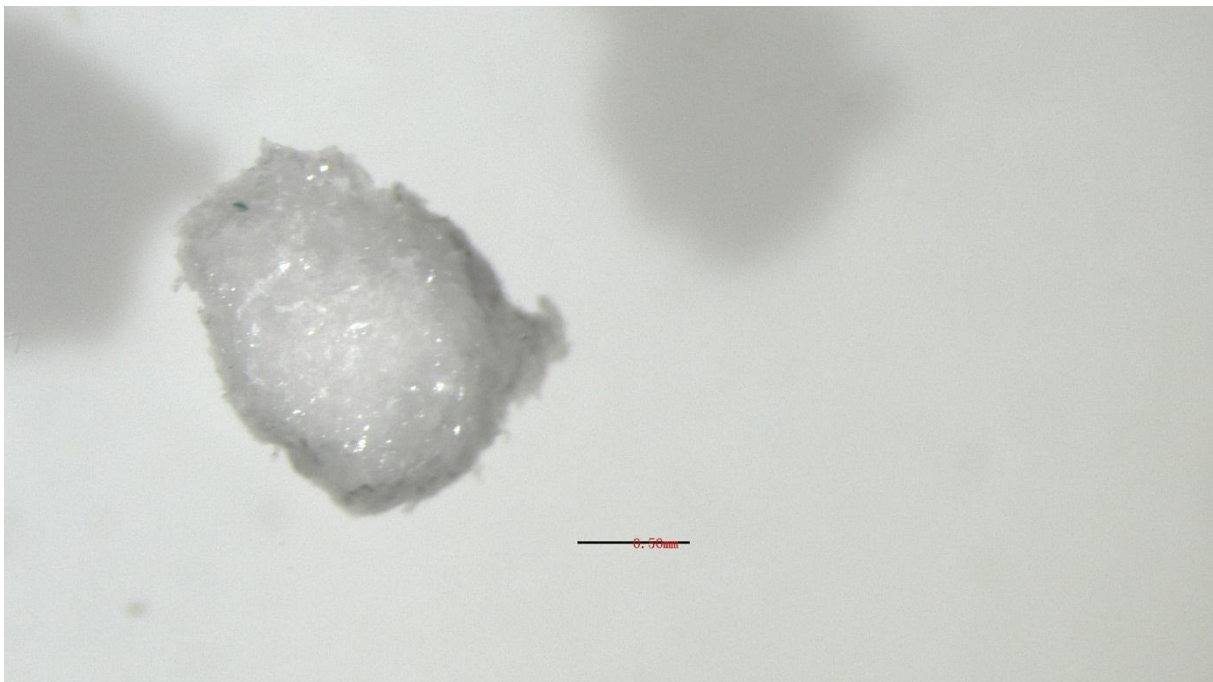


(5)

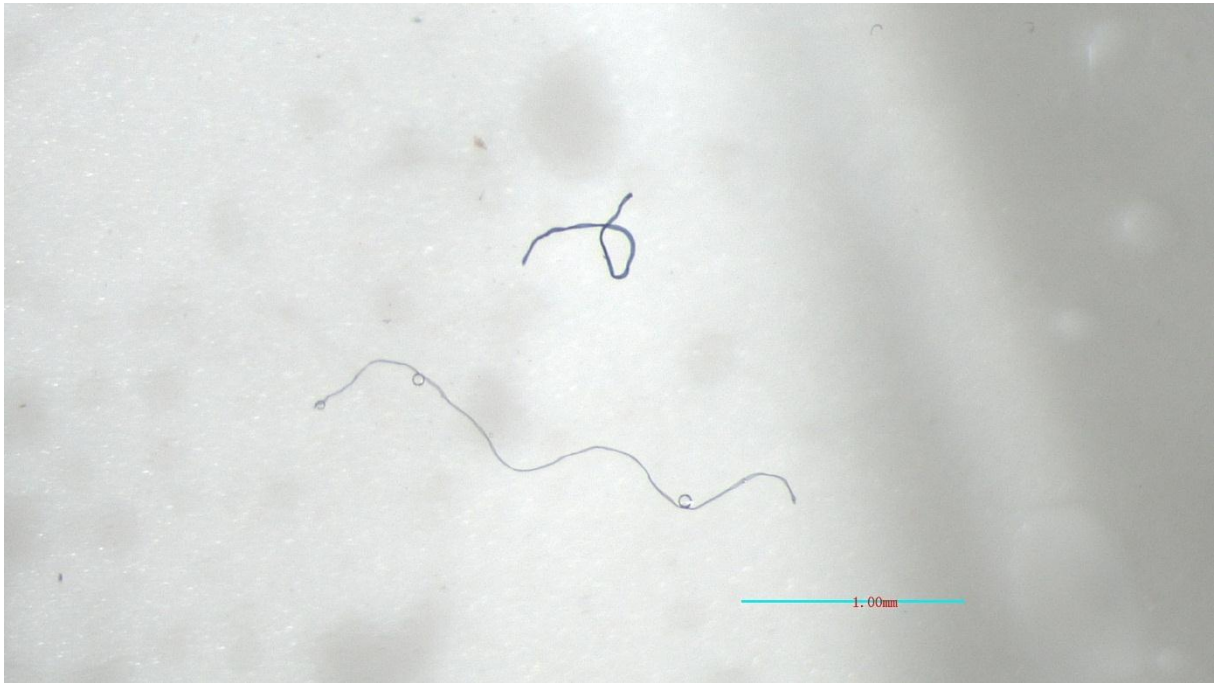


(6)

Annexe 1 : Les catégories des microplastiques sous la loupe fragments (1), films (2), pellets (3), mousses (4), fibres (5), Granules (6).



Annexe 2 : Microplastique de type Mousse.



Annexe 3 : Microplastique de type Fibres.



Annexe 4 : Microplastique de type Film.

Références bibliographiques :

- Abreo, N.A.S., Thompson, K.F., Arabejo, G.F.P. and Superio, M.D.A., 2019. Social media as a novel source of data on the impact of marine litter on megafauna: The Philippines as a case study. *Marine pollution bulletin*, 140: 51-59.
- Agamuthu, P., Mehran, S., Norkhairah, A. and Norkhairiyah, A., 2019. Marine debris: A review of impacts and global initiatives. *Waste Management & Research*, 37(10): 987-1002.
- Aissat, F., 2010. Ecologie, biologie et exploitation du rouget de vase *Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 de la région Algéroise, Alger.
- Aliani, S., Griffa, A. and Molcard, A., 2003. Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean. *Marine pollution bulletin*, 46(9): 1142-1149.
- AND, 2019. Rapport caractérisation des déchets ménagers et assimilés, Agence Nationale des Déchets
- AND, 2020. Rapport les déchets plastiques en Algérie, Agence Nationale des Déchets.
- Anderson, J., Park, B. and Palace, V., 2016. Microplastics in aquatic environments: implications for Canadian ecosystems. *Environmental pollution*, 218: 269-280.
- Andrady, A., 2000. Plastics and their impacts in the marine environment, International Marine Debris Conference on Derelict Fishing Gear and the Ocean Environment.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8): 1596-1605.
- Andrady, A.L., 2015. Plastics and environmental sustainability. Wiley Online Library.
- Asso, A., 1982. Contribution à l'étude de polluants métalliques chez la moule *Perna perna* (L.) dans la région d'Alger, France.
- Aucher, J., 2009. Etude comparative du comportement composites à matrice thermoplastique ou thermodurcissable, INSA de Rouen.
- Avio, C.G. et al., 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental pollution*, 198: 211-222.
- Babayemi, J.O., Nnorom, I.C., Osibanjo, O. and Weber, R., 2019. Ensuring sustainability in plastics use in Africa: consumption, waste generation, and projections. *Environmental Sciences Europe*, 31(1): 1-20.
- Bachari Houma, F., 2009. Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire, Université Paris-Est.

Références bibliographiques

- Bachouche, S., 2017. Modélisation hydrodynamique et qualité des eaux et sédiments de la côte Centre algérienne, Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral.
- Bachouche, S., Houma, F., Gomiero, A. and Rabah, B., 2017. Distribution and environmental risk assessment of heavy metal in surface sediments and red mullet (*Mullus barbatus*) from Algiers and BouIsmaïl Bay (Algeria). *Environmental Modeling & Assessment*, 22(5): 473-490.
- Baini, M. et al., 2018. Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): the application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 133: 543-552.
- Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C. and Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526): 1985-1998.
- Barnich, R., 2018. Microplastic adhering to marine invertebrates-first observations and discussion of potential effects. *PeerJ PrePrints*.
- Barrows, A.P., Neumann, C.A., Berger, M.L. and Shaw, S.D., 2017. Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Analytical Methods*, 9(9): 1446-1453.
- Batel, A., Borchert, F., Reinwald, H., Erdinger, L. and Braunbeck, T., 2018. Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo [a] pyrene to adult zebrafish (*Danio rerio*) gills and zebrafish embryos. *Environmental pollution*, 235: 918-930.
- Bellas, J., Martínez-Armental, J., Martínez-Cámara, A., Besada, V. and Martínez-Gómez, C., 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine pollution bulletin*, 109(1): 55-60.
- Benslama, L., 2012. Dépôts quaternaires et évolution du précontinent ouest algérois.
- Benton, T., 1995. From castaways to throwaways: marine litter in the Pitcairn Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*, 56(1-2): 415-422.
- Benzohra, M., 1993. Les structures hydrodynamiques le long des côtes algériennes. *Centre d'Océanologie de Marseille*, 33.
- Bergami, E. et al., 2016. Nano-sized polystyrene affects feeding, behavior and physiology of brine shrimp *Artemia franciscana* larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 123: 18-25.

Références bibliographiques

- Bergmann, M., Gutow, L. and Klages, M., 2015. Marine anthropogenic litter. Springer Nature.
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., Van Den Heuvel-Greve, M.J. and Koelmans, A.A., 2013. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental science & technology*, 47(1): 593-600.
- Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L. and Moore, C.J., 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine pollution bulletin*, 60(12): 2275-2278.
- Boughrira, A., 2012. Modélisation spatiotemporelle des paramètres de la pollution organique dans la baie de Bou-Ismaïl, Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et l'Aménagement du Littoral.
- Bouhamadouche, M., 2012. Contribution à l'étude géologique et sédimentologique de la grande baie de Zemmouri (Cap-Matifou Cap-Djinet), UNIVERSITE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE HOUARI BOUMEDIENE.
- Bouhamadouche, M. and Hemdane, Y., 2016. Erosion of a sandy coast: continuous follow-up of the coastal groynes of protection in Boumerdes (Algeria). *Environmental Earth Sciences*, 75(10): 866.
- Braik, D., 1989. Etude de la dynamique sédimentaire devant Bou Ismaïl: sédimentologie, morphologie, problème d'érosion du littoral et aménagement. Institut des sciences de la terre, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene 174.
- Brittain, W.J. and Minko, S., 2007. A structural definition of polymer brushes. *Journal of Polymer Science Part A: Polymer Chemistry*, 45(16): 3505-3512.
- Browne, M.A. et al., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, 45(21): 9175-9179.
- Browne, M.A., Galloway, T.S. and Thompson, R.C., 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental science & technology*, 44(9): 3404-3409.
- Caldwell, J., Petri-Fink, A., Rothen-Rutishauser, B. and Lehner, R., 2019. Assessing meso- and microplastic pollution in the Ligurian and Tyrrhenian Seas. *Marine pollution bulletin*, 149: 110572.
- Carpenter, E.J. and Smith, K.L., 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175(4027): 1240-1241.

Références bibliographiques

- Carreras-Colom, E., Constenla, M., Soler-Membrives, A., Cartes, J.E. and Baeza, M., 2018. Spatial occurrence and effects of microplastic ingestion on the deep-water shrimp *Aristeus antennatus*. *Marine pollution bulletin*, 133: 44-52.
- Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J. and McDermid, K.J., 2011. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine pollution bulletin*, 62(8): 1708-1713.
- Caruso, G., 2015. Microplastics in marine environments: possible interactions with the microbial assemblage. *J Pollut Eff Cont*, 3: e111.
- Chavance, P. and Girardin, M., 1986. Niveaux d'exploitation en 1982 et potentialités régionales de la pêche chalutière algérienne: application d'un modèle de production composite.
- Cheshire, A., Adler, E., Barbière, J., Cohen, Y. and Evans, S., 2009. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter Regional Seas Reports and Studies No. 186 IOC Technical Series No. 83. UNEP Regional Seas Reports and Studies.
- Cho, D.O., 2005. Challenges to marine debris management in Korea. *Coastal Management*, 33(4): 389-409.
- Cinner, J.E. et al., 2018. Gravity of human impacts mediates coral reef conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(27): E6116-E6125.
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M.B. and Janssen, C.R., 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine pollution bulletin*, 70(1-2): 227-233.
- Coe, J.M. and Rogers, D., 2012. *Marine debris: sources, impacts, and solutions*. Springer Science & Business Media.
- Cole, M., 2013. Microplastic Swallowing Zooplankton *Environ. Sci. Technol.*, 47: 6646-6655.
- Cole, M. and Galloway, T.S., 2015. Ingestion of nanoplastics and microplastics by Pacific oyster larvae. *Environmental science & technology*, 49(24): 14625-14632.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. and Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12): 2588-2597.
- Cole, M., Lindeque, P.K., Fileman, E., Clark, J. and Lewis, C., 2016. Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets. *Environmental science & technology*, 50(6): 3239-3246.

Références bibliographiques

- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P.K., Fileman, E.S. and Halsband, C., 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific reports*, 4(1): 1-8.
- Collignon, A., Hecq, J.-H., Glagani, F., Voisin, P. and Collard, F., 2012. Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 64(4): 861-864.
- Colton, J.B., Knapp, F.D. and Burns, B.R., 1974. Plastic particles in surface waters of the northwestern Atlantic. *Science*, 185(4150): 491-497.
- Constant, M., Kerherve, P., Sola, J., Sanchez-Vidal, A. and Canals, M., 2018. Floating microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea: temporal and spatial heterogeneities, *Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea*. Springer, pp. 9-15.
- Cooper, D.A. and Corcoran, P.L., 2010. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine pollution bulletin*, 60(5): 650-654.
- Corcoran, P.L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M.J. and Helm, P.A., 2015. Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. *Environmental pollution*, 204: 17-25.
- Cornell University School – Legal Information Institute, 2006. 33 CFR 151.3000- definition of marine debris for the purposes of the Marine Debris Research, Prevention, and Reduction Act.
- Covernton, G.A. et al., 2019. Size and shape matter: A preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment. *Science of the total environment*, 667: 124-132.
- Cox, K.D., Covernton, G.A., Davies, H.L., Dower, J.F. and Juanes, F., 2019. Human consumption of microplastics. *Environmental science & technology*, 53(12): 7068-7074.
- Cózar, A. et al., 2015. Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *PloS one*, 10(4): e0121762.
- Cunningham, D. and Wilson, S.P., 2003. Marine debris on beaches of the Greater Sydney Region. *Journal of Coastal Research*: 421-430.
- Dagorne, A., 1972. Sedimentologie et bionomie benthiques en baie de Bou Ismail (Ouest d'Alger). *Pelagos: bulletin de l'Institut océanographique d'Alger*, 4(1-2): 28.

Références bibliographiques

- Davidson, K. and Dudas, S.E., 2016. Microplastic ingestion by wild and cultured Manila clams (*Venerupis philippinarum*) from Baynes Sound, British Columbia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71(2): 147-156.
- De Lucia, G.A., Caliani, I., Marra, S., Camedda, A. and Coppa, S., 2014. Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Marine environmental research*, 100: 10-16.
- Depledge, M., Galgani, F., Panti, C. and Fossi, M., 2013. Plastic litter in the sea. *Marine environmental research*, 92: 279-281.
- Derraik, J.G., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44(9): 842-852.
- Desforges, J.-P.W., Galbraith, M. and Ross, P.S., 2015. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3): 320-330.
- Devriese, L.I., De Witte, B., Vethaak, A.D., Hostens, K. and Leslie, H.A., 2017. Bioaccumulation of PCBs from microplastics in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*): An experimental study. *Chemosphere*, 186: 10-16.
- Dias, B.d.S., 2016. Marine debris: understanding, preventing and mitigating the significant adverse impacts on marine and coastal biodiversity. *CBD technical series*(83).
- Donohue, M.J., Boland, R.C., Sramek, C.M. and Antonelis, G.A., 2001. Derelict fishing gear in the Northwestern Hawaiian Islands: diving surveys and debris removal in 1999 confirm threat to coral reef ecosystems. *Marine pollution bulletin*, 42(12): 1301-1312.
- Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M. and Sheavly, S.B., 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Marine environmental research*, 71(1): 41-52.
- Dris, R. et al., 2015. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5): 592-599.
- Dubaish, F. and Liebezeit, G., 2013. Suspended microplastics and black carbon particles in the Jade system, southern North Sea. *Water, air, & soil pollution*, 224(2): 1-8.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C., Carson, H.S., Thiel, M. and Galgani, F., 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PloS one*, 9(12): e111913.

Références bibliographiques

- Eriksen, M. et al., 2018. Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific. *Environmental Pollution*, 232: 430-439.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S. and Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine pollution bulletin*, 77(1-2): 177-182.
- European Commission, 2013. Green Paper on a European Strategy on Plastic Waste in the Environment. European Commission: Brussels, Belgium.
- Farrell, P. and Nelson, K., 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental pollution*, 177: 1-3.
- Faure, F., Saini, C., Potter, G., Galgani, F. and De Alencastro, L.F., 2015. An evaluation of surface micro-and mesoplastic pollution in pelagic ecosystems of the Western Mediterranean Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(16): 12190-12197.
- Fendall, L.S. and Sewell, M.A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine pollution bulletin*, 58(8): 1225-1228.
- Fonte, E., Ferreira, P. and Guilhermino, L., 2016. Temperature rise and microplastics interact with the toxicity of the antibiotic cefalexin to juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): post-exposure predatory behaviour, acetylcholinesterase activity and lipid peroxidation. *Aquatic toxicology*, 180: 173-185.
- Fossi, M.C. et al., 2016. Fin whales and microplastics: the Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environmental pollution*, 209: 68-78.
- Fossi, M.C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D. and Giannetti, M., 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine pollution bulletin*, 64(11): 2374-2379.
- Gabrielides, G. et al., 1991. Man-made garbage pollution on the Mediterranean coastline. *Marine pollution bulletin*, 23: 437-441.
- Gago, J., Galgani, F., Maes, T. and Thompson, R.C., 2016. Microplastics in seawater: recommendations from the marine strategy framework directive implementation process. *Frontiers in marine science*, 3: 219.
- Galgani, F., Claro, F., Depledge, M. and Fossi, C., 2014. Monitoring the impact of litter in large vertebrates in the Mediterranean Sea within the European Marine Strategy

Références bibliographiques

- Framework Directive (MSFD): Constraints, specificities and recommendations. *Marine environmental research*, 100: 3-9.
- Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J. and Katsanevakis, S., 2010. Marine Strategy Framework directive-Task Group 10 Report marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment. Report on the identification of descriptors for the Good Environmental Status of European Seas regarding marine litter under the Marine Strategy Framework Directive. Office for Official Publications of the European Communities.
- Galgani, F., Poitou, I. and Colasse, L., 2013. Une mer propre, mission impossible?: 70 clés pour comprendre les déchets en mer. Editions Quae.
- Gall, S.C. and Thompson, R.C., 2015. The impact of debris on marine life. *Marine pollution bulletin*, 92(1-2): 170-179.
- Gao, F., 2010. Pyrolysis of waste plastics into fuels.
- Gerland, P., Raftery, A.E., Ševčíková, H. and Li, N., 2014. World population stabilization unlikely this century. *Science*, 346(6206): 234-237.
- GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment, ed. PJ Kershaw, IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP
- Gewert, B., Plassmann, M.M. and MacLeod, M., 2015. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental science: processes & impacts*, 17(9): 1513-1521.
- Gold, M., Mika, K., Horowitz, C. and Herzog, M., 2013. Stemming the tide of plastic litter: a global action agenda. *Tul. Envtl. LJ*, 27: 165.
- Green, D.S. et al., 2018. A comparison of sampling methods for seawater microplastics and a first report of the microplastic litter in coastal waters of Ascension and Falkland Islands. *Marine pollution bulletin*, 137: 695-701.
- Gregory, M.R., 1996. Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine pollution bulletin*, 32(12): 867-871.
- Gregory, M.R. and Andrady, A.L., 2003. Plastics in the marine environment. *Plastics and the Environment*: 379-401.
- Gregory, M.R. and Ryan, P.G., 1997. Pelagic plastics and other seaborne persistent synthetic debris: a review of Southern Hemisphere perspectives. *Marine debris*: 49-66.

- Grigorakis, S., Mason, S.A. and Drouillard, K.G., 2017. Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*, 169: 233-238.
- Gündoğdu, S. and Çevik, C., 2017. Micro-and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. *Marine pollution bulletin*, 118(1-2): 341-347.
- Gutow, L., Eckerlebe, A., Giménez, L. and Saborowski, R., 2016. Experimental evaluation of seaweeds as a vector for microplastics into marine food webs. *Environmental science & technology*, 50(2): 915-923.
- Güven, O., Gökdağ, K., Jovanović, B. and Kideys, A.E., 2017. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental pollution*, 223: 286-294.
- Habib, D., Locke, D.C. and Cannone, L.J., 1998. Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water, Air, and Soil Pollution*, 103(1): 1-8.
- Hall, N., Berry, K., Rintoul, L. and Hoogenboom, M., 2015. Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Marine Biology*, 162(3): 725-732.
- Hämer, J., Gutow, L., Köhler, A. and Saborowski, R., 2014. Fate of microplastics in the marine isopod *Idotea emarginata*. *Environmental science & technology*, 48(22): 13451-13458.
- Hardesty, B.D., Good, T.P. and Wilcox, C., 2015. Novel methods, new results and science-based solutions to tackle marine debris impacts on wildlife. *Ocean & Coastal Management*, 115: 4-9.
- Harper, P. and Fowler, J., 1987. Plastic pellets in New Zealand storm-killed prions (*Pachyptila* spp.).
- Harrison, J.P., Sapp, M., Schratzberger, M. and Osborn, A.M., 2011. Interactions between microorganisms and marine microplastics: a call for research. *Marine Technology Society Journal*, 45(2): 12-20.
- Heckele, M. and Schomburg, W., 2003. Review on micro molding of thermoplastic polymers. *Journal of Micromechanics and Microengineering*, 14(3): R1.
- Herbaut, C., 1994. Etude de la circulation océanique en Méditerranée occidentale, Paris 6.

Références bibliographiques

- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C. and Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, 46(6): 3060-3075.
- Hopkins, P., 1986. Exploited fish and shellfish species in the Moray Firth. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences*, 91: 57-72.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H. and Peters, P., 2016. Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental science & technology*, 50(5): 2685-2691.
- Hummel, D.O., 2012. Atlas of plastics additives: analysis by spectrometric methods. Springer Science & Business Media.
- Ivanova, L.V., Sokolov, K.M. and Kharitonova, G., 2018. Plastic pollution tendencies of the Barents Sea and adjacent waters under the climate change. *Arctic and North*, 32(32): 121-145.
- Jabeen, K., Li, B., Chen, Q. and Su, L., 2018. Effects of virgin microplastics on goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*, 213: 323-332.
- Jambeck, J.R. et al., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223): 768-771.
- Jang, M., Shim, W.J., Han, G.M., Song, Y.K. and Hong, S.H., 2018. Formation of microplastics by polychaetes (*Marphysa sanguinea*) inhabiting expanded polystyrene marine debris. *Marine pollution bulletin*, 131: 365-369.
- Jin, Y. et al., 2018. Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish. *Environmental pollution*, 235: 322-329.
- June, J., 1990. Type, source, and abundance of trawl caught debris of Oregon, in the Eastern Bering Sea, and in Norton Sound in 1988, *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris, NMFSSWF-SC-154*, US Department of Commerce, NOAA Technical Memo, pp. 279-301.
- Kadari-Méziane.Y., 1994. Contribution à l'étude de l'impact de la pollution sur la distribution -spatio-temporelle des peuplements phytobenthiques dans la Baie de Bou Ismail. ENS, Alger, pp. 226.
- Kang, J.-H., Kwon, O.Y., Lee, K.-W., Song, Y.K. and Shim, W.J., 2015. Marine neustonic microplastics around the southeastern coast of Korea. *Marine pollution bulletin*, 96(1-2): 304-312.
- Käppler, A. et al., 2015. Identification of microplastics by FTIR and Raman microscopy: a novel silicon filter substrate opens the important spectral range below 1300 cm⁻¹

- 1 for FTIR transmission measurements. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 407(22): 6791-6801.
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Larat, V. and Karbalaei, S., 2018. Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Science of the total environment*, 612: 1380-1386.
- Karapanagioti, H.K. and Klontza, I., 2008. Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesbos island beaches (Greece). *Marine environmental research*, 65(4): 283-290.
- Kazour, M., Jemaa, S., Issa, C., Khalaf, G. and Amara, R., 2019. Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. *Science of the total environment*, 696: 133933.
- Kei, K., 2005. Beach Litter in Amami Islands, Japan. *South Pacific Studies*, 26: 15-24.
- Kershaw, P., Katsuhiko, S., Lee, S. and Woodring, D., 2011. Plastic debris in the ocean. United Nations Environment Programme.
- Kiessling, T., Gutow, L. and Thiel, M., 2015. Marine litter as habitat and dispersal vector, *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham, pp. 141-181.
- Klein, S., Dimzon, I.K., Eubeler, J. and Knepper, T.P., 2018. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment, *Freshwater microplastics*. Springer, Cham, pp. 51-67.
- Kolandhasamy, P. et al., 2018. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: a novel way to uptake microplastics beyond ingestion. *Science of the total environment*, 610: 635-640.
- Kooi, M. et al., 2016. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Scientific reports*, 6(1): 1-10.
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D.W. and Law, K.L., 2012. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophysical research letters*, 39(7).
- Lambert, S. and Wagner, M., 2016. Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145: 265-268.
- Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A. and Proskurowski, G., 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, 329(5996): 1185-1188.

Références bibliographiques

- Law, K.L., Morét-Ferguson, S.E., Goodwin, D.S. and Zettler, E.R., 2014. Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set. *Environmental science & technology*, 48(9): 4732-4738.
- Law, K.L. and Thompson, R.C., 2014. Microplastics in the seas. *Science*, 345(6193): 144-145.
- Lebreton, L.-M., Greer, S. and Borrero, J.C., 2012. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine pollution bulletin*, 64(3): 653-661.
- Lebreton, L. and Andrady, A., 2019. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, 5(1): 1-11.
- Lechner, A. and Ramler, D., 2015. The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. *Environmental pollution*, 200: 159-160.
- Leclaire, L., 1972. La sédimentation Holocene sur le versant méridional du bassin algéro-baléare (précontinent algérien). *Mém. Mus. natn. Hist. nat., Paris*, 24: 291.
- Lee, J., Hong, S., Song, Y.K. and Hong, S.H., 2013. Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Marine pollution bulletin*, 77(1-2): 349-354.
- Lei, L. et al., 2018. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the total environment*, 619: 1-8.
- Leous, J.P. and Parry, N.B., 2005. Who is responsible for marine debris? the international politics of cleaning our oceans. *Journal of International Affairs*: 257-269.
- Leslie, H., Van der Meulen, M., Kleissen, F. and Vethaak, A., 2011. Microplastic litter in the Dutch marine environment: Providing facts and analysis for Dutch policymakers concerned with marine microplastic litter. *Deltares: Amsterdam, The Netherlands*.
- Li, W.C., Tse, H. and Fok, L., 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the total environment*, 566: 333-349.
- Liffmann, M. and Boogaerts, L., 1997. Linkages between land-based sources of pollution and marine debris, *Marine debris*. Springer, pp. 359-366.
- Lindeque, P.K. et al., 2020. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental pollution*, 265: 114721.

Références bibliographiques

- Lithner, D., Larsson, Å. and Dave, G., 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the total environment*, 409(18): 3309-3324.
- Löder, M.G. and Gerdt, G., 2015. Methodology used for the detection and identification of microplastics—a critical appraisal. *Marine anthropogenic litter*: 201-227.
- Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M. and Lambert, C., 2015. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175: 39-46.
- Lu, K., Qiao, R., An, H. and Zhang, Y., 2018. Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 202: 514-520.
- Lusher, A.L., Mchugh, M. and Thompson, R.C., 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine pollution bulletin*, 67(1-2): 94-99.
- Ma, J., Zhao, J., Zhu, Z., Li, L. and Yu, F., 2019. Effect of microplastic size on the adsorption behavior and mechanism of triclosan on polyvinyl chloride. *Environmental pollution*, 254: 113104.
- Maatouk, E., 2014. Caractérisation des eaux usées au Liban: impact sur le fonctionnement des stations d'épuration, Paris Est.
- Macfadyen, G., Huntington, T. and Cappell, R., 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear.
- Marino, M., Aranzadi, P. and Sobrino, J., 1989. Litter on the beaches and littoral waters of the Spanish Mediterranean coast. *Progress Report*: 1-8.
- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K. and Taillandier, V., 2009. Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Marine pollution bulletin*, 58(9): 1347-1355.
- Maximenko, N., Hafner, J. and Niiler, P., 2012. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine pollution bulletin*, 65(1-3): 51-62.
- McCoy, F.W., 1988. Floating megalitter in the eastern Mediterranean. *Marine pollution bulletin*, 19(1): 25-28.
- McIlgorm, A., Campbell, H. and Rule, M., 2008. Understanding the economic benefits and costs of controlling marine debris in the APEC region (MRC 02/2007). A report to the Asia-Pacific Economic Cooperation Marine Resource Conservation Working Group by the National Marine Science Centre (University of New

Références bibliographiques

- England and Southern Cross University), Coffs Harbour, NSW, Australia, December.
- McIlgorm, A., Campbell, H.F. and Rule, M.J., 2011. The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. *Ocean & Coastal Management*, 54(9): 643-651.
- MERE, 2017. Call for the use of baskets instead of plastic bags, Ministry of the Environment and Renewable Energy.
- Messinetti, S., Mercurio, S., Parolini, M., Sugni, M. and Pennati, R., 2018. Effects of polystyrene microplastics on early stages of two marine invertebrates with different feeding strategies. *Environmental pollution*, 237: 1080-1087.
- Miller, K., Santillo, D. and Johnston, P., 2016. *Plastics in Seafood—full technical review of the occurrence, fate and effects of microplastics in fish and shellfish*. Greenpeace Research Laboratories Technical Report.
- Millot, C., 1999. Circulation in the western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems*, 20(1-4): 423-442.
- Millot, C. and Taupier-Letage, I., 2005. *Circulation in the Mediterranean sea*, The Mediterranean Sea. Springer, pp. 29-66.
- Millot, C., Taupier-Letage, I. and Benzohra, M., 1986. Preliminary results of the Médiproduct 5 experiment. *Rapports et Procès-verbaux des réunions de la CIESM*, 30(2).
- Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental research*, 108(2): 131-139.
- Moore, E., Lyday, S., Roletto, J., Litle, K. and Piazza, M., 2009. Entanglements of marine mammals and seabirds in central California and the north-west coast of the United States 2001–2005. *Marine pollution bulletin*, 58(7): 1045-1051.
- Morét-Ferguson, S., Law, K.L., Proskurowski, G., Murphy, E.K. and Peacock, E.E., 2010. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine pollution bulletin*, 60(10): 1873-1878.
- Morris, R.J., 1980. Floating plastic debris in the Mediterranean. *Marine pollution bulletin*, 11(5): 125.
- Murray, F. and Cowie, P.R., 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine pollution bulletin*, 62(6): 1207-1217.

- Nadal, M., Alomar, C. and Deudero, S., 2016. High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands. *Environmental pollution*, 214: 517-523.
- Nagelkerken, I., Wiltjer, G.T., Debrot, A. and PORS, L.J., 2001. Baseline study of submerged marine debris at beaches in Curacao, West Indies. *Marine pollution bulletin*, 42(9): 786-789.
- Napper, I.E. and Thompson, R.C., 2020. Plastic debris in the marine environment: history and future challenges. *Global Challenges*, 4(6): 1900081.
- Nelms, S.E., Galloway, T.S., Godley, B.J., Jarvis, D.S. and Lindeque, P.K., 2018. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental pollution*, 238: 999-1007.
- Newman, S., Watkins, E., Farmer, A., Ten Brink, P. and Schweitzer, J.-P., 2015. The economics of marine litter, *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham, pp. 367-394.
- Ng, K. and Obbard, J., 2006. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine pollution bulletin*, 52(7): 761-767.
- Norén, F. and Naustvoll, N., 2010. Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak. Pilot study October-November 2010. S. Institute of Marine Research, 22.
- ONM, 2014. Office Nationale de Météorologie Alger.
- Ouchebbouk, D. and Zibani-Amokrane, N., 2015. Contribution à l'étude de l'utilisation des pesticides dans quelques vergers des régions de Tizi-Ouzou, Bouira et Boumerdes, Université Mouloud Mammeri.
- Pabortsava, K. and Lampitt, R., 2020. High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nat. Commun.* 11, 4073.
- Palatinus, A., Viršek, M.K., Robič, U., Grego, M. and Bajt, O., 2019. Marine litter in the Croatian part of the middle Adriatic Sea: Simultaneous assessment of floating and seabed macro and micro litter abundance and composition. *Marine pollution bulletin*, 139: 427-439.
- Parton, K.J., Galloway, T.S. and Godley, B.J., 2019. Global review of shark and ray entanglement in anthropogenic marine debris. *Endangered Species Research*, 39: 173-190.

Références bibliographiques

- Pattiaratchi, C., Reisser, J., Shaw, J. and Wilcox, C., 2013. Marine Plastic Pollution in Waters around Australia: Characteristics, Concentrations, and Pathways. *PLoS One*, 8(11): e80466.
- Paul-Pont, I., Lacroix, C., Fernández, C.G. and Hégaret, H., 2016. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental pollution*, 216: 724-737.
- Peda, C., Caccamo, L., Fossi, M.C. and Gai, F., 2016. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. *Environmental pollution*, 212: 251-256.
- Pedrotti, M.L., Bruzard, S., Dumontet, B. and Elineau, A., 2014. Plastic fragments on the surface of Mediterranean waters, *CIESM Workshop Monograph*, pp. 115-123.
- Pedrotti, M.L. et al., 2016. Changes in the floating plastic pollution of the Mediterranean Sea in relation to the distance to land. *PloS one*, 11(8): e0161581.
- Pessini, F., Olita, A., Cotroneo, Y. and Perilli, A., 2018. Mesoscale eddies in the Algerian Basin: do they differ as a function of their formation site? *Ocean Science*, 14(4): 669-688.
- Phillips, M.B. and Bonner, T.H., 2015. Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico. *Marine pollution bulletin*, 100(1): 264-269.
- Pichel, W.G., Churnside, J.H., Veenstra, T.S. and Foley, D.G., 2007. Marine debris collects within the North Pacific subtropical convergence zone. *Marine pollution bulletin*, 54(8): 1207-1211.
- Pittura, L., Avio, C.G., Giuliani, M.E. and d'Errico, G., 2018. Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: combined chemical and physical hazards to the Mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis*. *Frontiers in marine science*, 5: 103.
- PlasticsEurope, E., 2016. *Plastics—the facts 2016. An analysis of European plastics production, demand and waste data.* Plastics Europe.
- Possatto, F.E., Barletta, M., Costa, M.F., do Sul, J.A.I. and Dantas, D.V., 2011. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. *Marine pollution bulletin*, 62(5): 1098-1102.
- Prata, J.C., da Costa, J.P., Lopes, I., Duarte, A.C. and Rocha-Santos, T., 2020. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the total environment*, 702: 134455.

Références bibliographiques

- Rabetafika, H.-N., Paquot, M. and Dubois, P., 2006. Les polymères issus du végétal: matériaux à propriétés spécifiques pour des applications ciblées en industrie plastique. *Biotechnologie, agronomie, société et environnement*, 10(3): 185-196.
- Rainieri, S., Conlledo, N., Larsen, B.K., Granby, K. and Barranco, A., 2018. Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental research*, 162: 135-143.
- Ramdane, Z., TRilles, J.-P., Mahe, K. and Amara, R., 2013. Metazoan ectoparasites of two teleost fish, *Boops boops* (L.) and *Mullus barbatus barbatus* L. from Algerian coast: diversity, parasitological index and impact of parasitism. *Cybium*, 37(1-2): 59-66.
- Rech, S. et al., 2014. Rivers as a source of marine litter—a study from the SE Pacific. *Marine pollution bulletin*, 82(1-2): 66-75.
- Redondo-Hasselerharm, P.E., Falahudin, D., Peeters, E.T. and Koelmans, A.A., 2018. Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. *Environmental science & technology*, 52(4): 2278-2286.
- Reisser, J., Shaw, J., Wilcox, C. and Hardesty, B.D., 2013. Marine plastic pollution in waters around Australia: characteristics, concentrations, and pathways. *PloS one*, 8(11): e80466.
- Rezania, S., Park, J., Din, M.F.M. and Taib, S.M., 2018. Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Marine pollution bulletin*, 133: 191-208.
- Rios, L.M., Moore, C. and Jones, P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine pollution bulletin*, 54(8): 1230-1237.
- Rocha-Santos, T. and Duarte, A.C., 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65: 47-53.
- Rochman, C.M. et al., 2013. Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, 494(7436): 169-171.
- Rochman, C.M., Hentschel, B.T. and Teh, S.J., 2014. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: implications for plastic debris in aquatic environments. *PloS one*, 9(1): e85433.

Références bibliographiques

- Rochman, C.M., Parnis, J.M., Browne, M.A. and Serrato, S., 2017. Direct and indirect effects of different types of microplastics on freshwater prey (*Corbicula fluminea*) and their predator (*Acipenser transmontanus*). *PloS one*, 12(11): e0187664.
- Romano, N., Ashikin, M., Teh, J.C., Syukri, F. and Karami, A., 2018. Effects of pristine polyvinyl chloride fragments on whole body histology and protease activity in silver barb *Barbodes gonionotus* fry. *Environmental pollution*, 237: 1106-1111.
- Ruiz-Orejón, L.F., Sardá, R. and Ramis-Pujol, J., 2016. Floating plastic debris in the Central and Western Mediterranean Sea. *Marine environmental research*, 120: 136-144.
- Ryan, P. and Moloney, C., 1990. Plastic and other artefacts on South African beaches: Temporal trends in abundance and composition. *S. AFR. J. SCI./S.-AFR. TYDSKR. WET.*, 86(7): 450-452.
- Ryan, P.G., 2015. A brief history of marine litter research, *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham, pp. 1-25.
- Ryan, P.G. et al., 2020. Sampling microfibrils at the sea surface: The effects of mesh size, sample volume and water depth. *Environmental pollution*, 258: 113413.
- Sadri, S.S. and Thompson, R.C., 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine pollution bulletin*, 81(1): 55-60.
- Saheb, D.N. and Jog, J.P., 1999. Natural fiber polymer composites: a review. *Advances in Polymer Technology: Journal of the Polymer Processing Institute*, 18(4): 351-363.
- Santana, M., Moreira, F. and Turra, A., 2017. Trophic transference of microplastics under a low exposure scenario: insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs. *Marine pollution bulletin*, 121(1-2): 154-159.
- Saydam, C., Salihoglu, I., Sakarya, M. and Yilmaz, A., 1985. Dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons suspended sediment, plastic, pelagic tar and other litter in the North-Eastern Mediterranean. *Rapports et procès verbaux des réunions - Commission internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée*, 29: 509-518.
- Scherer, C., Brennholt, N., Reifferscheid, G. and Wagner, M., 2017. Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates. *Scientific reports*, 7(1): 1-9.

Références bibliographiques

- Schmidt, N., Thibault, D., Galgani, F., Paluselli, A. and Sempéré, R., 2018. Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, 163: 214-220.
- Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P. and Bucsics, T., 2019. Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series. *Annals of internal medicine*, 171(7): 453-457.
- Send, U., Font, J., Krahnemann, G. and Millot, C., 1999. Recent advances in observing the physical oceanography of the western Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, 44(1-3): 37-64.
- Setälä, O., Norkko, J. and Lehtiniemi, M., 2016. Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine pollution bulletin*, 102(1): 95-101.
- Sheavly, S. and Register, K., 2007. Marine debris & plastics: environmental concerns, sources, impacts and solutions. *Journal of Polymers and the Environment*, 15(4): 301-305.
- Sherrington, C., Darrah, C., Hamm, S., Cole, G. and Corbin, M., 2016. Study to support the development of measures to combat a range of marine litter sources. Report for European Commission DG Environment.
- Simon-Sánchez, L., Grelaud, M., Franci, M. and Ziveri, P., 2022. Are research methods shaping our understanding of microplastic pollution? A literature review on the seawater and sediment bodies of the Mediterranean Sea. *Environmental pollution*, 292: 118275.
- Steer, M., Cole, M., Thompson, R.C. and Lindeque, P.K., 2017. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environmental pollution*, 226: 250-259.
- Stevens, M.P., 1990. *Polymer chemistry*, 2. Oxford university press New York.
- Suaria, G. et al., 2020. Microfibers in oceanic surface waters: A global characterization. *Science advances*, 6(23): eaay8493.
- Suaria, G. and Aliani, S., 2014. Floating debris in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 86(1-2): 494-504.
- Suaria, G. et al., 2016. The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Scientific reports*, 6(1): 1-10.
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C. and Fabioux, C., 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(9): 2430-2435.

- Tang, K.H.D., 2021. Interactions of Microplastics with Persistent Organic Pollutants and the Ecotoxicological Effects: A Review. *Tropical Aquatic and Soil Pollution*, 1(1): 24-34.
- Tata, T., Belabed, B.E., Bououdina, M. and Bellucci, S., 2020. Occurrence and characterization of surface sediment microplastics and litter from North African coasts of Mediterranean Sea: Preliminary research and first evidence. *Science of the total environment*, 713: 136664.
- Thiel, M., Hinojosa, I., Miranda, L. and Pantoja, J., 2013. Anthropogenic marine debris in the coastal environment: a multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Marine pollution bulletin*, 71(1-2): 307-316.
- Thompson, R. et al., 2005. New directions in plastic debris. *Science*, 310(5751): 1117-1118.
- Thompson, R.C., 2015. Microplastics in the marine environment: sources, consequences and solutions, *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham, pp. 185-200.
- Tireche, S. and Tairi, A., 2008. EVALUATION OF THE IMPACT OF SURFACE INDUSTRY TREATMENT ON THE QUALITY OF OUED ISSER. *World Water Congress2008 Montpellier le: 01-04*.
- Toussaint, B. et al., 2019. Review of micro-and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 36(5): 639-673.
- Tserpes, G., Fiorentino, F., Levi, D. and Cau, A., 2002. Distribution of *Mullus barbatus* and *M. surmuletus* (Osteichthyes: Perciformes) in the Mediterranean continental shelf: implications for management. *Scientia Marina*, 66(S2): 39-54.
- Ugolini, A., Ungherese, G., Ciofini, M., Lapucci, A. and Camaiti, M., 2013. Microplastic debris in sandhoppers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 129: 19-22.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B. and Janssen, C.R., 2015. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental pollution*, 199: 10-17.
- Van Cauwenberghe, L. and Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental pollution*, 193: 65-70.
- van der Hal, N., Ariel, A. and Angel, D.L., 2017. Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine pollution bulletin*, 116(1-2): 151-155.
- Van Sebille, E., Aliani, S., Law, K.L., Maximenko, N. and Cózar, A., 2020. The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*, 15(2): 023003.

- Van Sebille, E., England, M.H. and Froyland, G., 2012. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters*, 7(4): 044040.
- Vasile, C. and Pascu, M., 2005. Practical guide to polyethylene. iSmithers Rapra Publishing.
- Vendel, A., Bessa, F., Alves, V. and Amorim, A., 2017. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine pollution bulletin*, 117(1-2): 448-455.
- Vesilind, P., 2003. Wastewater treatment plant design, 2. IWA publishing.
- Viršek, M.K., Palatinus, A., Koren, Š. and Peterlin, M., 2016. Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *JoVE (Journal of Visualized Experiments)*(118): e55161.
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P. and Köhler, A., 2012. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental science & technology*, 46(20): 11327-11335.
- Wang, F., Shih, K.M. and Li, X.Y., 2015. The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere*, 119: 841-847.
- Wang, J. et al., 2016a. Marine Debris. chapter.
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q. and Li, M., 2016b. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine environmental research*, 113: 7-17.
- Watkins, E., Brink, P., Withana, S. and Mutafoglu, K., 2015. Marine litter: socio-economic study. Scoping report. Institute for European Environmental Policy. London, Brussels.
- Watts, A.J. et al., 2014. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental science & technology*, 48(15): 8823-8830.
- Welden, N.A., Abylkhani, B. and Howarth, L.M., 2018. The effects of trophic transfer and environmental factors on microplastic uptake by plaice, *Pleuronectes platessa*, and spider crab, *Maja squinado*. *Environmental pollution*, 239: 351-358.
- Welden, N.A. and Cowie, P.R., 2016a. Environment and gut morphology influence microplastic retention in langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental pollution*, 214: 859-865.

Références bibliographiques

- Welden, N.A. and Cowie, P.R., 2016b. Long-term microplastic retention causes reduced body condition in the langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental pollution*, 218: 895-900.
- Wiefels, R., 2014. L'industrie de la Pêche et de l'Aquaculture en Algérie. Projet d'Appui à la Formulation de la Stratégie Nationale de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (2015–2020). PNUD, FAO.
- Wilcox, C., Mallos, N.J., Leonard, G.H., Rodriguez, A. and Hardesty, B.D., 2016. Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on marine wildlife. *Marine Policy*, 65: 107-114.
- Williams, A., Tudor, D. and Gregory, M., 2005. Marine debris—onshore, offshore, seafloor litter. *Encyclopedia of Coastal Science (Encyclopedia of Earth Sciences Series)*. Berlin, Germany: Springer.
- Wu, S. and Montalvo, L., 2021. Repurposing waste plastics into cleaner asphalt pavement materials: A critical literature review. *Journal of Cleaner Production*, 280: 124355.
- Yin, L., Chen, B., Xia, B., Shi, X. and Qu, K., 2018. Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacoever (*Sebastes schlegelii*). *Journal of hazardous materials*, 360: 97-105.
- Zambianchi, E., Iermano, I., Suaria, G. and Aliani, S., 2014. Marine litter in the Mediterranean Sea: an oceanographic perspective, *Marine litter in the Mediterranean and Black Seas CIESM Workshop Monograph*, pp. 31-41.
- Zarfl, C. et al., 2011. Microplastics in oceans. *Marine pollution bulletin*, 62: 1589-1591.
- Zhang, C., Chen, X., Wang, J. and Tan, L., 2017. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: interactions between microplastic and algae. *Environmental pollution*, 220: 1282-1288.
- Zitko, V. and Hanlon, M., 1991. Another source of pollution by plastics: skin cleaners with plastic scrubbers. *Marine pollution bulletin*, 22(1): 41-42.
- Zobkov, M., Esiukova, E., Zyubin, A. and Samusev, I., 2019. Microplastic content variation in water column: The observations employing a novel sampling tool in stratified Baltic Sea. *Marine pollution bulletin*, 138: 193-205.
- Zubris, K.A.V. and Richards, B.K., 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental pollution*, 138(2): 201-211.