

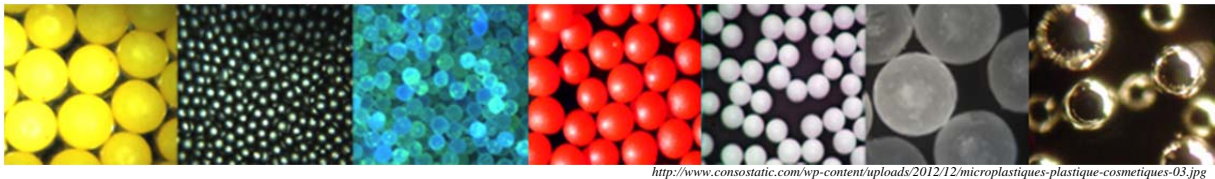


**Master Ecologie-Environnement Spécialité Toxicologie de l'environnement**

**Université du Maine – Le Mans**

# **Les microplastiques en milieu marin : supports de contaminants chimiques**

## **Étude bibliographique**



**Roclin Léa**

Organisme d'accueil : Cellule Analyse des Risques Chimiques en milieu marin (ARC), cellule mixte Ifremer/Ineris, Département Biogéochimie et Ecotoxicologie, Centre Ifremer de Nantes

Responsable de stage : Amouroux Isabelle

Année universitaire 2014-2015



## Remerciements

La rédaction d'un mémoire est une tâche complexe qui a été facilitée grâce à l'aide et au soutien de certaines personnes que je tiens à remercier à travers cette page.

Je tiens tout d'abord à remercier ma maitre de stage, Isabelle Amouroux, membre de la cellule ARC, qui a su m'accompagner et me guider dans l'élaboration de ce mémoire. Son expérience et sa pédagogie m'ont permis de progresser tout au long de ces 6 mois de stage.

Je témoigne aussi toute ma gratitude à l'équipe de la cellule ARC, Mélissa Dallet et Alizée Sire, ainsi qu'Hélène Leca, stagiaire Ineris. Ces personnes ont fait de mon stage, grâce à leurs conseils, leur bonne humeur et aux pauses cafés, une expérience que je n'oublierai pas. J'espère un jour retrouver cette ambiance au sein de mon futur métier.

Mes remerciements vont également à toutes les personnes qui m'ont guidé dans ce travail, je pense en particulier à François Galgani, Arnanud Huvet, Rossana Sussarellu, Morgan Le Moigne et Morgane Le Gall qui m'ont permis de rassembler des informations essentielles à cette étude.

Merci aux personnes qui ont contribué à enrichir ce stage et à celles qui ont facilité mon intégration par leur bonne humeur.

Je tenais également à remercier l'ensemble des intervenants de mon master pour l'enseignement apporté, leur implication, mais aussi leur accompagnement tout au long de cette année de formation.

Enfin, je remercie ma famille et mes amis pour leur soutien et leurs encouragements quotidiens quels que soient les projets que j'entreprends.

Merci à tous.



## Présentation de l'entreprise

### **Cellule ARC**

La cellule d'Analyse des Risques Chimiques en milieu marin (ARC) est une structure mixte entre l'IFREMER et l'INERIS mise en place en Juin 2001.. Située au centre IFREMER de Nantes, cette cellule appartient à l'unité « Biogéochimie Ecotoxicologie » du département des Ressources Biologiques et Environnement (RBE-BE). Elle a pour but de mettre en commun l'ensemble des compétences et les moyens de ces deux établissements. Elle s'appuie sur l'expertise de l'INERIS en matière d'évaluation des risques chimiques et sur la connaissance du milieu marin de l'IFREMER.

### **IFREMER**

L'institut français de la recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER), créé en 1984, est un établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC) sous la tutelle du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE) et du ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. Il contribue à la connaissance des océans et de leurs ressources, à la surveillance du milieu marin et du littoral et au développement durable des activités maritimes. À ces fins, il conçoit et met en œuvre des outils d'observation, d'expérimentation et de surveillance.

### **INERIS**

L'institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS) est un établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC). Il est sous la tutelle du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE). Sa mise en place a eu lieu en 1990. Ses objectifs sont l'évaluation et la prévention des risques accidentels ou chroniques pour l'homme et l'environnement liés aux installations industrielles, aux substances et aux exploitations souterraines.

## Glossaire

**Adsorption** : phénomène physico-chimique par lequel des molécules de la phase liquide se fixent sur des solides. L'adsorption est un phénomène de surface, incluant la surface interne engendrée par les fissures et les pores accessibles aux molécules de la phase liquide.

**Biodisponibilité** : Aptitude d'un élément à être absorbé et assimilé par les organismes vivants.

**Bio-concentration** : résultat net de l'accumulation, la distribution et l'élimination d'une substance dans un organisme vivant en relation directe avec l'eau, seule voie d'exposition.

**Bio-accumulation** : prend en considération toutes les voies de transfert d'une substance dans un organisme, l'air, l'eau, les sédiments, les sols et la nourriture.

**Bio-amplification** : définie comme le processus d'accumulation et de transfert de la substance chimique par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire, conduisant à une augmentation de la concentration dans les organismes appartenant aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire.

**Biofouling** : colonisation de toute surface en milieu aqueux par des organismes vivants.

**Désorption** : transformation inverse de la sorption (adsorption et absorption), par laquelle les molécules sorbées se détachent du substrat.

**Hopane** : hydrocarbure présent dans les lubrifiants moteurs, retrouvé dans les fumées d'échappement et dans les poussières déposées dans les habitations.

**Matière organique** : matière qui compose les êtres végétaux, animaux ou les micro-organismes. La matière organique se distingue par son évolution rapide et son besoin de carbone.

**Pesticides organochlorés** : hydrocarbures chlorés comprenant le DDT, méthoxychlore, dieldrine, chlordane, toxaphène, mirex, chlordécone, lindane, et l'hexachlorocyclohexane.

**Polluant Organique Persistant** : Molécule toxique qui est persistante dans l'environnement, qui peut s'accumuler dans les organismes vivants et être transportée sur de longues distances.

**Polymères caoutchouteux** : polymères qui sont, à température ambiante, mous et flexibles. L'état caoutchouteux est défini lorsque la température ambiante est inférieure à la température de transition vitreuse.

**Polymères vitreux** : polymères qui sont, à température ambiante, durs et rigides. L'état vitreux est défini lorsque la température ambiante est supérieure à la température de transition vitreuse.

## Liste des abréviations

### *Bibliométrie*

WoS : Web of Science

SD : Science Direct

### *Ifremer*

RBE : Ressources Biologiques et Environnement (département)

BE : Biogéochimie Ecotoxicologie (unité)

DYNECO : DYNamiques de l'Environnement CÔtier

VIGIES : Valorisation de l'Information pour la Gestion Intégrée Et la Surveillance (service)

### *Organismes*

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DCSMM : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

MSFD : Marine Strategy Framework Directive

GESAMP : Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection

OSPAR : Oslo-Paris commission

ROCCH : Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du littoral

US EPA : United State Environmental Protection Agency's

## *Plastiques*

N° CAS : Chemical Abstracts Service number

AKD : alkyde

PAN : acrylique

PC : Polycarbonate

PE : Polyéthylène

LDPE : Low Density Polyethylene , Polyéthylène de basse densité

HDPE : High Density Polyethylene, Polyéthylène de haute densité

PES : Polyester

PET : Polyéthylène Téréphtalate

PMA : polyméthylacrylate

PMMA : Polyméthyle Méthacrylate

POM : polyoxyméthylène

PP : Polypropylène

PS : Polystyrène

PVA : Polyvinyle d'Alcool

PVC : Polychlorure de Vinyle

PUR : Polyuréthane



## *Contaminants*

POP : Polluant Organique Persistent

PCB : Polychlorobiphényles

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane

DDE et DDD : Métabolites du DDT

HCH : Hexachlorocyclohexane

PFAS : Composés perfluoroalkylés

PFOA : Acide perfluorooctanoïque

PFOS : Perfluorooctanesulfonate

BPA : Bisphénol A

PBDE : Polybromodiphényléther

OP : Octylphénol

NP : Nonylphénol

Al : Aluminium

Fe : Fer

Mn : Magnésium

## Sommaire

<b>Introduction</b> .....	1
<b>1. Les microplastiques dans le milieu marin</b> .....	2
1.1. Caractérisation des microplastiques .....	2
1.1.1. Composition des microplastiques .....	2
1.1.2. Les apports au milieu marin (source et transfert).....	2
1.1.3. Taille des microplastiques .....	3
1.2. Distribution des microplastiques .....	3
1.2.1. Dans les océans .....	3
1.2.2. Dans les compartiments du milieu marin .....	4
1.3. Modalités d'acquisition des données sur les microplastiques .....	5
1.3.1. Prélèvement et échantillonnage .....	5
1.3.2. Méthode d'identification des microplastiques .....	6
1.4. Les contaminants potentiellement présents sur les microplastiques .....	7
<b>2. Matériel et méthode</b> .....	9
2.1. Méthode de recherche bibliographique .....	9
2.2. Analyse bibliométrique .....	10
<b>3. Les microplastiques comme support de contaminants chimiques</b> .....	12
3.1. Détermination des contaminants chimiques sur les microplastiques .....	12
3.2. Caractéristiques d'adsorption et désorption de contaminants au plastique .....	12
3.2.1. Adsorption des contaminants chimiques aux microplastiques .....	13
3.2.2. Diffusion des contaminants chimiques au sein des microplastiques .....	15
3.2.3. Désorption des contaminants chimiques des microplastiques .....	15
3.3. Présence de contaminants sur les microplastiques dans les eaux de surface et les sédiments .....	17
3.3.1. Echantillonnage des microplastiques .....	17
3.3.2. Contaminants recherchés et retrouvés .....	18
3.3.3. Variabilité des résultats .....	19
3.3.4. Variation géographique des concentrations observées .....	19
3.3.5. Traçabilité des contaminants retrouvés .....	21
3.4. Contamination chimique du biote via les microplastiques .....	21
3.4.1. Etudes expérimentales sur le transfert des contaminants aux organismes de bas niveau trophique .....	21
3.4.2. Etudes du transfert des contaminants dans les niveaux trophiques supérieurs .....	22
3.4.3. Effet des contaminants chimiques issus des microplastiques sur les organismes .....	24
3.5. Lien entre eau douce et milieu marin .....	24
<b>4. Discussion</b> .....	26
<b>Conclusion</b> .....	29
<b>Bibliographie</b> .....	31

## Introduction

Les plastiques ont changé notre façon de vivre. Inventés au XX<sup>ème</sup> siècle, ils sont légers, durables et peu cher. Leurs nombreux avantages ont conduit à l'utilisation des plastiques dans une myriade d'applications, allant de produits personnels et ménagers, aux produits d'emballage et les ont rendus irremplaçables et omniprésents dans notre vie quotidienne.

En conséquence, la production mondiale de plastique a augmenté de façon exponentielle depuis les années 1950 (Andrady, 2011). Alors qu'une partie des déchets en plastique est correctement gérée (par combustion ou recyclage), il a été estimé que des millions de tonnes de déchets plastiques finissent dans l'environnement marin (268 940 tonnes en 2014 ; Eriksen *et al.*, 2014). Les plastiques représentent de 50 à 80% des déchets marins, ces déchets marins sont liés à la forte densité de population sur les côtes continentales (Barnes *et al.*, 2009).

La présence et la persistance des microplastiques en mer a récemment été mise en évidence et les capacités d'adsorption de certains contaminants chimiques hydrophobes persistants présents dans le milieu marin aux plastiques sont connues (caractéristiques exploitées via le développement d'échantillonneurs passifs pour la surveillance des milieux marin). De ce fait, il est apparu intéressant de réaliser un bilan des connaissances actuelles sur les microplastiques comme support de contaminants chimiques dans le milieu marin, sur la base d'une étude bibliographique. Ceci permettra notamment de voir s'il existe un risque émergent au niveau de l'environnement marin.

Avant toute chose, une description des microplastiques et de leur méthode d'échantillonnage et d'analyse ainsi qu'une description des contaminants chimiques qui peuvent potentiellement être retrouvés sur les microplastiques est réalisée, afin de bien définir le sujet.

Ensuite, une analyse bibliométrique des publications scientifiques sur les microplastiques comme support des contaminants chimiques est établi.

Un bilan des connaissances sur les liens entre contaminants et microplastiques est enfin fait, ainsi qu'un point sur les études menées pour connaître les niveaux de concentrations des contaminants dans les microplastiques. Les connaissances actuelles sur le transfert, la bioaccumulation et la bioamplification des contaminants via les microplastiques dans les organismes sont aussi détaillées, avant la comparaison des études réalisées sur le sujet en eaux douces et eaux marines.

# 1. Les microplastiques dans le milieu marin

## 1.1. Caractérisation des microplastiques

### 1.1.1. Composition des microplastiques

Deux catégories de microplastiques sont définies : les microplastiques primaires et les microplastiques secondaires. Les microplastiques primaires sont fabriqués pour être de taille microscopique (microbilles), avec un usage direct (cosmétiques) ou indirect (pré-production de granulés). Les microplastiques secondaires résultent de la fragmentation de gros déchets plastiques (par dégradation physique/chimique) en particules de moins de 5 mm (Ryan *et al.*, 2009 ; Thompson *et al.*, 2004).

Les microplastiques se composent de : polyéthylène (PE, LDPE - Low density PE - et HDPE - High Density PE -), polypropylène (PP), polyéthylène téréphtalate (PET), polyméthyl méthacrylate (PMMA), nylon, polystyrène (PS), polychlorure de vinyle (PVC), polycarbonate (PC), polyester (PES), polyoxyméthylène (POM), polyvinyle d'alcool (PVA), polyméthylacrylate (PMA), polyuréthane (PUR) d'alkyde (AKD) et d'acrylique (PAN) (Gregory, 1996 ; Fendall & Sewell, 2009 ; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Les caractéristiques de ces différents composés sont précisées en annexe 1.

### 1.1.2. Les apports au milieu marin

Les microplastiques primaires proviennent des cosmétiques et des usines libérant des pastilles de résine plastique alors que les microplastiques secondaires sont générés par les touristes et les pêcheurs, par l'industrie de démantèlement des navires et les abrasifs industriels, ainsi que par les plastiques lessivés provenant de sites de déchets. Les vêtements synthétiques sont aussi une source de microplastiques, puisqu'en un seul lavage 1900 fibres peuvent être libérées dans les eaux (Pruter, 1987 ; Andrady, 2011 ; Browne *et al.*, 2011).

Le mécanisme produisant la majorité des microplastiques dans l'environnement marin est l'altération de déchets plastiques abandonnés par les touristes ou par les engins de pêche : 18% des plastiques marins (polystyrène expansé, bouées, filets) viennent de l'industrie de la pêche (Derraik, 2002 ; Cole *et al.*, 2011 ; Andrady, 2011).

L'apport des microplastiques au milieu marin se fait majoritairement par les cours d'eau. Il existe aussi des phénomènes météorologiques tels que les inondations, les crues ou les ouragans, qui peuvent exacerber ce transfert de débris de la terre à la mer (Barnes *et al.*, 2009 ; Thompson *et al.*, 2005). Les stations d'épuration des eaux usées peuvent piéger les macroplastiques mais une grande proportion de microplastiques passent par les systèmes de filtration (Gregory, 1996 ; Browne *et al.*, 2007 ; Moore *et al.*, 2008 ; Fendall & Sewell, 2009).

### 1.1.3. Taille des microplastiques

Le critère de taille est pris en compte pour définir un « microplastique ». Néanmoins, ce critère n'est pas standardisé et fait encore l'objet de débat au sein de la communauté scientifique. Pour un aspect pratique, la limite basse de taille est souvent définie par la taille des mailles du filet utilisé pour le prélèvement (en général 330  $\mu\text{m}$ ). Des auteurs optent pour inclure uniquement les plastiques avec une taille supérieure à 1 ou 2 mm pour une identification plus facile (Baztan *et al.*, 2014 ; Do Sul *et al.*, 2009). Arthur (2009) propose que les microplastiques puissent inclure tous les fragments de moins de 5 mm, mais certains auteurs considèrent les microplastiques comme étant inférieur à 1 mm (Browne *et al.*, 2010 ; Claessens *et al.*, 2011 ; Van Cauwenbergue *et al.*, 2013). Dans le futur, les « petits plastiques » vus sans l'aide de la microscopie seront peut-être affectés à une catégorie distincte et seuls les fragments microscopiques seront inclus comme « microplastiques » (Arthur *et al.*, 2009).

Cette différence dans la caractérisation des microplastiques est essentielle à souligner. Du fait de l'utilisation du terme « microplastique » pour différentes tailles de plastiques, les données acquises dans les différentes études ne peuvent pas, ou ne peuvent que difficilement, être comparées entre elles. Une classification est proposée pour différencier nanoplastiques, microplastiques, mésoplastiques et macroplastiques (fig. 1).

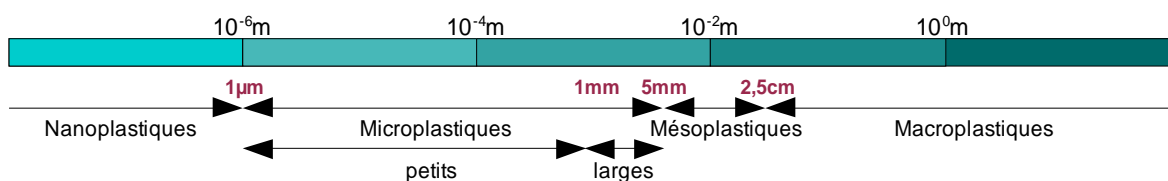


Figure 1 : Proposition de nomenclature des débris plastiques selon la taille (MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter, 2013)

## 1.2. Distribution des microplastiques

### 1.2.1. Dans les océans

La présence de microplastiques est observée dans tous les océans, même les zones polaires (Obbard *et al.*, 2014). Sur les 141 échantillons d'eau marine prélevés en surface dans plusieurs océans, 88 % contiennent des microplastiques, avec des concentrations variant largement (4 ordres de grandeur ; Cozar *et al.*, 2014).

Le temps de dégradation de la plupart des plastiques dans les océans étant de plus de 100 ans, des zones d'accumulation se créent, appelées gyres océaniques (Moore *et al.*, 2001 ; Eriksen *et al.*, 2013).

L'accumulation des microplastiques se fait principalement dans cinq grands gyres, le plus important étant celui de l'océan Pacifique Nord (aussi connu sous le nom de « 7ème continent »).

Les mers semi-fermées comme la Méditerranée, avec un taux de renouvellement des eaux de 90 ans, sont aussi touchées par la pollution plastique, il est estimé que la concentration de microplastiques en Méditerranée augmentera de 8% dans les 30 prochaines années (Lebreton *et al.*, 2012).

### 1.2.2. Dans les différents compartiments du milieu marin

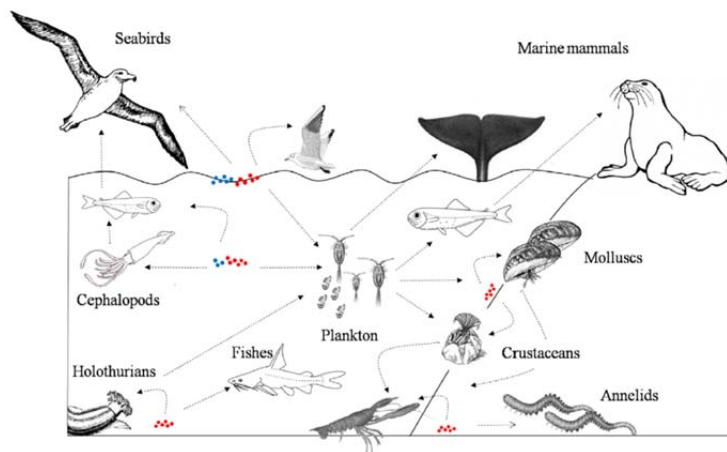
Alors que les premiers rapports faisant état de microplastiques dans les eaux de surface et dans le biote datent du début des années 1970 (Buchanan, 1971 ; Carpenter *et al.*, 1972), les premiers enregistrements de pastilles de résines plastiques sur les plages sont faits en 1978 (Gregory, 1978), il faut attendre une trentaine d'années pour que soit mise en évidence la présence de microplastiques dans les sédiments (Thompson *et al.*, 2004), et une dizaine d'années supplémentaires pour mettre en évidence que les microplastiques sont présents jusque dans les sédiments d'eau profonde : 1100 à 5000 m (Van Cauwenberghe *et al.*, 2013).

Les microplastiques sont présents partout, ils ont été détectés dans la colonne d'eau, dans les sédiments, dans les plages du monde entier et dans le biote.

Les particules plastiques de faible densité ont tendance à flotter à la surface de la mer ou dans la colonne d'eau alors que les microplastiques ayant une densité qui dépasse celle de l'eau de mer (supérieure à 1,02 g/cm<sup>3</sup>) vont sombrer et s'accumuler dans les sédiments. Cependant, avec la modification de densité due au biofouling, même les plastiques de faible densité peuvent atteindre les fonds marins. Des microplastiques de types similaires ont été retrouvés dans la colonne d'eau et dans les sédiments (Andrady, 2011; Zettler *et al.*, 2013 ; Thompson *et al.*, 2004).

L'agrégation des microplastiques avec la matière organique est considérée comme la principale voie de transport des microplastiques vers les sédiments d'eau profonde. Les sédiments constitueraient ainsi un réservoir majeur pour les microplastiques (Law *et al.*, 2010 ; Moret-Ferguson *et al.*, 2010 ; Van Cauwenberghe *et al.*, 2013 ; Cozar *et al.*, 2014).

Concernant le biote, plus de 250 espèces d'animaux ont été identifiées comme ingérant des débris de plastique (Laist, 1997). Les animaux marins qui ingèrent les microplastiques sont des organismes benthiques et pélagiques, possédant des stratégies d'alimentation variées et occupant des niveaux trophiques différents (fig. 2). Les microplastiques sont retrouvés dans les tissus des organismes mais aussi dans les fèces, ils peuvent être stockés dans les tissus et excrétés par les organismes (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015).



**Figure 2 : Modèle conceptuel des parcours trophiques potentiels des microplastiques à travers les groupes d'invertébrés et de vertébrés marin (Do Sul & Costa, 2014)**

*Points bleus : polymères moins denses que l'eau de mer (PP, PE) ; Points rouges : polymères plus denses (PVC).*

Les nanoparticules de polystyrène sont plus facilement ingérées par des organismes filtreurs lorsqu'ils sont associés à des agrégats de phytoplancton. Ces agrégats concentrent les microplastiques, ce qui augmente la biodisponibilité des microplastiques pour les organismes marins (Ward & Kach, 2009 ; Long *et al.*, 2015).

Parmi les invertébrés benthiques, plusieurs espèces de différents niveaux trophiques sont identifiées comme ingérant des microplastiques : les concombres de mer (Graham et Thompson, 2009), les moules (Browne *et al.*, 2008 ; Van Cauwenberghe *et al.*, 2015), les homards (Murray & Cowie, 2011), les amphipodes, les vers de vase et les balanes (Thompson *et al.*, 2004 ; Browne *et al.*, 2013 ; Wright *et al.*, 2013).

Dans les habitats marins pélagiques, les microplastiques sont ingérés par le zooplancton (Cole *et al.*, 2013) et par les adultes et les larves de poissons (Carpenter *et al.*, 1972 ; Collignon *et al.*, 2012 ; Browne *et al.*, 2013 ; Lusher *et al.*, 2013 ; Rochman *et al.*, 2013b).

Le transfert trophique des microplastiques est possible, il a récemment été démontré de la moule au crabe (Farrell & Nelson, 2013). Les microplastiques peuvent donc atteindre des niveaux trophiques supérieurs. Les oiseaux de mer ingèrent les microplastiques directement et indirectement, par l'intermédiaire de poissons ayant consommé des microplastiques (Ryan *et al.*, 2009 ; Colabuono *et al.*, 2010 ; Tanaka *et al.*, 2013). L'ingestion de microplastiques par les otaries et lions de mer dans les îles subantarctiques a aussi été prouvée, c'est la preuve que les microplastiques peuvent atteindre les plus hauts niveaux d'un réseau trophique marin, même dans des endroits éloignés (McMahon *et al.*, 1999 ; Eriksson & Burton, 2003). Le Fulmar (oiseau) est proposé comme indicateur biologique de l'abondance des débris plastiques flottants en mer (Franeker & Law, 2015).

### 1.3. Modalités d'acquisition des données sur les microplastiques

Pour pouvoir analyser et comparer éventuellement les résultats entre eux, il faut que les modalités d'acquisition des résultats soient comparables. Or les méthodes d'identification et la quantification des microplastiques varient et peuvent concerner trois matrices : eau, sédiment (dont sable) et biote.

#### 1.3.1. Prélèvement et échantillonnage

Différentes techniques d'échantillonnage sont mises en œuvre en vue de l'identification et de la quantification des microplastiques sur les matrices eau et sédiment :

- L'échantillonnage sélectif consiste à extraire directement les éléments identifiables à l'œil nu (1 à 5 mm), habituellement à la surface des sédiments (méthode appropriée pour les études d'abondance d'éléments spécifiques comme les pastilles de plastique parce que leur gamme de taille – diamètre de 1 à 6 mm – les rend facilement reconnaissables).

- Les échantillons en vrac consistent à collecter la totalité du volume de l'échantillon, cela permet l'utilisation d'unités de concentration (méthode appropriée lorsque les microplastiques ne peuvent pas être facilement identifiés visuellement : trop petits, couverts par des particules de sédiments ou faible abondance nécessitant un tri/filtrage de grandes quantités de sédiments/eau).

- Les échantillons prétraités pour réduire leur volume, seule la portion de l'échantillon intéressante est préservée. Les sédiments peuvent être tamisés directement sur la plage ou séparés en fonction de leur densité (récupération des microplastiques après sursalure au chlorure de sodium), les échantillons d'eau de mer peuvent être filtrés à bord d'un navire par des filets remorqués (maille de 330 µm en général) ou tamisés (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

L'échantillonnage des microplastiques dans le biote se fait soit par dissection de leur estomac ou intestin, soit par recherche dans les fécès, soit encore par broyage/coupe histologique des tissus (Thompson *et al.*, 2004 ; Cole *et al.*, 2011 ; Claessens *et al.*, 2013 ; Lusher *et al.*, 2013 ; Van Cauwenberghe *et al.*, 2015). Les études de laboratoires visant à prouver la capacité des organismes à ingérer des microplastiques (via par exemple des microplastiques fluorescents ; Cole *et al.*, 2011 ; Cole *et al.*, 2013 ; Avio *et al.*, 2015) utilisent souvent des concentrations en microplastiques beaucoup plus élevées que les concentrations réelles dans l'environnement.



### 1.3.2. Méthode d'identification des microplastiques

La caractérisation visuelle est la méthode la plus couramment utilisée pour l'identification des microplastiques. Elle consiste à identifier les microplastiques utilisant comme critères le type, la forme, le stade de dégradation, et la couleur. Les caractéristiques chimiques et physiques (par exemple, la densité spécifique) peuvent également être utilisées pour différencier les microplastiques des autres éléments de l'échantillon. Une des méthodes utilisées pour identifier la composition chimique des microplastiques est la spectroscopie : infrarouge, infrarouge à transformée de Fourier ou dans le proche infrarouge (une gamme de polymères communs tels que PP, PE, polyester peut être identifiée par ces techniques). D'autres techniques analytiques, telles que la spectroscopie Raman, la chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse, la microscopie électronique et le calorimètre différentiel à balayage sont utilisées. Beaucoup d'études utilisent une combinaison de ces étapes (caractérisation visuelle et physique ou chimique) pour la purification et l'analyse d'échantillons de microplastiques (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012 ; Rocha-Santos & Duarte, 2015).

Les méthodes d'analyses ne sont pas standardisées, mais cette étape est préalable à la phase de recherche des contaminants chimiques.

### 1.4. Les contaminants chimiques potentiellement présents sur les microplastiques

Les débris de plastique présents dans le milieu marin contiennent et transportent des contaminants chimiques qui peuvent être différenciés en deux catégories : les polluants présents dans le milieu marin suite à leur rejets - composés hydrophobes qui vont s'adsorber à la matière plastique - et les composés constitutifs de la matière plastique même utilisés en tant qu'additifs.

Le milieu littoral est le réceptacle ultime des contaminants chimiques utilisés dans le cadre des activités anthropiques : activités agricoles, urbaines et les activités industrielles. Le transport de ces contaminants dans le milieu marin s'effectue via les ruissellements, les déversements, les apports fluviaux et peut aussi s'effectuer via les transports atmosphériques et les précipitations.

Réputés pour leur persistance et leur bioaccumulation dans les organismes, les polluants organiques persistants (POP) comprennent un grand nombre de pesticides organochlorés, comme le DDT, le lindane (aussi appelé hexachlorocyclohexane – HCH –) et le chlordane, ainsi que plusieurs produits ou sous-produits chimiques industriels, notamment les polychlorobiphényl (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les composés perfluorés (sulfonates perfluoroalkylés – PFAS –, acide perfluorooctanoïque – PFOA – et sulfonates perfluorooctane –PFOS –) (Lohmann & Belkin, 2014).

Les POP sont surveillés depuis de nombreuses années par le ROCCH, Réseau d'Observation de la Contamination Chimique, opéré par l'Ifremer sur des points répartis le long du littoral français, permettant ainsi de répondre aux engagements français vis-à-vis de la Convention OSPAR<sup>1</sup> et aux exigences réglementaires européennes de la Directive Cadre sur l'Eau<sup>2</sup>. La Convention OSPAR est l'instrument légal actuel qui guide la coopération internationale pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du Nord-Est. La DCE définit un cadre pour la gestion et la protection des eaux par grand bassin hydrographique au plan européen.

À ces POP s'ajoutent les additifs (stabilisant, plastifiant) contaminants chimiques utilisés dans les polymères pour améliorer les propriétés des produits plastiques résultants. Les phtalates sont les plastifiants les plus couramment utilisés. Les alkylphénols (nonylphénol, octylphénol par exemple) peuvent être utilisés comme plastifiant ou stabilisant. Le bisphénol A (BPA) est principalement utilisé pour la fabrication du polycarbonate et comme additif du PVC.

Les polybromodiphényléthers (PBDE) constituent un groupe important d'additifs utilisés comme retardateurs de flamme (entre 5 et 30% dans le plastique ; Teuten *et al.*, 2009).

Les effets toxiques des contaminants chimiques sont bien documentés. Les polluants organiques persistants comme les PCB, HAP et DDT ont été reconnus comme perturbateurs endocriniens, carcinogènes et ayant des effets immunotoxiques. Les retardateurs de flamme bromés (PBDE) causent des problèmes de neurotoxicité, d'immunotoxicité et réduisent les niveaux d'hormones thyroïdiennes (De Wit, 2002 ; Welshons *et al.*, 2006). Les phtalates, organo-étains et BPA ciblent les voies de signalisation des récepteurs nucléaires d'hormones. Des concentrations de phtalates ont été corrélées avec le développement d'organes génitaux ayant des facultés affaiblies chez les humains (Swan, 2005 ; Endo *et al.*, 2005 ; Rios *et al.*, 2007).

---

<sup>1</sup> Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est adoptée en 1992 et entrée en vigueur en 1998, elle remplace les conventions d'Oslo et de Paris

<sup>2</sup> Directive (CE) n° 2000/60 directive européenne du Parlement européen et du Conseil adoptée le 23 octobre 2000

## 2. Matériel et méthode

### 2.1. Méthode de recherche bibliographique

La recherche bibliographique réalisée porte sur l'analyse de la littérature scientifique publiée de 1950 à 2015 : les publications de rang A (publication scientifique à comité de lecture) sont recherchées dans les bases de données bibliométriques, le Web of Science (WoS) et Science Direct (SD). Le bilan des connaissances actuelles sur les « microplastiques, supports de contaminants chimiques en milieu marin » retranscrit dans ce rapport, est basé sur les données les plus exhaustives possibles et tient compte des données publiées ou en cours de publication les plus récentes.

Les recherches basées sur des mots clés ont été conduites dans le Web of Science et Science Direct. Le WoS est une base de données multidisciplinaire internationale qui regroupe des publications depuis 1950. Il permet d'effectuer des recherches sur les articles scientifiques bancarisés et des recherches croisées notamment au niveau du « Topic » qui comprend : le titre, les mots clés, et le résumé. Science Direct est un site d'éditeur permettant d'avoir accès aux articles les plus récents et aux articles « sous presse ».

La sélection des publications potentiellement intéressantes s'effectue en deux temps :

- premièrement par la mise en place de filtres pour chaque thématique identifiée : « milieu marin », « microplastique » et « contaminants chimiques ». Ces filtres sont définis par une liste de mots clés (tableau 1), qui doivent être choisis avec soin afin qu'ils permettent d'identifier toutes les publications potentiellement intéressantes sans en exclure à tort. Le filtre doit être suffisamment précis et juste. Chaque filtre permet de sélectionner un certain nombre de publications (ex : filtre 1 sur les microplastiques : 3342 publications).

- deuxièmement par recoupement de ces trois filtres entre eux, permettant d'identifier les publications communes. C'est ainsi que 100 publications « microplastiques, milieu marin et contaminants » sont identifiées. Chacun de ces 100 articles a été examiné et après lecture, seuls 49 correspondent réellement à la thématique visée. À noter que les mots clés définis dans le WoS peuvent ne pas être ceux définis au niveau de l'article lui-même. Le WoS édite ses propres mots clés à partir de l'article, ce qui peut générer un certain nombre de décalage. La démarche est complétée avec Science direct qui permet l'accès à des publications tout juste éditées ou encore « sous presse ».

**Tableau 1 : Critères de recherche utilisés pour sélectionner les publications scientifiques d'intérêt dans le Web of Science : 100 références du thème "microplastiques, milieu marin et contaminants" le 07/07/2015**

N°	Nombre de documents identifiés	Critères de recherche (liste de mots clés au niveau du « topic »)
#4	100	#3 AND #2 AND #1
#3	225,052	"plastic* <sup>3</sup> additive*" OR PCB OR PCBs OR "polychlorinated biphenyl*" OR POP OR POPs OR "persistant organic pollut*" OR "organic pollut*" OR PAH OR PAHS OR phenanthrene* OR "Polycyclic Aromatic Hydrocarbon*" OR PBDE OR "polybrominated diphenyl ether*" OR HCH OR HCHs OR "chemical contaminant*" OR "emerging contaminant*" OR "toxic* contaminant*" OR hopane* OR DDT OR DDTs OR DDD OR DDDs OR DDE OR DDEs OR "bisphenol A" OR BPA OR BPAs OR nonylphenol* OR alkylphenol* OR phtalate* OR pesticid*
#2	880,103	ocean* OR sea OR seas OR marin* OR seawater* OR beach* OR lagoon* OR estuar* OR sediment OR sediments
#1	3,342	nanoplastic* OR microplastic* OR "micro-plastic*" OR "synthetic fiber*" OR "plastic* scrubber*" OR "plastic* litter*" OR "plastic* pellet*" OR "plastic* pollut*" OR "plastic* debris" OR "plastic fragment*" OR "plastic fiber*" OR "plastic* particle*" OR "plastic* ingest*"

<sup>3</sup>troncature du mot, exemple « microplastic\* » permet de trouver microplastic ou microplastics

À cette étape majeure d'exploitation des bases de données bibliographiques s'ajoutent plusieurs démarches complémentaires en vue de sélectionner des documents pertinents.

- Exploitation de la bibliographie des articles d'intérêts : la bibliographie de certains articles « référence » a été examinée afin d'identifier d'éventuels articles absents de la recherche faite dans le WoS.

- Un blog de veille bibliographique MICRO (<http://microplastic.wordpress.com/>) est maintenu à jour par l'Ifremer au niveau de la Bibliothèque de la Pérouse. Ce blog a été développé dans le cadre du projet MICRO, auquel l'Ifremer participait entre 2012 et 2014. Il permet d'être informé par mail dès la parution de nouveaux articles sur le sujet tous supports confondus (articles scientifiques, de vulgarisation, livres).

- Des recherches google et intranet Ifremer : avec le mot clé « microplasti\* » des articles et notamment des rapports d'organismes de recherches (OSPAR, GESAMP, US EPA) ont été trouvés. Les archives institutionnelles de l'Ifremer, Archimer, permet avec le même mot clé d'obtenir les articles ou documents dans lesquels sont impliquées les personnes travaillant à l'Ifremer.

- Des contacts auprès des intervenants Ifremer sur la thématique notamment Francois Galgani (Laboratoire Environnement Ressources Provence Azur Corse), Arnaud Huvet (Laboratoire Physiologie des Invertébrés), Morgan Le Moigne (DYNECO/Valorisation VIGIES) et Rossana Sussarellu (BE/Laboratoire d'Ecotoxicologie) ont apporté des informations et des documents sur le sujet, et Morgane Le Gall (Bibliothèque de La Pérouse).

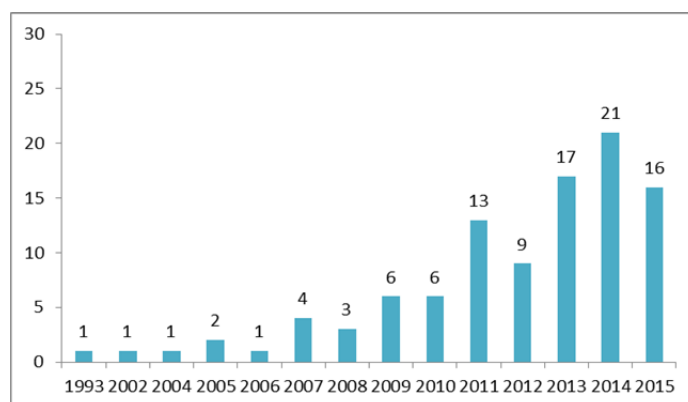
Au final, 121 documents sont identifiés : publications scientifiques (109), articles de synthèse (11) et un rapport de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin. Ces 121 documents, datant de 1972 à 2015, sont pris en compte dans le présent document, parmi eux 53 concernent les microplastiques support ou vecteur de contaminants chimiques dans le milieu marin.

## **2.2. Analyse bibliométrique**

L'analyse des 100 publications identifiées par le WoS, datant de 1993 à 2015, a été faite via Intellixir, un logiciel d'analyse de la littérature scientifique (Le Gall, 2015). Cette analyse ne prend pas en compte le fait que seules 49 publications sur les 100 identifiées via le WoS sont directement liées au sujet visé. Cette réserve ayant pu être faite suite à la lecture de chacune de ces 100 publications.

Dans le cadre de l'évolution annuelle des publications, il ressort que la thématique des microplastiques en milieu marin émerge surtout à partir de 2007 (17 publications) et ne cesse de croître depuis, jusqu'à atteindre 125 publications en 2014. Pour 2015, 60 publications sont déjà parues (jusqu'en juillet).

Le sujet des microplastiques en tant que support de contamination apparaît quant à lui en 1993 (1 publication) et augmente vraiment à partir de 2009 (6 publications) de façon régulière jusqu'à atteindre 21 publications en 2014 (soit 17% des publications concernant les microplastiques en milieu marin) et 16 déjà parues en 2015 (fig. 3). Les deux thèmes sont des sujets récents et d'actualité.



**Figure 3 : Evolution annuelle du nombre de publications "microplastiques, milieu marin et contaminants" 1993-2015**

Parmi les pays particulièrement impliqués dans le thème « microplastiques, milieu marin et contaminants » arrivent en tête les Etats-Unis (26 publications), suivi par l'Angleterre (15 publications) et le Japon (13 publications). Les organismes les plus impliqués sont les universités de Tokyo (Japon) avec 11 publications et de Plymouth (Angleterre) avec 10 publications, ces deux universités ont un fort réseau de collaboration et ont participé à de nombreuses co-publications. En Europe, l'Angleterre est la plus à la pointe sur le sujet.

Les Etats-Unis et l'Angleterre sont aussi les premiers pays impliqués dans le thème « microplastiques et milieu marin », la troisième place est occupée par l'Australie et le Japon est situé 7<sup>ème</sup> sur ce thème. L'université de Plymouth est le principal organisme associé aux publications sur les microplastiques dans le milieu marin avec 30 publications, le second est l'université de Calif (Etats-Unis) avec 25 publications, l'université de Tokyo est 6<sup>ème</sup> avec 15 publications.

En France, 24 publications ont été réalisées sur le thème « microplastique et milieu marin » (9<sup>ème</sup> dans le classement par pays), l'Ifremer est le principal organisme impliqué avec 11 publications sur ce thème. Sur le thème « microplastiques, milieu marin et contaminants chimiques », la France n'a pas réalisé de publications mais a fait plusieurs co-publications, l'Ifremer est impliqué, ainsi que le CNRS, l'Université de Bretagne Occidentale et l'Université de Versailles.

La France, et particulièrement l’Ifremer, s’intéresse au sujet des microplastiques via différents projets. Il existe un projet récemment terminé (projet MICRO, 2012-2014) avec une thèse encore en cours (2013-2016) ; un projet européen en cours (PERSEUS) ; et trois projets soumis (Multirisk, MiPIAqua et Nanoplastiques). Sur ces cinq projets quatre s’intéressent aux microplastiques comme support de contaminants chimiques. Les objectifs des différents projets sont indiqués en annexe 2.

A l’Ineris, seul un rapport sur la contamination des poissons d’eau douce aux microplastiques (Sanchez *et al.*, 2014) a été réalisé. Suite à celui-ci, aucun projet sur les microplastiques n’a été poursuivi.

### 3. Les microplastiques comme support de contaminants chimiques

#### 3.1. Détermination des contaminants chimiques sur les microplastiques

Lors du prélèvement, des précautions sont prises afin de ne pas contaminer les microplastiques et fausser l'analyse des contaminants. Les instruments utilisés (pinces, mains, verrerie) sont nettoyés et rincés avec un solvant avant contact avec les microplastiques. Les échantillons prélevés ne sont pas mis en contact les uns avec les autres, et sont conservés dans de l'aluminium ou des bocaux fermés pour éviter la contamination par l'air. En attendant l'analyse, les échantillons sont conservés au froid (- 20 à - 30°C).

Les échantillons de microplastiques analysés pour connaître leurs concentrations en contaminants sont différents selon les études (et selon le but recherché). Pour étudier une zone, certains auteurs analysent 1g de microplastiques, d'autres auteurs analysent chaque pastille une par une (pour étudier la variabilité entre pastille sur un même lieu), mais le plus souvent les échantillons sont constitués d'un ou plusieurs pools contenant entre 5 et 10 microplastiques (pour étudier la variabilité régionale quand plusieurs lieux sont analysés).

Dans certaines études, les pastilles âgées sont sélectionnées pour l'analyse, elles ont comme caractéristiques d'être décolorées (jaunies) ou encrassées. Le degré de décoloration choisi pour analyse est défini à l'aide du colorimètre Handy, avec un jaunissement des pastilles supérieur à 40.

Pour détecter les contaminants chimiques adsorbés sur les microplastiques, différentes étapes analytiques sont nécessaires : les échantillons de microplastiques sont rincés à l'aide de solvant afin d'extraire les contaminants, puis une purification chromatographique (sur gel de silice) permet de séparer les contaminants en différentes fractions, enfin l'analyse des fractions est par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse.

La limite de détection et de quantification des appareils utilisés lors de l'analyse des contaminants doit être suffisamment basse pour permettre la détection/quantification de contaminants présents à très faible dose.

#### 3.2. Caractéristiques d'adsorption/désorption des contaminants chimiques

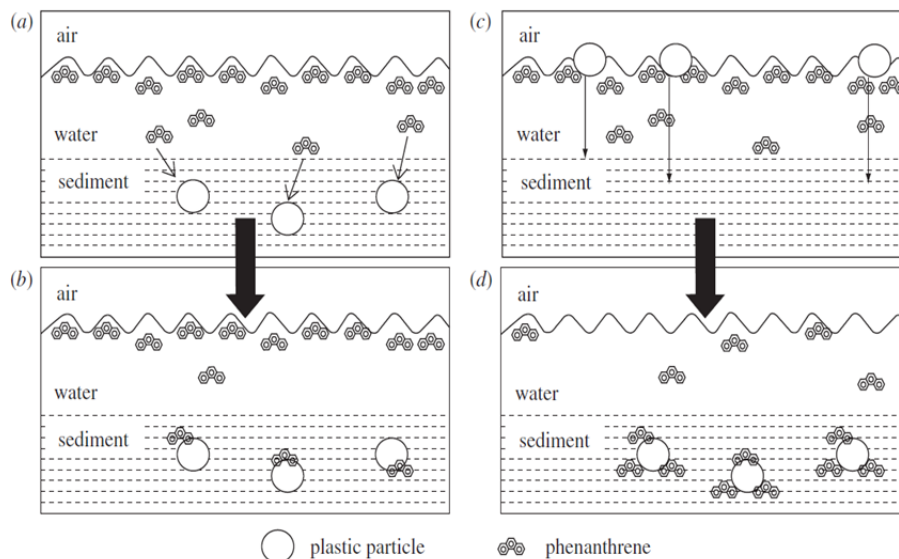
L'adsorption, la diffusion et la désorption sont des processus de devenir essentiels régissant la distribution, la persistance et l'impact écologique des contaminants chimiques dans les systèmes aquatiques.



Le taux d'adsorption/désorption des contaminants organiques hydrophobes sur les microplastiques est influencé par différents facteurs tels que les propriétés du support plastique, les propriétés des contaminants organiques hydrophobes, les composés organiques dissous dans la phase aqueuse, la salinité, le pH et la température (Delle site, 2001).

### 3.2.1. Adsorption des contaminants chimiques aux microplastiques

Deux processus d'adsorption des contaminants aux microplastiques existent : soit dans la colonne d'eau, soit dans les sédiments (fig. 4). Les microplastiques avec des contaminants adsorbés dans la colonne d'eau peuvent se sédimer, et seule une faible quantité de matière plastique serait suffisante pour adsorber une quantité importante de phénanthrène (HAP) de la surface de la mer et le transporter dans le sédiment (Teuten *et al.*, 2009). Ces deux processus concourent à l'accumulation des contaminants dans les sédiments.



**Figure 4 : Illustration schématique de l'adsorption des contaminants aux microplastiques (Teuten *et al.*, 2009)**

(a) → (b) adsorption des contaminants contenus dans l'eau de mer sur les microplastiques des sédiments

(c) → (d) adsorption des contaminants contenus dans l'eau de mer sur les microplastiques de la colonne d'eau et accumulation dans les sédiments dû au changement de densité des microplastiques au cours du temps

Les contaminants chimiques sont plus concentrés sur les microplastiques que dans l'environnement marin naturel (l'eau et les sédiments). Les PCB et DDE peuvent être jusqu'à 5 à 6 ordres de grandeur plus concentrés sur les microplastiques que dans l'eau de mer environnante (Mato *et al.*, 2001 ; Lee *et al.*, 2014 ; Wang *et al.*, 2015). Au niveau des sédiments, le phénanthrène s'adsorbe plus aux plastiques (particulièrement PE, mais aussi PP et PVC) qu'aux sédiments, tout comme les composés perfluoroalkylés (Teuten *et al.*, 2007 ; Llorca *et al.*, 2014).

Des travaux ont suggéré que les débris microplastiques peuvent également concentrer des métaux en plus des POP : du mercure est retrouvé en concentration plus élevée sur les fragments de polystyrène que dans les sédiments de plages. Un certain nombre de métaux du groupe du platine ont aussi démontré une forte affinité pour les matières plastiques (Ashton *et al.*, 2010 ; Graca *et al.*, 2014).

Le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre d'adsorption varie suivant les contaminants et les plastiques considérés. Une étude a montré que le phénanthrène, PFOA, DDT et les phtalates atteignent l'équilibre d'adsorption au bout de 24h sur le PP, PE et le PVC, sauf pour le DDT sur le PE où l'équilibre est atteint en moins de 48h. Une autre étude donne des temps d'équilibre d'adsorption plus long pour le naphthalène, le pyrène et le phénanthrène, ils atteignent 90% d'équilibre d'adsorption au bout de 21, 49 et 63 jours, respectivement, sur le PP et 28,128 et 105 jours, respectivement, sur le PE. L'équilibre d'adsorption est atteint plus rapidement par les contaminants étudiés sur le PP que sur le PE (Teuten *et al.*, 2007 ; Karapanagioti *et al.*, 2010 ; Bakir *et al.*, 2014a).

Suivant les contaminants et les plastiques considérés, les affinités sont différentes : le PCB et le PBDE ont une affinité plus élevée pour le PE (l'adsorption du PCB sur le PE est quatre fois plus élevée) que pour le PP (Mato *et al.*, 2002 ; Heskett *et al.*, 2012). Le phénanthrène s'adsorbe plus facilement sur le PE que sur le PP ou le PVC (Bakir *et al.*, 2012 ; Bakir *et al.*, 2014a). Le nonylphénol, pour sa part, a une plus grande affinité pour le PP que pour le PE (Mato *et al.*, 2002). Fries (2012) a conclu dans son étude que les contaminants s'adsorbent plus facilement sur le PE de faible densité (LDPE) que celui de haute densité (HDPE). Dans des conditions environnementales naturelles, des concentrations plus élevées de HAP et de PCB ont été adsorbés sur les PE et PP par rapport au PET et au PVC (Rochman *et al.*, 2013a).

Les nano-trous formés par la matrice des polymères vitreux (PVC, PVA, PS, PC, PET, PA, PAN, PMMA) fournissent aux contaminants des sites d'adsorption plus solides que ceux des polymères caoutchouteux (PP et PE).

Des paramètres externes peuvent influencer l'adsorption des contaminants aux microplastiques :

- La présence de plusieurs contaminants dans l'environnement peut modifier l'adsorption aux microplastiques, le DDT dans un système bi-soluté ne présente pas de comportement d'adsorption significativement différent par rapport à un système de soluté simple, cependant il est suggéré que le DDT joue un rôle d'antagoniste en interférant avec l'adsorption du phénanthrène sur les microplastiques (Bakir *et al.*, 2012).

- Le potentiel d'adsorption d'un POP est régie par sa solubilité, une augmentation de la salinité réduit sa solubilité et est donc susceptible de faciliter son association avec les sédiments et les microplastiques. Les PFOS s'adsorbent plus sur les microplastiques avec de fortes concentrations en sel (Yang & Zheng, 2010 ; Xu & Li, 2009 ; Wang *et al.*, 2015).

- Une augmentation de la matière organique en suspension favoriserait l'adsorption des contaminants sur les microplastiques (Endo *et al.*, 2013). Une augmentation de  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  pourrait causer la précipitation de la matière organique dissoute et couvrir les sédiments, ce qui augmente leur teneur en matière organique et donc leur capacité d'adsorption des POP. Le même principe peut donc être appliqué aux matières plastiques enfouies, recouvertes par la matière organique, ce qui pourrait accroître leur capacité d'absorption des polluants (Brunk *et al.*, 1997).

Le temps de séjour des microplastiques dans le milieu marin joue aussi un rôle en faveur de l'adsorption des contaminants. Au cours du temps, la surface des fragments plastiques est modifiée (elle devient moins lisse) et les polluants vont pouvoir s'adsorber plus facilement. Les pastilles âgées, qui sont reconnues par leur jaunissement plus intense au cours du temps, contiennent de hautes concentrations en PCB et DDT, reflétant leur persistance dans l'environnement (Fotopoulou & Karapanagioti, 2012 ; Antunes *et al.*, 2013 ; Bakir *et al.*, 2014b).

Les caractéristiques d'adsorption des contaminants sur les microplastiques doivent être définis pour chaque couple de contaminant-plastique et les paramètres externes doivent être pris en compte afin d'obtenir des valeurs proches de la réalité.

L'adsorption des contaminants sur le plastique permet d'inhiber la biodégradation de ces contaminants. Par exemple, la dégradation microbienne du phénanthrène a été montré comme étant réduite d'un facteur 6 lorsqu'il est associé à du PE (Hatzinger & Alexander, 1997). Les microplastiques ont la faculté d'augmenter la persistance des contaminants dans l'environnement.

### 3.2.2. Diffusion des contaminants chimiques au sein des microplastiques

La diffusion d'un contaminant dans les microplastiques est sa capacité à se déplacer dans la matière. Le coefficient de diffusion des contaminants dans les microplastiques dépend de plusieurs paramètres : structure du polymère, taille des pores, nature du contaminant.

En général, la diffusion des contaminants dans les plastiques est plus élevée dans un polymère caoutchouteux (PE, PP) qui présente une matrice lâche permettant un déplacement facilité des contaminants que dans un polymère vitreux (PVC, PVA, PS, PC, PET, PA, PAN, PMMA) qui présente une matrice serrée (Teuten *et al.*, 2009).

### 3.2.3. Désorption des contaminants chimiques des microplastiques

Plusieurs éléments influent sur les temps de désorption du contaminant considéré : les polymères considérés (vitreux vs caoutchouteux), la taille du microplastique, le coefficient de partage plastique-eau, le pH et la température.

Certaines de ces caractéristiques (coefficient de diffusion des contaminants dans les microplastiques, concentration en phase solide, position radiale dans le microplastique, taille des microplastiques et le temps) sont prises en compte dans le modèle mis en place par Teuten (2009) pour simuler la cinétique de désorption de contaminants organiques hydrophobes dans des matières plastiques homogènes.

Il a permis de calculer les temps nécessaires pour désorber 50 % des contaminants en fonction de l'état (vitreux ou caoutchouteux) et de la taille du microplastique (tableau 2).

**Tableau 2 : Temps nécessaire pour désorber 50% du contaminant du plastique considéré**

	Polymères caoutchouteux (PE, PP)		Polymères vitreux (PVC, PVA, PS, PC, PET, PA, PAN, PMMA)	
	1 mm	2 mm	0.2 mm	1.7 mm
<b>Toluène</b>	2,8 jours	11,3 jours	85 jours	environ 100 ans
<b>o-xylène</b>	4 jours	16,1 jours	2,3 ans	
<b>PCE</b>	6,2 jours	25,3 jours	6,5 ans	

Les polymères vitreux, avec leurs solides sites d'adsorption présentent une désorption des contaminants généralement beaucoup plus lente que celle des polymères caoutchouteux (jusqu'à 100 ans contre 25 jours maximum), cependant la quantité de contaminant libérée à partir du polymère vitreux est supérieure à celle libérée à partir du polymère caoutchouteux, du fait de la plus grande quantité de contaminant adsorbée sur le plastique vitreux à l'équilibre.

La taille du fragment ou de la pastille de plastique joue aussi un rôle sur la vitesse de désorption, en effet, quel que soit l'état du plastique, plus il est grand, plus le temps de désorption des contaminants est long.

Endo (2013) a examiné le comportement de désorption des PCB sur des pastilles de plastique et les résultats indiquent que la cinétique de désorption des contaminants dépend fortement du coefficient de

partage plastique-eau. En effet, Bakir (2014a) n'a pas pu mesurer la désorption du PFOA à partir du PVC et du PE du fait de la faible affinité de ce contaminant pour ces plastiques.

La désorption des POP (phénanthrène, DEPH, DDT) est significativement plus rapide en présence d'agents tensio-actifs de l'intestin que dans l'eau de mer seule. La libération de contaminants à partir de matières plastiques est encore plus facilitée par une température élevée et un pH faible, ressemblant aux conditions d'un animal à sang chaud (Bakir *et al.*, 2014a). Les taux de désorption des contaminants adsorbés est susceptible de varier considérablement selon les conditions physiologiques des organismes.

Peu d'informations existent sur la capacité de désorption des additifs des microplastiques. Les PBDE, non liés chimiquement à la matière plastique, se libèrent facilement des microplastiques vers l'environnement (Teuten *et al.*, 2009). Les capacités de désorption des alkylphénols et du bisphénol A sont encore à étudier.

### **3.3. Présence des contaminants chimiques sur les microplastiques dans les eaux de surface et les sédiments**

L'acquisition de données sur les teneurs en contaminants a été réalisée sur les microplastiques prélevés au large, dans les eaux de surface, dans les sédiments (échantillons de sable) en veillant à ne pas contaminer les échantillons.

Entre 1972 et 2014, 7 études ont été conduites, visant à connaître les concentrations des contaminants chimiques sur les microplastiques échantillonnés dans la matrice eau, et 19 études ont permis de rechercher les contaminants sur des microplastiques échantillonnées dans les sédiments marins. Une présentation de ces études est faite dans le tableau 3. Au total, 22 études ont réalisé une analyse des contaminants sur les microplastiques des matrices eau et sédiments.

Même si les premiers contaminants chimiques (PCB) sont détectés sur des microplastiques en 1972, aux Etats-Unis (Carpenter *et al.*, 1972), ce n'est qu'en 2001 qu'une étude a déterminé précisément les concentrations en contaminants (PCB, DDE et NP) sur des pastilles de PP (Mato *et al.*, 2001).

**Tableau 3 : Concentrations en contaminants mesurées sur les microplastiques échantillonnés dans l'eau et dans les sédiments**

Fond de cellule : rose : contaminants de l'eau environnante ; jaune : additifs du plastique ; vert : métaux

Micro-plastique	Composition	Polluants	Concentrations (ng/g)	Matrice	Nombre de plages	Date de prélèvement	Localisation	Localisation précise	Référence
Fragments	PS	PCB	117 ng/g	Eau		1997 et 1998	USA	Miami Bay	Carpenter <i>et al.</i> , 1972
		DDE	31 ng/g						
		NP	569 ng/g						
		PCB	397-7933						
		DDE	6166.2						
Pastilles	PP	NP	130 - 16 000	Sédiment (plages)	3		Japon	Kasur Seaside Park dans la baie de Tokyo, Kagunuma plage face à l'Océan Pacifique, Sibuya plage face à la mer du Japon	Mato <i>et al.</i> , 2001
		NP	12 - 1800						
		PCB	6047 - 88 746 g						
		HAP	0,088 - 1,600						
		DDE	18 - 17 000						
Pastilles	PP et PE	NP	0 - 41	Sédiment (plages)	18		Japon et Malaisie		Mato <i>et al.</i> , 2002
		OP	0 - 41						
		PE (35)	PP (20)						
			<28 - 2 300						
			160 - 320						
Pastilles	PE	PCB	2 - 18 700	Sédiment (plages)	47	2001 et 2002	Japon	Kasur Seaside Park dans la baie de Tokyo Yokohama Beach, Kanahama Beach (Tama-shima Island), Okura-Tamaki Beach, Sakurazaki Beach (Shibuka Island), Natsuta, Otsu, Otsuka Bay and Kit-Chanah, Furuta Beach, Okinoshima Island, Hamanaka Beach, Kiritabihama Beach, Hamanama Island, Sakaigahama Island (Japan Sea, Suruga, Fujinoe Takeda, Mito Beach, Otsuka Beach, Inpa, Akahone Beach, Higashinosyo, Sumiyoshi Beach (Taka-Region), Ito, Higajawa River Estuary, Kanai-nishihama Beach, Zaimokuzu Beach, Sashima Marina, Tsunagaki, Nojima Park, Kanada Beach, Futaba Beach, Kamogawa, Ichimaya Beach (Tokyo Bay and its neighboring coasts), Jibokhama Beach, Oshima Island, Sumidohama Beach, Oshima Island, Matsuhama Beach, Nijima Island, Omi Beach, Shikotsujima Island (Izu Islands), Nakoso Beach, Gamo Takeda, Shuangshuang, Huanmanshan, Nishisanami (Tianhai Region and Hakkaido)	Endo <i>et al.</i> , 2005
		HAP	nd						
		DDT	9 200						
		PCB	nd						
		HAP	27 - 800						
		HAP	nd - 6 200						
		DDT	22 - 1 100						
		PCB	1 - 180 ng/g						
		HAP	12 - 959 ng/g						
		DDE	0,1 - 4,7 ng/g						
Fragments	PE	PHDE	0,4 - 57 ng/g	Eau			NPCC	- 100 km de la côte américaine	Teufel <i>et al.</i> , 2009
		OP	<0,4 - 7 ng/g						
		NP	249 - 2660 ng/g						
		BFA	5 - 284 ng/g						
		PCB	12 - 284						
		DDE	0,2 - 276						
		HAP	6 - 9 370						
		BFA	<25						
		NP	<20 - 700						
		OP	<1 - 50						
PHDE	0,9 - 2,1								
Pastilles	PE	PCB	<100 - 600	Sédiment (plages)	30	2001-2008	USA, Asie, Europe, Australie, Afrique, Inde	Long Beach, Hermosa Beach, Ocean Beach, Danae Beach, Ketchikan Beach, Seal Beach, Dominguez Spit, Quincy Bay (Japan, Europe, Asie, Australie, Afrique, USA, Vietnam, Japon, Europe, Australie, Afrique, Afrique Sud, Inde)	Ogata <i>et al.</i> , 2009
		DDT	<50						
		HCHs	177-324						
		PCB	359-371						
		HCHs	<1,23						
Fragments	PP et PE	PCB	nd - 2856 ng/g	Eau		07/2005	NPCC	Ewa, San Francisco et Hawaii	Rice <i>et al.</i> , 2010
		HAP	nd - 14 459 ng/g						
		HAP Aliphatiques	nd - 6 292 µg/g						
		pesticides	nd - 454 ng/g						

**Tableau 3 (suite) : Concentrations en contaminants mesurées sur les microplastiques échantillonnés dans l'eau et dans les sédiments**

Fond de cellule : rose : contaminants de l'eau environnante ; jaune : additifs du plastique ; vert : métal

Micro-plastique	Composition	Polluants	Concentrations (ng/g)	Matrice	Nombre de plages	Date de prélèvement	Localisation	Localisation précise	Référence
Pailles	PE	Al	745-4079 µg/g	Sédiment (plage)	4	209	Angleterre	Sout.MH, Thurston, Rowland, Sharn	Ashton <i>et al.</i> , 2010
		Fe	2525-2647 µg/g						
		Mn	128-839 µg/g						
		Co	0,05-0,11 µg/g						
Pailles	PE	FCB	0,02-15,56	Sédiment (plage)	2	2008-2009	Portugal	Cesminas e Foz de Vala	Fras <i>et al.</i> , 2010
		HAP	0,2-3192						
		DDT	0,16-416						
		PCB	6-290						
Pailles	PE	FCB	100-500	Sédiment (plage)	4	03, 08 et 10/2008	Grèce	Rato Adria, Vares, Louppy ges, Aegina	Karanajaghi <i>et al.</i> , 2011
		HAP	0,56-25						
		DDT	0,09-1,41						
		HCHs	0,09-1,41						
Pailles	PE	<b>Liste de contaminants</b>		Eau			NFCG		
		PE	1-4 µg/g						
		FCB	3-78 µg/g						
		PCB	1 µg/g						
		HAP	0,5-16 µg/g						
		DDT	0,5-16 µg/g						
		PCB	0,3-501 µg/g						
		PCB	242-9009 µg/g						
		PCB	0,2-4 µg/g						
		PCB	0,1-18 µg/g						
		NP	2,38-997 µg/g						
		NP	58-539 µg/g						
		NP	0-2814 µg/g						
		NP	0-14 µg/g						
		NP	14 µg/g						
		NP	18 µg/g						
		NP	0,2-8 µg/g						
NP	62-808								
NP	40,4 µg/g								
NP	158 µg/g								
NP	158 µg/g								
NP	0 µg/g								
NP	29 µg/g								
NP	16 µg/g								
NP	105 µg/g								
NP	83 µg/g								
NP	157 µg/g								
NP	91 µg/g								
NP	26,4 µg/g								
NP	81 µg/g								
NP	159 µg/g								
NP	3,9 µg/g								
NP	3-105								
NP	9-26								
NP	399-389								
NP	15-2024								
NP	2,1-65								
NP	0,3-412,3								
NP	0,8-1,5								
NP	0-184								
NP	0-0,7								
NP	0-251								
NP	0								
NP	0-458,4								
NP	2-436								
NP	5-37								
NP	0-9297								
NP	137-172								
NP	0-17								
NP	3,9-230								
NP	0-49,2								
NP	0,8-27,6								
NP	13-706								
NP	305-1244								
NP	0-4,5								
NP	0-3,4								
NP	26-238								
NP	2-71								
NP	58-521								
NP	106-270								
NP	1,4-3,6								
NP	1,4-3,6								
NP	1,4-3,6								
NP	1,4-3,6								
NP	0,3-13,4								
NP	8,5-22,4								
NP	0-4,4								
NP	178-399								
NP	15-119								
NP	79-458								
NP	39-378								
NP	4,1-17								
NP	2,4-8,4								
NP	12-107								
NP	0,1-4,2								
NP	0-11								
NP	7,2-130								
NP	0-26,2								
NP	1-61								
NP	1-17								
NP	1-25								
NP	33-284								
NP	0,6-232								
NP	1,6-124,4								
NP	0-16								
NP	0,2-14,4								
NP	2,4-33,4								
NP	5,3-39,86								
NP	0,4-35,4								
NP	0,7-29,7								
Fragments	PP et PE	FCB	15-2024	Eau		04/10/2008	Vietnam	Thinh Long,FuNan Bay	Huu <i>et al.</i> , 2011
		HAP	15-2024						
		DDT	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
Fragments	PP et PE	FCB	15-2024	Eau		18/05/2007	Japon	Kigama Beach, Kagawa Prefecture	
		HAP	15-2024						
		DDT	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
Fragments	PP et PE	FCB	15-2024	Eau		07/07/2009	Japon	Odaka, Tokyo Prefecture	
		HAP	15-2024						
		DDT	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
Fragments	PP et PE	FCB	15-2024	Eau		08/2/08	USA	San Beach, Californe	
		HAP	15-2024						
		DDT	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
Fragments	PP et PE	FCB	15-2024	Eau		27/11/2008	Costa Rica	Manelli Beach	
		HAP	15-2024						
		DDT	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						
		PCB	15-2024						

**Tableau 3 (suite) : Concentrations en contaminants mesurées sur les microplastiques échantillonnés dans l'eau et dans les sédiments**

Fond de cellule : rose : contaminants de l'eau environnante ; jaune : additifs du plastique ; vert : métaux

Micro-plastique	Composition	Polluants	Concentrations (ng/g)	Matrice	Nombre de plages	Date de prélèvement	Localisation	Localisation précise	Référence
Pastilles	PE	PCB	0.1 - 9	Sédiment (plage)	8	2008-2010	Îles : Espagne, Grande Bretagne, Australie, USA, la Barbade	Îles Canaries (Espagne), Sainte-Hélène (territoire britannique), territoire des îles Cocos (Australie), Île d'Howland (États-Unis), Île d'Obah (États-Unis), et à la Barbade : dans l'océan à plus de 100 km des continents	Heskett <i>et al.</i> , 2012
		DDT	0.7-4.1						
		HCHs	0.2-1.7						
Pastilles	PE	<i>année</i>	2000	Sédiment (plage)	3	1989, 1999 et 2008 (Port E. et Yzerf) 1984, 1994 et 2005 (Woody Cape)	Afrique du Sud	Port Elizabeth, Yzerfontein, Woody Cape	Ryan <i>et al.</i> , 2012
		PCB	41 - 113						
		HCHs	5-112						
		DDT	18 - 1 281						
		HAP	30 - 1 900						
Pastilles et fragments	PS et autre	PCB	nd-47	Sédiment (plage)	8	10/2009 à 04/2010	USA	Torrey Pines State Beach, La Jolla Shores, Pacific Beach, Mission Beach, Mission Bay, Ocean Beach, la plage de Coronado, et Imperial Beach (San Diego)	Van <i>et al.</i> , 2012
		Chlorures	1.8 - 60						
		DDT	nd-76						
		PCB	10.5 - 307						
Pastilles	PE	HAP	50 - 24 000	Sédiment (plage)	9	2008-2012	Portugal	Marosinhos (Porto), Costa Nova (Aveiro), Vieira de Leiria (Leiria), Alcobaca - Ganhoso (Peniche), Ganhoso (Cascais), Algés (Lisboa), São Tomé (Sines), Boticelma (Algarve)	Mizukawa <i>et al.</i> , 2013
		HCHs	0 - 0.86						
		DDT	0 - 49						
		Hopanes	8 300 - 71 000						
		HAP	53 - 44 800						
Pastilles		PCB	2 - 223	Sédiment (plage)	10	02 et 03/2012	Portugal	Marosinhos (Porto), Espinho, Mira, Vieira de Leiria (Leiria), Parada de Vieira, Peniche, Casimira, Fonte da Telha, Sines, Boticelma (Algarve)	Antunes <i>et al.</i> , 2013
		DDT	0.42-41						
		<i>profondeur</i>	0-10 cm						
Pastilles		HAP prioritaires	746	Sédiment (plage)	1	05/2010	Brésil	Ponta do Prata (Santos bay)	Finer <i>et al.</i> , 2013a
		HAP	1 996						
Pastilles		HAP prioritaires	86.6-7 174	Sédiment (plage)	30		Brésil	Santos bay	Finer <i>et al.</i> , 2013b
		HAP	130 - 27 335						
Fragment	PS	Mercur	0.02-3 863	Sédiment (plage)	13	11/2010 à 11/2011	Pologne	entre Leba et Dabki (3 stations), Hek, entre Gdansk et Gdynia (8 stations) et Gdansk Lake (Baltique Sud)	Graca <i>et al.</i> , 2013
		PfPeA	nd-0.091						
Pastilles	PP et PE	PfHpA	nd-0.028	Sédiment (plage)	5	2010-2011	Grèce	Corfu Island, Lantro beach, Kato Achin beach, Leros Island, Loutropi gas beach	Libra <i>et al.</i> , 2014
		PFOA	nd-0.076						
		PEDA	nd-0.116						
		PHOS	nd-0.011						
		PCB	16 - 589 ng/g						
Fragments		PBDE	0.1 - 5 ng/g	Eau		08/11 au 08/12/2010	Océan Atlantique Sud	3 zones, avec 325 km entre les emplacements 1 et 2 et 226 km entre les emplacements 2 et 3	Rochman <i>et al.</i> , 2014
		Alkylphénols	22 - 342 ng/g						
		Alkylphénols ethoxylates	0.8 - 98 ng/g						
		BPA	nd-5ng/g						



### 3.3.1. Échantillonnage des microplastiques

La majorité des études réalisées dans la matrice eau ont réalisé leur prélèvement au large des côtes, notamment dans les zones d'accumulation des plastiques. Au niveau de la matrice sédiment, le prélèvement des microplastiques a été réalisé sur les plages pour la totalité des études, à ce jour aucun échantillonnage des microplastiques pour une analyse des contaminants chimiques n'a été mené dans les fonds marins. Pour une grande majorité des échantillonnage sur les plages, il s'agit d'un échantillonnage en surface (dans les premiers centimètres de sable), une seule étude a réalisé un échantillonnage des microplastiques plus en profondeur (de 0 à 1 m ; Fisner *et al.*, 2013a).

Selon les études considérées, l'échantillon de microplastiques à analyser diffère, certaines études ne vont analyser que les pastilles (14 études) ou que les fragments plastiques (6 études), quand d'autres vont analyser tous les microplastiques (2 études). Dans la matrice eau, la plupart des études ont analysé les fragments de plastiques (5 études sur 7) alors que dans la matrice sédiment, la plupart ont analysé les pastilles de plastique (14 études sur 19). La grande majorité des études ont choisi d'analyser les microplastiques constitués uniquement de PE et de PP (soit l'un des deux composés, soit les deux).

Lorsque les études portent sur les pastilles de plastique, les pastilles sélectionnées pour l'analyse des contaminants sont souvent les pastilles âgées, soit jaunies, soit encrassées, qui sont susceptibles de contenir de plus grandes concentrations en contaminants chimiques.

### 3.3.2. Contaminants recherchés et retrouvés

Toutes les études ne fournissent pas le même niveau d'information (notamment sur les limites de quantifications et le nombre d'échantillons traités), même pour deux études du même auteur (Rios *et al.*, 2007 ; Rios *et al.*, 2010), ce qui rend difficile la comparaison des résultats obtenus. Mais dans toutes les zones étudiées, la présence de contaminants chimiques a été mise en évidence sur tous les microplastiques analysés. A quelques exceptions près (et sans toujours connaître la limite de quantification utilisée) toutes les substances recherchées sont trouvées sur les microplastiques. Seul le bisphénol A, recherché dans plusieurs études, n'a pas été retrouvé partout.

Parmi les contaminants recherchés, les PCB et HAP sont retrouvés en concentrations importantes quelle que soit le lieu d'échantillonnage. Parmi les pesticides organochlorés, ce sont les DDT (et ses métabolites, DDE et DDD) qui sont les plus couramment retrouvés. Mais les HCH, les hopanes et les composés perfluorés ont aussi été retrouvés.

Certains additifs du plastique sont aussi recherchés : les PBDE, le bisphénol A, le nonylphénol, ainsi que l'octylphénol ont été retrouvés dans les microplastiques. Ils sont trouvés sur les microplastiques du gyre central du Pacifique Nord mais aussi dans le Pacifique et dans la mer des Caraïbes ainsi que sur les plages japonaises, vietnamienne, américaines et Costaricaines (Mato *et al.*, 2001 ; Mato *et al.*, 2002 ; Teuten *et al.*, 2009 ; Hirai *et al.*, 2011). Le nonylphénol est l'additif retrouvé aux plus hautes concentrations, jusqu'à  $\mu\text{g/g}$  de microplastique.

Des concentrations en métaux ont aussi été mesurées : l'aluminium, le fer et le magnésium sur les microplastiques des plages d'Angleterre et le mercure sur les microplastiques des plages de Pologne (Ashton *et al.*, 2010 ; Graca *et al.*, 2014).

Quelle que soit la matrice échantillonnée (eau de surface et sable) et quelle que soit la zone géographique considérée, les résultats mettent en évidence la présence de contaminants chimiques sur les microplastiques, que ce soit des contaminants chimiques présent dans l'eau qui se seraient adsorbés (PCB, HAP, pesticides organochlorés) ou que ce soit des contaminants constitutifs des plastiques utilisés comme additifs (PBDE, alkylphénols). Les microplastiques dans l'océan constituent des supports très concentrés de contaminants et possèdent un potentiel élevé pour leur transport.

### 3.3.3. Variabilité des résultats

La variabilité obtenue dans les concentrations des substances est particulièrement notable. Dans son étude menée sur les plages japonaise, Endo (2005) montre dans un premier temps la variabilité des concentrations en PCB entre chaque pastille (pour cela, 60 pastilles sont recueillies dans un rayon de 30 m sur une plage et les pastilles sont analysées individuellement). Dans un second temps, l'étude montre la variation régionale des concentrations en PCB sur les pastilles de résine plastique (plus de 100 pastilles sont prélevées sur chacune des 47 plages, et chaque échantillon est composé de pools de 5 à 10 pastilles).

Les concentrations en PCB entre chaque pastille varient de plus de deux ordres de grandeurs (de 28 à 2 300 ng/g de PCB sur les pastilles de PE), seule une petite portion de ces pastilles (moins de 10%) contient les plus fortes concentrations en contaminants. Pour les concentrations en contaminants sur les pastilles des différentes plages japonaises, elles varient de 4 ordres de grandeurs (de 2 à 18 700 ng/g de PCB sur les pastilles de PE), en fonction du lieu (plus la zone est urbanisée ou industrialisée et plus les concentrations sont élevées) et en fonction du type de pastilles (les pastilles décolorées contiennent plus de contaminants).

L'étude de Fisner (2013a) montre quant à elle la variabilité des concentrations en HAP sur les microplastiques en fonction de la profondeur, les microplastiques sont échantillonnés dans un carré de 1 m<sup>2</sup> sur une plage, dans des tranches de 10 cm de profondeur jusqu'à 1 m, l'analyse des contaminants

est réalisée sur 1g de pastilles sélectionnées au hasard pour chaque tranche de profondeur. Les concentrations en HAP sur microplastiques varient en fonction de la profondeur, avec les concentrations les plus élevées dans la couche de surface.

Ces études, réalisées à la fois sur la matrice eau et sédiments, mettent en avant la très grande variabilité des données obtenues ce qui pose la question de la représentativité des échantillons à prendre en compte. La variation des concentrations de contaminants sur les microplastiques peut avoir plusieurs origines, notamment la différence dans les matériaux et le temps de séjour dans la mer.

#### 3.3.4. Variation géographique des concentrations observées

L'étude d'Hirai (2011) est la seule étude qui analyse les concentrations en contaminants chimiques sur les microplastiques de différents lieux dans la matrice eau. Elle montre que les microplastiques du Gyre Central du Pacifique Nord contiennent d'une manière générale de plus grandes quantités de contaminants (adsorbés ou additifs, par exemple jusqu'à 78 ng/g de PCB) que la mer des Caraïbes (coté Atlantique, jusqu'à 29 ng/g de PCB) ou le Pacifique (en dessous du gyre, 14 ng/g de PCB).

Une étude de 2009 (Ogata *et al.*, 2009) a rapporté des données sur les valeurs de PCB, DDT et HCH sur les pastilles de plastique dans différentes plages du monde. Cette étude se base sur les résultats d'un suivi, l'International Pellet Watch (IPW), où les pastilles échouées jaunies et/ou encrassées sont collectées sur les plages par des bénévoles locaux et envoyés à l'Université d'Agriculture et de Technologie de Tokyo pour l'analyse des contaminants organiques hydrophobes. Elle permet de comparer les concentrations en contaminants dans différents endroits du monde.

- Les concentrations de PCB obtenues sur les microplastiques sont plus élevées sur les côtes des Etats-Unis (San Francisco, Los Angeles et Boston ; 300 à 600 ng/g), suivis par le Japon et l'Europe (Pays-Bas, Royaume-Uni et l'Italie ; 50 à 400 ng/g). En Asie tropicale, en Australie et en Afrique australe, les concentrations de PCB sont beaucoup plus faibles (< 50 ng/g). Ces résultats reflètent une différence dans l'utilisation des PCB, avec de plus grandes quantités utilisées aux Etats-Unis, en Europe occidentale et au Japon, et une utilisation minimale en Asie tropicale, Australie et en Afrique australe.

- Des concentrations plus élevées de HCH (jusqu'à 37,1 ng/g) et de DDT (de 100 à 300 ng/g) ont été détectées en Afrique du Sud et dans le nord du Vietnam, respectivement, probablement à cause de l'utilisation de ces substances chimiques comme les pesticides dans ces pays. Une diminution des concentrations de ces contaminants (PCB, DDT et HCH) sur les microplastiques des plages d'Afrique du Sud est observée entre les années 1980 et les années 2000 (Ryan *et al.*, 2012).

La comparaison des concentrations en nonylphénol et octylphénol détectés dans les microplastiques collectées à partir des 12 côtes japonaises et 7 côtes malaisiennes n'a montré aucune différence significatives (Mato *et al.*, 2002).

Une comparaison des concentrations en contaminants chimiques sur les microplastiques des plages du Japon, des Etats-Unis, du Vietnam et du Costa Rica montre que les concentrations en PCB, HAP et DDT sont moins importantes au Costa Rica par rapport au Japon et aux Etats-Unis (Hirai *et al.*, 2011). De plus, les concentrations en PCB et HAP sont plus importantes sur le PE que sur le PP (à l'exception des plages du Vietnam et du Costa Rica ; Endo *et al.*, 2005 ; Hirai *et al.*, 2011), ce qui concordent avec les études d'adsorption (Mato *et al.*, 2002 ; Heskett *et al.*, 2012 ; Rochman *et al.*, 2013a).

Si l'on compare les contaminants recherchés retrouvés au large (support eau de surface) et en zone littorale, les concentrations en contaminants apparaissent plus élevées sur les microplastiques des plages, notamment les plages très urbanisées (Teuten *et al.*, 2009 ; Hirai *et al.*, 2011). Cette différence peut s'expliquer par des différences de concentrations en contaminants dans l'eau de mer, les côtes sont plus contaminées puisque les composés pénètrent dans l'environnement marin par ruissellement terrestre et par les systèmes d'eau douce.

### 3.3.5. Traçabilité des contaminants retrouvés

Certaines études cherchent à connaître l'origine des substances retrouvées sur les microplastiques. Teuten (2009) montre que le diphényl éther n°183, composant majeur de l'octa-diphényl éther (retardateur de flamme actuellement utilisé aux Etats-Unis) et prédominant sur les fragments plastiques du gyre central du Pacifique Nord, est très probablement originaire de l'ignifugeant ajouté aux plastiques car il n'est pas prédominant à l'état libre dans les eaux côtières américaines. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour identifier l'origine et connaître la traçabilité des PBDE dans les fragments de plastique. D'autres études (Hirai *et al.*, 2011 ; Antunes *et al.*, 2013 ; Fisner *et al.*, 2013) cherchent la source des HAP, ils peuvent provenir de la combustion de matière organique (source pyrogénique, anthropique) ou de la formation géologique des combustibles fossiles tels que le pétrole ou le charbon (source pétrogénique, naturelle). La source de ces HAP est déterminée en utilisant des rapports : pour le rapport phénantrène/anthracène par exemple, les HAP sont pyrogéniques si le rapport est inférieur à 10 et pétrogéniques si le rapport est supérieur. Les HAP ont montré une signature pétrogénique, suggérant l'adsorption des HAP des nappes de pétrole.

### 3.4. Contamination chimique du biote via les microplastiques

#### 3.4.1. Études sur le transfert des contaminants aux organismes de bas niveau trophique (études de laboratoires)

Le transfert de contaminants des matières plastiques vers le biote est un processus complexe. La composition du plastique et le temps passé dans le milieu seront importants dans la gouvernance de transfert des contaminants pour les organismes. Les pastilles de résine plastiques rondes et lisses seront plus facilement ingérées par les organismes que les fragments plastiques altérés par le temps.

Pour la plupart des espèces, la principale voie de transfert de contaminants à partir de plastique se fait par l'ingestion de microplastiques (Mato *et al.*, 2001). Dans une étude de modélisation, Koelmans (2014) a étudié le lessivage de produits chimiques associés aux plastiques (additifs) pour les organismes marins (poissons et vers). Les résultats montrent que l'ingestion de microplastiques peut être considérée comme une voie importante d'exposition aux additifs.

Il a été démontré que les contaminants adsorbés sur les microplastiques peuvent être libérés dans le fluide digestif (la désorption est augmentée en présence d'agents tensioactifs) et peuvent être transférés vers les tissus des organismes. Les acides gastriques peuvent aussi favoriser la désorption des métaux liés aux plastiques (Teuten *et al.*, 2009).

Pour étudier la possibilité de transfert des contaminants via les microplastiques vers les organismes, des vers de vase (*Arenicola marina*) ont été exposés à du sédiment contenant des microplastiques (PVC) avec des contaminants (phénanthrène, tétrabromodiphényléther, nonylphénol) adsorbés à des concentrations présentes dans l'environnement. A la fin de l'essai, les concentrations de contaminants dans le tissu du vers étaient significativement plus élevées que celle dans les sédiments (Browne *et al.*, 2013). En 2014, une étude a démontré que les microplastiques peuvent transférer les PBDE dans les amphipodes (*Allorchestes compressa* ; Chua *et al.*, 2014).

La bioaccumulation des contaminants dans les tissus à elle aussi été étudiée. L'exposition de moules à des microplastiques avec du pyrène adsorbés a causé une augmentation du pyrène dans les branchies, et une bioaccumulation marquée dans les glandes digestives, avec des concentrations bien supérieures à celles mesurées directement sur les microplastiques (Avio *et al.*, 2015). Une étude a montré qu'une faible dose de PS augmente la bioaccumulation des PCB dans les vers (*Arenicola marina* ; Besseling *et al.*, 2013). Gassel (2013) a analysé les concentrations en POP (PCB, pesticides organochlorés) et en additifs du plastique (PBDE, nonylphénol) dans la limande jaune juvénile (*Seriola lalandi*) du Gyre Central du Pacifique Nord et suggère que les microplastiques très présents dans cette zone sont à l'origine des fortes concentrations dans les tissus.

Cela démontre que les contaminants (additifs et adsorbés) peuvent être transférés à partir de plastiques vers les organismes et concentré dans les tissus.

### 3.4.2. Étude du transfert des contaminants dans les niveaux trophiques supérieurs

Chez les organismes de niveaux trophiques supérieurs, le transfert des contaminants des microplastiques aux organismes a aussi été démontré. Les concentrations en contaminants (PCB, pesticides organochlorés et PBDE) sur les microplastiques présents dans les tubes digestifs d'oiseaux ont été déterminées et reporté dans le tableau 4. Une corrélation positive a été observée entre la masse de microplastiques ingérée et la concentration en PCB dans le tissu adipeux des oiseaux (*Puffinus gravis* et *Puffinus tenuirostris*) (Ryan, 1988 ; Yamashita *et al.*, 2011). Tanaka (2013) montre l'importance du rôle des microplastiques comme vecteur de contaminants en retrouvant à la fois des concentrations élevées en PBDE dans les tissus adipeux des oiseaux (*Puffinus tenuirostris*) recueillies dans le nord de l'océan Pacifique nord, et sur les fragments de plastiques présents dans leurs estomacs. Considérant à la fois la forte présence des microplastiques en méditerranée, et la détection des additifs plastiques (phtalates) dans les tissus de la baleine à fanons, des requins pèlerins et du rorqual commun, les organismes marins qui se nourrissent par filtration semblent aussi être exposés aux contaminants liés à l'ingestion des proies et des microplastiques (Fossi *et al.*, 2012 ; Fossi *et al.*, 2014).

**Tableau 4 : Concentrations de contaminants (ng/g) sur les microplastiques ingérés par les oiseaux**

Oiseaux	Contaminants	Pastilles	Fragments	Localisation	Références	
Albatros	HAP	640		Hawaï	Rios <i>et al.</i> , 2007	
8 espèces de Procellariiformes	PCBs		491	243 - 418	sud du Brésil	Colabuono <i>et al.</i> , 2010
	Pesticides organochlorés	DDTs	68,0	64,4 – 87,7		
		HCB	12,4	15,1 – 17,5		
		Chlordanes	5,22	4,29 – 14,1		
		Cyclodienes	2,58	2,41 – 50,9		
		Mirex	6,48	7,36 - 14,6		
<i>Puffinus tenuirostris</i>	PBDE	0,03 - 16 444		Nord de l'océan Pacifique nord	Tanaka <i>et al.</i> , 2013	

L'étude de Teuten (2009) présente les résultats d'une expérience dans laquelle des poussins d'oiseaux de mer (*Calonectris leucomelas*) ont été nourris avec leur proie naturelle (lançon japonais), eux même nourris avec des granulés de résine plastique contaminés aux PCB afin d'examiner le transfert des contaminants des microplastiques à l'oiseau de mer. Les PCB dans les pastilles de résine, le poisson et l'huile de lissage des plumes (représentatif de la contamination en contaminants des tissus) ont été analysés et 24 congénères de PCB ont été identifiés et quantifiés. Les résultats mettent en évidence le fait que les PCB des plastiques ont été transférés aux poissons puis aux tissus biologiques des oiseaux marins. Pour obtenir des preuves sur la nature du transfert, l'étude a été concentrée sur les congénères de PCB les moins chlorés, considérés comme un traceur sensible pour détecter la contribution des PCB dérivés des plastiques. Dans l'étude, les concentrations de congénères moins chlorés dans les poussins ayant une alimentation de poissons contaminés aux plastiques a augmenté jusqu'à trois fois du jour 0 au jour 7, alors qu'aucune augmentation n'a été observée pour le témoin. Cette différence significative démontre que le transfert et la bioaccumulation des PCB, en particulier des congénères moins chlorés, se produit à partir de l'ingestion de plastiques dans les tissus biologiques des organismes qui se nourrissent des matières plastiques.

La bioaccumulation théorique des polluants organiques persistants (POP) a été étudiée par Gouin (2011) et Koelmans (2013) en utilisant une approche de modélisation. Les deux études ont suggéré que les microplastiques n'ont que peu d'importance en tant que vecteurs de POP dans les organismes. Koelmans (2013) a même prédit une diminution de la charge corporelle de contaminants, dû à un mécanisme de nettoyage des plastiques adsorbants solides, allant contre la bioamplification.

En raison de l'omniprésence des contaminants (notamment les PCB) dans l'environnement, il est difficile de différencier la bioaccumulation via le plastique de celle via l'environnement et le réseau trophique.

La situation des organismes de niveau trophique supérieur est complexe en raison du phénomène de « bioamplification ». Les concentrations tissulaires de contaminants hydrophobes et mal métabolisables, comme les PCB, sont amplifiés par le biais de la chaîne alimentaire. Les organismes de niveau trophique supérieur (par exemple les oiseaux de mer) sont exposés à des concentrations de contaminants hydrophobes hautement enrichies par l'intermédiaire de leurs proies (poissons). Les plastiques marins peuvent agir comme une source importante de produits chimiques dérivés d'additifs phénoliques (nonylphénol, octylphénol et BPA). Cependant, la bioamplification de ces composés dans la chaîne alimentaire est peu probable du fait de leur groupe hydrophile qui rend la métabolisation plus facile. Plusieurs études suggèrent que la bioamplification ne joue pas un rôle important dans le transfert des nonylphénols pour les animaux et les oiseaux des niveaux trophiques supérieurs.

Ainsi, l'ingestion de plastiques marins pourrait être un itinéraire direct et important de produits chimiques phénoliques dans les animaux supérieurs tels que les oiseaux de mer (Teuten *et al.*, 2009).

Le transfert et la bioaccumulation des contaminants (HAP, PBDE) par les microplastiques ont été mis en évidence dans les organismes de différents niveaux trophiques (bas et haut). Dans les organismes de bas niveau trophique, Le transfert et la bioaccumulation d'autres contaminants (HAP, nonylphénol) via les microplastiques a été prouvé, et le transfert des pesticides a été suggéré.

### 3.4.3. Effets des contaminants chimiques issus des microplastiques sur les organismes

Ce domaine est encore peu étudié, seuls deux travaux fournissent des éléments. Dans les expériences avec *Oryzias latipes* (poisson trouvé dans les eaux marines et douces), les poissons exposés à une alimentation avec du plastique et des produits chimiques montrent des signes de stress du foie dans un plus grand pourcentage, par rapport aux poissons exposés à une alimentation avec du plastique, mais sans produits chimiques adsorbés (Rochman *et al.*, 2013b). Le gobie d'eau douce, *Pomatoschistus microps*, exposés à des microplastiques avec du pyrène, présentait une plus grande accumulation de métabolites du pyrène et une mortalité altérée par rapport aux poissons exposés au pyrène seul sans microplastique (Oliveira *et al.*, 2013). Ces études de laboratoire fournissent la preuve des effets potentiels des microplastiques support de contaminants sur les organismes. Cependant, il est important de tester les effets sur le terrain pour en déduire l'étendue des effets dans les milieux naturels où la compréhension de l'exposition est encore limitée (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015).

## 3.5. Lien entre eaux douces et eaux marines

Jusqu'à récemment, la distribution des microplastiques dans les systèmes d'eau douce était inconnue. Les débris plastiques n'ont que récemment été enregistrés dans les lacs (Faure *et al.*, 2012 ; Eriksen *et al.*, 2013), rivières (Moore *et al.*, 2011) et les estuaires (Bakir *et al.*, 2014b). Au cours des dernières années, les études ont identifié des microplastiques dans différents systèmes d'eau douce à travers les continents. Les microplastiques détectés dans ces études sont d'origines variées, et de compositions différentes (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015 ; Dris *et al.* 2015a). Les microplastiques ont été retrouvés dans différentes matrices des systèmes d'eau douce, dans les sédiments (Klein *et al.*, 2015) et dans la colonne d'eau (McCormick *et al.*, 2014). Une partie des microplastiques présents dans le milieu marin provient des eaux douces, des microplastiques similaires y sont retrouvés.

Le transport à courte distance des particules de plastique de l'affluent au courant principal a été confirmé, ce qui souligne l'importance des rivières en tant que vecteurs de transport de microplastiques dans l'océan (Klein *et al.*, 2015).



Des investigations sur un environnement urbain (Paris) confirment la présence de microplastiques dans les eaux usées, l'eau douce et les retombées atmosphériques totale (principalement des fibres) (Dris *et al.*, 2015b).

La capacité des organismes d'eau douce à ingérer des microplastiques a été réalisée expérimentalement sur la daphnie (*Daphnia magna*; Rosenkranz *et al.*, 2009) et sur différentes espèces de poissons (Possatto *et al.*, 2011; Ramos *et al.*, 2012; Dantas *et al.*, 2012). Seule une étude s'est intéressée aux organismes dans leur milieu naturel : l'ingestion des microplastiques par les gougeons sauvages des rivières françaises (*Gobio gobio*) a été démontrée (Sanchez *et al.*, 2014).

Une étude réalisée en laboratoire a conclu que les PCB s'adsorbent plus sur les microplastiques de PE en eau de mer par rapport à l'eau douce (Velzeboer *et al.*, 2014). Des travaux préliminaires ont montré qu'une partie des débris plastiques collectés dans les eaux de surface du lac Erie transportent des HAP et des PCB (Driedger *et al.*, 2015).

Il existe peu de données disponibles sur les microplastiques en eau douce et plus particulièrement les microplastiques comme support de contaminants en eau douce par rapport aux nombre d'études réalisées en milieu marin. De nombreux axes de recherches restent à aborder.

## 5. Discussion

Sur la base de ce bilan de connaissances sur les microplastiques comme support de contaminants chimiques dans le milieu marin, plusieurs aspects peuvent être soulignés.

- Une méthodologie d'acquisition des données encore en développement :

Il ressort des différentes études publiées, une grande hétérogénéité dans la méthodologie d'acquisition des données, un certain nombre d'éléments sont encore à définir. La partie échantillonnage reste encore en phase de développement et la définition de microplastique même n'est pas arrêtée, la question portant sur la taille des microplastiques est à considérer. Cette étape initiale de définition de microplastique et d'un échantillonnage est une étape préalable indispensable aux études de distribution des microplastiques et aux contaminants liés à ces microplastiques.

Il est important de standardiser le protocole de prélèvement et d'échantillonnage des microplastiques. Cela nécessite de définir ce qu'est un échantillon représentatif, et de connaître la variabilité des échantillons. Selon les études, les zones d'échantillonnages varient (plage entière ou parcelle ; échantillonnage de surface ou en profondeur), les modes de prélèvement diffèrent (avec filets ou tambour dans l'eau, pinces ou à la main dans les sédiments) et les unités d'échantillonnage changent en fonction de la méthode (unités de surface, de poids ou de volume). La diversité de méthodes utilisées pour la recherche des microplastiques dans les différentes matrices induit une grande variation dans la quantité de microplastiques recueillis.

Une fois défini cet échantillonnage de microplastiques, il faut aussi que soit défini un support représentatif pour la recherche des contaminants chimiques dans les microplastiques : le nombre de pastilles ou de fragments par échantillon, le poids, la composition des échantillons. Les publications récentes témoignent de la variabilité des résultats obtenus, aussi il y a tout ce processus de définition d'un échantillon représentatif qui reste encore à définir pour pouvoir ensuite comparer les résultats de concentrations en contaminants trouvés sur les microplastiques.

Il est important de souligner que la recherche de contaminants porte sur des ultra-traces de contaminants (ng/g) et que les limites de quantification des appareils utilisés pour l'analyse des contaminants doivent être les plus basses possibles afin de pouvoir détecter les contaminants aux plus basses concentrations possibles. Les échantillons sont susceptibles de se contaminer à tout moment (prélèvement des microplastiques, manipulation et conditionnement des échantillons, sélection des microplastiques, transport) et des précautions sont prises à tous les stades pour que les résultats soient fiables.

- Est-ce que les microplastiques en tant que support/vecteur de contaminants chimiques constituent un risque vis-à-vis du milieu marin ?

Afin d'évaluer le risque pour les différents compartiments du milieu marin, réceptacle ultime de la plupart des contaminants chimiques, une approche environnementale pour la protection des milieux aquatiques a été développée au travers de l'analyse de risque chimique. Cette démarche est basée sur le Technical Guidance Document (CE, 2003) repris dans les guides techniques liés à la mise en œuvre du règlement REACH (technical guidance document for preparing the chemical safety assessment, ECHA<sup>4</sup> (2008)). L'analyse de risque pour une substance chimique est basée sur la confrontation entre les données d'exposition (niveau de contaminants mesurés ou estimés) et les données d'effet, critères de qualité du milieu (concentration sans effet prévisible).

#### - Exposition

Bien que des données soient encore à acquérir pour connaître précisément l'abondance des microplastiques dans les océans, ils ont été trouvés dans toutes les matrices du milieu marin et dans tous les océans. Il a été montré que les contaminants chimiques (PCB, HAP, pesticides organochlorés et composés perfluorés), présents dans l'environnement marin, ont la capacité de s'adsorber sur les microplastiques. Ils peuvent aussi, grâce aux courants océaniques, les transporter sur de longues distances (Teuten et al., 2009). De ce fait, des zones au large qu'on aurait pu croire plus épargnées par les contaminations chimiques issues de l'activité anthropique, sont contaminées via les microplastiques. Le microplastique intervient en tant que support de contaminants chimiques et peut constituer un vecteur de contaminant chimique.

Les microplastiques concentrent les contaminants de l'eau environnante (il a été montré que les contaminants peuvent être beaucoup plus concentrés sur les microplastiques que dans l'eau ; Wang *et al.*, 2015). De plus, ils ont un meilleur rapport surface/volume que les macroplastiques, ce qui leur permet d'adsorber une plus grande quantité de contaminants. Aux contaminants capables de s'adsorber à leur surface, s'ajoutent les additifs des plastiques, qui sont une autre source de contaminants chimiques pour les organismes. Les agrégats de phytoplanctons augmentent la biodisponibilité des microplastiques pour les organismes. Les microplastiques sont ainsi un réservoir de contaminants chimiques, et fournissent aux organismes qui les ingèrent une charge élevée en contaminants.

La persistance des contaminants chimiques dans l'environnement semble être augmentée lorsque ceux-ci sont présents sur les microplastiques (Hatzinger & Alexander, 1997). Les microplastiques

---

<sup>4</sup> European chemicals agency

permettent aux polluants de séjourner plus longtemps dans le milieu, ce qui augmente la probabilité pour que les organismes d'être exposés et d'ingérer ces contaminants.

En concentrant les polluants, en les transportant, en changeant leur répartition au sein de la colonne d'eau et en augmentant leur persistance dans l'environnement marin, les microplastiques modifient l'exposition des organismes aux polluants. Ils augmentent la biodisponibilité des contaminants chimiques aux organismes et modifie ainsi leur risque de contamination.

#### - Effets

Les premières recherches montrent que les contaminants, une fois dans le système digestif des organismes, se libèrent des microplastiques (Teuten *et al.*, 2009). Ces derniers peuvent donc transférés les contaminants aux organismes, ils sont vecteurs de contamination. Cependant, les avis semblent partagés entre les auteurs qui pensent que les microplastiques peuvent transférer de grandes quantités de contaminants chimiques aux organismes (Tanaka *et al.*, 2013 ; Gassel *et al.*, 2013 ; Fossi *et al.*, 2014) et ceux qui soutiennent que les microplastiques n'ont qu'un rôle mineur dans la charge totale des contaminants de l'environnement dans les organismes marins (Gouin *et al.*, 2011 ; Koelmans *et al.*, 2013).

La difficulté étant de savoir si ces contaminants sont bioaccumulés dans les organismes parce qu'ils sont dans l'environnement (colonne d'eau), ou s'il y a une bioaccumulation spécifique liée au fait que ces substances sont adsorbées aux microplastiques. Aussi afin de discriminer le rôle éventuel que jouent les microplastiques dans le transfert de contaminants aux organismes, il serait intéressant que des études puissent être menées sur les contaminants spécifiques aux microplastiques (très peu présents à l'état libre dans l'environnement marin). Ainsi, plutôt de faire des études sur le transfert de de PCB, HAP, privilégier la recherche sur le transfert des additifs du microplastique au biote.

Le transfert des contaminants (issus des microplastiques) via la chaîne alimentaire a été montré pour certains composés, les contaminants (PCB) stockés dans les tissus des poissons, peuvent être retrouvés dans les tissus des organismes de niveaux trophiques plus élevés (par exemple, les oiseaux ; Teuten *et al.*, 2009). Les premières études semblent indiquer qu'une bioaccumulation dans les organismes est possible mais que celle-ci est fonction des contaminants et des organismes. La question de la bioamplification des contaminants dans les organismes via les microplastiques n'est pas développée à l'heure actuelle.

Les premières recherches menées en laboratoire sur les effets des contaminants présents sur les microplastiques ont été testés sur des poissons (Rochman *et al.*, 2013 ; Oliveira *et al.*, 2013). Elles mettent en évidence des stress du foie et une plus grande mortalité des organismes. Les mesures des

effets pourraient être réalisés sur différents organismes, à plusieurs niveaux de la chaîne trophique et être vérifiés si possible dans les milieux naturels.



## Conclusion

Cette étude bibliographique est basée sur 121 documents, dont 53 publications faisant état de récentes études (2009-2015). Ces études portent d'une part sur les relations contaminants chimiques-microplastiques (adsorption, désorption), et les transferts de ces contaminants vers les organismes de différents niveaux trophiques, et d'autre part sur le résultat de campagne d'échantillonnage ou d'étude permettant d'estimer les niveaux de concentrations de différents contaminants dans les microplastiques échantillonnés au large (matrice eau marine), sur les plages et dans des organismes de niveau trophique supérieur. Les contaminants chimiques étudiés sont les polluants organiques persistants (PCB, HAP, pesticides organochlorés) et les composés utilisés comme additifs dans la fabrication des plastiques (PBDE, bisphénol A, alkylphénols).

Concernant les relations contaminants chimiques-microplastiques, il ressort que les affinités sont différentes et sont spécifiques pour chaque couple contaminant-type de microplastiques considéré (polymères vitreux : PE, PP ; polymères caoutchouteux : PVC, PS, PET). Une plus grande quantité de contaminants s'adsorbe sur les polymères vitreux par rapport aux polymères caoutchouteux, donc la quantité de contaminants libérée devrait être plus importante malgré un temps de désorption plus long. Des paramètres externes influent aussi sur l'adsorption des contaminants (présence d'autres contaminants, salinité, matière organique).

Les contaminants chimiques (PCB, HAP) peuvent être jusqu'à 6 ordres de grandeurs plus concentrés sur les microplastiques que dans l'eau de mer, et cette adsorption permet d'augmenter leur persistance dans le milieu marin.

Les études sur les niveaux de concentration des contaminants rencontrés en milieu marin mettent en évidence la présence de contaminants chimiques sur les microplastiques sur toutes les matrices échantillonnées (eau marine ou le sable) et sur tous les lieux prélevés (zone au large avec les gyres océanique, zone littorale à proximité des côtes américaine, japonaise, européenne, africaine). Tous les contaminants recherchés sont retrouvés, que ce soit des contaminants chimiques présent dans l'eau qui se seraient adsorbés (PCB, HAP, pesticides organochlorés) ou des additifs (PBDE, alkylphénols), dans des proportions toutefois très variables. La comparaison des résultats obtenus via ces différentes études n'est pas possible compte tenu de l'hétérogénéité des méthodes d'acquisition des données. Les microplastiques dans l'océan constituent des supports très concentrés de contaminants et possèdent un potentiel élevé pour leur transport.

Dans les organismes, les agents tensio-actifs favorisent la désorption des contaminants présents sur les microplastiques. Les contaminants peuvent être transférés des microplastiques vers les organismes et concentrés dans les tissus. Les microplastiques peuvent être considérés comme une voie importante d'exposition aux contaminants chimiques en particulier pour les additifs (puisque ces composés sont utilisés essentiellement comme plastifiant), même dans les organismes de niveau trophique supérieur.

Ce sujet est relativement récent et par conséquent il existe encore de nombreuses interrogations qui nécessitent autant d'études. Les caractéristiques d'adsorption des contaminants sur les microplastiques doivent être définies pour chaque couple contaminant-microplastique et les paramètres externes doivent être pris en compte pour une meilleure compréhension de l'interaction entre les microplastiques et les contaminants.

Des développements méthodologiques restent à faire pour permettre de définir un échantillon représentatif et valide et pour fiabiliser les données. Suite à cela des campagnes d'acquisition des données pour un certain nombre de contaminants seraient nécessaires afin de disposer de données d'exposition. Un additif pourrait être choisi pour cibler le transfert des contaminants depuis les microplastiques. L'échantillonnage pourrait porter également sur différentes matrices (notamment sédiment marin). Ces études pourraient bénéficier des campagnes d'échantillonnage conduites dans le cadre de la surveillance pour la DCSMM. Dans l'attente de la mise au point de protocole d'analyse plus consensuel, il serait particulièrement intéressant de constituer une banque d'échantillons, exploitable par la suite.

Concernant le transfert des contaminants dans le biote, les phénomènes de bioaccumulation ont été mis en évidence sur plusieurs niveaux trophiques pour les PCB. Certains composés ne sont pas actuellement étudiés, notamment les additifs alors qu'il serait pertinent de les étudier. Le transfert via la chaîne alimentaire a été mis en évidence, de même qu'une modification de l'effet induit chez le poisson par le transfert de pyrène adsorbé au microplastique par rapport à l'effet du pyrène seul (ou du microplastique seul). De nombreuses études restent néanmoins à conduire sur cet aspect transfert des contaminants aux organismes et effet de ces contaminants.

L'étude bibliographique permet également de mettre en évidence un sujet de préoccupation croissante : les nanoplastiques, créés lors de la dégradation des microplastiques. Ils peuvent présenter des capacités d'adsorption des contaminants différents et potentiellement avoir des effets sur les organismes. Ils peuvent en ce sens constituer également un risque émergent potentiel pour les différents compartiments de l'environnement marin qui reste à étudier.



## Bibliographie

- Andrady A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 1596-1605.
- Antunes J.C., Frias J.G.L., Micaelo A.C., Sobral P. (2013). Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 130, 62-69.
- Arthur C., Baker J., Bamford H. (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Technical Memorandum NOS-OR&R-30.
- Ashton K., Holmes L., Turner A. (2010). Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 60, 2050-2055.
- Avio C.G., Gorbi S., Milan M., Benedetti M., Fattorini D., d'Errico G., Paoletto M., Bargelloni L., Regoli F. (2015). Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*. 198, 211-222.
- Bakir A., Rowland S.J., Thompson R.C. (2012). Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 64, 2782-2789.
- Bakir A., Rowland S.J., Thompson R.C. (2014a). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*. 185, 16-23.
- Bakir A., Rowland S.J., Thompson R.C. (2014b). Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 140, 14-21.
- Barnes D.K.A., Galgani F., Thompson R.C., Barlaz M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*. 364, 1985-1998.
- Baztan J., Carrasco A., Chouinard O., Cleaud M., Gabaldon J.E., Huck T., Jaffres L., Jorgensen B., Miguelez A., Paillard C., Vanderlinden J.P. (2014). Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: First diagnosis of three islands in the Canary Current. *Marine Pollution Bulletin*. 80, 302-311.
- Besseling E., Wegner A., Foekema E.M., van den Heuvel-Greve M.J., Koelmans A.A. (2013). Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology*. 47, 593-600.

Browne M.A., Crump P., Niven S.J., Teuten E., Tonkin A., Galloway T., Thompson R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*. 45, 9175-9179.

Browne M.A., Dissanayake A., Galloway T.S., Lowe D.M., Thompson R.C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*. 42, 5026-5031.

Browne M.A., Galloway T.S., Thompson R.C. (2010). Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environmental Science & Technology*. 44. 3404-3409.

Browne M.A., Niven S.J., Galloway T.S., Rowland S.J., Thompson R.C. (2013). Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology*. 23, 2388-2392.

Browne M.A., Galloway T., Thompson R. (2007). Microplastic - an emerging contaminant of potential concern? *Integrated environmental assessment and Management*. 3, 559-561.

Brunk B.K., Jirka G.H., Lion L.W. (1997). Effects of salinity changes and the formation of dissolved organic matter coatings on the sorption of phenanthrene: Implications for pollutant trapping in estuaries. *Environmental Science & Technology*. 31, 119-125.

Carpenter E.J., Anderson S.J., Harvey G.R., Miklas H.P., Peck B.B. (1972). Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*. 178, 749-750.

CE (2003). 2<sup>nd</sup> edition of the Technical Guidance Document (TGD) on risk assessment of chemical substances following European regulations and directives. European Chemicals Bureau (ECB), JRC-Ispra (VA), Italy.

Chua E.M., Shimeta J., Nuggeoda D., Morrison P.D., Clarke B.O. (2014). Assimilation of Polybrominated Diphenyl Ethers from Microplastics by the Marine Amphipod, *Allorchestes Compressa*. *Environmental Science & Technology*. 48, 8127-8134.

Claessens M., De Meester S., Van Landuyt L., De Clerck K., Janssen C.R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 2199-2204.

Claessens M., Van Cauwenberghe L., Vandegehuchte M.B., Janssen C.R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*. 70, 227-233.

Colabuono F.I., Taniguchi S., Montone R.C. (2010). Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. *Marine Pollution Bulletin*. 60, 630-634.

Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J., Galloway T.S. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology*. 47, 6646-6655.

Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 2588-2597.

Collignon A., Hecq J.H., Galgani F., Voisin P., Collard F., Goffart A. (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 64, 861-864.

Cozar A., Echevarria F., Gonzalez-Gordillo J.I., Irigoien X., Ubeda B., Hernandez-Leon S., Palma A.T., Navarro S., Garcia-de-Lomas J., Ruiz A., Fernandez-de-Puelles M.L., Duarte C.M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 111, 10239-10244.

Dantas D.V., Barletta M., da Costa M.F. (2012). The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (*Sciaenidae*). *Environmental Science and Pollution Research*. 19, 600-606.

De Wit C.A. (2002). An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*. 46, 583-624.

Delle Site A. (2001). Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants : A review. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*. 30, 187-439.

Derraik J.G.B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 44, 842-852.

S.F.Directive (2013). Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas.

Do Sul J.A.I., Costa M.F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*. 185, 352-364.

Do Sul J.A.I., Spengler A., Costa M.F. (2009). Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*. 58, 1236-1238.

Driedger A.G.J., Durr H.H., Mitchell K., Van Cappellen P. (2015). Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: A review. *Journal of Great Lakes Research*. 41, 9-19.

Dris R., Gasperi J., Rocher V., Saad M., Renault N., Tassin B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*.

Dris R., Imhof H., Sanchez W., Gasperi J., Galgani F., Tassin B., Laforsch C. (2015). Beyond the ocean: Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. *Environmental Chemistry*. 32.

Eerkes-Medrano D., Thompson R.C., Aldridge D.C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*. 75, 63-82.

Endo S., Takizawa R., Okuda K., Takada H., Chiba K., Kanehiro H., Ogi H., Yamashita R., Date T. (2005). Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin*. 50, 1103-1114.

Endo S., Yuyama M., Takada H. (2013). Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets. *Marine Pollution Bulletin*. 74, 125-131.

Eriksen M., Lebreton L.C.M., Carson H.S., Thiel M., Moore C.J., Borerro J.C., Galgani F., Ryan P.G., Reisser J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *Plos One*. 9, 15.

Eriksen M., Mason S., Wilson S., Box C., Zellers A., Edwards W., Farley H., Amato S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*. 77, 177-182.

Eriksson C., Burton H. (2003). Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *Ambio*. 32, 380-384.

Farrell P., Nelson K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*. 177, 1-3.

Faure F., Corbaz M., Baecher H., de Alencastro L. (2012). Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. *Arch. Sci.* 65, 157-164.

Fendall L.S., Sewell M.A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*. 58, 1225-1228.

Fisner M., Taniguchi S., Moreira F., Bicego M.C., Turra A. (2013a). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Variability in the concentration and composition at different sediment depths in a sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*. 70, 219-226.

Fisner M., Taniguchi S., Majer A.P., Bicego M.C., Turra A. (2013b). Concentration and composition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Implications for small-scale diagnostic and environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin*. 76, 349-354.

- Fossi M.C., Coppola D., Bains M., Giannetti M., Guerranti C., Marsili L., Panti C., de Sabata E., Clò S. (2014). Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Environmental Research*. 100, 17-24.
- Fossi M.C., Panti C., Guerranti C., Coppola D., Giannetti M., Marsili L., Minutoli R. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*. 64, 2374-2379.
- Fotopoulou K.N., Karapanagioti H.K. (2012). Surface properties of beached plastic pellets. *Marine Environmental Research*. 81, 70-77.
- Frias J., Sobral P., Ferreira A.M. (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*. 60, 1988-1992.
- Fries E., Zarfl C. (2012). Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to low and high density polyethylene (PE). *Environmental Science and Pollution Research*. 19, 1296-1304.
- Gassel M., Harwani S., Park J.S., Jahn A. (2013). Detection of nonylphenol and persistent organic pollutants in fish from the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*. 73, 231-242.
- Gouin T., Roche N., Lohmann R., Hodges G. (2011). A Thermodynamic Approach for Assessing the Environmental Exposure of Chemicals Absorbed to Microplastic. *Environmental Science & Technology*. 45, 1466-1472.
- Graca B., Beldowska M., Wrzesien P., Zgrundo A. (2014). Styrofoam debris as a potential carrier of mercury within ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*. 21, 2263-2271.
- Graham E.R., Thompson J.T. (2009). Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (*Echinodermata*) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 368, 22-29.
- Gregory M.R. (1978). Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New-Zealand beaches, New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research*. 12, 399-414.
- Gregory M.R. (1996). Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: A further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*. 32, 867-871.
- Hatzinger P.B., Alexander M. (1997). Biodegradation of organic compounds sequestered in organic solids or in nanopores within silica particles. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16, 2215-2221.

Heskett M., Takada H., Yamashita R., Yuyama M., Ito M., Geok Y.B., Ogata Y., Kwan C., Heckhausen A., Taylor H., Powell T., Morishige C., Young D., Patterson H., Robertson B., Bailey E., Mermoz J. (2012). Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Marine Pollution Bulletin*. 64, 445-448.

Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C., Thiel M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*. 46, 3060-3075.

Hirai H., Takada H., Ogata Y., Yamashita R., Mizukawa K., Saha M., Kwan C., Moore C., Gray H., Laursen D., Zettler E.R., Farrington J.W., Reddy C.M., Peacock E.E., Ward M.W. (2011). Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 1683-1692.

Karapanagioti H.K., Endo S., Ogata Y., Takada H. (2011). Diffuse pollution by persistent organic pollutants as measured in plastic pellets sampled from various beaches in Greece. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 312-317.

Karapanagioti H.K., Ogata Y., Takada H. (2010). Eroded plastic pellets as monitoring tools for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH): Laboratory and field studies. *Global Nest Journal*. 12, 327-334.

Kein S., Worch E., Knepper T.P. (2015). Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science & Technology*. 49, 6070-6076.

Koelmans A.A., Besseling E., Foekema E.M. (2014). Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environmental Pollution*. 187, 49-54.

Koelmans A.A., Besseling E., Wegner A., Foekema E.M. (2013). Plastic as a Carrier of POPs to Aquatic Organisms: A Model Analysis. *Environmental Science & Technology*. 47, 7812-7820.

Laist D.W. (1997). Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion record. *Marine Debris*. Springer. pp. 99-139.

Law K.L., Moret-Ferguson S., Maximenko N.A., Proskurowski G., Peacock E.E., Hafner J., Reddy C.M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*. 329, 1185-1188.

Lebreton L.C.M., Greer S.D., Borrero J.C. (2012). Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*. 64, 653-661.

Lee H., Shim W.J., Kwon J.H. (2014). Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of the Total Environment*. 470, 1545-1552.

Llorca M., Farre M., Karapanagioti H.K., Barcelo D. (2014). Levels and fate of perfluoroalkyl substances in beached plastic pellets and sediments collected from Greece. *Marine Pollution Bulletin*. 87, 286-291.

Lohmann R., Belkin I.M. (2014). Organic pollutants and ocean fronts across the Atlantic Ocean: A review. *Progress in Oceanography*. 128, 172-184.

Long M., Moriceau B., Gallinari M., Lambert C., Huvet A., Raffray J., Soudant P. (2015). Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. *Marine Chemistry*.

Lusher A.L., McHugh M., Thompson R.C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*. 67, 94-99.

Mato Y., Isobe T., Takada H., Kanehiro H., Ohtake C., Kaminuma T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*. 35, 318-324.

Mato Y., Takada H., Zakaria M.P., Kuriyama Y., Kanehiro H. (2002). Toxic chemicals contained in plastic resin pellets in the marine environment: Spatial difference in pollutant concentrations and the effects of resin type. *Environmental Science*.

McCormick A., Hoellein T.J., Mason S.A., Schlupe J., Kelly J.J. (2014). Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*. 48, 11863-11871.

McMahon C.R., Holley D., Robinson S. (1999). The diet of itinerant male Hooker's sea lions, *Phocarcos hookeri*, at sub-Antarctic Macquarie Island. *Wildlife Research*. 26, 839-846.

Mizukawa K., Takada H., Ito M., Geok Y.B., Hosoda J., Yamashita R., Saha M., Suzuki S., Miguez C., Frias J., Antunes J.C., Sobral P., Santos I., Micaelo C., Ferreira A.M. (2013). Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. *Marine Pollution Bulletin*. 70, 296-302.

Moore C.J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*. 108, 131-139.

Moore C.J., Lattin G.L., Zellers A.F. (2011). Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*. 11, 65-73.

Moore C.J., Moore S.L., Leecaster M.K, Weisberg., S.B. (2001). A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Marine Pollution Bulletin*. 42, 1297-1300.

Moore C.J., Moore S.L., Weisberg S.B., Lattin G.L., Zellers A.F. (2002). A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*. 44, 1035-1038.

Moret-Ferguson S., Law K.L., Proskurowski G., Murphy E.K., Peacock E.E., Reddy C.M. (2010). The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 60, 1873-1878.

Murray F., Cowie P.R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*. 62, 1207-1217.

Obbard R.W., Sadri S., Wong Y.Q., Khitun A.A., Baker I., Thompson R.C. (2014). Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*. 2, 315-320.

Ogata Y., Takada H., Mizukawa K., Hirai H., Iwasa S., Endo S., Mato Y., Saha M., Okuda K., Nakashima A., Murakami M., Zurcher N., Booyatumanondo R., Zakaria M.P., Dung L.Q., Gordon M., Miguez C., Suzuki S., Moore C., Karapanagioti H.K., Weerts S., McClurg T., Burrell E., Smith W., Van Velkenburg M., Lang J.S., Lang R.C., Laursen D., Danner B., Stewardson N., Thompson R.C. (2009). International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal Waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*. 58, 1437-1446.

Oliveira M., Ribeiro A., Hylland K., Guilhermino L. (2013) Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (*Teleostei, Gobiidae*). *Ecological Indicators*. 34, 641-647.

Possatto F.E., Barletta M., Costa M.F., do Sul J.A.I., Dantas D.V. (2011). Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 1098-1102.

Pruter A.T. (1987). Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine-environment. *Marine Pollution Bulletin*. 18, 305-310.

Ramos J.A.A., Barletta M., Costa M.F. (2012). Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. *Aquatic Biology*. 17, 29-34.

Rios L.M., Jones P.R., Moore C., Narayan U.V. (2010). Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "eastern garbage patch". *Journal of Environmental Monitoring*. 12, 2226-2236.



Rios L.M., Moore C., Jones P.R. (2007). Persistent organic pollutants carried by Synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*. 54, 1230-1237.

Rocha-Santos T., 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., Hoh E., Hentschel B.T., Kaye S. (2013a). Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets: Implications for Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*. 47, 1646-1654.

Rochman C.M., Hoh E., Kurobe T., Teh S.J. (2013b). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*. 3, 7.

Rochman C.M., Lewison R.L., Eriksen M., Allen H., Cook A.M., Teh S.J. (2014). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish tissue may be an indicator of plastic contamination in marine habitats. *Science of the Total Environment*. 476, 622-633.

Rosenkranz P., Chaudhry Q., Stone V., Fernandes T.F. (2009). A comparison of nanoparticle and fine particule uptake by *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 28, 2142-2149.

Ryan P.G. (1988). Effects of ingested plastic on seabird feeding – evidence from chickens. *Marine Pollution Bulletin*. 19, 125-128.

Ryan P.G., Bouwman H., Moloney C.L., Yuyama M., Takada H. (2012). Long-term decreases in persistent organic pollutants in South African coastal waters detected from beached polyethylene pellets. *Marine Pollution Bulletin*. 64, 2756-2760.

Ryan P.G., Moore C.J., van Franeker J.A., C.L. Moloney (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*. 364, 1999-2012.

Sanchez W., Bender C., Porcher J.M. (2014). Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. *Environmental Research*. 128, 98-100.

Swan S.H., Main K.M., Liu F., Stewart S.L., Kruse R.L., Calafat A.M., Mao C.S., Redmon J.B, Ternand C.L., Sullivan S. (2005). Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure. *Environmental health perspectives*. 1056-1061.

K. Tanaka, H. Takada, R. Yamashita, K. Mizukawa, M. Fukuwaka, Y. Watanuki, (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*. 69, 219-222.

Teuten E.L., Rowland S.J., Galloway T.S., Thompson R.C. Potential (2007). for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science & Technology*. 41, 7759-7764.

Teuten E.L., Saquing J.M., Knappe D.R.U., Barlaz M.A., Jonsson S., Bjorn A., Rowland S.J., Thompson R.C., Galloway T.S., Yamashita R., Ochi D., Watanuki Y., Moore C., Pham H.V., Tana T.S., Prudente M., Boonyatumanond R., Zakaria M.P., Akkhavong K., Ogata Y., Hirai H., Iwasa S.,

Mizukawa K., Hagino Y., Imamura A., Saha M., Takada H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*. 364, 2027-2045.

Thompson R.C., Olsen Y., Mitchell R.P., Davis A., Rowland S.J., John A.W.G., McGonigle D., Russell A.E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*. 304, 838-838.

Thompson R.C., Moore C., Andrady A., Gregory M., Takada H., Weisberg S. (2005). New directions in plastic debris. *Science*. 310, 1117-1117.

Van Cauwenberghe L., Claessens M., Vandegehuchte M.B., 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., Vanreusel A., Mees J., Janssen C.R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*. 182, 495-499.

Van A., Rochman C.M., Flores E.M., Hill K.L., Vargas E., Vargas S.A., Hoh E. (2012). Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere*. 86, 258-263.

Velzeboer I., Kwadijk C., Koelmans A.A. (2014). Strong Sorption of PCBs to Nanoplastics, Microplastics, Carbon Nanotubes, and Fullerenes. *Environmental Science & Technology*. 48, 4869-4876.

Wang F., Shih K.M., Li X.Y. (2015). The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere*. 119, 841-847.

Ward J.E., Kach D.J. (2009). Marine aggregates facilitate ingestion of nanoparticles by suspension-feeding bivalves. *Marine Environmental Research*. 68, 137-142.

Welshons W.V., Nagel S.C., Saal F.S.V. (2006). Large effects from small exposures. III. Endocrine mechanisms mediating effects of bisphenol A at levels of human exposure. *Endocrinology*. 147, S56-S69.

Wright S.L., Thompson R.C., Galloway T.S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*. 178, 483-492.

Xu X.R., Li X.Y. (2009). Sorption behaviour of benzyl butyl phthalate on marine sediments: Equilibrium assessments, effects of organic carbon content, temperature and salinity. *Marine Chemistry*. 115, 66-71.

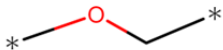
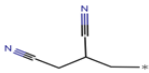
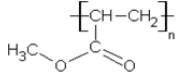
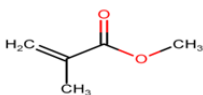
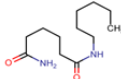
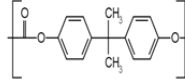
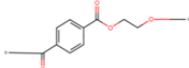
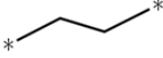
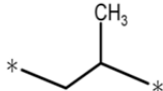

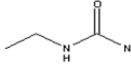
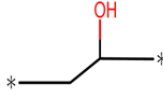
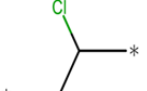
Yamashita R., Takada H., Fukuwaka M.A., Watanuki Y. (2011). Physical and chemical effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters, *Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 2845-2849.

Yang G.P., Zheng X.A. (2010). Studies on the sorption behaviors of phenanthrene on marine sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 29, 2169-2176.

Zettler E.R., Mincer T.J., Amaral-Zettler L.A. (2013). Life in the "Plastisphere": Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*. 47, 7137-7146.

## Annexe 1 : Caractéristiques des différentes matières plastiques retrouvées en mer

(<http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/>)

Nom	Abréviation	Numéro CAS	Structure	Caractéristiques
<b>POLYACETALS</b>				
Poly-oxyméthylène	POM	9002-81-7		Sous forme homopolymère (POMh) ou sous forme copolymère (POMc). Haute rigidité, faible usure, bonne élasticité, absorption d'eau. Utilisé pour engrenages, ressorts, chaînes, vis, poignées, pompes carburant, inhalateurs...
<b>POLYACRYLIQUES</b>				
Poly-acrylonitrile (Acrylique)	PAN	25014-41-9		Fibre acrylique produite par la polymérisation de la molécule d'acrylonitrile, utilisée dans le textile
Poly-méthacrylate	PMA	9003-21-8		Polymère d'acrylate synthétique hydrophobe. PMA, plus doux que PMMA, dur, tanné et flexible. Sensible à l'eau et, n'est pas stable contre les bases. Utilisé dans le finissage du cuir et des textiles.
Polyméthyl méthacrylate	PMMA	9011-14-7		Monomères de méthacrylate de méthyle polymérisés utilisés comme feuilles, poudres d'extrusion, résines de revêtement de surface, fibres, et encres. Egalement utilisé dans les implants dentaires, ciments osseux, et lentilles de contact.
<b>POLYAMIDES</b>				
Polyamide (Nylon)	PA			Souvent utilisée comme fibre textile. Nylon 6-6 s'obtient par polycondensation à chaud entre un diacide carboxylique et une diamine.
<b>POLYCARBONATES</b>				
Polycarbonate	PC	25766-59-0		Polymère issu de la polycondensation du bisphénol A et d'un carbonate ou du phosgène. Excellentes propriétés mécaniques et résistance thermique.
<b>POLYESTERS</b>				
Polyester	PES	113669-97-9		Polymère dont les motifs de répétition de la chaîne principale contiennent la fonction ester. Méthode de synthèse appelée polycondensation par estérification.
Polyéthylène téréphtalate	PET	9003-68-3		Polymère de synthèse produit par polycondensation de l'éthylène glycol avec l'acide téréphtalique. Utilisé pour la fabrication de bouteilles, fibres textiles, etc.
Alkyde	AKD	63148-69-6		Résine alkyde, résultats de la polymérisation par condensation de l'anhydride phtalique avec le glycérol. Polyester modifié par une huile complexe utilisé dans certaines peintures et les vernis.
<b>POLYOLEFINES</b>				
Polyéthylène	PE	9002-88-4		Polymère de vinyle fabriqué à partir d'éthylène, ramifié (de basse densité ou, résistant et souple) ou linéaire (de haute densité, plus grande dureté et résistance à la traction). Utilisé pour implants et prothèses.
Polypropylène	PP	9003-07-0		Propylène ou polymères de propène. Thermoplastiques pouvant être extrudée en fibres, feuilles ou autres formes solides. Les fibres sont utilisées pour tissus, filtres et sutures chirurgicales.
<b>POLYSTYRENIQUES</b>				
Polystyrène	PS	9003-53-6		Formes polymérisés de styrène utilisées comme matériau biocompatible (soin dentaire). Thermoplastiques utilisés comme isolants, feuilles, plaques, barres, billes, etc.
<b>POLYURETHANES</b>				
Polyuréthane	PUR	9009-54-5		Polymère d'uréthane, molécule organique (produite par réaction d'un isocyanate et d'un alcool). Utilisé pour la mousse isolante, textile, peinture, vernis, etc.
<b>POLYVINYLIQUES</b>				
Polyvinyl alcohol	PVA	9002-89-5		Polymère préparé à partir d'acétates de polyvinyle par remplacement des groupements acétate avec des groupes hydroxyle. Utilisé dans la fabrication de revêtements de surface, éponges artificielles, des cosmétiques et autres produits.
Polyvinylchloride	PVC	9002-86-2		Résine de polyvinyle largement utilisé dans la fabrication de matières plastiques, dispositifs médicaux, tubes, et autres emballages. Egalement utilisé comme substitut du caoutchouc.

## Annexe 2 : Descriptifs des projets Ifremer

	<b>MICRO</b>	<b>PERSEUS</b>	<b>Multirisk</b>	<b>Nanoplastiques</b>	<b>MiplAqua</b>
<i>Présence/ Répartition des micro- plastiques</i>	Inventaire des types et quantité de microplastiques dans la Manche, la Mer d'Iroise et la Mer du Nord (Projet)	Obtention de nouvelles données homogènes (campagne PERSMED de 2014)	Identification et quantification des micro-plastiques	Distribution dans des échantillons environnementaux (Rade de Brest, Méditerranée et Manche)	Etablir un premier état des lieux de la contamination en MP des zones côtières de la région Pays de la Loire au niveau des eaux, des sédiments, ainsi que des moules ( <i>M. edulis</i> ) et des huîtres ( <i>C. gigas</i> )
	Présence des microplastiques en Rade de Brest et caractérisation physique et chimique (Thèse)			Comprendre les processus de fragmentation du plastique	
<i>MP vecteur de contaminants</i>	Caractérisation de l'impact des microplastiques sur les espèces marines exposées, in situ et au laboratoire, par des expériences d'expositions aux microplastiques avec et sans contaminants organiques persistants (Thèse)	Analyse de la bioaccumulation/bioamplification des contaminants dans les premiers maillons trophiques du plancton et des petits poissons pélagiques, dans les différentes zones de la Mer Méditerranée Occidentale		Adsorption/désorption des POP à leur surface et leur colonisation par des micro-organismes marins	Etudier les interactions d'un HAP modèle avec les microplastiques modèles et évaluer la capacité des microplastiques à servir de vecteurs de contamination de certains POP
				Déterminer leurs charges en POP et additifs	Comparer la contamination moules/huîtres, les effets et leur capacité de dépuraison des microplastiques et la capacité des microplastiques à servir de vecteurs de contamination de HAP
<i>Impact sur le biote</i>	Etudier expérimentalement l'effet des microplastiques sur la physiologie de plusieurs espèces marines (Projet)		Connaitre les effets écotoxicologiques des microplastiques et leur impact sur les organismes marins	Interaction des microplastiques/nanoplastiques avec le microcosme marin et évaluation de l'effet de la taille sur la toxicité pour la vie marine	Evaluer expérimentalement l'impact des microplastiques vis-à-vis de ces organismes via des expositions à des contaminations très proches du milieu naturel
				Evaluation du transfert le long de la chaîne alimentaire marine et des risques potentiels pour la santé humaine	Déterminer si la dépuraison diminue les quantités de microplastiques accumulées par les organismes d'intérêt
<i>Impact socio-économiques</i>	Impacts socio-économiques de ces MP dans ces zones maritimes (Projet)				
<i>Méthode</i>			Validation et harmonisation des méthodes analytiques	Méthodologie pour l'échantillonnage et la caractérisation des plus petits microplastiques et des nanoplastiques	

## Résumé

Les microplastiques sont omniprésents dans l'environnement marin, notamment dans les gyres océaniques. Cette étude bibliographique réalise un bilan des connaissances actuelles sur les microplastiques comme support de contaminants chimiques dans le milieu marin. 121 documents ont été pris en compte dans ce rapport dont 53 sur la thématique « microplastiques, contaminants et milieu marin ». Les capacités d'adsorption/désorption des contaminants sur les microplastiques dépendent du contaminant, du support microplastique, et de facteurs externes (salinité, matière organique et interaction avec les autres contaminants). Quelle que soit la matrice échantillonnée (eau et sable) et la zone géographique considérée, les résultats mettent en évidence la présence de contaminants chimiques sur les microplastiques, que ce soit des polluants organiques persistants (POP) présent dans l'eau (PCB, HAP, pesticides) ou des additifs du plastique (PBDE, bisphénol A, alkylphénols). Une grande variabilité des concentrations est observée en fonction des lieux, des supports et entre chaque microplastique. Les différentes méthodes d'acquisition des données ne permettent pas la comparaison des études entre elles. Au niveau des organismes, la désorption des contaminants sur les microplastiques est favorisée en présence d'agents tensioactifs. Il a ainsi été démontré qu'une fois ingérés, les microplastiques peuvent transférer certains contaminants aux organismes. L'exposition de poissons à des microplastiques avec du pyrène, présente des effets différents par rapport aux poissons exposés au pyrène seul. Les microplastiques concentrent les polluants, les transportent et augmentent leur persistance dans l'environnement marin. Ils augmentent l'exposition des organismes aux contaminants chimiques et modifient leur risque de contamination et les effets des contaminants. Le rôle des microplastiques dans la charge totale en contaminants dans les organismes marins n'est pas encore bien défini, la difficulté étant de savoir si ces contaminants viennent de l'environnement ou des microplastiques. L'accumulation et la bioamplification des contaminants dans les organismes via les microplastiques restent à étudier.

Mots clés : microplastiques, contaminants chimiques, polluant organique persistant, milieu marin

## Abstract

Microplastics are ubiquitous in the marine environment, particularly in ocean gyres. This review makes an assessment of the current knowledge about microplastics as support of chemical contaminants in marine environment. 121 papers were included in this report, with 53 on the theme "microplastics, contaminants and marine environment". Adsorption and desorption capacities of contaminants on microplastic depend on the contaminant, the microplastic, and external factors (salinity, organic matter and interaction with other contaminants). Regardless of the sampled matrix (water and sand) and the geographical area, results have shown the presence of chemical contaminants on microplastics, which are persistent organic pollutants (POPs) in the water (PCBs, PAHs, pesticides) or plastic plastic additives (PBDE, bisphenol A, alkylphenols). A large variability in concentrations is observed according to the place, the type of plastic and between each microplastic. The different data acquisition methods do not allow the comparison between studies. In biota, desorption of contaminants on microplastics is favored in the presence of surfactants. It has been shown that once ingested, microplastic can transfer certain contaminants. The fish exposed to microplastics with pyrene, has different effects compared to fish exposed only to pyrene. Microplastics concentrate pollutants, transport them and increase their persistence in the marine environment. With microplastics, exposure of biota to chemical contaminants is increased. Microplastics distort risk of contamination for biota and the effects of contaminants. The role of microplastics in the total load of contaminants in marine organisms is not yet well defined, the difficulty is to know if these contaminants come from environment or microplastics. The accumulation and biomagnification of contaminants in organisms via microplastics remain to be studied.

Keyword: microplastic, chemical contaminant, persistent organic pollutants, seawater