

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de L'Enseignement Supérieur et de la
Recherche Scientifique - Université A. MIRA –
Bejaïa

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département Microbiologie
Spécialité : Microbiologie fondamentale



Réf :

Mémoire de Fin de Cycle
En vue de l'obtention du diplôme

MASTER

Thème

**Les microplastiques : Toxicité et
biodégradation**

Présenté par :

ALILI Massyl & HASSANI Hana

Soutenu le : **25 juin 2023**

Devant le jury :

M^r KECHA M.

Président du jury

M^{me} YANAT B.

Promoteur

M^{lle} DJINNI I.

Examinatrice

Année universitaire : 2022/2023

Dédicaces

Je tiens à dédier ce mémoire à mes très chers parents, envers qui aucun mot que j'inscrirai sur ce papier ne saurait exprimer toute ma gratitude et ma reconnaissance...

À mes chers grands-parents, qui n'ont jamais cessé d'être mon modèle d'humilité et de sagesse, je vous dédie ce travail en guise de modeste remerciement pour toutes les belles choses que vous m'avez apporté.

À Ghiles, le meilleur des grands frères, à ma famille, et à tous ceux qui m'ont soutenu et ont toujours cru en moi,
merci à vous.

~ Massyl

Au terme de ce travail de fin d'étude, j'exprime mes sincères remerciements à tous ceux qui m'ont accompagné de près ou de loin.

Je pense : A ma promotrice et encadrante, Docteur YANAT de l'Université Abderrahmane Mira pour la qualité de son encadrement, pour le soin et l'abnégation dont elle a fait preuve, sa qualité d'écoute et ses conseils forts utiles pour la réussite de mon travail au cours de cette étude.

A tous mes amis et collègues du Master en microbiologie fondamentale 2022-2023.

A toute ma famille et mes amis proches.

Ainsi qu'aux examinateurs et membres du jury Dr. DJINNI et M^r KECHA.

~ Hana

Remerciements

Tout d'abord, nous tenons à remercier Dieu pour nous avoir donné la force et la volonté durant tout notre cursus pour en arriver là où nous sommes.

*Nous souhaitons aussi exprimer notre reconnaissance à **M^{me} YANAT B.**, aussi bien pour avoir su nous encadrer durant le long processus qu'a été ce travail, que pour sa disponibilité et son professionnalisme.*

*Enfin, nous tenons à faire part de nos sincères considérations et remerciements aux membres du jury : **M^r KECHA M.** qui nous fait l'honneur de présider ce jury, ainsi qu'à **M^{lle} DJINNI I.** qui accepte d'en faire partie.*

M&H

Sommaire

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

Introduction

Chapitre I :Les microplastiques

I. Généralités sur les microplastiques.....	1
II. Historique des microplastiques.....	3
III. Utilisation des microplastiques	4
IV. Les différentes sources et mécanismes de transfert des microplastiques.....	6
IV.1. Sources de microplastiques atmosphériques.....	6
IV.2. Le transport hydrique des microplastiques.....	7
IV.3. Transfert trophique des microplastiques	8
- Ingestion directe.....	8
- Transfert primaires.....	9
- Transfert secondaires.....	9
V. Impact négatifs des microplastiques.....	10
V.1. Impacts des microplastiques sur les écosystèmes terrestres.....	10
V.1.1. Biodiversité.....	10
V.1.2. Dégradation de l'habitat.....	11
V.1.3. Perturbation des cycles biogéochimique.....	11
V.1.4. Effets sur la pollinisation.....	11
V.1.5. Interactions avec les espèces terrestres.....	11
- Accumulation dans les organismes.....	11

-Transfert le long de la chaîne alimentaire.....	12
-Interactions avec le comportement et la physiologie.....	12
V.2. Impacts des microplastiques sur les écosystèmes aquatiques.....	12
V.2.1. Biodiversité marine.....	12
V.2.2. Dégradation de l'habitat marin.....	13
V.2.3. Effets sur les espèces sensibles.....	13
V.2.4. Interactions avec les espèces aquatiques.....	13
-Ingestion et absorption.....	13
-Transfert trophique.....	13
-Perturbation des comportements.....	14
V.3. Impact sur la santé humaine	15
V.3.1.Exposition alimentaire.....	15
V.3.2.Exposition respiratoire.....	15
V.3.3.Interactions avec le système immunitaire.....	15
V.3.4.Risques potentiels pour la santé.....	16
V.4. Impacts socio-économiques des microplastiques.....	19
VI. Méthodes d'analyse des microplastiques.....	19

Chapitre II : Biodégradation des microplastiques

I. Solutions chimiques et technologiques.....	22
I-1. L'oxydation avancée.....	22
I-2. Les micro-ondes	23
I-3. La filtration.....	23

II. Solutions biotechnologiques.....	25
II-1. Les micro-organismes pour la biodégradation des microplastiques.....	25
II.1.2. Les micro-organismes dégradant le plastique	26
II.1.2.1. Les actinobactéries.....	26
II.1.2.1.1. Description.....	26
II.1.2.1.2. Importance biotechnologique.....	27
II.1.2.2. Autres bactéries	31
II-1.2.3. Les champignons.....	35
- Facteurs influençant la biodégradation par les champignons.....	39.
II.1.2.4. Algues et cyanobactéries.....	39
II.2. Mécanismes de la biodégradation du plastique par les microorganismes.....	43
a) La bio-détérioration	43
b) La bio-fragmentation	44
c) L'assimilation.....	44
d) La minéralisation.....	44
II.3. Les facteurs influençant la biodégradation	45
II.3.1. Les facteurs environnementaux	45
II.3.2. Les propriétés physico-chimiques du matériau.....	45
II.4. Technologie membrane bioreactor (MBR).....	47
II.3. Les bioplastiques	48
- Avantages et limites des bioplastiques.....	51

Coclusion & perspectives

Références bibliographiques

Résumé / abstract

Liste des tableaux

Tableau I : Classement par taille des particules de plastique.....	1
Tableau II : Sources et mécanismes de dispersion des microplastiques dans l'environnement.....	6
Tableau III : Mécanismes de transport hydriques des microplastiques.....	7
Tableau IV : Utilisation, impacts, et réglementations vis-à-vis des PFAS sur la santé humaine.....	18
Tableau V : les principes avantages et limitation des méthodes d'analyse des MP.....	20
Tableau VI : Taux d'élimination des MP dans différentes stations d'épuration par traitements primaires, secondaires et tertiaires.....	24
Tableau VII : Quelques souches d'actinomycètes biodégradant les microplastiques.....	29
Tableau VIII : Exemples d'espèces de bactéries biodégradantes des polymères plastiques.....	34
Tableau IX : Quelques-unes des diverses espèces d' <i>Aspergillus</i> impliquées dans la biodégradation des plastiques.....	36
Tableau X : Exemples d'espèces de champignons biodégradantes des polymères plastiques.....	38
Tableau XI : Quelques exemples d'espèces de cyanobactéries impliquées dans la biodégradation des polymères plastique.....	41
Tableau XII : Récapitulatif des principales enzymes intervenant dans la biodégradation de chaque type de plastique.....	42
Tableau XIII : Exemples de bioplastiques et leurs utilisations.....	50

Liste des figures

Figure 1 : Les Microplastiques présents dans l'environnement.....	2
Figure 2 : Photographie illustrant la pollution marine par le plastique.....	5
Figure 3 : Les voies de transport des microorganismes et leurs interactions biologiques dans l'environnement marin.....	9
Figure 4 : Les effets néfastes possibles des MP sur les principaux organismes terrestres et aquatiques. L'interaction entre les MP et les micro-organismes, ainsi que le microbiote intestinal des animaux, conduira à son tour à une réflexion sur la santé environnementale, animale et humaine	14
Figure 5 : Les effets potentiels des microplastiques sur la santé humaine.....	17
Figure 6 : Aspect au microscope électronique à balayage de trois souches de <i>Streptomyces sp.</i> . Aspect des hyphes (a, c, e) et des spores (b, d, f).....	27
Figure 7 : Biofilm formé par <i>Rhodococcus ruber</i> sur la surface de polyéthylène prétraitée par UV, observé au microscope électronique à balayage. Contrôle : surface avant inoculation. Initiation de la biodégradation à partir du jour 3.....	28
Figure 8 : Images prises au microscope électronique à balayage de : (a) colonisation de la surface du LDPE par la souche de <i>Sphingobacterium multivorum</i> . (b) initiation de la formation de biofilm. (c) biofilm formé sur la surface du LDPE. Et (c) fissures et trous causés sur le film de LDPE après retrait du biofilm.....	32
Figure 9 : Illustration schématique du prélèvement, enrichissement, inoculation et biodégradation du film PVC du consortium bactérien de <i>Tenebrio molitor</i>	33
Figure 10 : Illustration de l'interaction des hydrophobines avec les hyphes fongiques dans l'eau, l'air et sur les surfaces hydrophobes.....	37

Figure 11 : Illustration de l'interaction des hydrophobines RolA chez <i>Aspergillus oryzae</i> avec l'enzyme CutL1 sur polymère poly(butylène succinate-co-butylène adipate (PBSA)).....	37
Figure 12 : Illustration schématique des étapes de la biodégradation du plastique	43
Figure 13 : Les différents facteurs influençant la biodégradation	46
Figure 14 : Illustration schématique du processus membrane bioreactor.....	47
Figure 15 : Biodégradation en bouteille en PHA, par incubation dans la boue pendant 80 jours.....	49
Figure 16 : Spectre de préférence de l'utilisation des plastiques, par ordre croissant	49

Liste des abréviations

ADN : Acide désoxyribonucléique	PCL : Polycaprolactone
ARNr : Acide ribonucléique ribosomique	PE : Polyéthylène
BP : Bioplastique	PelB : Periplasmic pectate lyase B
Da : Dalton	PET : Polyéthylène téréphtalate
HDPE : Polyéthylène de haute densité	PFAS : Per- and polyfluoroalkyl substances
HPLC : Chromatographie en phase liquide	PHA : Polyhydroxyalkanoate
IRTF/FTIR : Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier	PHB : Polyhydroxybutyrate
ISP-2 : International <i>Streptomyces</i> Project 2	PLA : Acide polylactique
LDPE : Polyéthylène de basse densité	POA : Procédés d'oxydation avancée
MBR : Membrane bioreactor	PP : Polypropylène
MEB : Microscopie électronique à balayage	PS : Polystyrène
MHET : Monohydroxyethyl terephthalate	PU : Polyuréthane
MHz / GHz : Mégahertz, gigahertz	PVC : Polychlorure de vinyle
MO : Micro-organismes	RO : Osmose inverse
MP : Microplastiques	SEC : Système de sécrétion de type II (T2SS)
NAM : N-acétylglucosamine	Sp. : Species
NR : Non renseigné	UF : Ultrafiltration
PAM : Polyacrylamide	UFC : Unité formant colonie
PBS : Polybutylene succinate	UV : Ultraviolets
PBSA : Poly(butylene succinate-co-butylene adipate)	

|INTRODUCTION

Introduction

Le plastique est l'un des matériaux les plus utilisés dans le monde moderne, sa production et sa consommation n'ont jamais cessé de croître jusqu'à atteindre 459 millions de tonnes en 2019 (OECD, 2022). La norme ASTM D883 (American Society for Testing and Materials) définit le plastique comme étant un matériau organique polymère, synthétique ou semi-synthétique, de grande taille moléculaire, qui peut être moulé ou extrudé en différentes formes et dimensions, et qui est solide à l'état fini. Il est apprécié entre autres pour sa polyvalence, sa résistance à la chaleur, à l'eau, aux chocs et aux produits chimiques (Divyalakshmi et Subhashini, 2016). Les polymères les plus importants dans l'industrie du plastique contemporaine sont le polyuréthane (PU), polyéthylène (PE), polyamide (PA), polypropylène (PP) et polyéthylène téréphtalate (PET) (Danso *et al.*, 2019). Les PFAS ou Alkyles perfluorés et polyfluorés sont également très largement utilisés dans plusieurs industries d'objets du quotidien. Ce groupe incluant plus de 4700 produits chimiques de toutes sortes (EEA, 2022) aussi connu sous le nom de « forever chemicals » ou « produits chimiques éternels » sont grandement présents et persistants dans la nature.

En dépit de leur intérêt économique, ces composés sont à l'origine de problèmes environnementaux majeurs. Leur utilisation excessive et leur grande durabilité engendrent des déchets qui se retrouvent dans la nature et persistent pendant plusieurs années. En 2019, 6.1 tonnes de déchets plastique ont été rejetés dans les milieux aquatiques, dont 1.7 millions de tonnes ont été entraînés dans les océans (OECD, 2022). Au fil du temps, ces déchets se fragmentent en de plus petites particules ; les microplastiques (George *et al.*, 2019). Ces petits fragments de taille inférieure à 5mm constituent un problème de par leur caractère ubiquitaire, ils peuvent être ingérés par les organismes terrestres et marins pouvant provoquer une toxicité intrinsèque par lessivage et en absorbant les contaminants organiques persistants ainsi que les agents pathogènes. Les microplastiques peuvent également contaminer les chaînes alimentaires humaines et représentent donc un risque sanitaire. De plus, leur impact direct sur la santé de l'homme sur le long terme demeure inconnu (da Silva Brito *et al.*, 2022).

Les méthodes actuelles de l'élimination de ces déchets (incinération, mise en décharge et recyclage) coûtent très cher, n'est pas durable et met plus de pression sur notre environnement. Ainsi, l'accent a été mis récemment davantage sur le potentiel des systèmes biologiques à dégrader les plastiques synthétiques. À cet égard, il a été démontré que certains

insectes, bactéries et champignons ingèrent ces polymères et les convertissent en composés de carbone respectueux de l'environnement (**Amobonye et al., 2021**).

La biodégradation des microplastiques présents dans l'environnement par le biais d'enzymes microbiennes a fait l'objet de recherches récentes. Alors que quelques revues ont récemment été publiées sur la biodégradation d'un seul type de plastique en particulier, seuls quelques articles abordent la biodégradation du plastique à une échelle plus globale, abordant la dégradation de plusieurs polymères synthétiques (**Wei et Zimmerman, 2017**). Ainsi, quelques questions peuvent être posées : quels sont les micro-organismes actuellement connus pour être impliqués dans la biodégradation des microplastiques? Et quels sont les futurs challenges et technologies pour le développement d'approches de traitement appropriées pour la gestion des déchets plastiques ?

Le présent mémoire a pour objectif d'apporter des éléments de réponse à ces questions, de fournir une revue approfondie et objective sur la problématique des microplastiques dans l'environnement en synthétisant les ressources disponibles sur le sujet et de proposer des solutions potentielles pour minimiser leur impact.

Pour cela, il se présente en deux chapitres

Le premier chapitre aborde le sujet des microplastiques, de leur distribution, de leur différents types et origines, des différentes méthodes employées pour les détecter, de leur toxicité et leur impact sur les constituantes de l'environnement.

Le second chapitre porte sur les solutions technologiques et biotechnologiques proposés pour cette problématique, il passe en revue les différents techniques et mécanismes utilisés pour la dégradation des plastiques, et met en évidence certains procédés pour une exploration plus approfondie du sujet.

CHAPITRE I. LES MICROPLASTIQUES

Chapitre I. Les microplastiques

1. Définition

Les microplastiques sont des fragments de plastique de petite taille, allant de 0.1 μm à 5 mm de diamètre (GESAMP, 2015; EFSA, 2016; European Chemicals Agency, 2019), qui sont présents dans l'environnement terrestre et aquatique. Ils se forment à partir de la dégradation de plastiques plus grands ou sont intentionnellement fabriqués à cette taille pour être utilisés dans certains produits (Crawford et Quinn, 2016). Les chercheurs ont également décrit les MP selon leurs formes sous forme de microbilles, de noyaux, de fibres, de mousse et de fragments (Fig. 2) (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). De plus, les MP ont été classés en gros MP (1 à 5 mm) (Horton *et al.*, 2017), petits MP (0,3 à 1 mm) (Claessens *et al.*, 2011) et nanoplastiques (<0,3 mm) (Andrady, 2011) basée sur la caractéristique de panne continue.

- a) **Fibres** : Les fibres microplastiques sont des particules allongées qui ressemblent à de petits filaments qui peuvent provenir de divers polymères synthétiques tels que les polyesters, l'acrylique, le polyamide et le polyéthylène. Ces fibres sont couramment utilisées dans les textiles, tels que les vêtements, les tapis et les rideaux, ainsi que dans d'autres applications industrielles (Hann *et al.*, 2018). Lorsque ces matériaux sont lavés, les fibres microscopiques se détachent et peuvent être libérées dans l'environnement, un seul vêtement synthétique pouvait relacher jusqu'à 1900 fibres synthétiques en une seule machine (Brown *et al.*, 2011).

- b) **Fragments** : Les fragments microplastiques sont des morceaux irréguliers de plastique qui se sont détachés de plastiques plus grands. Ils peuvent provenir d'une variété de polymères utilisés dans la production d'objets en plastique. Certains des polymères les plus couramment retrouvés sous forme de fragments microplastiques comprennent le polypropylène, le polyéthylène, le polystyrène, le polycarbonate et le polyéthylène téréphtalate (PET). Ces fragments peuvent se détacher de diverses sources, telles que les emballages alimentaires, les bouteilles en plastique, les jouets, les ustensiles de cuisine et les équipements électroniques (Hann *et al.*, 2018). Ces fragments peuvent se décomposer davantage en petites tailles à mesure qu'ils sont exposés aux éléments.

- c) Microbilles : Les microbilles sont de petites sphères de plastique solide généralement fabriquées à partir de polymères tels que le polyéthylène (PE) et le polypropylène (PP). Elles sont couramment utilisées dans les produits cosmétiques, les produits de soins personnels, les produits de nettoyage et les produits pharmaceutiques (**Hann *et al.*, 2018**). Ces microbilles peuvent être directement rejetées dans l'environnement lors de l'utilisation de ces produits.
- d) Films : Les films microplastiques sont de minces feuilles de plastique qui se sont fragmentées en petites tailles composés de différents polymères tels que le polyéthylène, le polypropylène, le polyéthylène téréphtalate, le polychlorure de vinyle et le polystyrène. Ces films peuvent provenir de sacs en plastique, de films d'emballage, de ballons et d'autres produits similaires (**Hann *et al.*, 2018**). Ils peuvent se déchirer et se décomposer en morceaux plus petits en raison de l'exposition aux rayons UV, à la chaleur et aux forces mécaniques.

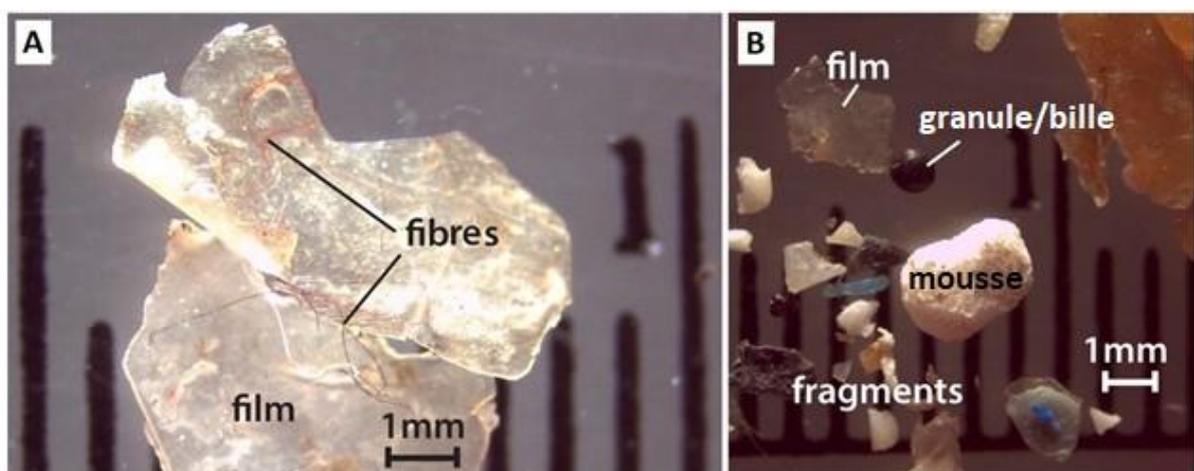


Figure 1 : Les Microplastiques présents dans l'environnement (**Baldwin et coll., 2016**).

Il est important de noter que chaque type de polymère a des propriétés différentes, ce qui peut influencer leur durabilité, leur dégradation et leur impact potentiel sur les écosystèmes et la santé humaine. La compréhension des types de polymères présents sous forme de microplastiques peut aider à orienter les efforts de recherche et de gestion visant à minimiser leur impact environnemental.

Tableau I : Classement par taille des particules de plastique (De Witte *et al.*, 2017).

Particules	Diamètre des particules
Macroplastique	> 25 mm
Mesoplastique	5-25 mm
Microplastique	0.1 μm -5 mm
Nanoplastique	0.001-0.1 μm

2. Historique

D'après **Amobonye *et al.*, (2021)**, l'histoire des plastiques remonte à la fin du XIX^e siècle, lorsque des scientifiques ont commencé à expérimenter avec des polymères, des matériaux qui pouvaient être moulés en différentes formes. En 1907, Leo Baekeland a inventé le premier plastique synthétique, appelé Bakélite.

Au fil des décennies, de nouveaux plastiques ont été développés pour répondre à divers besoins, tels que le nylon en 1935, le polystyrène en 1937 et le polyéthylène en 1938. Pendant la Seconde Guerre mondiale, les plastiques ont été utilisés pour fabriquer des avions, des navires et des équipements militaires, ce qui a stimulé la demande et la production de plastiques.

Dans les années 1950, l'industrie des plastiques a connu une croissance rapide, alimentée par des avancées technologiques telles que l'injection de moules et l'extrusion. Les

plastiques sont devenus courants dans de nombreux secteurs, notamment l'emballage, l'électronique, l'automobile et la construction, on estime sa production mondiale à cette époque à près de 1.7 million de tonnes/an contre plus de 348 millions de tonnes en 2017 (**PlasticsEurope & EPRO, 2018**).

3. Utilisation et source des microplastiques

A - Utilisation

Le plastique joue un rôle majeur dans l'utilisation humaine ce dernier et utilise dans une grande majorité des domaines de la société moderne (**Lebreton et Andrady, 2019**).

Les MP sont divisés en deux grandes catégories : les microplastiques primaires et les microplastiques secondaires.

Les MP primaires sont produits directement à cette taille, soit lors de la fabrication de produits contenant du plastique sous forme de microbilles ou de granulés pour des applications scientifiques et médicales, de la peinture (**Gregory, 1996**), soit lors de l'ajout de microplastiques à certains produits, tels que les produits cosmétiques et les produits de nettoyage (**Fendall et Sewell, 2009**). Ces derniers peuvent être directement rejetés dans l'environnement à travers les eaux usées ou les déchets solides.

Les MP secondaires sont formés à partir de la dégradation de déchets plastiques plus gros (**O'Brine et Thompson, 2010**). L'exposition à la lumière du soleil, à la chaleur, aux intempéries et aux forces mécaniques provoque la fragmentation des plastiques en de plus petits morceaux, qui finissent par devenir des microplastiques. La plus grande partie des MP secondaires est constituée de microfibrilles synthétiques (MF) produites après le lavage de vêtements synthétiques (**Browne et al., 2011**). Par ailleurs, **N.Athey et al. (2020)** ont rapporté qu'une seule paire de jeans rejette 56 000 fibres par lavage dans les eaux usées, mais aussi des déchets plastiques dans les océans, des pneus usés sur les routes, des emballages en plastique dégradés, etc.

Une fois que qu'ils sont libérés dans l'environnement, ils peuvent être transportés par l'eau (Allen *et al.*, 2020), le vent ou d'autres forces naturelles (Gouin, 2022). Ils peuvent également s'accumuler dans les sols et les sédiments par un transport atmosphérique (Evangelidou *et al.*, 2020 ; Brahney *et al.*, 2021), affectant ainsi les écosystèmes terrestres et aquatiques.



Figure 2 : Utilisation humaine des matériaux plastiques.

B - Sources :

Les particules peuvent être produites à partir de diverses sources, interagir avec divers milieux environnementaux (p. ex. eau douce, eau de mer, eaux souterraines, sédiments et sol) et avoir de multiples voies de transport et de transformation. En plus des environnements marins, les particules sont fréquemment détectées dans l'eau douce (Hurley *et al.*, 2018 ; Klein *et al.*, 2015 ; Lechner *et al.*, 2014), le sol (Maaß *et al.*, 2017 ; Nizzetto *et al.*, 2016) et l'atmosphère (Dris *et al.*, 2017 ; Gasperi *et al.*, 2018). Cependant, relativement peu d'études ont résumé les progrès de la recherche sur les PM dans l'eau douce et les sédiments.

B-1) Sources de microplastiques atmosphériques

Le transport atmosphérique des microplastiques concerne la dispersion des particules de plastique dans l'air et leur déplacement sur de longues distances à travers l'atmosphère. Les MP atmosphériques proviennent de différentes sources, à la fois directes et indirectes. Les principales sources comprennent :

- a) Combustion de combustibles fossiles : Lors de la combustion de combustibles fossiles tels que le charbon, le pétrole et le gaz naturel, de petites particules de plastique peuvent être émises dans l'atmosphère. Cela se produit principalement en raison de la présence de plastiques dans les déchets solides qui sont brûlés, ainsi que de la dégradation de polymères contenus dans les carburants. Ce qui peut influencer indirectement sur le climat mondial, car l'amélioration de la production de plastique nécessite une plus grande consommation de combustibles fossiles et, par conséquent, des émissions plus importantes de gaz (**Höök et Tang, 2013 ; Royer *et al.*, 2018**).
- b) Abrasion des pneus : Les pneus en caoutchouc contiennent des polymères synthétiques qui peuvent s'user au fil du temps. Les petites particules de caoutchouc provenant de l'abrasion des pneus sur les routes peuvent devenir des microplastiques atmosphériques (**Allen *et al.*, 2020**).
- c) Émissions industrielles : Les industries qui produisent, utilisent ou manipulent des plastiques peuvent émettre des particules plastiques dans l'atmosphère par le biais de leurs processus de fabrication, de leur manipulation ou de leurs rejets. Cela peut inclure des émissions directes provenant d'usines de plastique, d'installations de recyclage ou d'usines de transformation de plastiques (**Andrady, 2017**).
- d) Décharges de déchets : Les décharges de déchets contiennent souvent une grande quantité de plastiques. Au fil du temps, ces déchets se dégradent et libèrent des microplastiques dans l'air par le biais de processus tels que l'érosion éolienne ou l'action des machines de compactage (**Andrady, 2017**).

Lorsque les microplastiques atmosphériques se déplacent dans l'atmosphère, ils peuvent finir par se déposer sur le sol, les eaux de surface et les surfaces des plantes. Plusieurs facteurs influencent le taux de dépôt et la sédimentation de ces derniers : conditions météorologiques, caractéristiques des particules de plastique, propriétés des surfaces de dépôt.

Une fois déposés, ils peuvent persister dans l'environnement pendant de longues périodes. Ils peuvent s'accumuler dans les sols, les sédiments des cours d'eau et les écosystèmes terrestres, avec des conséquences potentielles pour la biodiversité et les écosystèmes (**Revell et al., 2021**).

Tableau II : sources et mécanismes de dispersion des microplastiques dans l'environnement.

	Sources de microplastiques atmosphériques	Mécanismes de dispersion	Dépôt et sédimentation
Combustion de combustibles fossiles	Émissions de particules de plastique lors de la combustion de combustibles fossiles	Transport par le vent	Dépôt sur le sol, les surfaces des plantes et les cours d'eau
Abrasion des pneus	Libération de particules de caoutchouc provenant de l'abrasion des pneus sur les routes	Brassage atmosphérique et mouvements verticaux de l'air	Sédimentation dans les sols et les eaux de surface
Émissions industrielles	Émissions directes de microplastiques à partir d'usines de plastique, d'installations de recyclage, etc.	Courants de convection	Accumulation dans les écosystèmes terrestres et les écosystèmes aquatiques
Décharges de déchets	Érosion éolienne des déchets solides contenant des microplastiques	Processus d'érosion éolienne	Entrée dans les écosystèmes aquatiques par ruissellement ou infiltration dans les nappes phréatiques

B-2) Le transport hydrique des microplastiques

C'est-à-dire la manière dont les microplastiques se déplacent et se propagent dans les systèmes aquatiques tels que les océans, les rivières et les lacs.

- a) Transport par courants marins et les vagues : Les courants marins jouent un rôle important dans le transport des MP à grande échelle. Ils peuvent être entraînés par les courants de surface, tels que les courants océaniques, les gyres et les courants côtiers. Ces courants peuvent déplacer les MP sur de longues distances, facilitant leur dispersion dans différents écosystèmes marins (**Kukulka et al., 2012**).
- b) Transport par les courants fluviaux : Les rivières jouent un rôle majeur dans le transport des microplastiques vers les océans. Les MP présents dans les rivières peuvent être entraînés par les courants fluviaux et finalement atteindre les estuaires et les zones côtières. Les grandes rivières peuvent transporter d'importantes quantités provenant de sources terrestres (**Waldschläger et Schüttrumpf, 2019**).
- c) Transport par les précipitations : ils peuvent également être transportés par les précipitations, tels que les pluies et les neiges, et se retrouver dans les systèmes d'eau douce. Ceux présents dans l'atmosphère peuvent être capturés par les gouttes de pluie ou les cristaux de neige et ensuite être déversés dans les rivières, les lacs et les océans lors des précipitations (**Dris et al., 2016**).
- d) Transport par les organismes vivants : les particules peuvent être ingérées par divers organismes vivants, tels que les poissons, les crustacés et les organismes planctoniques. Ces organismes peuvent ensuite se déplacer et migrer, transportant ainsi les microplastiques dans différents habitats aquatiques et contribuant à leur dispersion (**St. Louis et al., 2021**).

Il convient de noter que le transport hydrique est complexe et dépend de nombreux facteurs tels que la taille, la forme, la densité des microplastiques, les conditions environnementales, les courants marins, les vents et les caractéristiques des écosystèmes.

Tableau III : Mécanismes de transport hydriques des microplastiques.

Mécanismes de transport	Description
-------------------------	-------------

Courants marins	Les courants de surface, tels que les courants océaniques, les gyres et les courants côtiers, déplacent les microplastiques sur de longues distances dans les océans.
Vagues	Les microplastiques sont transportés par les mouvements des vagues le long des côtes, se déplaçant vers les zones de déferlement ou les échouages.
Courants fluviaux	Les microplastiques présents dans les rivières sont entraînés par les courants fluviaux et transportés vers les estuaires et les zones côtières. Les grandes rivières jouent un rôle majeur dans le transport des microplastiques vers les océans.
Précipitations	Les microplastiques peuvent être transportés par les précipitations, tels que les pluies et les neiges. Ils sont capturés par les gouttes de pluie ou les cristaux de neige et déversés dans les rivières, les lacs et les océans.
Transport par les organismes	Les microplastiques sont ingérés par les organismes vivants tels que les poissons, les crustacés et les organismes planctoniques. Ces organismes se déplacent et migrent, contribuant ainsi au transport des microplastiques dans les écosystèmes aquatiques.

B-3) Transfert trophique des microplastiques

Il indique la façon dont les microplastiques peuvent passer à travers les différents niveaux d'une chaîne alimentaire et se propager dans les réseaux alimentaires. Les organismes ingèrent des microplastiques directement depuis leur environnement ambiant ou indirectement via un transfert trophique (**Walkinshaw *et al.*, 2020**). La plupart des études se sont concentrées sur l'ingestion directe à partir de la colonne d'eau, et on sait peu de choses sur le transfert de nutriments des microplastiques (**Au *et al.*, 2017**), à l'exception de quelques rapports qui n'ont pas comparé les contributions d'ingestion directe et indirecte (**Farrell et Nelson, 2013 ; Nelms *et al.*, 2018**). Des études de bioaccumulation utilisant d'autres polluants environnementaux ont montré que le transfert de nutriments joue un rôle plus important dans l'absorption que l'exposition d'origine hydrique (**Franklin *et al.*, 2005 ; Kamunde *et al.*, 2002 ; Qiao *et al.*,**

2000). Par conséquent, le transfert de nutriments peut également être un contributeur majeur à l'apport de microplastiques.

- a) Ingestion directe : Les organismes peuvent ingérer directement des microplastiques présents dans leur environnement. Cela peut se produire lorsqu'ils confondent les microplastiques avec des proies naturelles ou lorsqu'ils les ingèrent accidentellement en filtrant l'eau ou en se nourrissant de particules en suspension. Ils peuvent être présents dans l'estomac ou les intestins des organismes, bien que ces derniers soient principalement excrétés après avoir traversé le tube digestif, les particules inférieures à 10 µm peuvent se déplacer de l'intestin vers d'autres tissus et provoquer des effets physiologiques indésirables, qui ont été démontrés chez la moule bleue *Mytilus edulis* (Browne *et al.*, 2008 ; Von Moos *et al.*, 2012).

- b) Transfert primaires : Lorsque les organismes consomment des proies contenant des MP, les particules peuvent se transférer des proies aux prédateurs. Par exemple, le krill antarctique fragmente les microplastiques en particules suffisamment petites pour que la translocation des tissus se produise, peut-être par le biais de ses processus d'alimentation et de digestion, qui sont partagés par d'autres petits crustacés tels que les copépodes et les mysidacés (Dawson *et al.*, 2018 ; Kobusch, 1998 ; Michels et Gorb, 2015). Si la fragmentation des microplastiques par les petits crustacés est courante, les particules peuvent présenter des risques pour les organismes à des niveaux trophiques supérieurs.

- c) Transfert secondaires : ils peuvent également se transférer à des niveaux trophiques supérieurs par le biais de la consommation de proies contaminées. Par exemple, si un poisson consomme des organismes qui ont déjà ingéré des microplastiques, ces derniers peuvent être transmis au poisson. Ce processus peut se répéter à chaque niveau de la chaîne alimentaire, ce qui permet aux MP de s'accumuler et de se concentrer à mesure qu'ils passent d'un organisme à l'autre (Farrell et Nelson, 2013). Par exemple chez les oiseaux marins, les granules (régurgitent) de grands

labbes (*Stercorarius skua*) contenant des restes de fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*) présentait la prévalence plastique la plus élevée, ce qui a conduit les auteurs à supposer que la charge plastique est liée au type de proie et est donc le résultat d'un transfert trophique (Hammer *et al.*, 2017).

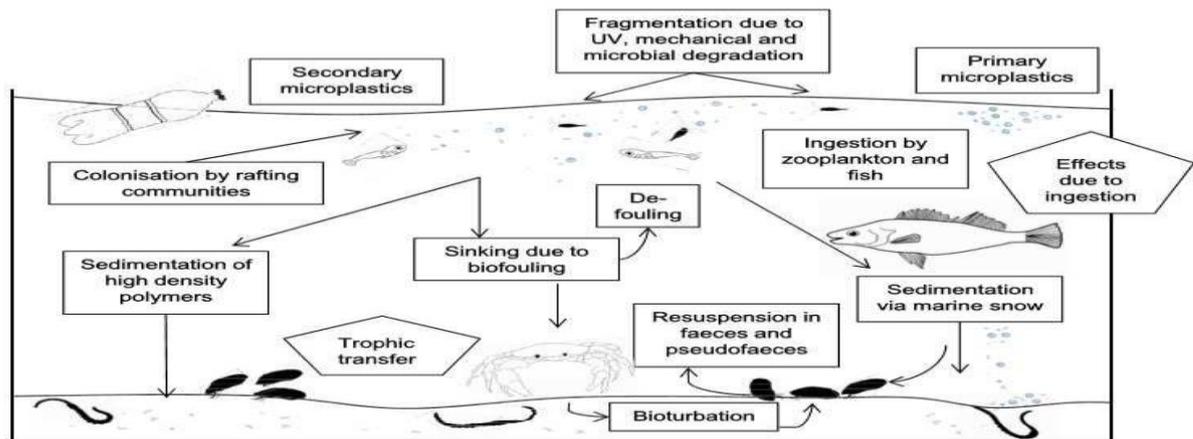


Figure 3 : Les voies de transport des microorganismes et leurs interactions biologiques dans l'environnement marin (Wright *et al.*, 2013).

4. Impact environnemental

Les déchets plastiques sont connus pour exercer diverses pressions écologiques en raison de leur large application, de leur mauvaise gestion et de leur persistance environnementale (Guzzetti *et al.*, 2018 ; Jambeck *et al.*, 2015 ; Li *et al.*, 2018). Le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) a estimé qu'il y aura des niveaux de plastique plus élevés que les poissons dans les océans d'ici 2050 (en poids) (Forum économique mondial, 2016). Parmi tous les débris plastiques, les microplastiques sont devenus un problème mondial de plus en plus important en raison de leur abondance prolongée dans un avenir proche et de leur nature persistante pour les générations à venir (Auta *et al.*, 2017, Guzzetti *et al.*, 2018 ; Shahul Hamid *et al.*, 2018, Sutton *et al.*, 2016).

La pollution par les MP a récemment attiré l'attention des chercheurs en raison de leur persistance dans la nature et de leurs impacts négatifs potentiels sur les plans d'eau, la faune,

les écosystèmes et la santé humaine (**Gasperi et al., 2018 ; Ivleva et al., 2017 ; Lebreton et al., 2017**).

4-1. Impacts des microplastiques sur les écosystèmes terrestres

Les microplastiques peuvent avoir des effets dommageables sur les écosystèmes terrestres, perturbant les interactions entre les organismes et les processus écologiques. La contamination microplastique sur terre pourrait être 4 à 23 fois plus importante que dans l'océan (**Horton, Walton et al., 2017**). En effet, les sols agricoles à eux seuls pourraient stocker plus de microplastiques que les bassins océaniques (**Nizzetto et al., 2016**).

a) Biodiversité : ces particules peuvent affecter la biodiversité en perturbant les chaînes alimentaires terrestres. Comme ils peuvent être ingérés par les organismes terrestres, tels que les insectes, les petits mammifères et les oiseaux, ce qui peut entraîner des effets toxiques et des perturbations dans les populations d'espèces. Ce qui induit un déséquilibre écologique et avoir des répercussions sur l'ensemble de l'écosystème (**Sutherland et al., 2010**).

b) Dégradation de l'habitat : ils peuvent s'accumuler dans les sols, les cours d'eau et les habitats terrestres, entraînant une dégradation de l'environnement. Ils peuvent aussi obstruer les voies respiratoires des organismes terrestres, réduire la capacité de reproduction des plantes et perturber la fertilité du sol. Cela peut conduire à des altérations de l'habitat, à une diminution de la qualité de l'eau et à des changements dans la composition végétale et l'extinction de certaines plantes (**Machado et al., 2017 ; Veresoglou et al., 2015**).

c) Perturbation des cycles biogéochimiques : ils peuvent impacter les cycles biogéochimiques dans les écosystèmes terrestres, en altérant la décomposition de la matière organique, influencer la disponibilité des nutriments pour les plantes et modifier la séquestration du carbone dans les sols. Ces perturbations peuvent avoir des conséquences sur les processus écologiques essentiels, tels que le recyclage des nutriments et la régulation du climat (**Bergmann et al., 2016 ; Zheng et al., 2016**).

d) Effets sur la pollinisation : ils affectent également la pollinisation des plantes terrestres. En se déposant sur les fleurs, obstruant les organes reproducteurs et réduisant la capacité des insectes pollinisateurs à effectuer leur travail. Cela peut entraîner une

diminution de la pollinisation, une réduction de la production de fruits et de graines (**Liebezeit et Liebezeit, 2015**), et potentiellement une diminution de la diversité végétale dans les écosystèmes terrestres.

4-2. Interactions avec les espèces terrestres

Les microplastiques peuvent avoir des interactions complexes avec les espèces terrestres, allant des organismes individuels aux communautés et aux populations. Voici quelques exemples d'interactions importantes :

a) Accumulation dans les organismes : ils peuvent être ingérés par les organismes terrestres, tels que les invertébrés, les reptiles, les oiseaux et les mammifères. Les particules peuvent s'accumuler dans les tissus des organismes, entraînant des effets toxiques et physiologiques. Cela peut perturber le fonctionnement des organes, altérer la croissance, le développement et la reproduction des espèces terrestres. Par exemple ils peuvent se concentrer dans les organismes, causant ainsi des dommages physiques, tels que des abrasions et des blocages internes (**Wright et al., 2013**). Ils sont aussi susceptibles d'être transférés dans les niveaux trophiques supérieurs par la consommation de proies les ayant ingérés (**Farrell et Nelson, 2013**).

b) Transfert le long de la chaîne alimentaire : ils se déplacent le long de la chaîne alimentaire terrestre, affectant plusieurs niveaux trophiques. Par exemple, ceux ingérés par les invertébrés peuvent être transférés aux prédateurs, tels que les oiseaux et les mammifères (**Dai et al., 2022 ; Kim et al., 2022 ; Walker et al., 2022**). Cela peut amplifier leurs effets dans les écosystèmes terrestres et augmenter l'exposition des espèces aux substances toxiques qui leur sont associées.

c) Interactions avec le comportement et la physiologie : ils peuvent également influencer le comportement et la physiologie des espèces terrestres. Par exemple, il a été signalé que les collemboles et les vers de terre transportaient des microplastiques dans le sol dans les directions horizontale et verticale (**Maass et al., 2017 ; Rillig et**

al., 2017). Dans le cas des vers de terre, l'exposition aux MP était associée à des changements structurels dans leurs terriers, un paramètre directement lié à l'agrégation et à la fonction du sol (**Huerta Lwanga et al.**, 2017). Pour les collemboles, les changements dans l'environnement biophysique ont affecté leur activité, ce qui a déclenché des effets dans leurs microbiomes intestinaux (**Zhu et al.**, 2018). Par conséquent, même sans preuve claire d'ingestion, les collemboles exposés aux microplastiques présentaient une microflore intestinale altérée, une signature isotopique affectée et présentaient des effets délétères sur la croissance et la reproduction (**Zhu et al.**, 2018).

4-3. Impacts des microplastiques sur les écosystèmes aquatiques

Les microplastiques ont des effets néfastes sur les écosystèmes aquatiques, perturbant les interactions entre les organismes et les processus écologiques. Voici quelques-uns des impacts potentiels :

- a) Biodiversité marine : ils peuvent avoir un impact sur la biodiversité marine en perturbant les chaînes alimentaires et en affectant les populations d'organismes. Tout comme ils peuvent être ingérés par les organismes marins, tels que les poissons (**Kelly et al.**, 2007), les crustacés et les mammifères marins (**Avio et al.**, 2015), entraînant des effets toxiques et des perturbations dans les populations d'espèces. Cela peut perturber l'équilibre écologique et avoir des répercussions sur l'ensemble de l'écosystème marin.
- b) Dégradation de l'habitat marin : leur accumulation dans les écosystèmes marins, tels que les fonds marins et les habitats côtiers, entraînant une dégradation de l'environnement. Dû au fait qu'ils peuvent obstruer les voies respiratoires des organismes marins, réduire la capacité de reproduction et perturber les fonctions biogéochimiques des écosystèmes marins (**Kelly et al.**, 2007). Cela peut conduire à des altérations de l'habitat, à une diminution de la qualité de l'eau et à des changements dans la composition des communautés.
- c) Effets sur les espèces sensibles : Certains organismes marins sont plus sensibles aux microplastiques en raison de leur taille, de leurs caractéristiques de nage ou de leur régime alimentaire. Par exemple, les larves de poissons et les planctons peuvent ingérer ces derniers, ce qui peut entraîner des défauts de développement, une diminution de la

croissance et une augmentation de la mortalité (**Browne *et al.*, 2008 ; Cole *et al.*, 2013 ; Farrell et Nelson, 2013**). Les espèces qui dépendent des écosystèmes coralliens ou des mangroves sont également vulnérables à leurs effets.

4-4. Interactions avec les espèces aquatiques

Les microplastiques peuvent avoir des interactions complexes avec les espèces aquatiques, allant des organismes individuels aux communautés et aux écosystèmes. Tel que :

a) Ingestion et absorption : ils sont facilement ingérés par les organismes aquatiques, tels que les poissons, les crustacés et les mollusques, à différents stades de leur vie. Ses particules peuvent être confondues avec de la nourriture ou adsorbées sur les surfaces alimentaires, entraînant une ingestion accidentelle. Tout comme ils peuvent également être absorbés par les tissus des organismes, entraînant des effets physiologiques néfastes (**Bakir *et al.*, 2012**).

b) Transfert trophique : comme ils se déplacent le long des chaînes alimentaires aquatiques, ils affectent plusieurs niveaux trophiques. Par exemple, via leur ingestion par les petits organismes planctoniques, ils peuvent être transférés aux poissons prédateurs et, éventuellement, aux mammifères marins. Cela peut amplifier leurs effets dans les écosystèmes aquatiques et augmenter l'exposition des espèces aux substances toxiques associées aux microplastiques (**Chatel, 2021 ; Farrell et Nelson, 2013**).

c) Perturbation des comportements : ils peuvent perturber les comportements des organismes aquatiques. Par exemple, ils peuvent altérer les comportements alimentaires, la reproduction, la migration et la recherche de partenaires sexuels. Ces perturbations peuvent avoir des conséquences sur la survie, la reproduction et la compétition des espèces aquatiques, avec des répercussions sur la structure et la dynamique des populations et des communautés (**Cole *et al.*, 2011 ; Chua *et al.*, 2014 ; Fossi *et al.*, 2014 ; Besseling *et al.*, 2014 ; Tanaka *et al.*, 2013**).

4-5. Impact sur la santé humaine

Les microplastiques ont également été associés à des préoccupations croissantes en ce qui concerne leur impact sur la santé humaine. Les particules peuvent être inhalées, ingérées ou entrer en contact direct avec la peau, ce qui soulève des questions quant aux effets potentiels sur notre santé.

- a) Exposition alimentaire : ils peuvent être présents dans certains aliments que nous consommons. La bioamplification des polluants organiques des niveaux trophiques inférieurs vers les poissons a été démontrée (**Kelly et al., 2007**), ainsi que la capacité des microplastiques à agir comme vecteur de ces contaminants vers les amphipodes (**Chua et al., 2014**), les polychètes (**Besseling et al., 2013 ; Wright et al., 2013 ; Watts et al., 2014 ; Cole et al., 2015**), épuisement des réserves énergétiques (**Wright et al., 2013 ; Browne et al., 2013**), moules (**Avio et al., 2015**) et poissons (**Oliveira et al., 2013**). Des études portant sur les effets de l'ingestion de MP sur les organismes ont mis en évidence une série de mécanismes de réaction, notamment l'inflammation (**Von Moos et al., 2012 ; Wright et al., 2013**), une activité immunitaire accrue (**Browne et al., 2008**), une réduction dans l'activité alimentaire (**Besseling et al., 2013 ; Cole et al., 2013 ; Watts et al., 2014**), les impacts importants sur la progéniture (**Sussarellu et al., 2016**) et la mortalité des individus exposés (**Browne et al., 2013 ; Oliveira et al., 2013**).
- b) Exposition respiratoire : ceux présents dans l'air ambiant peuvent être inhalés, entraînant une exposition potentielle des voies respiratoires. Les fibres qui les constituent peuvent se retrouver dans les poumons et être associées à des problèmes respiratoires, tels que l'inflammation des voies respiratoires et les troubles pulmonaires. Une étude récente sur des cellules d'origine humaine a confirmé que les microplastiques de polystyrène pouvaient augmenter la production d'espèces réactives de l'oxygène, l'inflammation aiguë des cellules immunitaires et la mort cellulaire des fibroblastes et des cellules cancéreuses (**Choi et al., 2020**).
- c) Interactions avec le système immunitaire : ils peuvent interagir avec le système immunitaire humain, provoquant une réaction inflammatoire et une activation des cellules immunitaires. Des études préliminaires suggèrent que les microplastiques

pourraient affecter la réponse immunitaire, ce qui pourrait avoir des implications sur la santé générale et la susceptibilité aux maladies (**Choi *et al.*, 2020**).

d) Risques potentiels pour la santé : Bien que la recherche sur l'impact des microplastiques sur la santé humaine soit encore limitée, certaines études ont suggéré des liens potentiels. Les MP ont le potentiel d'agir comme vecteurs en raison de leur capacité à transporter des traits nocifs et à présenter des propriétés cancérogènes, mutagènes et perturbatrices endocriniennes, les déséquilibres hormonaux, les effets sur la fertilité et les risques accrus de maladies chroniques, ce qui peut poser des risques importants pour la santé (**Avazzadeh *et al.*, 2023**). Toutefois, il faut noter que des études supplémentaires sont nécessaires pour évaluer ces liens et comprendre pleinement les mécanismes sous-jacents.

d) Parmi les molécules chimiques les plus couramment associées aux microplastiques, nous constatons que les PFAS (per- and polyfluoroalkyl substances), également connus sous le nom de substances perfluorées, sont les plus utilisés dans les produits de consommation en raison de leurs propriétés hydrofuges et oléofuges (**Fiedler *et al.*, 2021**). Il y a environ 4700 PFAS enregistrés à ce jour. Et ces derniers ont de grandes répercussions sur la santé humaine :

Dans un certain nombre d'études sur les effets néfastes des composés PFA chez l'homme, les chercheurs ont conclu que l'exposition aux composés PFA est associée à des maladies telles que le cancer, les maladies thyroïdiennes, la colite ulcéreuse, l'hypertension artérielle, etc. (**Barry *et al.*, 2013 ; Steenland *et al.*, 2013 ; Vieira *et al.*, 2013 ; Varjani et Sudha, 2018**). Par rapport aux adultes, les enfants sont plus susceptibles d'être exposés aux PFA. Cela s'explique peut-être par les changements fréquents et le développement du système corporel de l'enfant. Une revue récente a présenté des preuves épidémiologiques concernant l'exposition prénatale et/ou infantile aux PFA avec l'immunité/infection/asthme, les problèmes cardiovasculaires et métaboliques, les changements neurodéveloppementaux, la thyroïde, les reins et l'apparition de la puberté (**Rappazzo *et al.*, 2017**).

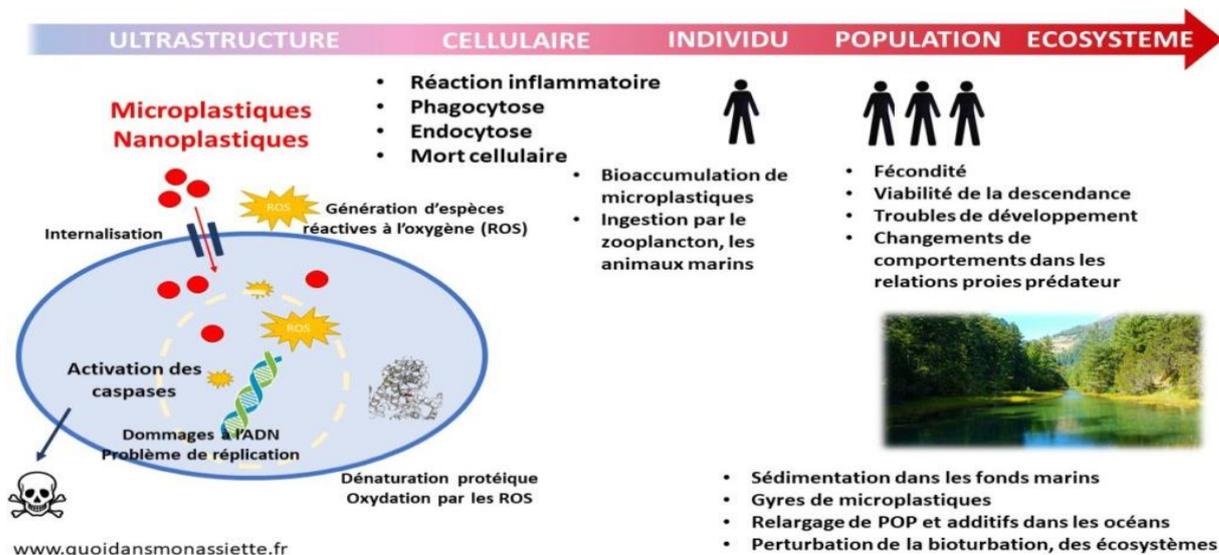


Figure 4 : Impact des microplastiques sur les différents composants des compartiments terrestres, aquatiques, humain.

Les PFAS font également l'objet d'une recherche et d'une réglementation croissantes en raison de leurs effets sur la santé humaine. Des initiatives sont mises en place pour surveiller et réduire l'exposition aux PFAS, ainsi que pour développer des alternatives plus sûres. Les recherches actuelles visent à mieux comprendre les effets des PFAS, ainsi que les interactions possibles avec d'autres contaminants, tels que les microplastiques.

Il est bon de rappeler que les PFAS et les microplastiques sont des préoccupations distinctes en matière de contamination, mais leur coexistence et leurs effets cumulatifs potentiels soulèvent des questions supplémentaires en matière de santé humaine.

Tableau IV : utilisation, impacts, et réglementations vis-à-vis des PFAS.

PFAS	Utilisation et applications	Impact sur la santé humaine	Réglementations et initiatives

Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	Utilisé dans la production de revêtements résistants aux taches et aux graisses, dans les textiles et les emballages alimentaires	Risques pour la santé : troubles hormonaux, impacts sur la reproduction, le développement, les fonctions hépatiques et le système immunitaire	Réglementations en cours pour limiter l'utilisation et l'exposition à l'acide perfluorooctanoïque (PFOA)
Sulfonate deperfluorooctane (PFOS)	Utilisé dans les produits ignifuges, les textiles, les détergents et les mousses d'extinction d'incendie	Risques pour la santé : perturbations du système immunitaire, impacts sur la santé respiratoire et cardiovasculaire, impacts sur la reproduction	Réglementations en cours pour limiter l'utilisation et l'exposition aux PFAS, y compris le sulfonate de perfluorooctane (PFOS)
Autres types de PFAS	Utilisés dans une variété de produits, tels que les textiles imperméables, les revêtements antiadhésifs et les mousses d'extinction d'incendie	Risques pour la santé : impacts sur la santé reproductive, les fonctions hépatiques et le développement, les fonctions rénales et le système immunitaire	Réglementations en cours pour identifier et évaluer les autres types de PFAS et établir des limites d'utilisation

4-6. Impacts socio-économiques des microplastiques

La pollution due au plastique est à l'origine de coûts importants pour l'économie, estimés à environ 13 milliards d'USD par an pour les dégâts causés aux écosystèmes marins, dont des pertes financières directes pour les secteurs de la pêche : les zones de pêche et les sites d'aquaculture, entraînant une diminution de la qualité des produits de la mer, du tourisme : Les plages et les zones côtières polluées peuvent décourager les touristes et nuire à l'industrie du

tourisme côtier. La présence visible de déchets plastiques peut dégrader l'attrait esthétique des destinations touristiques ainsi que des volumes significatifs entrés mes de temps passé/de ressources allouées au nettoyage des plages (Alessi et al., 2018). Ainsi que sur l'Industrie du plastique lui-même : Bien que cela puisse sembler paradoxal, la pollution peut également affecter l'industrie des plastiques elle-même. La prise de conscience croissante des problèmes liés aux microplastiques a conduit à une pression accrue pour réduire l'utilisation de plastiques à usage unique et promouvoir des alternatives durables, ce qui a un impact sur la demande et les profits de l'industrie des plastiques traditionnels. Ce qui a poussé de nombreux fabricants de plastique à modifier leur composant de fabrication primaire tel que le BPA en remplaçant cette substance chimique par d'autres substances structurellement similaires, comme le Bisphénol-S, mais les substances chimiques alternatives ne sont pas nécessairement plus sécuritaires que le BPA étant donné qu'elles présentent des propriétés très similaires (**Gibbens, 2019**).

5. Méthodes d'analyse des microplastiques

Dans cette section, nous explorerons les différentes méthodes d'analyse utilisées pour détecter et quantifier les microplastiques dans l'environnement. Étant donné la petite taille de ces derniers et leur ubiquité, il est essentiel de disposer de méthodes d'analyse sensibles et fiables pour évaluer leur présence et leur impact. Voici quelques-unes des principales méthodes utilisées :

A) Microscopie optique : La microscopie optique est une méthode couramment utilisée pour observer les microplastiques. Elle permet de visualiser les particules de plastique à l'aide de techniques d'éclairage spécifiques et de leur morphologie caractéristique. Les microscopes optiques classiques peuvent être utilisés, mais la microscopie en lumière polarisée est particulièrement utile pour distinguer les microplastiques des autres particules. Ces derniers peuvent apparaître sous forme de fragments, de fibres ou de billes dans les échantillons observés. Cependant, cette méthode ne permet pas d'identifier les types de polymères présents.

Principe de fonctionnement : il repose sur l'utilisation de la lumière visible pour éclairer les échantillons et générer des images des microplastiques. La lumière passe à travers l'échantillon et est collectée par un objectif du microscope, puis focalisée sur un système d'observation, tel qu'un oculaire ou une caméra, permettant aux chercheurs d'observer et d'analyser les particules de plastique présentes.

Avantages et limites de la microscopie optique : La microscopie optique présente plusieurs avantages pour l'analyse des microplastiques. Elle permet une visualisation directe des particules, ce qui permet d'observer leur forme, leur taille et leur morphologie. De plus, elle peut être utilisée pour détecter une large gamme de tailles de ces derniers, allant de quelques micromètres à plusieurs millimètres. De plus, elle ne nécessite pas de traitements chimiques spécifiques pour l'échantillon.

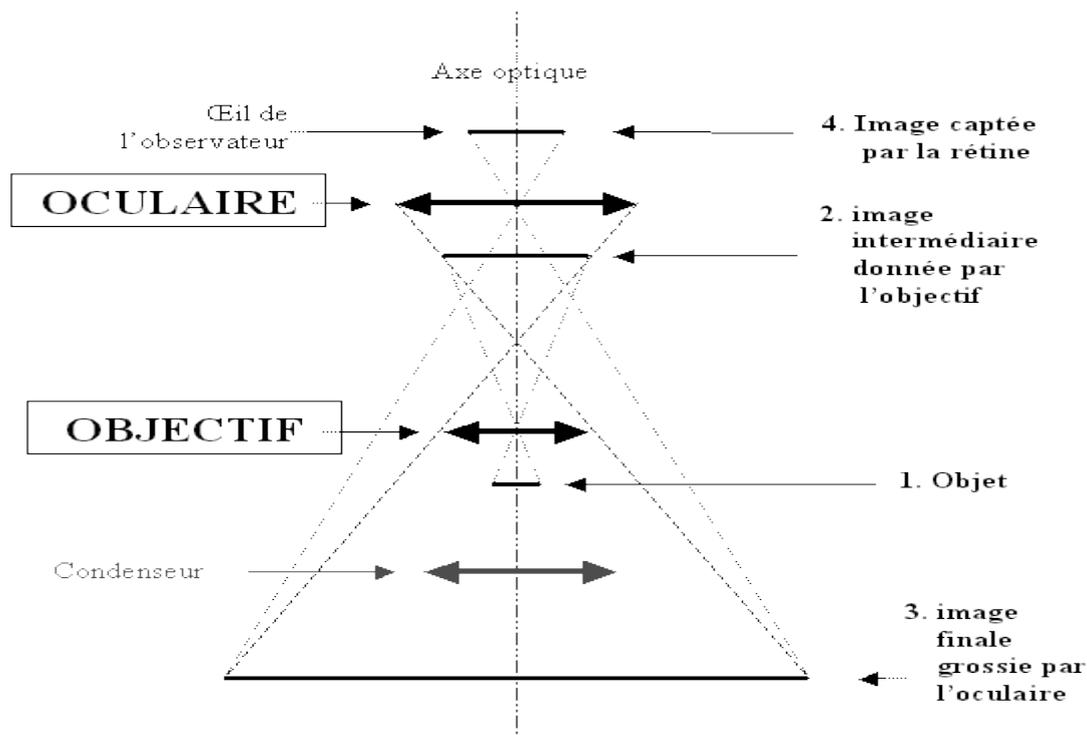


Figure 5 : principe de la microscopie optique.

B) Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (IRTF) : est une technique d'analyse chimique largement utilisée dans l'identification des polymères présents dans les microplastiques. Elle se base sur l'interaction entre les molécules de plastique et la lumière infrarouge en mesurant les vibrations moléculaires spécifiques des polymères.

Son principe repose sur le fait que les molécules de plastique absorbent certaines longueurs d'onde spécifiques de la lumière infrarouge, ce qui génère des spectres caractéristiques. Ces spectres fournissent des informations sur les vibrations moléculaires, les groupes fonctionnels et la structure chimique des polymères.

Lors de l'analyse des microplastiques par IRTF, les échantillons sont préparés en les déposant sur des fenêtres transparentes à l'infrarouge, telles que des cristaux de KBr (bromure de potassium) ou des plaquettes de silice. Les échantillons sont ensuite exposés à un faisceau de lumière infrarouge et les spectres résultants sont enregistrés.

Les spectres obtenus sont comparés à une base de données de spectres de référence pour identifier les polymères présents dans les microplastiques. Certains logiciels d'analyse utilisent des algorithmes de corrélation pour effectuer cette comparaison et fournir des résultats d'identification des polymères.

L'IRTF est une technique polyvalente et largement utilisée dans l'analyse des microplastiques. Elle permet une identification rapide et fiable des polymères présents, ce qui est essentiel pour comprendre la composition des microplastiques dans différents échantillons environnementaux.

Elle peut être utilisée en combinaison avec d'autres techniques d'analyse, telles que la microscopie électronique à balayage (MEB) ou la spectroscopie de fluorescence, pour obtenir des informations complémentaires sur les microplastiques et leur caractérisation chimique.

C) Spectrométrie de masse : La spectrométrie de masse, telle que la spectrométrie de masse à temps de vol (TOF-MS) ou la spectrométrie de masse en tandem (MS/MS), est utilisée pour analyser les microplastiques à l'échelle moléculaire. Elle permet d'identifier les monomères de polymères spécifiques en mesurant la masse et la charge des ions formés à partir des molécules présentes dans l'échantillon

Le principe de base de la spectrométrie de masse repose sur la séparation des molécules ionisées en fonction de leur rapport masse/charge (m/z) à l'aide d'un spectromètre de masse.

Cette technique offre de nombreux avantages dans l'analyse des microplastiques, notamment une sensibilité élevée, une large gamme de masse détectable, une capacité

d'identification précise des molécules et la possibilité de caractériser les additifs ou les produits de dégradation présents dans les microplastiques.

Cependant, il convient de noter que la spectrométrie de masse peut nécessiter une préparation préalable de l'échantillon, telle que l'extraction des microplastiques et la purification des composés d'intérêt. De plus, cette technique peut être coûteuse et nécessiter une expertise spécialisée pour interpréter les résultats.

Malgré ces limitations, ça reste une méthode puissante pour l'analyse des microplastiques, en fournissant des informations détaillées sur leur composition chimique et en contribuant à une meilleure compréhension de leur présence et de leur impact dans l'environnement.

D) Chromatographie en phase liquide (HPLC) : la HPLC est une technique d'analyse largement utilisée pour séparer, identifier et quantifier les composés chimiques présents dans un échantillon. Elle est couramment utilisée dans l'analyse des microplastiques pour déterminer la présence et la concentration de certains additifs ou substances qui leurs sont associées .

C'est une méthode puissante pour l'analyse des microplastiques car elle permet une séparation efficace des composés, une sensibilité élevée, une grande précision et une large gamme d'applications. Elle est souvent utilisée pour détecter et quantifier des additifs spécifiques tels que les plastifiants, les retardateurs de flamme ou les stabilisants présents ces derniers.

E) Fluorescence induite par laser (LIF) : La LIF est une technique utilisée pour détecter les microplastiques fluorescents présents dans les échantillons. Les particules de plastique marquées avec des colorants fluorescents émettent une lumière spécifique lorsqu'elles sont exposées à un laser.

La fluorescence induite par laser (LIF) est une technique d'analyse utilisée pour détecter et quantifier les microplastiques dans les échantillons. Elle se base sur le principe de la fluorescence, qui est l'émission de lumière par une substance lorsqu'elle est excitée par une source d'énergie, telle qu'un laser.

La fluorescence induite par laser est une technique sensible et sélective pour détecter les microplastiques, car elle permet de distinguer les signaux de fluorescence des MP de ceux des autres substances présentes dans l'échantillon. De plus, cette technique peut être utilisée pour détecter leurs différences de tailles et de formes.

Il est important de noter que la LIF peut être utilisée en combinaison avec d'autres techniques d'analyse, telles que la chromatographie liquide ou la spectrométrie de masse, pour obtenir des informations plus complètes sur les MP, y compris leur composition chimique et leurs caractéristiques physiques.

F) Méthodes de filtration : Les méthodes de filtration, telles que la filtration sur membrane ou la filtration par tamis, sont utilisées pour séparer les microplastiques des échantillons d'eau ou de sédiments. Les particules de plastique sont capturées sur une surface filtrante et peuvent ensuite être analysées.

Les méthodes de filtration sont couramment utilisées pour isoler et concentrer les MP à partir d'échantillons environnementaux tels que l'eau, les sédiments ou les échantillons biologiques. Voici quelques-unes des méthodes de filtration les plus couramment utilisées pour l'analyse des MP : Filtration par membrane, Filtration par gravité, Filtration par centrifugation, Filtration sous vide

Il convient de noter que la méthode de filtration choisie dépend du type d'échantillon, de la taille attendue des MP et des objectifs spécifiques de l'analyse. Dans tous les cas, il est important de prendre des précautions pour minimiser les contaminations croisées et les pertes de microplastiques lors de la manipulation des échantillons filtrés.

De plus, il est recommandé de combiner les méthodes de filtration avec d'autres techniques d'extraction ou de purification, telles que la digestion enzymatique, l'extraction assistée par solvant ou l'utilisation d'agents de floculation, pour augmenter le rendement de récupération des microplastiques et minimiser les interférences analytiques.

Il est néanmoins important de noter que chaque méthode d'analyse présente des avantages et des limites. Certaines méthodes sont plus adaptées à la détection qualitative des MP, tandis que d'autres permettent une quantification précise. De plus, certaines méthodes sont plus adaptées à l'analyse de MP dans l'eau, tandis que d'autres sont plus adaptées à l'analyse de MP dans les sédiments ou les tissus biologiques.

En combinant ces différentes méthodes d'analyse, les chercheurs peuvent obtenir des informations plus complètes sur la présence, la distribution et les caractéristiques des microplastiques dans les écosystèmes.

**CHAPITRE II.
BIODEGRADATION
DES
MICROPLASTIQUES**

Chapitre II. Biodégradation des microplastiques

I. Solutions chimiques et technologiques

I-1 L'oxydation avancée

Les procédés d'oxydation avancée (POA) sont des méthodes chimiques avancées qui mettent pour la plupart en combinaison deux ou trois réactifs (oxydants) afin de produire des radicaux hydroxyles. Les radicaux libres sont des espèces hautement actives et ont la capacité de réagir rapidement et de façon non sélective sur la plupart des composés organiques, réputés difficilement oxydables par voie biologique ou par traitement chimique conventionnel (**Zaviska *et al.*, 2009**). Les oxydants les plus souvent utilisés sont le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), l'ozone (O_3), le permanganate de potassium ($KMnO_4$) et le peroxydisulfate ($S_2O_8^{2-}$).

Les POA peuvent être subdivisés en quatre groupes ; les procédés d'oxydation chimique en phase homogène (H_2O_2/Fe^{2+} et H_2O_2/O_3), les procédés photo-catalytiques (H_2O_2/UV , TiO_2/UV et $Fe^{2+}/H_2O_2/UV$). Les procédés d'oxydation sono-chimique (application d'ondes sonores) et les procédés d'oxydation électrochimiques (**Morin-Crini *et al.*, 2017**).

Afin d'améliorer le rendement de l'oxydation avancée, les oxydants sont souvent activés via des technologies telles que la sonication, la catalyse et l'irradiation aux UV. Cette dernière par exemple s'est avérée être particulièrement efficace sur le polyéthylène téréphtalate (PET) (**Bule Možar *et al.*, 2023 ; Hurley *et al.*, 2009**). Cette méthode permet de générer des radicaux libres qui attaquent les liaisons covalentes des polymères, les décomposant en molécules plus petites et donc plus facilement éliminables. Cette méthode peut être utilisée dans une variété d'environnements différents, en particulier les eaux industrielles polluées, les eaux municipales, les cours d'eau, rivières et océans. Elle est également souvent employée en synergie avec d'autres procédés pour l'élimination des microplastiques de manière optimisée.

Cependant, l'utilisation des POA peut avoir des effets négatifs sur l'environnement si les produits ne sont pas correctement gérés. Les sous-produits indésirables tels que les acides organiques, les aldéhydes et les cétones (**Liu *et al.*, 2022**) sont toxiques pour la faune et la flore environnantes et doivent être éliminés de manière appropriée. L'utilisation de certains oxydants

comme le peroxyde d'hydrogène est énergivore couteuse (**Pisharody et al., 2022**) et d'autres procédés utilisant l'ozone peuvent entraîner l'émission de gaz à effet de serre (**Dos Santos et al., 2023**). Il s'agit là d'une méthode prometteuse pour dégrader des déchets microplastiques de manière efficace qui, toutefois, doit être utilisée avec prudence en considérant ses effets sur l'environnement. Les recherches se poursuivent dans ce domaine dans l'espoir d'améliorer le rendement tout en évaluant sa durabilité d'un point de vue écologique.

I-2 Les micro-ondes :

Les micro-ondes sont une forme d'ondes électromagnétiques avec des fréquences situées entre 300MHz et 300GHz. Elles sont situées dans le spectre électromagnétique entre les ondes radio et les ondes infrarouge (**Hitchcock, 2004**). Avec une longueur d'onde plus courte que celles des ondes radio, et plus longue que celle de la lumière infrarouge. Elles sont généralement utilisées dans les communications sans-fil, la cuisson des aliments, les technologies médicales comme la thérapie et l'imagerie médicale, ainsi que dans de nombreuses autres applications industrielles et technologiques.

Les micro-ondes ont pour particularité de pouvoir traverser les matériaux non métalliques tels que le verre, le bois, le papier, et matières plastiques. Ce qui les rend utiles pour le chauffage de ces matériaux-là. Toutefois, ce qui nous intéresse ici est leur utilisation pour la dégradation des déchets organiques microplastiques, par pyrolyse assistée par micro-ondes ou autre processus de traitement thermique (**Suresh et al., 2021**). Le principe de cette méthode consiste à dégrader les polymères en fragments plus petits et/ou à les convertir en d'autres produits potentiellement utiles, elle a été explorée dans plusieurs études récentes.

Dans une étude publiée en 2018, **Suriapparao et al.** ont utilisé la technique de pyrolyse assistée par micro-ondes pour dégrader des déchets de polystyrène et autres polymères en gaz, huiles et autres composés. Les résultats obtenus dans le tableau I étaient encourageants et montrent que cette méthode est efficace pour la conversion des déchets organiques et plastiques.

Les résultats d'une autre étude publiée en 2021 par le même auteur, ou furent utilisées des micro-ondes pour dégrader des déchets de polypropylène, ont montré que les micro-ondes ont la capacité de dégrader ce polymère là également. Et que l'efficacité de la dégradation dépend de la température et du temps d'exposition aux micro-ondes.

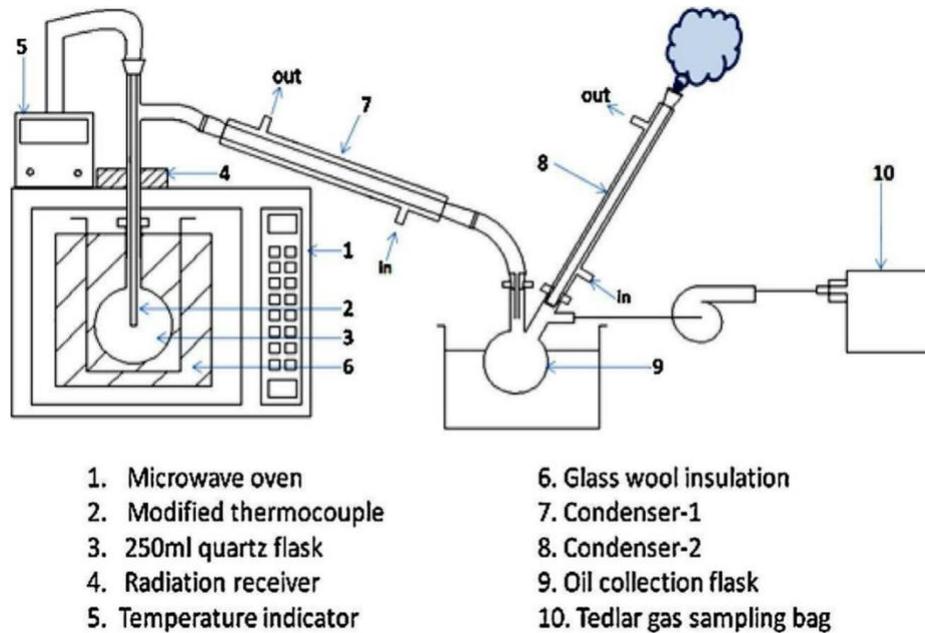


Figure 6 : Schéma expérimental d'une pyrolyse assistée par micro-ondes à récupération de ressources (Suriapparao et Vinu, 2015).

Ces résultats montrent que l'utilisation des micro-ondes est une approche prometteuse et efficace pour la dégradation des déchets microplastiques, toutefois, il est important de noter que la plupart de méthodes impliquant les micro-ondes ne peuvent être utilisées que pour les microplastiques se trouvant sur des surfaces solides, comme les déchets plastiques récupérés sur le sable ou dans l'océan. Elles ne peuvent pas être appliquées pour les éliminer polluants qui se trouvent dans les milieux aquatiques et marins, car les micro-ondes ne pénètrent pas dans l'eau au-delà que quelques millimètres. Il convient également de noter que le traitement des microplastiques par micro-ondes peut entraîner la production de sous-produits nocifs. Tel que des gaz toxiques lors de la dégradation de certains types de polymères ; la dégradation du polystyrène par micro-ondes par exemple entraîne la libération d'éthylbenzène (Hussain *et al.*, 2012), une substance classée comme potentiellement cancérigène pour l'homme. D'autres plastiques comme le PVC et le PET peuvent générer des produits à haut risque pour l'homme et l'environnement comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Zhou *et al.*, 2015).

Ces inconvénients soulignent la nécessité de prendre des mesures de sécurité et de contrôle lors l'utilisation des différents procédés impliquant des micro-ondes pour la dégradation des microplastiques, il est également nécessaire de mener plus de recherches sur les potentiels impacts sanitaires et environnementaux à long terme de cette technologie.

I-3 La filtration

La filtration est le principe de plusieurs procédés proposés pour lutter contre la pollution aux microplastiques. Ces méthodes consistent à filtrer les eaux polluées à travers un ou plusieurs filtres ou membranes afin de retenir les microplastiques et autres polluants. Il existe plusieurs types de filtres utilisés dans les différentes variantes de ce processus. Tels que les filtres à sables, les filtres à charbon actif, et les filtres à membrane

Les filtres à membrane sont une technologie plus avancée pour retenir les microplastiques dans l'eau. On les retrouve généralement dans les usines de traitement des eaux usées pour en filtrer les polluants avant de rejeter l'eau dans la mer. Le processus de filtration peut inclure jusqu'à trois étapes (**Poerio et al., 2019**), un traitement préliminaire est souvent nécessaire pour préparer et améliorer les performances des traitements ultérieurs. Il consiste en l'élimination des solides organiques de grande taille en suspension, l'effluent liquide issu de ce traitement contient encore une quantité importante de microplastiques en suspension ainsi que d'autres micropolluants. En effet, l'efficacité de l'élimination des MP est d'environ 25%, le traitement secondaire, plus efficace, peut réduire la concentration des MP de 75% (**Talvitie et al., 2015**). Les traitements tertiaires, qui ne sont pas toujours employés, peuvent augmenter l'efficacité d'épuration de façon considérable. Une efficacité de 98% pourrait être atteinte, produisant un effluent de qualité quasi potable (**Carr et al., 2016 ; Murphy et al., 2016 ; Muralikrishma et al., 2017**).

Tableau V : taux d'élimination des MP dans différentes stations d'épuration par traitements primaires, secondaires et tertiaires (Sun *et al.*, 2019).

Treatment Processes	Microplastic Removal (%)	WWTP location
Primary, Secondary	99.9	Sweden
Primary, Secondary (Biofilter)	88.1	France
Primary, Secondary	99.9	United States
Primary, Secondary	98.4	Scotland
Primary, Secondary	11–94	Netherlands
Primary, Secondary	95.6	United States
Primary, Secondary	98.3	Finland
Primary/AnMBR	99.4	United States
Primary/MBR	99.3	Finland
Primary, Secondary, Tertiary (GF)	97.2	United States
Primary, Secondary, Tertiary (BAF)	97.8	Finland

Secondary treatment: conventional activated sludge process; AnMBR: anaerobic membrane bioreactor, MBR: membrane bioreactor; GF: granular filter; BAF: biological aerated filter.

L'application limitée des traitements tertiaires, couplées aux énormes quantités d'eaux polluées traitées chaque jour, sont une source de MP dans les effluents. L'utilisation de technologies de filtration avec un meilleur rendement au stade final est donc indispensable pour limiter la contamination par les MP des effluents déversés dans la nature. Parmi ces technologies, les opérations de filtration membranaires semblent être une approche intéressante pour la gestion des eaux contaminées.

Tableau VI : Les deux principales techniques de filtration et leur efficacité

Procédé & principe	Efficacité
<p>Ultrafiltration : L'UF est une technique de filtration membranaire utilisant des membranes dotées de pores de taille contrôlée, généralement comprise entre 0,01 et 0,1μm. Les pores sont suffisamment étroits pour retenir particules en suspension tout en laissant passer l'eau. Il s'agit d'un procédé relativement simple qui requiert d'abord un prétraitement de l'eau pour éliminer les débris et les particules imposantes qui pourraient obstruer la membrane d'UF. Il est souvent couplé à un autre procédé ; la coagulation. Qui est une technique de traitement qui consiste à agglomérer les particules de MP en suspension pour former des « floccs » qui peuvent ensuite être retenus plus facilement par la membrane.</p>	<p>Une étude rapporté par Ma <i>et al.</i>, 2019 qui se penche sur le comportement du polyéthylène (PE) dans ce même procédé, en utilisant un coagulant à base de fer. La densité du PE (0,92 – 0,97 g/cm³), proche de celle de l'eau, le rends difficilement éliminable en milieu liquide. Une faible efficacité d'élimination du PE (moins de 15%) a été observée après coagulation, ce qui indique l'inefficacité de ce seul processus dans l'élimination de ce MP. Toutefois, lorsqu'une substance hautement absorbante à base de polyacrylamide (PAM) a été ajoutée pour améliorer la coagulation, une augmentation significative de l'élimination du PE a été reportée, passant de 13 à 91%. Les résultats sont représentés dans la figure 2</p>
<p>Osmose inverse : ou reverse osmosis (RO), est une technique de filtration qui utilise une membrane semi-perméable pour filtrer les contaminants de l'eau. Dans ce processus, l'eau est forcée à travers la membrane sous haute pression (10 à 100 bar), ce qui permet de retenir les solides dissous, les virus et bactéries, ainsi que les particules de MP de taille supérieure à celle des pores de la membrane (0,0001 à 0'001 μm). Les pores dans ce procédé sont plus étroits que ceux des membranes utilisées dans l'UF, ce qui les rends apte à retenir la plupart des MP. Cependant, comme pour l'UF, les particules de plus petite taille peuvent passer à travers la membrane.</p>	<p>L'efficacité de la RO en ce qui concerne les MP a été rapportée par Ziajahromi <i>et al.</i> en 2017, des MP ont été caractérisés et quantifiés dans des échantillons d'eau provenant d'une station d'épuration qui produit un effluent hautement traité, y compris par dégrillage et sédimentation, traitement biologique, procédé de désinfection/décoloration, coagulation + ultrafiltration et pour finir un procédé d'osmose inverse. Les résultats ont indiqué la présence de fibres MP dans les échantillons après le processus RO. Des MP de forme irrégulière, en particulier du polyéthylène et des fibres alkydes, ont été détectés identifiés par méthode de spectroscopie infrarouge a transformé de Fourier en réflectance totale atténuée (ATR-FITR) (Griffiths et de Hasseth, 2007). Ces MP sont couramment utilisés dans les peintures pour leur propriété adhésive. Cette détection de MP a été attribuée à l'apparition de défauts dans la membrane de RO, ou simplement des microfissures dans la tuyauterie.</p>

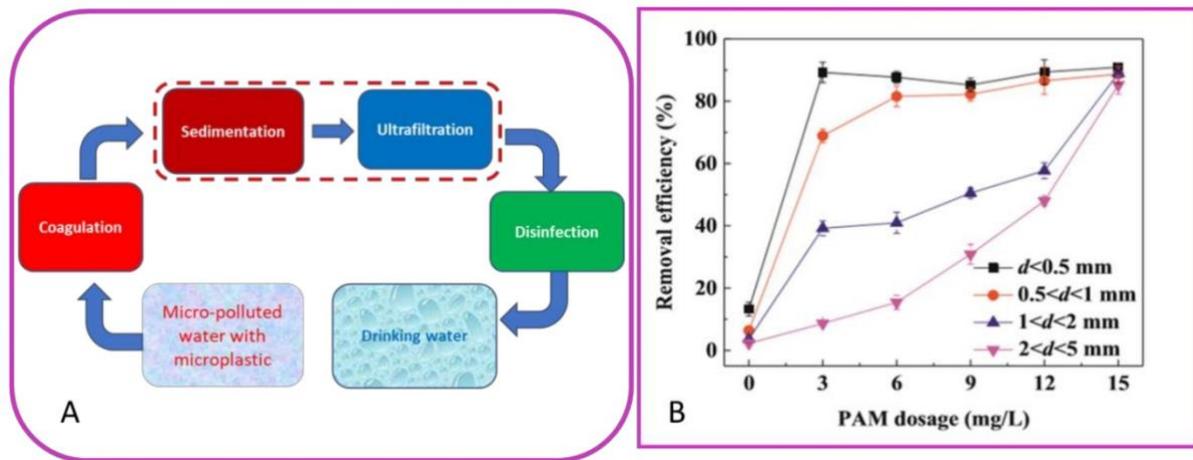


Figure 7 : Schéma du procédé d'élimination (A) et efficacité de l'élimination (B) du polyéthylène (PE) de différentes tailles en fonction du dosage du polyacrylamide anionique (PAM) (Ma *et al.*, 2019).

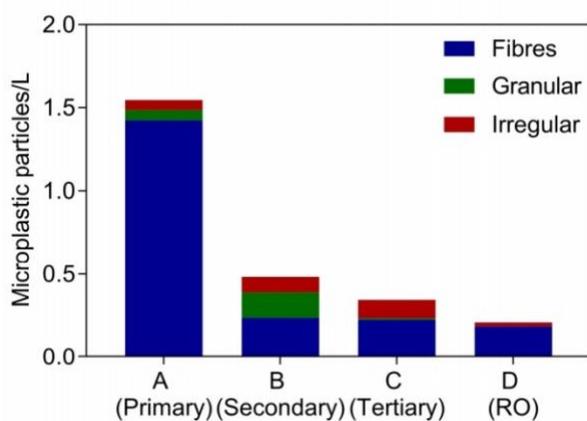


Figure 8 : types de MP retrouvés dans l'effluent en fonction des traitements primaires (A), secondaires (B), tertiaires (C) et osmose inverse (D) (Ziajahromi *et al.*, 2017).

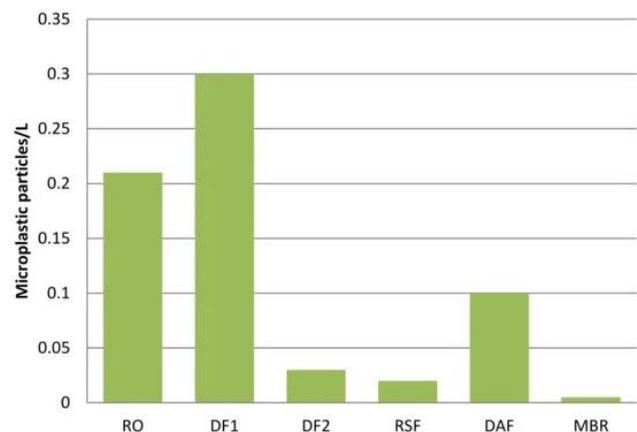


Figure 9 : Nombre de particules de microplastiques par litre dans l'effluent final de chaque station d'épuration. RO : osmose inverse, DF1 : filtre à disque avec une taille de pores de 10 μ m, DF2 : filtre à disque avec une taille de pores de 20 μ m, RSF : Filtres à sable; DAF : Flottateur à air dissous, MBR : Bioréacteur à Membrane (Ziajahromi *et al.* 2017, Talvitie *et al.* 2017).

Il est toutefois important de noter que les méthodes de filtration et autres méthodes chimiques et technologiques ne peuvent pas éliminer tous les MP présents dans

l'environnement. Les procédés sont pour la plupart coûteux et nécessitent des équipements spécialisés pour être efficaces. Et ne peuvent être utiles que pour les MP présents dans les milieux aquatiques et marins. Alors que les solutions chimiques et technologies ont montré des résultats encourageants pour la problématique des MP, il est primordial de prendre en compte les facteurs énergétiques, économiques et environnementaux que cela implique. D'où l'importance et la nécessité de se tourner vers des approches plus durables et respectueuses de l'environnement. Certaines bactéries et champignons filamenteux ont montré une grande capacité à dégrader les MP, cette dégradation enzymatique offre une alternative naturelle et durable aux approches conventionnelles. De plus, l'approche biologique a l'avantage d'être non toxique et de générer peu ou pas de déchets. Elle peut être déployée à grande échelle pour traiter des déchets plastiques, et contribue à la restauration de l'écosystème.

Ainsi, dans la prochaine partie de ce chapitre, nous examinerons de plus près les solutions biologiques et biotechnologiques et leur potentiel à apporter une solution durable à ce problème environnemental urgent.

II. Solutions biotechnologiques

II-1 Les micro-organismes pour la biodégradation des microplastiques

II-1-1 Introduction

Les micro-organismes jouent un rôle important dans le maintien de plusieurs processus environnementaux, leur évolution au fil des millénaires les a rendus aptes à transformer et minéraliser différents composés, y compris ceux présents dans l'environnement et qui sont étrangers à l'espèce microbienne ; les xénobiotiques. En effet, les communautés microbiennes se sont avérées être de prime importance dans la recherche pour la résolution des problématiques environnementales, en faisant évoluer leurs capacités métaboliques via modification de leurs génomes et ainsi permettre l'inclusion de nouveaux composés dans leurs voies métaboliques (**Amobonye et al., 2021**). La capacité des MO à dégrader les différents composés anthropiques comme le plastique résulte de la sélection naturelle des mutants possédant les enzymes de dégradation nécessaires, ayant des spécificités de substrat moins importantes, et de nouvelles voies métaboliques permettant d'élargir le spectre des composés dégradables assimilables. L'application des systèmes biologiques en tant qu'alternative efficace

aux méthodes conventionnelles pour la gestion des polluants microplastiques a été au centre de plusieurs recherches au cours de ces 10 dernières années. Le mécanisme principal impliqué dans la biodégradation des polymères plastiques de haut poids moléculaire a été observé comme étant la dépolymérisation des longues chaînes constituant les différents types de plastique, vers des composés intermédiaires aux propriétés modifiées, les rendant plus accessibles pour une assimilation cellulaire ultérieure (**Zhang et al., 2020**).

Différents organismes, procaryotes et eucaryotes, ont été identifiés et caractérisés comme étant capables de réduire les polymères plastique en molécules plus simples, il a été démontré par **Zhang et al., en 2020**, que des insectes sous leur forme larvaire comme le ver de cire *Galleria mellonella*, ont la capacité de biodégrader de et de minéraliser divers plastiques comme le PE, toujours avec l'aide de leur microbiote. En plus des MO agissant en symbiose avec des espèces eucaryotes, diverses espèces microbiennes ubiquitaires retrouvées dans différents environnements ont également montré le potentiel de biodégradation. Ces découvertes ont par la suite entraîné la recherche et le développement d'additifs afin d'améliorer la biodégradabilité du plastique (**Selke et al., 2015**) ainsi que le développement de bioplastiques ayant des meilleurs potentiels de biodégradabilité (**Thiruchelvi et al., 2020**). Cette partie se concentre donc sur le rôle des différents micro-organismes et leurs enzymes dans la biodégradation des matériaux plastiques, avec un accent mis sur le mode d'action de ces biodégradeurs ainsi que les facteurs les plus significatifs affectant la biodégradation.

II-1-2 Etapes de la biodégradation du plastique

Un déchet plastique qui se retrouve dans l'environnement va en premier lieu subir une dégradation causée par un ensemble de facteurs abiotiques. Un plastique qui arrive en milieu marin, par exemple, subira l'action mécanique des vagues, de la température et des rayons UV, en plus de la dégradation chimique (oxydation, hydrolyse) qui va fragiliser sa structure et éventuellement le réduire en fragments plus petits (**Dussud et Ghiglione, 2014**). La dégradation biologique qui intervient ensuite est composée de 4 étapes successives.

A) La bio-détérioration

La bio-détérioration est le processus provoqué par l'action mécanique du biofilm bactérien formé sur la surface du matériau plastique, celui-ci endommage la structure externe et agit sur les fissures déjà présentes en les agrandissant (**Bonhomme et al., 2003**).

Une action chimique peut également être observée, induite par les diverses espèces présentes dans le biofilm, comme la production de composés acides par des bactéries chimiolithotrophes et chimioorganotrophes (**Dussud et Ghiglione, 2014**).

B) La bio-fragmentation

Cette étape comprend l'action des micro-organismes et de leurs enzymes, libérées dans le milieu extracellulaire, pour réduire le polymère plastique en des molécules de taille plus petites (oligomères, dimères, monomères). La nature de la fragmentation dépend des espèces et des enzymes impliquées. La PETase (ou PET hydrolase), par exemple, attaque les liaisons ester du PET, largement utilisé dans les bouteilles d'eau, le réduisant en monomères pouvant ensuite être dégradés en acide téréphtalique et éthylène glycol. (**Yoshida *et al.*, 2016**). D'autres enzymes comme les endopéptidases attaquent spécifiquement les groupements amine, différentes espèces de MO, majoritairement bactériennes, sont impliquées dans cette étape (**Ghosh *et al.*, 2013**).

C) L'assimilation

Cette étape consiste en le transfert des molécules de plastiques, les nano-plastiques, de taille inférieure à 600Da (**Dussud et Ghiglione, 2014**) dans les cellules des micro-organismes, leur transformation en composés cellulaires et leur utilisation comme substrat nutritionnel et source de carbone. Par exemple, lors de la biodégradation du PET, les produits de dégradation comme l'éthylène glycol et les acides téréphtaliques sont assimilés par la bactérie, qui possède les voies métaboliques nécessaires pour en tirer avantage.

D) La minéralisation

Quatrième et dernière étape, la minéralisation correspond à la dégradation complète du polymère plastique en molécules oxydées comme l'eau, le CO₂ et les sels minéraux. Résultat des réactions chimiques supplémentaires que subissent les produits de biodégradation du plastique comme l'oxydation, l'hydrolyse ou encore la décarboxylation. Cette étape représente un objectif souhaitable dans le contexte de la gestion des déchets et

la lutte contre la pollution car elle permet de réduire la quantité de plastique accumulée dans l'environnement.

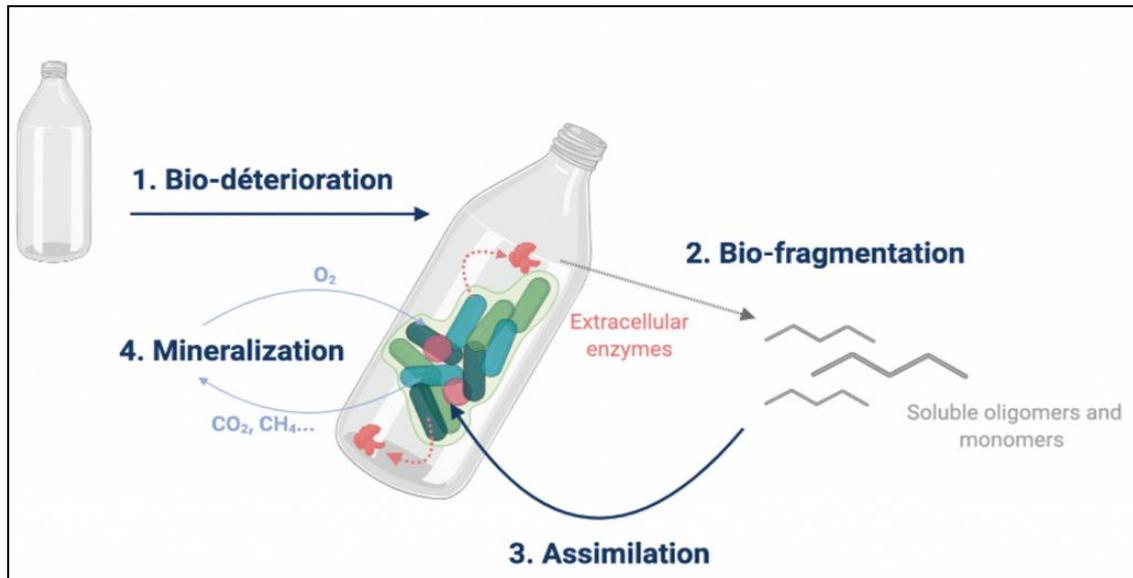


Figure 10 : Illustration schématique des étapes de la biodégradation du plastique

II-1-3 Les facteurs influençant la biodégradation

A) Les facteurs environnementaux

Les paramètres de l'environnement comme la température, le taux d'humidité, le PH, l'exposition aux UV et la disponibilité de l'oxygène ont un impact direct sur la biodégradation des polymères plastiques, de par leur influence sur les populations microbiennes et l'activité enzymatique (**Gu, 2003**). La température joue un rôle crucial dans le processus de dégradation enzymatique ; certaines bactéries présentent une activité enzymatique optimale à des températures spécifiques. Le taux d'humidité est tout aussi important, un taux adéquate est nécessaire pour le bon fonctionnement du processus ; les environnements secs peuvent le ralentir. La présence/absence de l'oxygène affecte également la biodégradation, les micro-organismes aérobie nécessitent l' O_2 pour dégrader le plastique, tandis que les anaérobies peuvent le faire en l'absence de celui-ci (**Swapnil et al., 2015**).

B) Les propriétés physico-chimiques du matériau

Les propriétés physiques et chimiques d'un polymère plastique affectent fortement son potentiel de biodégradabilité. Le poids moléculaire, par exemple, est un facteur déterminant. Un faible poids moléculaire signifie généralement une biodégradation plus favorable ; l'acide

polylactique (PLA), qu'on retrouve dans les vaisselles jetables, est un plastique à la structure chimique linéaire avec un faible poids moléculaire ($72,062 \pm 0,003$ g/mol), ce qui lui confère une biodégradabilité relativement élevée (Lors *et al.*, 2022). Le type de liaisons chimiques présentes dans la composition du polymère influence également sa biodégradabilité, les liaisons ester comme celles redondantes dans le PLA sont plus facilement sujettes à l'hydrolyse enzymatique, tandis que d'autres plastiques comportant des liaisons plus stables comme les liaisons carbone-carbone, comme le polyéthylène, sont plus résistants à la biodégradation ; ils sont qualifiés de « récalcitrants ». Les paramètres structuraux comme la cristallinité, c'est-à-dire le degré d'organisation moléculaire, ont eux aussi un impact sur l'efficacité de la biodégradabilité. Les plastiques les moins cristallins (dits amorphes) ont tendance à être plus aisément dégradés que ceux dont l'organisation moléculaire est accrue, ce qui rend défavorable l'accès des enzymes. Les additifs, antioxydants et stabilisants utilisés dans la fabrication du matériau sont susceptibles de ralentir la biodégradation et peuvent être toxiques pour les MO (Arutchelvi *et al.*, 2008). La température de fusion d'un polymère est également susceptible d'avoir un effet sur le processus. L'ensemble de ces caractéristiques physiques et chimiques propres à chaque matériau, couplées aux facteurs de l'environnement, interagissent de façon complexe pour déterminer la biodégradabilité d'un plastique.

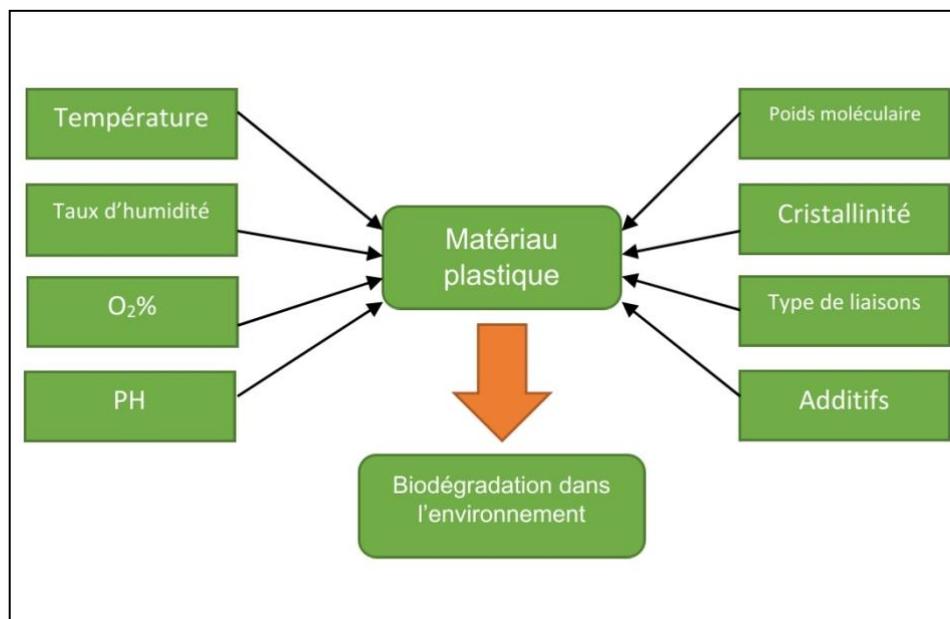


Figure 11 : Les différents facteurs influençant la biodégradation

II-1-4 Les micro-organismes dégradant le plastique

II-1-4 A) Les actinobactéries

Les actinobactéries, ou actinomycètes, sont des bactéries à gram positif, caractérisées par leur haute teneur en guanine et cytosine dans leur ADN, des morphologies filamenteuses ou non filamenteuses, et certains membres qui produisent des spores au cours d'un cycle de développement différencié (Wink, 2017). Il s'agit de l'une des plus grandes unités taxonomiques parmi les principales lignées actuellement reconnues dans le règne bactérien (Ludwig *et al.*, 2012 ; Bergey's manual of systematic bacteriology, Vol. 5). Leur grande hétérogénéité génétique reflète leur biodiversité (Ventura *et al.*, 2007). Elles poussent par une combinaison de pointes extensives et de ramification d'hyphes (Barka *et al.*, 2016), c'est cette caractéristique particulière qui leur a valu leur nom, dérivé du grec « ἀκτίς, Aktis » pour (rayon, filament) et « μύκης, mukes » (mycète). Car en effet, elles ont longtemps été considérées comme étant une forme transitoire entre les champignons et les bactéries ; à l'instar des champignons, plusieurs espèces d'actinomycètes produisent des filaments apparentés au mycélium et se reproduisent par sporulation (Barka *et al.*, 2016).

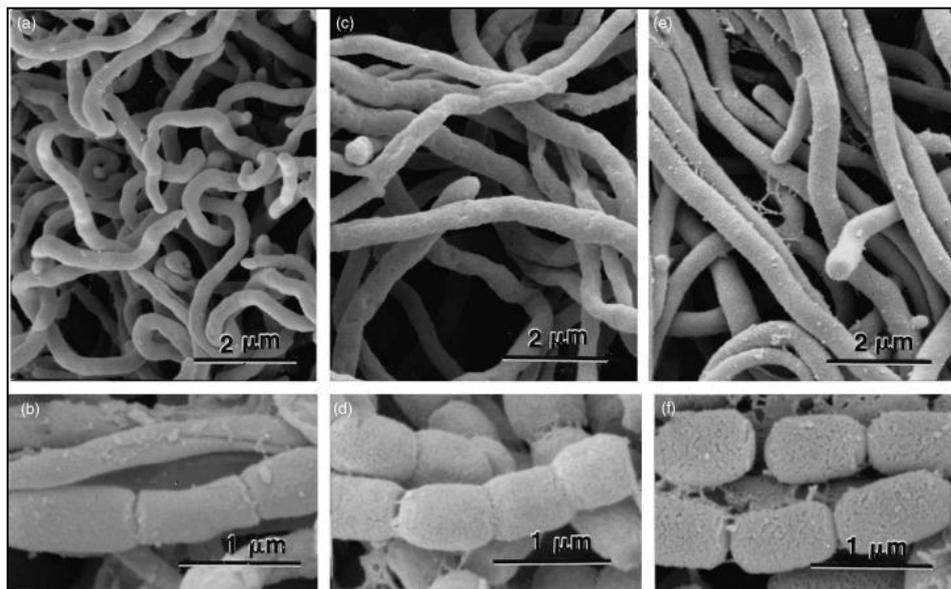


Figure 12 : aspect au microscope électronique à balayage de trois souches de *Streptomyces sp.* Aspect des hyphes (a, c, e) et des spores (b, d, f) (Zin *et al.*, 2007).

Le phylum *Actinobacteria* comprend 6 classes, 6 ordres, 14 sous-ordres et 56 familles (Wink *et al.*, 2017). La taxonomie des actinobactéries est complexe et a longtemps été basée sur les caractères morphologiques et physiologiques des bactéries, ce qui a engendré une classification en plusieurs taxons hétérogènes. Les progrès réalisés en matière de génomique et de phylogénie moléculaire, et l'avènement de nouvelles techniques de séquençage des acides nucléiques, comme l'analyse de la séquence de l'ARNr 16s, ont permis d'établir une classification plus claire (Whitman *et al.*, 2012), et de mieux les relations évolutives entre les différentes lignées d'actinobactéries.

Les actinomycètes ont une grande importance dans le domaine biotechnologique car elles produisent une large gamme de substances bioactives grandement utiles dans les secteurs industriel, agronomique, et surtout médical ; elles produisent la majorité des antibiotiques naturels connus (Wink *et al.*, 2017). Depuis la découverte du premier antibiotique d'origine actinobactérienne au début des années 1940, La streptomycine, produite par *Streptomyces antibioticus* (Waksman et Woodruff, 1942), le genre *Streptomyces* assure à lui seul la production de plus de 80% des antibiotiques produits par le phylum des actinobactéries (Ilic *et al.*, 2007). Au-delà des antibiotiques, les actinomycètes sont aussi à l'origine de la production de diverses autres molécules comme des herbicides (Hamedi *et al.*, 2017), antifongiques (Liu *et al.*, 2019), antiviraux (Raveh *et al.*, 2013) et anti-tumorales (Gomathi *et al.*, 2016).

Les actinomycètes sont ubiquitaires, elles forment un groupe diversifié de bactéries présentes dans le sol, les végétaux, les cours d'eau et les environnements marins, et sont connues pour leur grande polyvalence métabolique. Des espèces de différents genres y compris *Streptomyces*, *Rhodococcus* et *Actinomadura* qui ont été isolés dans plusieurs zones géographiques ont montré un potentiel considérable de biodégradation des plastiques (Auta *et al.*, 2018 ; Jabloun *et al.*, 2020). Des études récentes telles que celle de Gohain *et al.*, (2020) ont mis en lumière un ensemble d'enzymes hydrolytiques et d'autres métabolites bioactives qui permettent aux bactéries de coloniser et de biodégrader les polymères plastiques. Pujic *et al.*, (2015) a par exemple mis en évidence la capacité de plusieurs espèces du genre *Nocardia* à synthétiser des polymères extracellulaires visqueux comme le dextrane, le lévane, le glycogène, et les polysaccharides riches en N-acétylglucosamine (NAM), permettant de caractériser le rôle de ces composés ; garantir une bonne adhérence aux surfaces des plastiques pour une dégradation ultérieure. Les actinomycètes possèdent de surcroît la capacité de former des

biofilms, ce qui s'avère être un paramètre de haute importance pour leur fixation et colonisation des surfaces des matériaux plastiques dans l'environnement (**Gilan et Sivan, 2013 ; Chattopadhyay, 2022**).

Espèce	Enzyme	Substrat plastique	Produits de biodégradation	Référence
<i>Streptomyces scabies</i>	Cutinase Sub1	PET	Acide téréphtalique	(Jabloune <i>et al.</i> , 2020)
<i>Rhodococcus ruber</i>	Laccase (EC1.10.10.3.2)	PE, PS	Oligomères d'éthylène	(Santo <i>et al.</i> , 2013 ; Mor et Sivan, 2008)
<i>Rhodococcus equi</i>	Aryl-acylamidase (EC3.5.1.13)	PU	Toluène, diamine	(Akutsu-shigeno <i>et al.</i> , 2006)
<i>Agromyces sp.</i>	Aminohexanoate oligomer hydrolase	Oligomères de nylon	NR	(Negoro <i>et al.</i> , 2012)
<i>Thermobifida fusca</i>	Cutinase (tfCut2)	PET	Acide téréphtalique	(Furukawa <i>et al.</i> , 2019)
<i>Streptomyces sp.</i>	NR	HDPE	Acide phtalique, acide benzoïque, heneiconase	(Farzi <i>et al.</i> , 2017)
<i>Streptomyces sp.</i>	NR	PET	Ethylbenzène, ortho-xylène	(Farzi <i>et al.</i> , 2019)
<i>Nocardia sp.</i>	Estérase	PET	Chlorhydrate d'acide 3-amino-phtalique, anhydride tétrahydrophthalique	(Sharon et Sharon, 2012)
<i>Actinomadura sp.</i>	Poly(3-hydroxybutyrate) dépolymérase	PLA, PCL, PBS, PBSA	NR	(Sriyapai <i>et al.</i> , 2018)
<i>Streptomyces KU5, KU1</i>	NR	LDPE	NR	(Usha <i>et al.</i> , 2011)

<i>Nocardiopsis prasina</i>	NR	PLA	NR	(Oliveira <i>et al.</i> , 2022)
-----------------------------	----	-----	----	---------------------------------

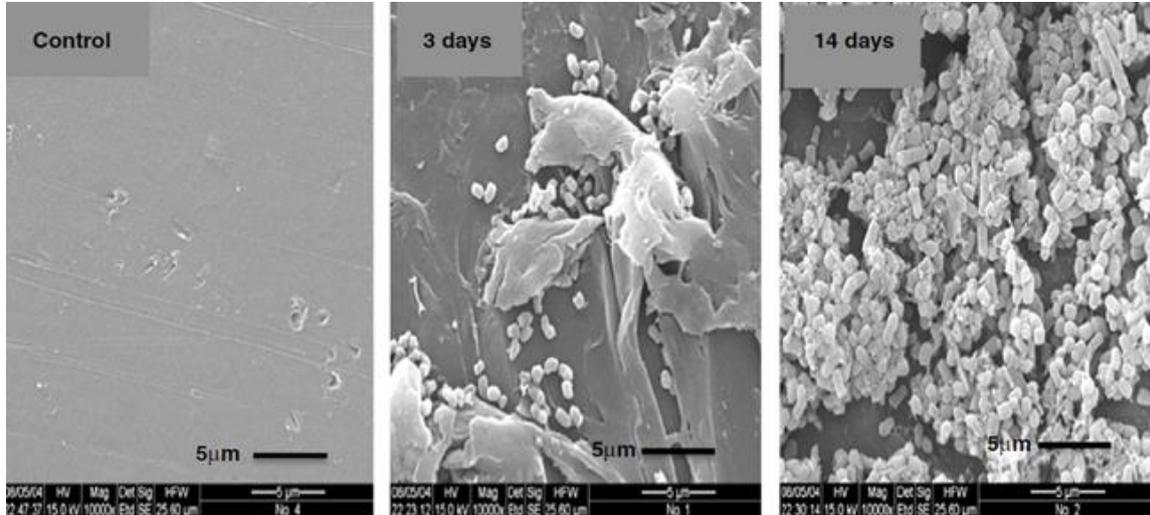


Figure 13 : Biofilm formé par *Rhodococcus ruber* sur la surface de polyéthylène prétraitée par UV, observé au microscope électronique à balayage. Contrôle : surface avant inoculation. Initiation de la biodégradation à partir du jour 3 (Sivan, 2011).

Il convient néanmoins de noter que l'utilisation des espèces appartenant au phylum des actinobactéries dans les potentielles solutions proposées face à la problématique des microplastiques présente quelques inconvénients, notamment la vitesse de croissance. En dépit du fait que celle-ci peut varier en fonction d'un ensemble de facteurs, tels que les conditions de culture ou le type de milieu utilisé, les actinobactéries sont généralement considérées comme des bactéries à croissance lente par rapport à d'autres espèces d'autres phylums. Une culture d'actinomycètes sur milieu ISP-2 peut prendre jusqu'à 4 semaines pour atteindre une densité cellulaire significative (El Karkouri *et al.*, 2019).

Des techniques de manipulation génétique visant à améliorer le rendement de la biodégradation ont été couronnées de succès ; elles consistent en le clonage de gènes codant pour des enzymes biodégradantes du plastique afin de les inclure dans les génomes d'espèces présentant des caractéristiques avantageuses comme un délai de croissance plus court et/ou une culture moins coûteuse. Un gène codant pour une enzyme biodégradante du PET a été identifié

et isolé chez une actinobactérie marine, *Streptomyces sp.* SM14, et clonée dans *Escherichia coli* (Almeida *et al.*, 2019) produisant chez l'hôte une enzyme extracellulaire fonctionnelle similaire à celle observée chez l'espèce d'origine. E-coli a également été capable d'exprimer avec succès une autre enzyme métabolisant le PET ainsi que d'autres plastiques clonée à partir de *Streptomyces scabies* (Jabloune *et al.*, 2020). Les résultats de l'étude de Ribitsch *et al.*, (2015) montrent que l'ajout de certaines molécules comme les hydrophobines améliorent le rendement de la biodégradation du PET jusqu'à 16 fois chez *Thermobifida cellulolytica* en fusionnant avec la cutinase responsable de la dégradation et en modifiant la conformation tridimensionnelle de son site actif. Les recherches en bio-ingénierie des enzymes sont d'une importance clé pour tenter d'optimiser le processus de biodégradation.

II-1-4 B) Les bactéries

Les bactéries sont des micro-organismes jouant un rôle essentiel dans le cycle physico-chimique de la terre ainsi que dans le recyclage des nutriments et des sources d'énergie, elles sont en première ligne pour assimiler, transformer et recycler les ressources présentes dans l'environnement. Comme d'autres micro-organismes, elles assurent la décomposition des polymères complexes qu'ils soient d'origine naturelle ou synthétique, permettant la libération et la redistribution du carbone qu'ils contiennent. Plusieurs d'entre elles ont montré un potentiel de biodégradation à l'égard de divers matériaux tels que les métaux lourds (arsenic, chrome, mercure) (Dell'Anno *et al.*, 2020), les composés métalliques comme le fer (Bleam, 2012), le pétrole, et les polymères plastiques. Diverses espèces bactériennes appartenant à différents genres comme *Pseudomonas*, *Bacillus*, et même des entérobactéries comme *Escherichia*, se sont révélées posséder un potentiel de biodégradation des polymères plastiques lors de recherches utilisant différentes approches comme la méta-génomique ou encore la culture pure.

A l'instar des actinomycètes, ces espèces ont été isolées dans un large éventail d'environnements et de niches écologiques différentes. Un ensemble d'espèces qui ont été isolées dans une décharge (Montazer *et al.*, 2018) et ont été identifiées comme appartenant aux genres *Pseudomonas*, *Ochrobacterum*, *Sphingobacterium*, *Stenotrophomonas*, *Micrococcus*, *Acinetobacter* et *Citrobacter*, ont été inoculées avec des films de polyéthylène de basse densité (LDPE) prétraités avec des UV, naturelles et artificielles. Une souche dont la séquence

généétique a montré après analyse 96,97% de similarité avec *Acinetobacter pittii* a montré le plus grand potentiel de biodégradation du LDPE, s'élevant à $26,8\% \pm 3,04\%$ de perte de masse sur 4 semaines. Les autres souches ont montré une importante formation de biofilm, notamment une présentant 98,74% de similarité avec *Sphingobacterium multivorum*, avec une production de masse cellulaire de $6,29 \pm 0,06$ log UFC/cm³.

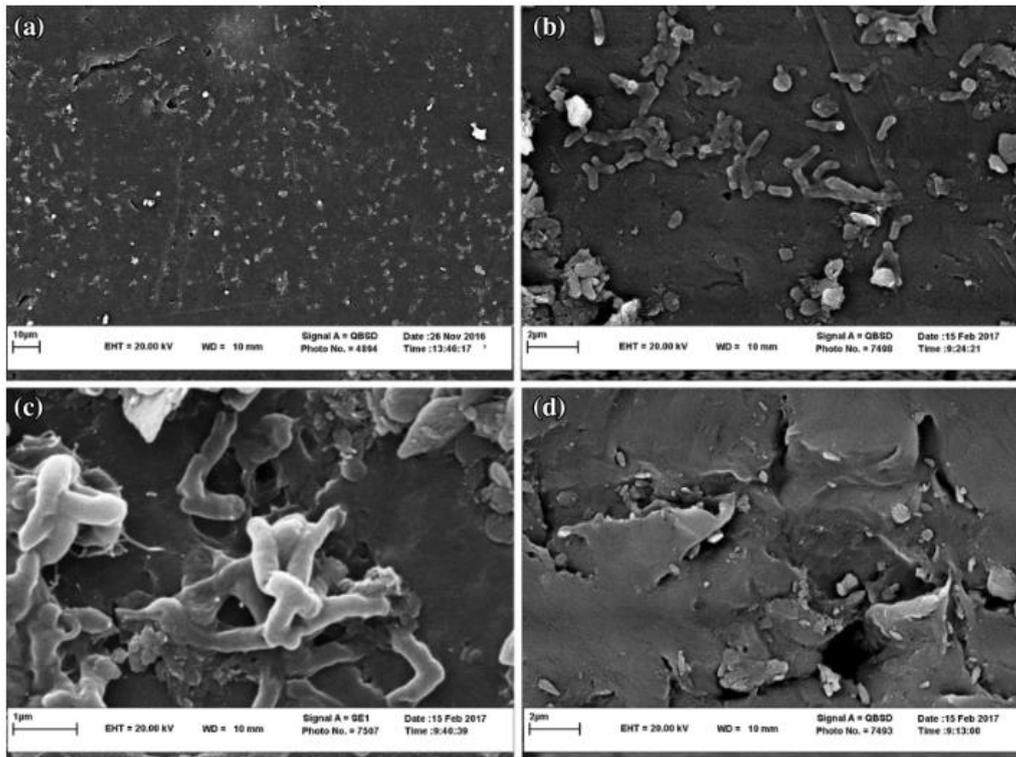


Figure 14 : Images prises au microscope électronique à balayage de : (a) colonisation de la surface du LDPE par la souche de *Sphingobacterium multivorum*. (b) initiation de la formation de biofilm. (c) biofilm formé sur la surface du LDPE. Et (d) fissures et trous causés sur le film de LDPE après retrait du biofilm (Montazer *et al.*, 2018).

Des espèces bactériennes isolées dans d'autres environnements, comme les milieux océaniques froids (Urbanek *et al.*, 2018), les décharges municipales (Gaytán *et al.*, 2020), et les tripes de larves d'insectes (*Spodoptera frugiperda*) (Zhang *et al.*, 2022) ont aussi montré une biodégradation envers une multitude de polymères plastiques.

Comme chez les actinomycètes, la formation de biofilm est un paramètre décisif dans la biodégradation chez les bactéries, car favorisant l'adhérence aux surfaces des polymères

(Puglisi *et al.*, 2019). Le genre *Pseudomonas*, notoire pour sa capacité à former des biofilms, est l'un des plus étudiés dans la thématique de la biodégradation des MP (Vague *et al.*, 2019).

Des espèces bactériennes pathogènes pour l'Homme comme *Serratia marcescens*, *Staphylococcus aureus* et *Streptococcus pyogenes*, ont-elles aussi exprimé certaines enzymes capables de dégrader certains plastiques (Arefian *et al.*, 2020) en particulier le polystyrène et le polycarbonate. Tandis que d'autres espèces des mêmes classes, *Pseudomonas*, *Bacillus* et *Micrococcus* ont montré une affinité enzymatique particulière envers les plastiques thermodurcissables, dont le polyuréthane PU (Espinosa *et al.*, 2020 ; Shah *et al.*, 2008).

Dans la nature, il est très courant que les bactéries agissent en synergie avec d'autres micro-organismes dans des consortiums réunissant plusieurs espèces bactériennes, des champignons, des actinomycètes, etc... ou les différentes constituantes interagissent en s'échangeant des métabolites, des signaux et des nutriments dans d'optimiser l'efficacité de la biodégradation. Dans une étude très récente de Xu *et al.* (2023), des consortiums bactériens ont été prélevés puis enrichis à partir des tripes d'un coléoptère, *Tenebrio molitor*, et inoculés avec des films de PVC ne contenant aucun additif particulier. Les résultats indiquent la présence d'érosions sur la surface des films, conséquence de la formation de biofilm. Le caractère hydrophile du polymère a augmenté et sa thermo-stabilité a baissé de façon considérable. La structure chimique a été détériorée révélant une nette capacité du consortium à biodégrader le PVC.

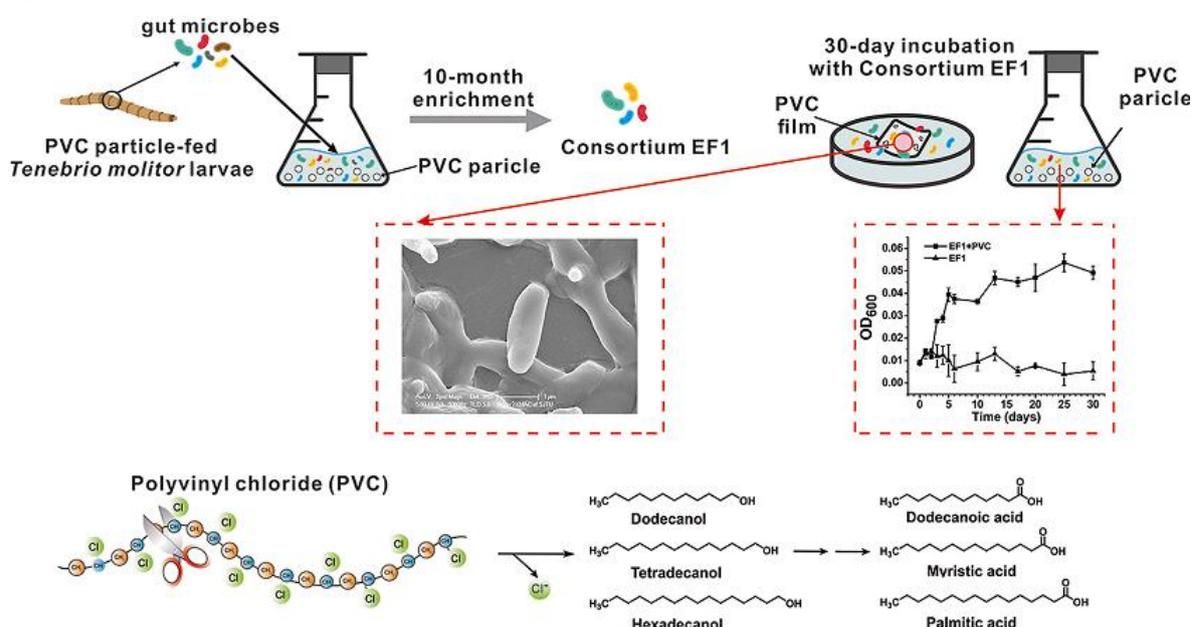


Figure 15 : Illustration schématique du prélèvement, enrichissement, inoculation et biodégradation du film PVC du consortium bactérien de *Tenebrio molitor* (Xu *et al.*, 2023).

Tableau VIII : Exemples d'espèces de bactéries biodégradantes des polymères plastiques

Espèce	Enzyme	Substrat plastique	Produits de biodégradation	Référence
<i>Bacillus sp.</i>	Hydrolase, alkane mono-oxygénase	PE, PVC	Alcools, acides carboxyliques	(Novotny <i>et al.</i> , 2018)
<i>Ideonella sakaiensis</i>	PETase, MHETase	PET	Acide mono(2-hydroxyéthyl)téréphtalique, acide téréphtalique	(Yoshida <i>et al.</i> , 2016)
<i>Bacillus spp.</i>	NR	LDPE	4,4-diméthyl 2-pentene	(Muhonja <i>et al.</i> , 2018)
<i>Enterobacter sp.</i>	Oxydoréductase	PE	Monobenzyl phtalate	(Ren <i>et al.</i> , 2019)
<i>Comamonas acidovorans</i>	PUR estérase	PU	Diéthylène glycol, acide adipique	(Akutsu <i>et al.</i> , 1998)
<i>Pseudomonas sp.</i>	NR	PS	Acide 2-(nonyloxy-carbonyl) benzoïque, 1-chloro-2-méthyl-cyclohexane, acide dihexyl ester 1,2-benzenedicarboxylique	(Subramani et Sepperumal, 2017)
<i>Pseudomonas sp.</i>	Alkane hydroxylase	PE	CO ₂	(Yoon <i>et al.</i> , 2012)
<i>Azotobacter beijerinckii</i>	Hydroquinone peroxydase	PS	NR	(Nakamiya <i>et al.</i> , 1997)
<i>Pseudomonas aestusnigri</i>	Ester hydroxylase VGX014T	PET	Mono(2-hydroxyéthyl) téréphtalate	(Bollinger <i>et al.</i> , 2020)
<i>Acinetobacter baumannii</i>	NR	LDPE	Méthane, éthylène, 2-buthane, hexanaldéhyde	(Pramila et Ramesh, 2015)

<i>Escherichia coli</i>	PETase et MHETase recombinées	PET	BHET, MHET, TPA, EG	(Shi <i>et al.</i> , 2021)
<i>Streptococcus pyogenes</i>	NR	LDPE	NR	(Padney <i>et al.</i> , 2021)
<i>Anoxybacillus rупiensis</i>	6-aminohexanoate oligomer hydrolase	Nylon	NR	(Mahdi <i>et al.</i> , 2016)

Tout comme pour les actinomycètes, l'approche génétique a fait ses preuves chez une multitude d'espèces bactériennes, permettant d'augmenter considérablement l'activité des diverses enzymes dégradant le plastique. La plupart des gènes codants pour des enzymes biodégradantes sont clonées à partir d'actinomycètes ou d'espèces appartenant au genre *Pseudomonas* (Amobonye *et al.*, 2021). Cependant, la production d'enzyme extracellulaire de type PETase chez *E-coli* a fait l'objet d'une étude récente par Shi *et al.*, (2021), via clonage génétique réalisé sur le gène codant pour cette enzyme chez l'espèce *Ideonella sakaiensis* (Yoshida *et al.*, 2016), connue pour exprimer une activité hydrolytique importante et une spécificité de substrat particulière envers le PET. La PETase a été exprimée avec succès chez *E-coli* BL21, en utilisant un peptide-signal de translocation sec-dépendant, *pelB*, pour la sécrétion de l'enzyme. La mutagenèse du peptide a augmenté la sécrétion de la PETase par un facteur de 1.7, améliorant l'efficacité de l'hydrolyse du PET. La MHETase, une enzyme identifiée comme fonctionnant en paire avec la PETase, a aussi été clonée de *I. sakaiensis* et exprimée chez *E-coli* (Janatunaim et Fibriani, 2020), soulignant l'importance de la bio-ingénierie et des différents processus génétiques et de mutagenèse dans l'amélioration des performances des enzymes bactériennes envers les matériaux plastiques

II-1-4 C) Les champignons

Au même titre que les bactéries, les champignons occupent une position prépondérante parmi les organismes impliqués dans le recyclage des ressources et nutriments de

l'environnement et dans le maintien du cycle biogéochimique de la terre. Une multitude d'espèces fongiques possèdent la capacité de dégrader et transformer des composés organiques complexes comme le plastique sous ses différentes formes. Les champignons jouent un rôle central dans la biodégradation, ils agissent sur les polymères plastiques en sécrétant des enzymes dégradantes comme la lipase, la cutinase, et les enzymes lignocellulolytiques (Srikanth *et al.*, 2022), la présence de certains pro-oxydants peut améliorer le rendement de la dégradation. Une variété assez large d'espèces de différentes classes, présentes dans différents environnements, produisent des enzymes biodégradantes du plastique. Les espèces principales montrant une dégradation efficace des polymères plastiques appartiennent aux genres *Aspergillus*, *Fusarium*, *Cladosporium* et *Penicillium* (Ghosh *et al.*, 2013). Certaines espèces saprotrophes parviennent également à biodégrader les plastiques en se développant dessus comme *Pleurotus ostreatus*, *Agaricus bisporus*, et *Pleurotus eryngii*. Des champignons endophytes isolés à partir de différentes plantes, notamment des souches de *Pestalotiopsis microspora*, sont parvenues à dégrader le polyuréthane via des enzymes de type sérine hydrolases, l'utilisant comme seule source de carbone, sous des conditions aérobiques et anaérobiques (Russell *et al.*, 2011) indiquant que la flore fongique endophyte de certains végétaux pourrait être une source prometteuse de biodiversité pour la biodégradation et la bioremédiation.

Tableau IX : Quelques-unes des diverses espèces d'*Aspergillus* impliquées dans la biodégradation des plastiques

Espèce d' <i>Aspergillus</i>	Type de plastique dégradé	Référence
<i>A. fumigatus</i>	PU	(Osman <i>et al.</i> , 2018)
<i>A. niger</i>	PP	(Usman <i>et al.</i> , 2020)
<i>A. clavatus</i>	PE	(Gajendiran <i>et al.</i> , 2016)
<i>A. niger</i>	PVC	(Mogil'nitskii <i>et al.</i> , 1987)
<i>A. penicilloides</i>	PHB	(Mergaert <i>et al.</i> , 1992)
<i>A. fischeri</i>	PCL	(Benedict <i>et al.</i> , 1983)

A l'instar des bactéries et actinomycètes, les champignons dans l'environnement agissent souvent en synergie dans des consortiums, pour dégrader des polymères comme le LDPE (**DSouza et al., 2021**). Dans la même étude, un consortium réunissant plusieurs espèces du genre *Aspergillus* a fait ses preuves sur des fragments de polyéthylène de basse densité ; la biodégradation réalisée sous conditions expérimentales pendant 55 jours a permis d'atteindre 26.15% de perte de masse.

Parmi les facteurs favorisant les champignons filamenteux dans la biodégradation du plastique, on trouve la distribution et la grande capacité de pénétration des hyphes fongiques (**Srikanth et al., 2022**), ces filaments d'une grande robustesse garantissent une bonne adhérence et pénétration de la structure du polymère.

La protection et le maintien de l'intégrité de la paroi des hyphes est due à un autre facteur primordial propre aux champignons ; les hydrophobines. Ces petites molécules protéiques forment en se liant les unes aux autres des films minces et résistants possédant un fort caractère hydrophobe. Elles permettent de protéger les hyphes fongiques et surtout de faciliter leur adhérence aux surfaces hydrophobes (**Tanaka et al., 2022**), cette particularité est de très grande importance pour la colonisation et la biodégradation d'un polymère plastique par un champignon d'autant plus que les hydrophobines possèdent dans leur structure une région hydrophile leur permettant d'interagir avec les enzymes et de stimuler leur activité hydrolytique.

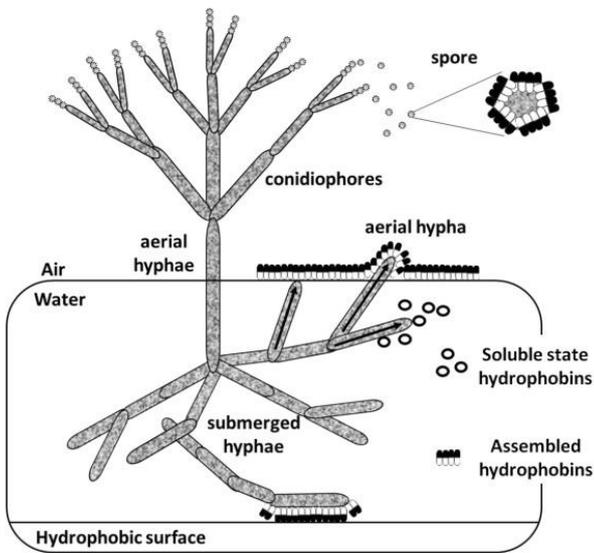


Figure 16 : Illustration de l'interaction des hydrophobines avec les hyphes fongiques dans l'eau, l'air et sur les surfaces hydrophobes (Cicatiello et al., 2020).

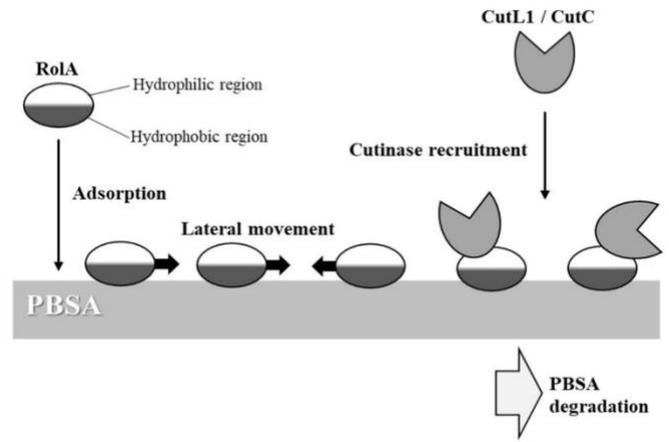


Figure 17 : Illustration de l'interaction des hydrophobines RolA chez *Aspergillus oryzae* avec l'enzyme CutL1 / CutC sur polymère poly(butylène succinate-co-butylène adipate) (PBSA) (Tanaka et al., 2022).

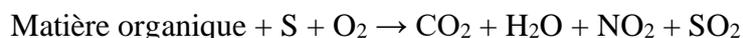
Tableau X : Exemples d'espèces fongiques biodégradantes des polymères plastiques

Espèce	Enzyme	Substrat plastique	Produits de biodégradation	Référence
<i>Humicola insolens</i>	Cutinase Hic	PET	Acide téréphtalique, éthylène glycol	(Ronkvist <i>et al.</i> , 2009)
<i>Aspergillus oryzae</i>	Lipase	PET	NR	(Wang <i>et al.</i> , 2008)
<i>Aspergillus flavus</i>	Laccase-like multicopper oxidase	PE	NR	(Zhang <i>et al.</i> , 2020)
<i>Candida rugosa</i>	Lipase	PU	Diéthylène glycol	(Gautam <i>et al.</i> , 2007)
<i>Candida antarctica</i>	Lipase	PET	Acide téréphtalique	(Carniel <i>et al.</i> , 2017)
<i>Penicillium citrinum</i>	Polyestérase	PET	bis-(2-hydroxyethyl) téréphtalate, mono-(2-hydroxyethyl)téréphtalate, acide téréphtalque	(Liebminger <i>et al.</i> , 2007)
<i>Aspergillus tubingensis</i>	Estérase	PU	NR	(Khan <i>et al.</i> , 2017)
<i>Trichoderma harzianum</i>	Péroxidase	PE	NR	(Sowmya <i>et al.</i> , 2014)
<i>Pleurotus ostreatus</i>	Laccase, manganèse peroxydase	PE	NR	(Gómez-Méndez <i>et al.</i> , 2018)

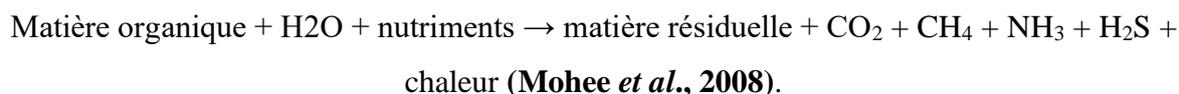
<i>Cochliobolus sp.</i>	Laccase	PVC	Diméthylguanidine, acide 1,2-benzenedicarboxylique, diéthyl phosphonate	(Sumathi <i>et al.</i> , 2016)
<i>Mucor sp.</i>	NR	PS	Benzène, pyridine, 1,3,5-cycloheptatriene, n-hexane	(Chaudhary et Vijayakumar, 2020)
<i>Fusarium oxysporum</i>	Cutinase FoCut5a	PET	NR	(Dimarogona <i>et al.</i> , 2015)
<i>Fusarium solani pisi</i>	Cutinase FsC	PET	NR	(Danso <i>et al.</i> , 2019 ; De Castro <i>et al.</i> , 2022)
<i>Chaetomium globosum</i>	Uréthane hydrolase	PU	NR	(Boubendir, 1992)

Le processus de biodégradation par les différentes espèces de champignons filamenteux devient plus efficace lorsqu'il y a un traitement préliminaire des matériaux plastique comme le photo-traitement aux UV, le traitement thermo-oxydatif et le traitement à l'acide (Mahalakshmi et Andrew, 2012), de sorte que les débris plastiques qui en résultent, sous forme de MP, soient plus facilement biodégradés et en un délai plus court.

Dans un environnement chaud et humide, en aérobiose, les plastiques sont biodégradés en monomères puis libérés sous forme de CO₂ ou H₂O selon la réaction suivante :



En anaérobiose, le polymère subit la biodégradation en libérant des gaz tels que le méthane et le dioxyde de carbone. La réaction est la suivante :



II-1-4 D) Algues & cyanobactéries

Les algues jouent un rôle crucial dans l'environnement en tant que producteurs primaires, fournissant une source de nutriments et d'oxygène pour de nombreux organismes aquatiques, en plus d'être une source importante d'O₂ et de contribuer grandement à la réduction du niveau de dioxyde de carbone dans l'atmosphère. Plusieurs espèces d'algues sont bien de la communauté scientifique pour leur applications industrielles, agronomiques et pharmacologiques. La bioremédiation des polluants émergents dans les eaux usées via des biotechnologies impliquant les algues est devenue une solution technologique rentable et à faible consommation d'énergie (**Gondi et al., 2022**). En effet, diverses algues possèdent la capacité de de retenir/éliminer les polluants présents dans différents environnements aquatiques via accumulation, adsorption ou métabolisation (**Hwang et al., 2020**).

Toutefois, la plupart des recherches concernant les algues portent essentiellement sur leur rôle dans la bioremédiation ; leur utilisation pour la production bio-carburants ou pour les bioplastiques (**Dang et al., 2022**). Peu d'études ont été menées sur leur potentielle capacité à biodégrader les polymères plastiques.

Cela-dit, quelques recherches comme celle de **Samrah et Rout (2020)** se sont penché sur la question ; différentes espèces de micro-algues et de cyanobactéries ont montré une certaine efficacité dans la dégradation du polyéthylène, comme *Phormidium lucidum*, *Oscillatoria subbrevis*, *Scenedesmus dimorphus*, *Anabaena spiroides*, et *Navicula pupula*. Les résultats d'une recherche par les mêmes auteurs montrent que la cyanobactérie *A. spiroides* présente un taux de dégradation du PE de 8.18% en 30 jours. Le taux de biodégradation observé après 112 jours souligne cependant la nette infériorité du potentiel biodégrader des algues par rapport aux espèces bactériennes et fongiques. Même si les micro-algues sont capables d'interagir avec les polymères plastiques, il n'est pas certain que cette interaction soit influencée par la composition de surface des algues ou la présence d'un substrat sur lequel les organismes pourraient s'accrocher et se développer (**Priya et al., 2022**). Les algues sont photosynthétiques, elles utilisent le CO₂ de l'atmosphère comme principale source de carbone, et la lumière du soleil comme principale source d'énergie, il n'est donc pas étonnant de constater qu'elles ne pas enclines à métaboliser les plastiques.

Cependant, l'approche génétique a récemment présenté des résultats encourageants ; la PETase, enzyme synthétisée par *I. sakaiensis*, a été clonée et exprimée chez la micro-algue verte *Chlamydomonas reinhardtii* (**Kim et al., 2020**) ou après 4 semaines d'incubation à 30°C,

l'acide téréphtalique, forme entièrement dégradée du PET, a été détecté par analyse par chromatographie liquide à haute performance. Il s'agissait là du 1^{er} cas connu d'expression de la PETase chez une espèce d'algues vertes.

Tableau XI : Quelques exemples d'espèces de cyanobactéries impliquées dans la biodégradation des polymères plastique

Espèce	Type de plastique	Référence
<i>Synechococcus sp.</i>	PET	(Basuki <i>et al.</i> , 2020)
<i>Phormidium sp.</i>	PE, PET, PP	(Roager et Sonnenschein, 2019)
<i>Nostoc carneum</i>	LDPE	(Sarmah et Rout, 2019)
<i>Jacksonvillea sp.</i> ISTCYN1	LDPE, PP	(Mishra <i>et al.</i> , 2021)
<i>Calothrix sp.</i>	PE, PP	(Dussud <i>et al.</i> , 2015)
<i>Pleurocapsa sp.</i>	PE, PP	(Dussud <i>et al.</i> , 2015)

Tableau XII : Récapitulatif des principales enzymes intervenant dans la biodégradation de chaque type de plastique.

Plastique	Enzyme	Espèce de MO	Référence
PE	Manganese peroxidase	<i>Phanerochaete chrysosporium</i> <i>Trarnetes versicolor</i>	(Iiyoshi <i>et al.</i> , 1998)
	Alkane hydroxylase	<i>Pseudomonas sp.</i> <i>P. aeruginosa</i>	(Yoon <i>et al.</i> , 2012) (Jeon et Kim, 2015)
	Laccase	<i>Rhodococcus ruber</i> <i>Aspergillus sp.</i> <i>Pleurotus ostreatus</i>	(Santo <i>et al.</i> , 2013) (Zhang <i>et al.</i> , 2020) (Gomez-Mendez <i>et al.</i> , 2018)
PU	Serine hydrolase, cystéine hydrolase	<i>Pestalotiopsis microspora</i>	(Russell <i>et al.</i> , 2011)
	PUR estérase	<i>Comamonas acidovorans</i>	(Akutsu <i>et al.</i> , 1998)
	Aryl-acylamidase	<i>Rhodococcus equi</i>	(Akutsu-shigeno <i>et al.</i> , 2006)
	Dioxygenase, decarboxylase, dehydrogénase, transférase, ligase, hydrolase, isomérase, peroxidase		(Gaytán <i>et al.</i> , 2020)
PET	Hydrolase	<i>Thermobifida fusca</i>	(Müller <i>et al.</i> , 2005)
	PETase	<i>Ideonella sakaiensis</i>	(Yoshida <i>et al.</i> , 2016)
	Cutinase, estérase		(Jabloune <i>et al.</i> , 2020)
	Lipase, carboxylestérase		(Danso <i>et al.</i> , 2019)

	Suberinase	<i>Streptomyces scabies</i>	(Jabloune <i>et al.</i> , 2020)
PS	Estérase	<i>Lentinus tigrinus</i>	(Tahir <i>et al.</i> , 2013)
	Polymérase	<i>Bacillus sp.</i> <i>Pseudomonas sp.</i>	(Mohan <i>et al.</i> , 2016)
	Styrene monooxygénase, styrene oxide isomérase, phenylacetaldehyde dehydrogénase, phenylacetyl coenzyme A ligase		(Ho <i>et al.</i> , 2018)
Nylon	6-aminohexanoate oligomer hydrolase	<i>Anoxybacillus rupiensis</i> <i>Flavobacterium sp.</i> <i>Pseudomonas sp.</i>	(Mahdi <i>et al.</i> , 2016) (Negoro, 2000)
	Manganese peroxidase		(Deguchi <i>et al.</i> , 1998)

II-2 Technologie membrane bioreactor (MBR)

Le membrane bioreactor, ou bioréacteur à membrane, est une technologie avancée utilisée dans le traitement des eaux contaminées par les microplastiques. Il s'agit d'un système où une catalyse favorisée par des agents biologiques (bactéries, champignons, et leurs enzymes) est couplée à un procédé de séparation membranaire, principalement une microfiltration ou ultrafiltration (Xiao *et al.*, 2019). Dans cette méthode, le but est de superposer l'efficacité d'une biodégradation enzymatique préliminaire dans un réacteur biologique, réduisant la charge de MP présents dans l'eau à traiter, avec celle de la rétention des molécules polymères par la membrane semi-perméable utilisée dans le MBR. Celles-ci possèdent un potentiel de rétention élevé et conservent leur intégrité structurelle et leur capacité de filtration sur une période prolongée. Au cours de ces dernières années, les MBR ont suscité un intérêt académique

considérable et une importante croissance dans leur applications pratiques dans le traitement des eaux polluées par les MP (Poerio *et al.*, 2019) et cela grâce à l'amélioration significative apportée par les MO par rapport aux méthodes conventionnelles.

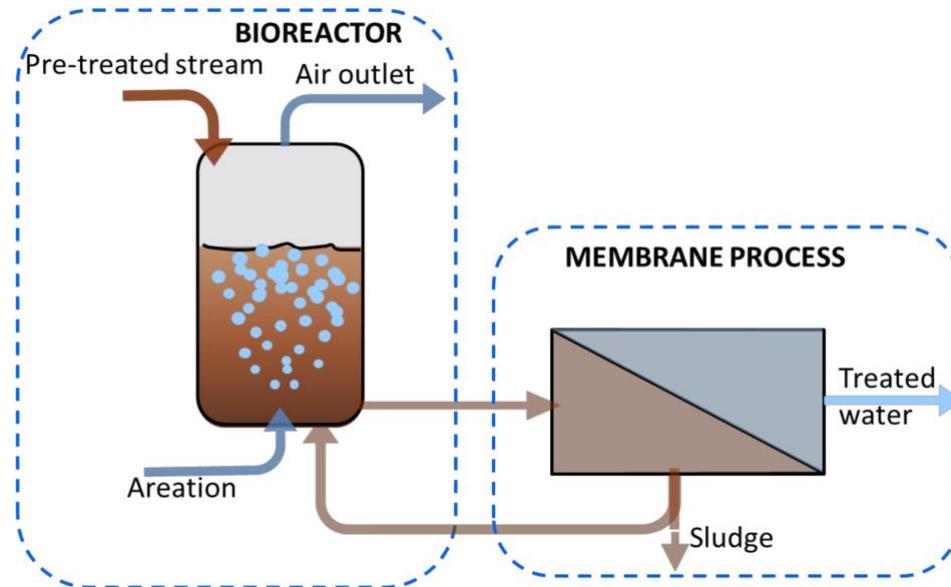


Figure 18 : Illustration schématique du processus membrane bioreactor (Poerio *et al.*, 2019).

Une découverte récente très prometteuse, qui pourrait avoir un grand potentiel à l'avenir si elle est associée à la technologie MBR, est l'isolement de la nouvelle espèce bactérienne *Ideonella sakaiensis* (Yoshida *et al.*, 2016) produisant deux enzymes biodégradantes du PET, la PETase et MHETase, et capable d'utiliser celui-ci comme seule source d'énergie et de carbone. Les enzymes peuvent être facilement intégrées au processus MBR, donc à l'avenir, il sera fort probablement possible d'y observer une biodégradation de haute efficacité, comme déjà démontré dans l'étude de Barth *et al.* (2015) où des films de PET ont subi une hydrolyse dans par l'enzyme TfCut2 de *Thermobifida fusca* dans un système de réaction en milieu aqueux contenu dans un réacteur membranaire d'ultrafiltration. L'élimination continue par la membrane des produits d'hydrolyse du PET (acide téréphtalique, MHET, BHET) inhibiteurs de la TfCut2, a augmenté de l'efficacité de l'hydrolyse du PET de 70% sur un temps de réaction de 24h par rapport à une hydrolyse réalisée en discontinu.

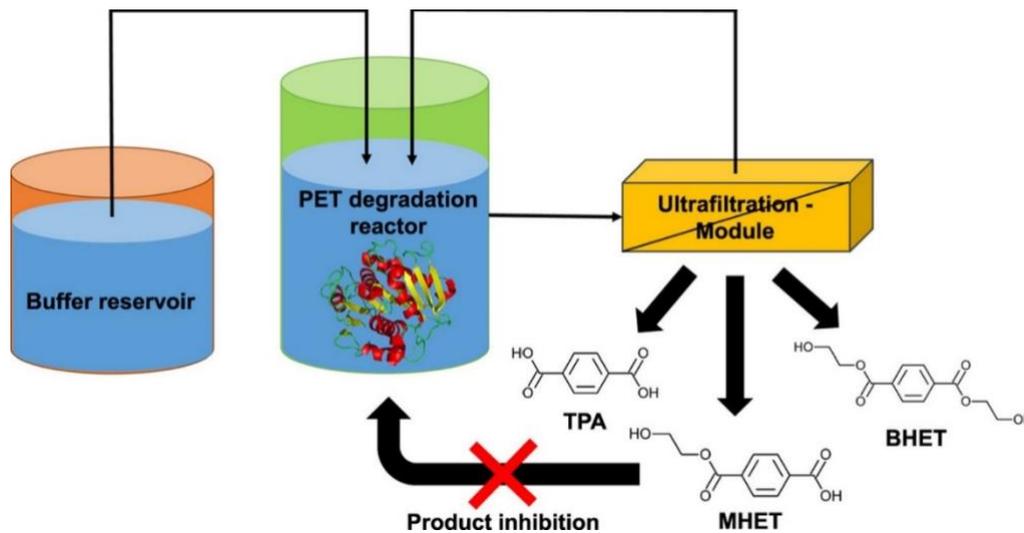


Figure 19 : Illustration schématique du processus de biodégradation du polyéthylène téréphtalate dans un réacteur membranaire d'ultrafiltration (**Barth et al., 2015**).

II-3 Les bioplastiques

Les bioplastiques sont des polymères plastiques fabriqués à partir de ressources renouvelables comme les plantes (maïs, pomme de terre,...) (**Karana, 2012**) et par certaines espèces de micro-organismes (**Luengo et al., 2003**), différant ainsi des plastiques conventionnels dérivés du pétrole. Les BP sont considérés comme une alternative plus écologique aux matériaux plastiques traditionnels en raison de leur origine renouvelable et de leur impact moindre sur l'environnement. Il existe quatre catégories principales de BP :

- Les bioplastiques photodégradables, qui possèdent des groupements sensibles aux UV directement incorporés dans la structure du polymère en tant qu'additifs (**Arikan et Ozsoy, 2015**). Une exposition prolongée à la lumière peut désintégrer le polymère le rendant davantage sujet à biodégradation microbienne supplémentaire (**El Kadi, 2010**).
- Les bioplastiques bio-sourcés, définis par le *Business-NGO Working Group for Safer Chemicals and Sustainable Materials* comme des plastiques dont la totalité du carbone provient de ressources agricoles et forestières renouvelables comme la cellulose, l'amidon de maïs, le soja (**Alvarez-Chavez et al., 2012**).

- Les bioplastiques compostables sont un type spécifique de BP conçus pour se dégrader naturellement dans des conditions de compostage domestique et industriel, ils se décomposent rapidement et se transforment en compost, une matière organique riche en nutriments et bénéfique pour les sols. Ils sont également caractérisés par l'absence de résidus nocifs, se décomposant principalement en CO₂ et H₂O, ils ne laissent pas de composés nuisibles dans le compost final. Pour être qualifié de BP compostable, les paramètres d'un plastique doivent être déterminés via des tests standard (Sarasa *et al.*, 2009). Des certifications garantissent que ces matériaux répondent à des normes internationales de compostabilité.
- Les bioplastiques, qui sont entièrement dégradés par les micro-organismes sans laisser de restes visibles (El Kadi, 2010).



Figure 20 : Biodégradation en bouteille en PHA, par incubation dans la boue pendant 80 jours (Sudesh *et al.*, 2000).



Figure 21 : Spectre de préférence de l'utilisation des plastiques, par ordre croissant (Arikan et Ozsoy, 2015).

Tableau XIII : Exemples de bioplastiques et leurs utilisations

Bioplastique	Source	Utilisation	Référence
Acide polylactique (PLA)	Canne à sucre, amidon de maïs	Sacs, emballages alimentaires, textiles, produits médicaux	(Jiménez <i>et al.</i> , 2019)
Polyhydroxyalkanoate (PHA)	MO comme Halomonas sp., Bacillus subtilis, Pseudomonas sp.	Emballages, textiles, produits jetables	(Tan <i>et al.</i> , 2021) (Mohapatra <i>et al.</i> , 2017)
Polybutylène succinate (PBS)	Source végétale	Films d'emballage, textiles	(Rafiqah <i>et al.</i> , 2021)
Polycaprolactone (PCL)	Amidon de maïs, pétrole	Biotechnologies médicales, impression 3D	(Tous <i>et al.</i> , 2019)

De nombreux pays dans le monde ont déjà commencé à intégrer les bioplastiques dans leur économie et habitudes de consommation. En Amérique du nord, McDonald's propose depuis quelques années des contenants biodégradables pour la restauration rapide. D'autres géants de l'industrie ont fait de même tels que Bayer, Nike, DuPont, et Danone (Krzan *et al.*, 2006).

Ce qui rends les bioplastiques plus facilement biodégradables que les plastiques conventionnels sont les liaisons chimiques qui les composent ; les polymères tels que le PVC et le PE comptent de longues chaînes de liaisons carbone-carbone, qui sont difficiles à rompre par action enzymatique. Tandis que les BP comme le PLA, fabriqué à partir de polymères naturels, présentent des liaisons plus labiles notamment les liaisons ester (C=O) qui sont aisément hydrolysées par des enzymes comme l'amylase (Wicaksono *et al.*, 2022) permettant une biodégradation plus facile lorsque le PLA est exposé à des conditions favorables à l'activité microbienne comme celles présentes dans les installations de compostage.

Néanmoins, la production et la popularisation des bioplastiques présentent un certain nombre d'inconvénients :

- Réduction des matières premières ; la production à grande échelle des BP est susceptible de causer la réduction voire la surexploitation des matières premières renouvelables

comme c'est le cas pour l'industrie du papier. La tendance actuelle vise à valoriser les sous-produits alimentaires pour remédier à cela (**Lagaron et Lopez-Rubio, 2011**).

- Cout élevé ; les BP sont en moyenne deux fois plus coûteux que leurs homologues conventionnels.
- Flou juridique ; en dépit de la production annuelle globale de BP d'approximativement 2.2 millions de tonnes en 2022 (**European bioplastics, Nova-institute, 2023**), de nombreux pays n'ont toujours pas mis en place de législation concernant leur production et leur utilisation. Divers industriels tirent profit du flou juridique autour du terme « Bioplastique » pour mettre en valeur leur produits. Etant donné que tous les BP ne sont pas systématiquement compostables et nécessitent un traitement industriel (**Baker et Safford, 2009**), des slogans tels que « eco-friendly » ou « save the planet » peuvent induire en erreur le consommateur.

Les recherches visant à améliorer les propriétés et la durabilité économique et environnementale des BP sont nécessaires, ces matériaux jouent un rôle des plus importants dans la transition vers une consommation plus responsable de moins problématique pour l'environnement.

CONCLUSION & PERSPECTIVES

Dans ce mémoire nous avons passé en revue de manière approfondie et sous différents angles la thématique des plastiques & microplastiques, leurs types, leur provenance et les différentes approches proposées pour gestion et dégradation, en mettant en évidence les solutions technologiques conventionnelles, la dégradation chimique, et surtout, la dégradation microbienne, sur laquelle un accent particulier a été mis. À travers cette étude, nous avons pu constater que les microorganismes jouent un rôle essentiel dans la dégradation des matériaux polymères plastiques, offrant une voie prometteuse pour atténuer l'impact néfaste de ces polluants omniprésents dans l'environnement.

La biodégradation a été explorée, mettant en évidence le principal mécanisme biologique impliqué dans ce processus ; la dégradation enzymatique. Les microorganismes listés, tels que les espèces bactériennes –actinomycètes, bactéries, cyanobactéries- et fongiques, ont montré leur capacité à dégrader efficacement les plastiques synthétiques les plus utilisés, via la production d'enzymes spécifiques capables de décomposer les polymères du plastique. L'utilisation des technologies de clonage et manipulation génétique assure l'exploitation du potentiel d'une gamme élargie de MO, à la fois des MO cultivables et non cultivables. En outre, des outils avancés comme la méta-génomique aideront à comprendre les interactions biologiques qui se produisent entre les gènes, les transcriptomes, les protéomes, les métabolites et les facteurs environnementaux externes au cours de la dégradation du plastique. Cette faculté qu'ont ces MO ouvre des perspectives intéressantes pour le développement de biotechnologies innovantes et l'amélioration des biotechnologies existantes visant à éliminer les MP de manière écologique et durable.

Bien que plusieurs études menées sur des souches microbiennes isolées à partir d'environnements différents ont permis d'identifier les enzymes à l'origine de la biodégradation, les propriétés structurelles et biochimiques de ces enzymes demeurent des paramètres assez peu étudiés. Davantage de recherches sont nécessaires afin de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans la biodégradation des plastiques récalcitrants comme le PE. Elles seront d'une importance clé pour apporter la compréhension nécessaire au développement de techniques comme la modification des enzymes par bio-ingénierie, ainsi que de nouveaux bioplastiques à biodégradabilité améliorée.

Cependant, il est important de souligner que la biodégradation seule ne peut résoudre entièrement le problème de la pollution aux MP. La réduction de la consommation de plastique

à la source reste une stratégie primordiale pour contrôler cette pollution croissante. Bien que la dégradation microbienne puisse contribuer à la décomposition des MP déjà présents dans l'environnement, elle ne peut pas inverser complètement les effets de l'accumulation continue de ces déchets.

Il est donc impératif d'adopter une approche holistique pour aborder cette problématique. La sensibilisation du public aux effets néfastes des MP sur l'environnement et la santé, ainsi que l'éducation sur les alternatives durables aux plastiques à usage unique, sont essentielles pour réduire la consommation. Des mesures politiques et réglementaires solides doivent être mises en place pour limiter la production et l'utilisation de plastiques non biodégradables, des événements comme la COP (Conférence des Parties) des Nations Unies sont des forums internationaux cruciaux dans la lutte contre la pollution plastique et les problèmes environnementaux connexes. La COP26 (2021, Glasgow, Royaume-Uni) a abordé la pollution plastique dans le cadre de la transition vers une économie plus verte et plus durable. Des événements parallèles et des discussions ont eu lieu pour aborder les problèmes liés à cette pollution, en mettant l'accent sur la nécessité de réduire la production de plastiques à usage unique et de promouvoir des alternatives durables.

Il est également de prime importance que chacun d'entre nous agisse au niveau individuel en changeant ses habitudes de consommation ;

- Réduire la consommation de plastique jetable : Opter pour des alternatives durables telles que les sacs réutilisables, les bouteilles d'eau en acier inoxydable et les contenants alimentaires réutilisables. Éviter les produits emballés dans du plastique à usage unique lorsque cela est possible.
- Recycler de manière responsable : s'assurer de trier correctement les déchets et de les placer dans les bacs de recyclage appropriés. Vérifier les directives de recyclage locales pour connaître les matériaux acceptés et les méthodes de collecte disponibles dans la région.
- Participer à des initiatives de nettoyage : Rejoindre des associations et initiatives de nettoyage communautaire de l'environnement. Que ce soit sur les plages, dans les parcs ou le long des cours d'eau, participer à des efforts de nettoyage contribue à prévenir la pollution plastique en retirant les déchets existants et en sensibilisant à la cause.
- Sensibiliser et éduquer : Partager les connaissances sur les problèmes liés à la pollution plastique avec son entourage. Informer ses proches, sa famille et ses collègues sur les impacts négatifs du plastique sur l'environnement et les encourager à adopter des pratiques plus durables. Participer à des campagnes de sensibilisation, rédiger des articles ou des blogs, et utiliser les réseaux sociaux pour diffuser des messages positifs, partager les messages de personnes influentes et d'activistes comme Greta Thunberg.

Les perspectives sur cette problématique sont porteuses d'espoir. La combinaison de la réduction de la consommation de plastique, de la sensibilisation du public, des politiques gouvernementales et de l'innovation biotechnologique offre une approche complète pour atténuer les effets du plastique sur notre environnement. Cela nécessite une collaboration et une coopération étroite entre les gouvernements, les scientifiques, les industries et la société civile. Seul un engagement collectif et des actions concertées permettront de préserver notre environnement des effets néfastes des plastiques et de garantir un avenir plus propre pour les générations futures.

Références

1. **Agenda I.** The new plastics economy rethinking the future of plastics. In World Economic Forum 2016 Jan (Vol. 36).
2. **Akutsu Y, Nakajima-Kambe T, Nomura N, Nakahara T.** Purification and properties of a polyester polyurethane-degrading enzyme from *Comamonas acidovorans* TB-35. *Applied and Environmental Microbiology*. 1998 Jan 1;64(1):62-7.
3. **Akutsu-Shigeno Y, Adachi Y, Yamada C, Toyoshima K, Nomura N, Uchiyama H, Nakajima-Kambe T.** Isolation of a bacterium that degrades urethane compounds and characterization of its urethane hydrolase. *Applied microbiology and biotechnology*. 2006 Apr;70:422-9.
4. **Alessi.E, Giuseppe Di C.** “Pollution plastique en Méditerranée. Sortons du piège !” WWF Initiative Marine Méditerranéenne Rome, Italie.2018 ; 28.
5. **Allen S, Allen D, Moss K, Le Roux G, Phoenix VR, Sonke JE.** Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS ONE*. 2020;15(5):e0232746
6. **Almeida EL, Rincón AF, Jackson SA, Dobson AD.** In silico screening and heterologous expression of a polyethylene terephthalate hydrolase (PETase)-like enzyme (SM14est) with polycaprolactone (PCL)-degrading activity, from the marine sponge-derived strain *Streptomyces* sp. SM14. *Frontiers in Microbiology*. 2019 Oct 1;10:2187.
7. **Álvarez-Chávez CR, Edwards S, Moure-Eraso R, Geiser K.** Sustainability of bio-based plastics: general comparative analysis and recommendations for improvement. *Journal of cleaner production*. 2012 Mar 1;23(1):47-56.
8. **Amobonye A, Bhagwat P, Singh S, Pillai S.** Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. *Science of the Total Environment*. 2021 Mar 10;759:143536.
9. **Andrady AL.** Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*. 2011;62(8):1596-1605.

10. **Andrady AL.** The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin.* 2017;119(1):12-22
11. **Arefian M, Tahmourespour A, Zia M.** Polycarbonate biodegradation by newly isolated *Bacillus* strains. *Archives of Environmental Protection.* 2020;46(1):14-20.
12. **Arıkan EB, Ozsoy HD.** A review: investigation of bioplastics. *J. Civ. Eng. Arch.* 2015;9(1):188-92.
13. **Arutchelvi J, Sudhakar M, Arkatkar A, Doble M, Bhaduri S, Uppara PV.** Biodegradation of polyethylene and polypropylene. 2008.
14. **Athey SN, Adams JK, Erdle LM, Jantunen LM, Helm PA, Finkelstein SA, Diamond ML.** The widespread environmental footprint of indigo denim microfibers from blue jeans. *Environmental Science & Technology Letters.* 2020;7(11):840-847.
15. **Au SY, Lee CM, Weinstein JE, van den Hurk P, Klaine SJ.** Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: identifying critical research needs. *Integrated environmental assessment and management.* 2017;13(3):505-509.
16. **Auta HS, Emenike CU, Fauziah SH.** Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment international.* 2017;102:165-176.
17. **Auta HS, Emenike CU, Jayanthi B, Fauziah SH.** Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by *Bacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. isolated from mangrove sediment. *Marine Pollution Bulletin.* 2018 Feb 1;127:15-21.
18. **Avazzadeh Samani F, Meunier L.** Interactions of microplastics with contaminants in freshwater systems: a review of characteristics, bioaccessibility, and environmental factors affecting sorption. *Journal of Environmental Science and Health, Part A.* 2023;58(3):222-235.
19. **Avio CG, Gorbi S, Milan M, Benedetti M, Fattorini D, d'Errico G, ... & Regoli F.** Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental pollution.* 2015;198:211-222.
20. **Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC.** Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull.* 2012;64(12):2782-2789.

21. **Barka EA, Vatsa P, Sanchez L, Gaveau-Vaillant N, Jacquard C, Klenk HP, Clément C, Ouhdouch Y, van Wezel GP.** Taxonomy, physiology, and natural products of Actinobacteria. *Microbiology and molecular biology reviews*. 2016 Mar;80(1):1-43.
22. **Barker M, Safford R.** Industrial uses for crops: markets for bioplastics. Project report 450, HGCA, London, 2009.
23. **Barry V, Winquist A, Steenland K.** Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant. *Environ Health Perspect*. 2013;121(11-12):1313-1318.
24. **Barth M, Wei R, Oeser T, Then J, Schmidt J, Wohlgemuth F, Zimmermann W.** Enzymatic hydrolysis of polyethylene terephthalate films in an ultrafiltration membrane reactor. *Journal of membrane science*. 2015 Nov 15;494:182-7.
25. **Basuki H, Chaurasia I, Husen K, Kasena G, Kim YE, Park HS, Wanandi R.** PET-degrading cyanobacteria for marine environments. *Biotreks: Peer Reviewed High School Synthetic Biology*. 2020.
26. **Benedict CV, Cook WJ, Jarrett P, Cameron JA, Huang SJ, Bell JP.** Fungal degradation of polycaprolactones. *Journal of Applied Polymer Science*. 1983 Jan;28(1):327-34.
27. **Bergmann M, Lutz B, Tekman MB, Gutow L.** Citizen scientists reveal: Marine litter pollutes Arctic beaches and affects wildlife. *Marine pollution bulletin*. 2017;125(1-2):535-540.
28. **Besseling E, Wang B, Lurling M, Koelmans AA.** Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna*. *Environ Sci Technol*. 2014;48(20):12336-12343.
29. **Besseling E, Wegner A, Foekema EM, Van Den Heuvel-Greve MJ, Koelmans AA.** Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environ Sci Technol*. 2013;47(1):593-600.
30. **Bleam WF.** Chapter 8—Redox Chemistry. *Soil and Environmental Chemistry*; Bleam, WF, Ed.; Academic Press: Boston, MA, USA. 2012:321-70.

31. **Bollinger A**, Thies S, Knieps-Grünhagen E, Gertzen C, Kobus S, Höppner A, Ferrer M, Gohlke H, Smits SH, Jaeger KE. A novel polyester hydrolase from the marine bacterium *Pseudomonas aestusnigri*—structural and functional insights. *Frontiers in microbiology*. 2020 Feb 13;11:114.
32. **Bonhomme S**, Cuer A, Delort AM, Lemaire J, Sancelme M, Scott G. Environmental biodegradation of polyethylene. *Polymer degradation and Stability*. 2003 Jan 1;81(3):441-52.
33. **Boubendir A**. *Purification and biochemical evaluation of polyurethane degrading enzymes of fungal origin* (Doctoral dissertation, University of Salford). 1992.
34. **Brahney J**, Mahowald N, Prank M, Cornwell G, Klimont Z, Matsui H, Prather KA. Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proc Natl Acad Sci*. 2021;118(16):e2020719118.
35. **Browne MA**, Crump P, Niven SJ, Teuten E, Tonkin A, Galloway T, Thompson R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environ Sci Technol*. 2011;45(21):9175-9179.
36. **Browne MA**, Dissanayake A, Galloway TS, Lowe DM, Thompson RC. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental science & technology*. 2008;42(13):5026-5031.
37. **Bule Možar K**, Miloloža M, Martinjak V, Cvetnić M, Kušić H, Bolanča T, Kučić Grgić D, Ukić Š. Potential of Advanced Oxidation as Pretreatment for Microplastics Biodegradation. *Separations*. 2023 Feb 15;10(2):132.
38. **Carniel A**, Valoni É, Junior JN, da Conceição Gomes A, de Castro AM. Lipase from *Candida antarctica* (CALB) and cutinase from *Humicola insolens* act synergistically for PET hydrolysis to terephthalic acid. *Process Biochemistry*. 2017 Aug 1;59:84-90.
39. **Carr SA**, Liu J, Tesoro AG. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water research*. 2016 Mar 15;91:174-82.
40. **Chatel, A**. Le transfert des micro- et nanoplastiques dans les chaînes alimentaires : Toxicité des micro- et nanoparticules de plastiques vis-à-vis d'organismes aquatiques le long du

continuum eau douce-eau marine : évaluation du transfert trophique. Les cahiers de la Recherche. Santé, Environnement, Travail, . 2021;17:40-42.

41. **Chattopadhyay I.** Role of microbiome and biofilm in environmental plastic degradation. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology.* 2022 Jan 1;39:102263.
42. **Chaudhary AK, Vijayakumar RP.** Studies on biological degradation of polystyrene by pure fungal cultures. *Environment, Development and Sustainability.* 2020 Jun;22:4495-508.
43. **Choi JS, Hong SH, Park JW.** Evaluation of microplastic toxicity in accordance with different sizes and exposure times in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Marine environmental research.* 2020;153:104838.
44. **Chua EM, Shimeta J, Nugegoda D, Morrison PD, Clarke BO.** Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa*. *Environmental science & technology.* 2014;48(14):8127-8134.
45. **Cicatiello P, Sorrentino I, Piscitelli A, Giardina P.** Spotlight on Class I Hydrophobins: Their Intriguing Biochemical Properties and Industrial Prospects. *Grand Challenges in Fungal Biotechnology.* 2020:333-47.
46. **Claessens M, De Meester S, Van Landuyt L, De Clerck K, Janssen CR.** Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine pollution bulletin.* 2011;62(10):2199-2204.
47. **Cole M, Lindeque P, Halsband C, Galloway TS.** Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin.* 2011 Dec 1;62(12):2588-97.
48. **Crawford CB, Quinn B.** The contemporary history of plastics. In: *Microplastic Pollutants.* 2017. p. 19-37.
49. **Dai L, Wang Z, Guo T, Hu L, Chen Y, Chen C, et al.** Pollution characteristics and source analysis of microplastics in the Qiantang River in southeastern China. *Chemosphere.* 2022;293:133576.

50. **Dang** BT, Bui XT, Tran DP, Ngo HH, Nghiem LD, Nguyen PT, Nguyen HH, Lin C, Lin KY, Varjani S. Current application of algae derivatives for bioplastic production: A review. *Bioresource Technology*. 2022 Jan 11:126698.
51. **Danso** D, Chow J, Streit WR. Plastics: microbial degradation, environmental and biotechnological perspectives. *Applied and environmental microbiology*. 2019 Jul 19:AEM-01095.
52. **Dawson** AL, Kawaguchi S, King CK, Townsend KA, King R, Huston WM, Bengtson Nash SM. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nature communications*. 2018;9(1):1001.
53. **De Castro** AM, De Oliveira AC, de Araújo VALONI E, Teixeira DA, Da Motta CR, inventors; Petroleo Brasileiro SA Petrobras, assignee. Enzymatic process for depolymerization of post-consumer poly (ethylene terephthalate) by a glycolysis reaction, process for recycling post-consumer poly (ethylene terephthalate), and recycled poly (ethylene terephthalate). United States patent US 11,359,068. 2022 Jun 14.
54. **de Souza Machado** AA, Kloas W, Zarfl C, Hempel S, Rillig MC. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global change biology*. 2018 Apr;24(4):1405-16.
55. **De Witte** B. Microplastics in the food chain: risk characterization for human health and prevalence. In: *Proceedings of the 13th Symposium of the Scientific Committee of the Belgian Federal Agency for Safety of the Food Chain*; Brussels, Belgium; 2017.
56. **Deguchi** T, Kitaoka Y, Kakezawa M, Nishida T. Purification and characterization of a nylon-degrading enzyme. *Applied and environmental microbiology*. 1998 Apr 1;64(4):1366-71.
57. **Dehaut** A, Cassone A-L, Frère L, Hermabessière L, Himber C, Rinnert E, Rivière G. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*. 2016;215:223-233.
58. **Dell'Anno** F, Brunet C, van Zyl LJ, Trindade M, Golyshin PN, Dell'Anno A, Ianora A, Sansone C. Degradation of hydrocarbons and heavy metal reduction by marine bacteria in highly contaminated sediments. *Microorganisms*. 2020 Sep 11;8(9):1402.

59. **Desforges JP, Galbraith M, Dangerfield N, Ross PS, Barrett-Lennard LG.** Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin.* 2014;79(1-2):94-99.

60. **Dimarogona M, Nikolaivits E, Kanelli M, Christakopoulos P, Sandgren M, Topakas E.** Structural and functional studies of a *Fusarium oxysporum* cutinase with polyethylene terephthalate modification potential. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects.* 2015 Nov 1;1850(11):2308-17.

61. **Disruption of the protective of the polyvinyl chloride coating under the effect of microorganisms.** *Prot. Met.* 1987;23:173-5.

62. **Divyalakshmi S, Subhashini A.** Screening and isolation of polyethylene degrading bacteria from various soil environments. *IOSR J Environ Sci Toxicol Food Technol.* 2016;10(12):01-7.

63. **Dos Santos ND, Busquets R, Campos LC.** Insights into the removal of microplastics and microfibrils by Advanced Oxidation Processes. *Science of the Total Environment.* 2023 Feb 25;861:160665.

64. **Dris R, Gasperi J, Mirande C, Mandin C, Guerrouache M, Langlois V, Tassin B.** A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental pollution.* 2017;221:453-458.

65. **Dris R, Gasperi J, Rocher V, Tassin B.** Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: Sampling methodological aspects and flux estimations. *Science of the Total Environment.* 2018;618:157-164.

66. **Dris R, Gasperi J, Saad M, Mirande C, Tassin B.** Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. *Marine pollution bulletin.* 2016;104(1-2):290-293.

67. **DSouza GC, Sheriff RS, Ullanat V, Shrikrishna A, Joshi AV, Hiremath L, Entoori K.** Fungal biodegradation of low-density polyethylene using consortium of *Aspergillus* species under controlled conditions. *Heliyon.* 2021 May 1;7(5):e07008.

68. **Dussud C, Ghiglione JF.** Bacterial degradation of synthetic plastics. In *CIESM workshop monogr.* 2014 (Vol. 46, pp. 49-54).

69. **Dussud C**, Meistertzheim AL, Conan P, Pujó-Pay M, George M, Fabre P, Coudane J, Higgs P, Elineau A, Pedrotti ML, Gorsky G. Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environmental Pollution*. 2018 May 1;236:807-16.
70. **EFSA CONTAM Panel** (European Food Safety Authority Panel on Contaminants in the Food Chain). Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 2016;14(6):4501, 30 pp.
71. **El Karkouri A**, Assou SA, El Hassouni M. Isolation and screening of actinomycetes producing antimicrobial substances from an extreme Moroccan biotope. *The Pan African Medical Journal*. 2019;33.
72. **El-Kadi S**. Bioplastic Production from Inexpensive Sources: Bacterial Biosynthesis, Cultivation System, Production and Biodegradability. VDM Publishing; 2010.
73. **Eriksen, M.**, Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., ... & Reisser, J. Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons. *Mar Pollut Bull*. 2014;79(1-2):245-252.
74. **Espinosa MJ**, Blanco AC, Schmidgall T, Atanasoff-Kardjalieff AK, Kappelmeyer U, Tischler D, Pieper DH, Heipieper HJ, Eberlein C. Toward biorecycling: isolation of a soil bacterium that grows on a polyurethane oligomer and monomer. *Frontiers in Microbiology*. 2020 Mar 27;11:404.
75. **European bioplastics**, Nova-institute, « Global production capacities of bioplastics », 2023. Disponible sur <https://www.european-bioplastics.org/market/>
76. **European Chemicals Agency (ECHA)**. Annex VI Restriction report: Proposal for a restriction. Intentionally added microplastics. Finland.2019
77. **Evangelidou, N.**, Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nat Commun*. 2020;11(1):3381.

78. **Farrell P, Nelson K.** Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental pollution*. 2013 Jun 1;177:1-3.
79. **Farzi A, Dehnad A, Fotouhi AF.** Biodegradation of polyethylene terephthalate waste using *Streptomyces* species and kinetic modeling of the process. *Biocatalysis and agricultural biotechnology*. 2019 Jan 1;17:25-31.
80. **Farzi A, Dehnad A, Shirzad N, Norouzifard F.** Biodegradation of high density polyethylene using *Streptomyces* species. *J. Coast. Life Med.* 2017;5(11):474-9.
81. **Fendall LS, Sewell MA.** Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*. 2009;58(8):1225-1228.
82. **Fiedler H, Sadia M.** Regional occurrence of perfluoroalkane substances in human milk for the global monitoring plan under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants during 2016–2019. *Chemosphere*. 2021;277:130287.
83. **Fossi MC, Coppola D, Bainsi M, Giannetti M, Guerranti C, Marsili L, ... & Clò S.** Large filter-feeding marine organisms as indicators of microplastics in the pelagic environment: the case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Mar Environ Res.* 2014;100:17-24.
84. **Franklin NM, Glover CN, Nicol JA, Wood CM.** Calcium/cadmium interactions at uptake surfaces in rainbow trout: waterborne versus dietary routes of exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 2005;24(11):2954-2964.
85. **Furukawa M, Kawakami N, Tomizawa A, Miyamoto K.** Efficient degradation of poly(ethylene terephthalate) with *Thermobifida fusca* cutinase exhibiting improved catalytic activity generated using mutagenesis and additive-based approaches. *Scientific reports*. 2019 Nov 5;9(1):16038.
86. **Gajendiran A, Krishnamoorthy S, Abraham J.** Microbial degradation of low-density polyethylene (LDPE) by *Aspergillus clavatus* strain JASK1 isolated from landfill soil. *3 Biotech*. 2016 Jun;6:1-6.
87. **Gautam R, Bassi AS, Yanful EK.** *Candida rugosa* lipase-catalyzed polyurethane degradation in aqueous medium. *Biotechnology letters*. 2007 Jul;29:1081-6.

88. **Gaytán I, Sánchez-Reyes A, Burelo M, Vargas-Suárez M, Liachko I, Press M, Sullivan S, Cruz-Gómez MJ, Loza-Tavera H.** Degradation of recalcitrant polyurethane and xenobiotic additives by a selected landfill microbial community and its biodegradative potential revealed by proximity ligation-based metagenomic analysis. *Frontiers in microbiology*. 2020 Jan 22;10:2986.
89. **GESAMP.** "Sources, fate, and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment" (Edited by Kershaw, P.J.). GESAMP Report .2015 ;90 :96 pages.
90. **Geyer R, Jambeck JR, Law KL.** Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*. 2017 Jul;3(7):e1700782.
91. **Ghosh SK, Pal S, Ray S.** Study of microbes having potentiality for biodegradation of plastics. *Environmental Science and Pollution Research*. 2013 Jul;20:4339-55.
92. **Gibbens S.** Exposed to Extreme Heat, Plastic Bottles May Ultimately Become Unsafe. *Environment*. National Geographic. 2019 Jul 19.
93. **Gilan I, Sivan A.** Effect of proteases on biofilm formation of the plastic-degrading actinomycete *Rhodococcus ruber* C208. *FEMS microbiology letters*. 2013 May 1;342(1):18-23.
94. **Gohain A, Manpoong C, Saikia R, De Mandal S.** Actinobacteria: Diversity and biotechnological applications. *Recent advancements in microbial diversity*. 2020 Jan 1:217-31.
95. **Gomathi A, Gothandam KM.** Ocean dwelling actinobacteria as source of antitumor compounds. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 2016 Aug 1;59.
96. **Gómez-Méndez LD, Moreno-Bayona DA, Poutou-Pinales RA, Salcedo-Reyes JC, Pedroza-Rodríguez AM, Vargas A, Bogoya JM.** Biodeterioration of plasma pretreated LDPE sheets by *Pleurotus ostreatus*. *PLoS One*. 2018 Sep 13;13(9):e0203786.
97. **Gondi R, Kavitha S, Kannah RY, Karthikeyan OP, Kumar G, Tyagi VK, Banu JR.** Algal-based system for removal of emerging pollutants from wastewater: A review. *Bioresource Technology*. 2022 Jan 1;344:126245.

98. **Gouin T**, Ellis-Hutchings R, Thornton Hampton LM, Lemieux CL, Wright SL. Screening and prioritization of nano- and microplastic particle toxicity studies for evaluating human health risks - development and application of a toxicity study assessment tool. *Microplastics Nanoplastics*. 2022;2(1):2.
99. **Green DS**, Boots B, Sigwart JD. Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis*, and their associated benthic communities. *Environ Pollut*. 2015;196:359-366.
100. **Gregory MR**. Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Mar Pollut Bull*. 1996;32(12):867-871.
101. **Griffiths, P. R., & De Haseth, J. A.** *Fourier transform infrared spectroscopy, second edition (Chapter 15)*. Hoboken, NJ, USA: Wiley. 2007.
102. **Gu JD**. Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances. *International biodeterioration & biodegradation*. 2003 Sep 1;52(2):69-91.
103. **Guzzetti E**, Sureda A, Tejada S, Faggio C. Microplastic in marine organisms: Environmental and toxicological effects. *Environ Toxicol Pharmacol*. 2018;64:164-171.
104. **Hamed J**, Poorinmohammad N, Wink J. The role of actinobacteria in biotechnology. *Biology and biotechnology of actinobacteria*. 2017:269-328.
105. **Hann S**, Sherrington C, Jamieson O, Hickman M, Kershaw P, Bapasola A, Cole G. Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products. Final Report. London/Bristol .2018.
106. **Hartmann NB**, Rist S, Bodin J, Jensen LH, Schmidt SN, Mayer P, et al. Microplastics as vectors for environmental contaminants: exploring sorption, desorption, and transfer to biota, *Integrated Environ. Assess. Manag.* 13 (2017) 488–493.6):3060-3075.
107. **Hidalgo-Ruz V**, Gutow L, Thompson RC, Thiel M. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*. 2012 Mar 20;46(6):3060-3075.

108. **H**itchcock, R. Timothy. Radio-frequency and Microwave Radiation. American Industrial Hygiene Assn. p. 1. 2004.
109. **H**o BT, Roberts TK, Lucas S. An overview on biodegradation of polystyrene and modified polystyrene: the microbial approach. *Critical reviews in biotechnology*. 2018 Feb 17;38(2):308-20.
110. **H**öök M, Tang X. Depletion of fossil fuels and anthropogenic climate change—A review. *Energy policy*. 2013;52:797-809.
111. **H**orton AA, Walton A, Spurgeon DJ, Lahive E, Svendsen C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*. 2017 Feb 1;586:127-141
112. **H**urley CR, Leggett GJ. Quantitative investigation of the photodegradation of polyethylene terephthalate film by friction force microscopy, contact-angle goniometry, and X-ray photoelectron spectroscopy. *ACS applied materials & interfaces*. 2009 Aug 26;1(8):1688-97.
113. **H**urley R, Woodward J, Rothwell JJ. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*. 2018;11(4):251-257.
114. **H**ussain Z, Khan KM, Perveen S, Hussain K, Voelter W. The conversion of waste polystyrene into useful hydrocarbons by microwave-metal interaction pyrolysis. *Fuel processing technology*. 2012 Feb 1;94(1):145-50.
115. **H**wang JH, Sadmani A, Lee SJ, Kim KT, Lee WH. Microalgae: an eco-friendly tool for the treatment of wastewaters for environmental safety. *Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety: Volume II: Biological Agents and Methods for Industrial Waste Management*. 2020:283-304.
116. **I**iyoshi Y, Tsutsumi Y, Nishida T. Polyethylene degradation by lignin-degrading fungi and manganese peroxidase. *Journal of wood science*. 1998 Jun;44:222-9.
117. **I**lic SB, Konstantinovic SS, Todorovic ZB, Lazic ML, Veljkovic VB, Jokovic N, Radovanovic BC. Characterization and antimicrobial activity of the bioactive metabolites in streptomycete isolates. *Microbiology (00262617)*. 2007 Jul 1;76(4).

118. **I**vleva NP, Wiesheu AC, Niessner R. Microplastic in aquatic ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition*. 2017;56(7):1720-1739.
119. **J**abloune R, Khalil M, Moussa IE, Simao-Beauvoir AM, Lerat S, Brzezinski R, Beaulieu C. Enzymatic degradation of p-nitrophenyl esters, polyethylene terephthalate, cutin, and suberin by Sub1, a suberinase encoded by the plant pathogen *Streptomyces scabies*. *Microbes and environments*. 2020;35(1):ME19086.
120. **J**ambeck JR, Geyer R, Wilcox C, Siegler TR, Perryman M, Andrady A, et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*. 2015;347(6223):768-771.
121. **J**anatunaim RZ, Fibriani A. Construction and cloning of plastic-degrading recombinant enzymes (MHETase). *Recent Patents on Biotechnology*. 2020 Aug 1;14(3):229-34.
122. **J**eon HJ, Kim MN. Functional analysis of alkane hydroxylase system derived from *Pseudomonas aeruginosa* E7 for low molecular weight polyethylene biodegradation. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2015 Sep 1;103:141-6.
123. **J**iménez L, Mena MJ, Prendiz J, Salas L, Vega-Baudrit J. Polylactic acid (PLA) as a bioplastic and its possible applications in the food industry. *J Food Sci Nutr*. 2019;5(2):2-6.
124. **K**ale SK, Deshmukh AG, Dudhare MS, Patil VB. Microbial degradation of plastic: a review. *Journal of Biochemical Technology*. 2015 Dec 16;6(2):952-61.
125. **K**amunde C, Clayton C, Wood CM. Waterborne vs. dietary copper uptake in rainbow trout and the effects of previous waterborne copper exposure. *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol*. 2002;283(1):R69-R78.
126. **K**arana E. Characterization of ‘natural’ and ‘high-quality’ materials to improve perception of bio-plastics. *Journal of Cleaner Production*. 2012 Dec 1;37:316-25.
127. **K**elly BC, Ikonomou MG, Blair JD, Morin AE, Gobas FA. Food web specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science*. 2007;317(5835):236-239.
128. **K**han S, Nadir S, Shah ZU, Shah AA, Karunarathna SC, Xu J, Khan A, Munir S, Hasan F. Biodegradation of polyester polyurethane by *Aspergillus tubingensis*. *Environmental pollution*. 2017 Jun 1;225:469-80.

129. **Kim JW, Park SB, Tran QG, Cho DH, Choi DY, Lee YJ, Kim HS.** Functional expression of polyethylene terephthalate-degrading enzyme (PETase) in green microalgae. *Microbial Cell Factories*. 2020 Dec;19(1):1-9.
130. **Kim MJ, Na SH, Batool R, Byun IS, Kim EJ.** Seasonal variation and spatial distribution of microplastics in tertiary wastewater treatment plant in South Korea. *Journal of Hazardous Materials*. 2022 Sep 15;438:129474.
131. **Klein S, Worch E, Knepper TP.** Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main area in Germany. *Environmental science & technology*. 2015 May 19;49(10):6070-6.
132. **Koelmans AA, Besseling E, Shim WJ.** Nanoplastics in the aquatic environment. Critical review. *Marine anthropogenic litter*. 2015:325-40.
133. **Koelmans AA, Nor NH, Hermesen E, Kooi M, Mintenig SM, De France J.** Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water research*. 2019 May 15;155:410-22.
134. **Krzan A, Hemjinda S, Miertus S, Corti A, Chiellini E.** Standardization and certification in the area of environmentally degradable plastics. *Polymer degradation and stability*. 2006 Dec 1;91(12):2819-33.
135. **Kukulka T, Proskurowski G, Morét-Ferguson S, Meyer DW, Law KL.** The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophysical research letters*. 2012 Apr;39(7).
136. **Lagaron JM, Lopez-Rubio A.** Nanotechnology for bioplastics: opportunities, challenges and strategies. *Trends in food science & technology*. 2011 Nov 1;22(11):611-7.
137. **Law KL, Morét-Ferguson S, Maximenko NA.** Giora 628 Proskurowski; Emily E. Peacock; Jan Hafner; Reddy, CM Plastic Accumulation in the 629 North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*. 2010;329:1185-8.
138. **Lebreton L, Andrady A.** Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*. 2019 Jan 29;5(1):1-1.
139. **Li P, Wang X, Su M, Zou X, Duan L, Zhang H.** Characteristics of plastic pollution in the environment: a review. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 2021 Oct;107:577-84.

140. **Liebezeit G, Liebezeit E.** Origin of synthetic particles in honeys. *Polish Journal of Food and Nutrition Sciences*. 2015;65(2).
141. **Liebminger S, Eberl A, Sousa F, Heumann S, Fischer-Colbrie G, Cavaco-Paulo A, Guebitz GM.** Hydrolysis of PET and bis-(benzoyloxyethyl) terephthalate with a new polyesterase from *Penicillium citrinum*. *Biocatalysis and Biotransformation*. 2007 Jan 1;25(2-4):171-7.
142. **Liu B, Jiang Q, Qiu Z, Liu L, Wei R, Zhang X, Xu H.** Process analysis of microplastic degradation using activated PMS and Fenton reagents. *Chemosphere*. 2022 Jul 1;298:134220.
143. **Liu C, Zhuang X, Yu Z, Wang Z, Wang Y, Guo X, Xiang W, Huang S.** Community structures and antifungal activity of root-associated endophytic actinobacteria of healthy and diseased soybean. *Microorganisms*. 2019 Aug 7;7(8):243.
144. **Lors C, Leleux P, Park CH.** Biodégradabilité des plastiques biosourcés: revue bibliographique sur l'acide polylactique. *Matériaux et Techniques*. 2022 Nov 1;110(6).
145. **Louis DS, Michel D, Emmanuel E.** Microplastics and Environmental Health: Assessing Environmental Hazards in Haiti. *Environmental Health*. 2021 Jul 23:171.
146. **Ludwig W, Euzéby J, Schumann P, Busse HJ, Trujillo ME, Kämpfer P, Whitman WB.** Road map of the phylum Actinobacteria. In *Bergey's manual® of systematic bacteriology* 2012 (pp. 1-28). Springer, New York, NY.
147. **Luengo JM, Garcia B, Sandoval A, Naharro G, Olivera ER.** Bioplastics from microorganisms. *Current opinion in microbiology*. 2003 Jun 1;6(3):251-60.
148. **Lusher AL, Burke A, O'Connor I, Officer R.** Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: validated and opportunistic sampling. *Marine pollution bulletin*. 2014 Nov 15;88(1-2):325-33.
149. **Lusher AL, Tirelli V, O'Connor I, Officer R.** Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific reports*. 2015 Oct 8;5(1):14947.
150. **Lusher AL, Welden NA, Sobral P, Cole M.** Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical methods*. 2017;9(9):1346-60.

151. **L**wanga EH, Gertsen H, Gooren H, Peters P, Salánki T, van der Ploeg M, Besseling E, Koelmans AA, Geissen V. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution*. 2017 Jan 1;220:523-31.
152. **M**a B, Xue W, Hu C, Liu H, Qu J, Li L. Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*. 2019 Mar 1;359:159-67.
153. **M**aaß S, Daphi D, Lehmann A, Rillig MC. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution*. 2017 Jun 1;225:456-9.
154. **M**achado AA, Valyi K, Rillig MC. Potential Environmental Impacts of an “Underground Revolution”: A Response to Bender et al. *Trends in Ecology & Evolution*. 2017 Jan 1;32(1):8-10.
155. **M**ahalakshmi V, Andrew SN. Assessment of Physicochemically treated plastic by fungi. *Annals of Biological Research*. 2012;3(9):4374-81.
156. **M**ahdi MS, Ameen RS, Ibrahim HK. Study on degradation of nylon 6 by thermophilic bacteria *Anoxybacillus rupiensis* Ir3 (JQ912241). *Int J Adv Res Biol Sci*. 2016;3:200-9.
157. **M**ergaert J, Anderson C, Wouters A, Swings J, Kersters KF. Biodegradation of polyhydroxyalkanoates. *FEMS microbiology reviews*. 1992 Dec 1;9(2-4):317-21.
158. **M**ichels J, Gorb SN. Mandibular gnathobases of marine planktonic copepods—feeding tools with complex micro- and nanoscale composite architectures. *Beilstein Journal of Nanotechnology*. 2015 Mar 6;6(1):674-85.
159. **M**ishra A, Gupta J, Kumari T, Pal R, Thakur IS. Unravelling the attributes of novel cyanobacteria *Jacksonvillea* sp. ISTCYN1 by draft genome sequencing. *Bioresource Technology*. 2021 Oct 1;337:125473.
160. **M**ogil nitskii GM, Sagatelyan RT, KutishchevaTN, Zhukova SV, Kerimov SI, arfenova TB.
161. **M**ohan AJ, Sekhar VC, Bhaskar T, Nampoothiri KM. Microbial assisted high impact polystyrene (HIPS) degradation. *Bioresource technology*. 2016 Aug 1;213:204-7.

162. **Mohapatra S**, Maity S, Dash HR, Das S, Pattnaik S, Rath CC, Samantaray D. Bacillus and biopolymer: prospects and challenges. *Biochemistry and biophysics reports*. 2017 Dec 1;12:206-13.
163. **Mohee R**, Unmar GD, Mudhoo A, Khadoo P. Biodegradability of biodegradable/degradable plastic materials under aerobic and anaerobic conditions. *Waste Management*. 2008 Jan 1;28(9):1624-9.
164. **Montazer Z**, Habibi-Najafi MB, Mohebbi M, Oromiehei A. Microbial degradation of UV-pretreated low-density polyethylene films by novel polyethylene-degrading bacteria isolated from plastic-dump soil. *Journal of Polymers and the Environment*. 2018 Sep;26:3613-25.
165. **Mor R**, Sivan A. Biofilm formation and partial biodegradation of polystyrene by the actinomycete *Rhodococcus ruber*: Biodegradation of polystyrene. *Biodegradation*. 2008 Nov;19:851-8.
166. **Morin-Crini N**, Crini G, Roy L. *Eaux industrielles contaminées*. Presses universitaires de Franche-Comté; 2017. Disponible sur <https://books.openedition.org/pufc/11177?lang=en>
167. **Muhonja CN**, Makonde H, Magoma G, Imbuga M. Biodegradability of polyethylene by bacteria and fungi from Dandora dumpsite Nairobi-Kenya. *PloS one*. 2018 Jul 6;13(7):e0198446.
168. **Müller RJ**, Schrader H, Profe J, Dresler K, Deckwer WD. Enzymatic degradation of poly (ethylene terephthalate): rapid hydrolyse using a hydrolase from *T. fusca*. *Macromolecular rapid communications*. 2005 Sep 5;26(17):1400-5.
169. **Muralikrishna IV**. *Wastewater treatment technologies*, eds IV Muralikrishna and V Manickam *Environmental Management*. 2017. 249-293.
170. **Murphy F**, Ewins C, Carbonnier F, Quinn B. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental science & technology*. 2016 Jun 7;50(11):5800-8.
171. **Nakamiya K**, Sakasita G, Ooi T, Kinoshita S. Enzymatic degradation of polystyrene by hydroquinone peroxidase of *Azotobacter beijerinckii* HM121. *Journal of fermentation and bioengineering*. 1997 Jan 1;84(5):480-2.

172. **Negoro S, Shibata N, Tanaka Y, Yasuhira K, Shibata H, Hashimoto H, Lee YH, Oshima S, Santa R, Mochiji K, Goto Y.** Three-dimensional structure of nylon hydrolase and mechanism of nylon-6 hydrolysis. *Journal of Biological Chemistry*. 2012 Feb 1;287(7):5079-90.
173. **Negoro S.** Biodegradation of nylon oligomers. *Applied microbiology & biotechnology*. 2000 Oct 1;54(4).
174. **Nelms SE, Galloway TS, Godley BJ, Jarvis DS, Lindeque PK.** Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environmental pollution*. 2018 Jul 1;238:999-1007.
175. **Nizzetto L, Futter M, Langaas S.** Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? 2016. 10777-10779.
176. **Novotný Ā, Malachová K, Adamus G, Kwiecień M, Lotti N, Soccio M, Verney V, Fava F.** Deterioration of irradiation/high-temperature pretreated, linear low-density polyethylene (LLDPE) by *Bacillus amyloliquefaciens*. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2018 Aug 1;132:259-67.
177. **O'Brine T, Thompson RC.** Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine pollution bulletin*. 2010 Dec 1;60(12):2279-83.
178. **Oliveira J, Almeida PL, Sobral RG, Lourenço ND, Gaudêncio SP.** Marine-Derived Actinomycetes: Biodegradation of Plastics and Formation of PHA Bioplastics—A Circular Bioeconomy Approach. *Marine Drugs*. 2022 Dec;20(12):760.
179. **Osman M, Satti SM, Luqman A, Hasan F, Shah Z, Shah AA.** Degradation of polyester polyurethane by *Aspergillus* sp. strain S45 isolated from soil. *Journal of Polymers and the Environment*. 2018 Jan;26:301-10.
180. **Pandey C, Patel R, Sharma P.** enhancement of plastic degradation potential of streptococcus pyogenes through the ethidium bromide. 2021 Feb 16.
181. **Pisharody L, Gopinath A, Malhotra M, Nidheesh PV, Kumar MS.** Occurrence of organic micropollutants in municipal landfill leachate and its effective treatment by advanced oxidation processes. *Chemosphere*. 2022 Jan 1;287:132216.
182. **PlasticsEurope, & EPRO.,** The Facts : An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2018. Consultable sur https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf,

183. **Poerio T, Piacentini E, Mazzei R.** Membrane processes for microplastic removal. *Molecules*. 2019 Nov 15;24(22):4148.
184. **Pramila R, Ramesh KV.** Potential biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by *Acinetobacter baumannii*. *African Journal of Bacteriology Research*. 2015 Apr 30;7(3):24-8.
185. **Priya AK, Jalil AA, Dutta K, Rajendran S, Vasseghian Y, Karimi-Maleh H, Soto-Moscoso M.** Algal degradation of microplastic from the environment: Mechanism, challenges, and future prospects. *Algal Research*. 2022 Sep 10:102848.
186. **Puglisi E, Romaniello F, Galletti S, Boccaleri E, Frache A, Coconcelli PS.** Selective bacterial colonization processes on polyethylene waste samples in an abandoned landfill site. *Scientific reports*. 2019 Oct 2;9(1):1-3.
187. **Pujic P, Beaman BL, Ravalison M, Boiron P, Rodríguez-Nava V.** *Nocardia* and *Actinomyces*. In *Molecular Medical Microbiology* 2015 Jan 1 (pp. 731-752). Academic Press.
188. **Qiao P, Farrell AP.** Influence of dissolved humic acid on hydrophobic chemical uptake in juvenile rainbow trout. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*. 2002 Dec 1;133(4):575-85.
189. **Rafiqah SA, Khalina A, Harmaen AS, Tawakkal IA, Zaman K, Asim M, Nurrazi MN, Lee CH.** A review on properties and application of bio-based poly (butylene succinate). *Polymers*. 2021 Apr 29;13(9):1436.
190. **Rappazzo KM, Coffman E, Hines EP.** Exposure to perfluorinated alkyl substances and health outcomes in children: a systematic review of the epidemiologic literature. *International journal of environmental research and public health*. 2017 Jul;14(7):691.
191. **Raveh A, Delekta PC, Dobry CJ, Peng W, Schultz PJ, Blakely PK, Tai AW, Matainaho T, Irani DN, Sherman DH, Miller DJ.** Discovery of potent broad spectrum antivirals derived from marine actinobacteria. *PloS one*. 2013 Dec 5;8(12):e82318.
192. **Ren L, Men L, Zhang Z, Guan F, Tian J, Wang B, Wang J, Zhang Y, Zhang W.** Biodegradation of polyethylene by *Enterobacter* sp. D1 from the guts of wax moth *Galleria*

- mellonella. *International journal of environmental research and public health*. 2019 Jun;16(11):1941.
193. **Revell LE**, Kuma P, Le Ru EC, Somerville WR, Gaw S. Direct radiative effects of airborne microplastics. *Nature*. 2021 Oct 21;598(7881):462-7.
194. **Ribitsch D**, Hromic A, Zitzenbacher S, Zartl B, Gamerith C, Pellis A, Jungbauer A, Łyskowski A, Steinkellner G, Gruber K, Tscheliessnig R. Small cause, large effect: structural characterization of cutinases from *Thermobifida cellulositica*. *Biotechnology and Bioengineering*. 2017 Nov;114(11):2481-8.
195. **Rillig MC**, Ziersch L, Hempel S. Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific reports*. 2017 May 2;7(1):1362.
196. **Roager L**, Sonnenschein EC. Bacterial candidates for colonization and degradation of marine plastic debris. *Environmental science & technology*. 2019 Sep 26;53(20):11636-43.
197. **Rochman CM**, Hoh E, Kurobe T, Teh SJ. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*. 2013 Nov 21;3(1):1-7.
198. **Ronkvist ÅM**, Xie W, Lu W, Gross RA. Cutinase-catalyzed hydrolysis of poly(ethylene terephthalate). *Macromolecules*. 2009 Jul 28;42(14):5128-38.
199. **Russell JR**, Huang J, Anand P, Kucera K, Sandoval AG, Dantzler KW, Hickman D, Jee J, Kimovec FM, Koppstein D, Marks DH. Biodegradation of polyester polyurethane by endophytic fungi. *Applied and environmental microbiology*. 2011 Sep 1;77(17):6076-84.
200. **Santo M**, Weitsman R, Sivan A. The role of the copper-binding enzyme–laccase–in the biodegradation of polyethylene by the actinomycete *Rhodococcus ruber*. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2013 Oct 1;84:204-10.
201. **Sarasa J**, Gracia JM, Javierre C. Study of the biodisintegration of a bioplastic material waste. *Bioresource technology*. 2009 Aug 1;100(15):3764-8.
202. **Sarmah P**, Rout J. Cyanobacterial degradation of low-density polyethylene (LDPE) by *Nostoc carneum* isolated from submerged polyethylene surface in domestic sewage water. *Energy, Ecology and Environment*. 2019 Oct;4:240-52.
203. **Sarmah P**, Rout J. Efficient biodegradation of low-density polyethylene by cyanobacteria isolated from submerged polyethylene surface in domestic sewage water. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018 Nov;25:33508-20.

204. Sarmah P, Rout J. Role of algae and cyanobacteria in bioremediation: prospects in polyethylene biodegradation. In *Advances in cyanobacterial biology 2020 Jan 1* (pp. 333-349). Academic Press.
205. Selke S, Auras R, Nguyen TA, Castro Aguirre E, Cheruvathur R, Liu Y. Evaluation of biodegradation-promoting additives for plastics. *Environmental Science & Technology*. 2015 Mar 17;49(6):3769-77.
206. Shah AA, Hasan F, Akhter JI, Hameed A, Ahmed S. Degradation of polyurethane by novel bacterial consortium isolated from soil. *Annals of microbiology*. 2008 Sep;58:381-6.
207. Shahul Hamid F, Bhatti MS, Anuar N, Anuar N, Mohan P, Periathamby A. Worldwide distribution and abundance of microplastic: how dire is the situation?. *Waste Management & Research*. 2018 Oct;36(10):873-97.
208. Sharon C, Sharon M. Studies on biodegradation of polyethylene terephthalate: A synthetic polymer. *J Microbiol Biotechnol Res*. 2012;2(2):248-57.
209. Shi L, Liu H, Gao S, Weng Y, Zhu L. Enhanced extracellular production of is PETase in *Escherichia coli* via engineering of the pelB signal peptide. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2021 Feb 12;69(7):2245-52.
210. Sivan A. New perspectives in plastic biodegradation. *Current opinion in biotechnology*. 2011 Jun 1;22(3):422-6.
211. Smith M, Love DC, Rochman CM, Neff RA. Microplastics in seafood and the implications for human health. *Current environmental health reports*. 2018 Sep;5:375-86.
212. Sowmya HV, Ramalingappa, Krishnappa M, Thippeswamy B. Degradation of polyethylene by *Trichoderma harzianum*—SEM, FTIR, and NMR analyses. *Environmental monitoring and assessment*. 2014 Oct;186:6577-86.
213. Srikanth M, Sandeep TS, Sucharitha K, Godi S. Biodegradation of plastic polymers by fungi: a brief review. *Bioresources and Bioprocessing*. 2022 Apr 8;9(1):42.
214. Sriyapai P, Chansiri K, Sriyapai T. Isolation and characterization of polyester-based plastics-degrading bacteria from compost soils. *Microbiology*. 2018 Mar;87:290-300.

215. **Subramani M, Sepperumal U.** GCMS Analysis of *Pseudomonas* sp., mediated degradation of polystyrene. *Scholars Research Library Annals of Biological Research*. 2017;8:8-11.
216. **Sudesh K, Abe H, Doi Y.** Synthesis, structure and properties of polyhydroxyalkanoates: biological polyesters. *Progress in polymer science*. 2000 Dec 1;25(10):1503-55.
217. **Sumathi T, Viswanath B, Sri Lakshmi A, SaiGopal DV.** Production of laccase by *Cochliobolus* sp. isolated from plastic dumped soils and their ability to degrade low molecular weight PVC. *Biochemistry Research International*. 2016 May 12;2016.
218. **Sun J, Dai X, Wang Q, Van Loosdrecht MC, Ni BJ.** Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water research*. 2019 Apr 1;152:21-37.
219. **Suresh A, Alagusundaram A, Kumar PS, Vo DV, Christopher FC, Balaji B, Viswanathan V, Sankar S.** Microwave pyrolysis of coal, biomass and plastic waste: a review. *Environmental Chemistry Letters*. 2021 Oct;19:3609-29.
220. **Suriapparao DV, Boruah B, Raja D, Vinu R.** Microwave assisted co-pyrolysis of biomasses with polypropylene and polystyrene for high quality bio-oil production. *Fuel Processing Technology*. 2018 Jun 15;175:64-75.
221. **Suriapparao DV, Nagababu G, Yerrayya A, Sridevi V.** Optimization of microwave power and graphite susceptor quantity for waste polypropylene microwave pyrolysis. *Process Safety and Environmental Protection*. 2021 May 1;149:234-43.
222. **Suriapparao DV, Vinu R.** Resource recovery from synthetic polymers via microwave pyrolysis using different susceptors. *Journal of analytical and applied pyrolysis*. 2015 May 1;113:701-12.
223. **Sussarellu R, Suquet M, Thomas Y, Lambert C, Fabioux C, Pernet ME, Le Goïc N, Quillien V, Mingant C, Epelboin Y, Corporeau C.** Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the national academy of sciences*. 2016 Mar 1;113(9):2430-5.
224. **Sutherland WJ, Aveling R, Brooks TM, Clout M, Dicks LV, Fellman L, Fleishman E, Gibbons DW, Keim B, Lickorish F, Monk KA.** A horizon scan of global conservation issues for 2014. *Trends in ecology & evolution*. 2014 Jan 1;29(1):15-22.

225. **Sutton R, Mason SA, Stanek SK, Willis-Norton E, Wren IF, Box C.** Microplastic contamination in the san francisco bay, California, USA. *Marine pollution bulletin.* 2016 Aug 15;109(1):230-5.
226. **Swapnil K., Kale Amit G., Deshmukh Mahendra S., Dudhare ; Vikram B., Patil Tahir L, Ali MI, Zia M, Atiq N, Hasan F, Ahmed S.** Production and Characterization of Esterase in *Lantinus tigrinus* for Degradation of Polystyrene. *Pol. J. Microbiol.* 2013 Jan 1;62(1):101-8.
227. **Talvitie J, Heinonen M, Pääkkönen JP, Vahtera E, Mikola A, Setälä O, Vahala R.** Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science and Technology.* 2015 Nov 11;72(9):1495-504.
228. **Talvitie J, Mikola A, Koistinen A, Setälä O.** Solutions to microplastic pollution—Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water research.* 2017 Oct 15;123:401-7.
229. **Tan D, Wang Y, Tong Y, Chen GQ.** Grand challenges for industrializing polyhydroxyalkanoates (PHAs). *Trends in biotechnology.* 2021 Sep 1;39(9):953-63.
230. **Tanaka K, Takada H, Yamashita R, Mizukawa K, Fukuwaka MA, Watanuki Y.** Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine pollution bulletin.* 2013 Apr 15;69(1-2):219-22.
231. **Tanaka T, Terauchi Y, Yoshimi A, Abe K.** Aspergillus Hydrophobins: Physicochemical Properties, Biochemical Properties, and Functions in Solid Polymer Degradation. *Microorganisms.* 2022 Jul 25;10(8):1498.
232. **Thiruchelvi R, Kavitha K, Shankari K.** New biotechnological routes for greener bioplastics from seaweeds. *Research Journal of Pharmacy and Technology.* 2020 13(5):2488-92.
233. **Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AW, McGonigle D, Russell AE.** Lost at sea: where is all the plastic?. *Science.* 2004 May 7;304(5672):838-.
234. **Tous L, Ruseckaite RA, Ciannamea EM.** Sustainable hot-melt adhesives based on soybean protein isolate and polycaprolactone. *Industrial Crops and Products.* 2019 Sep 1;135:153-8.

235. Urbanek AK, Rymowicz W, Mirończuk AM. Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied microbiology and biotechnology*. 2018 Sep;102:7669-78.
236. Usha R, Sangeetha T, Palaniswamy M. Screening of polyethylene degrading microorganisms from garbage soil. *Libyan Agric Res Cent J Int*. 2011 Jan;2(4):200-4.
237. Usman MA, Momohjimoh I, Usman AO. Mechanical, physical and biodegradability performances of treated and untreated groundnut shell powder recycled polypropylene composites. *Materials Research Express*. 2020 Mar 2;7(3):035302.
238. Vague M, Chan G, Roberts C, Swartz NA, Mellies JL. Pseudomonas isolates degrade and form biofilms on polyethylene terephthalate (PET) plastic. *BioRxiv*. 2019 May 24:647321.
239. Van Sebille E, Wilcox C, Lebreton L, Maximenko N, Hardesty BD, Van Franeker JA, Eriksen M, Siegel D, Galgani F, Law KL. A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*. 2015 Dec 8;10(12):124006.
240. Varjani SJ, Chaithanya Sudha M. Treatment technologies for emerging organic contaminants removal from wastewater. *Water remediation*. 2018:91-115.
241. Ventura M, Canchaya C, Tauch A, Chandra G, Fitzgerald GF, Chater KF, van Sinderen D. Genomics of Actinobacteria: tracing the evolutionary history of an ancient phylum. *Microbiol Mol Biol Rev*. 2007 Sep;71(3):495-548.
242. Veresoglou SD, Halley JM, Rillig MC. Extinction risk of soil biota. *Nature communications*. 2015 Nov 23;6(1):8862.
243. Vieira VM, Hoffman K, Shin HM, Weinberg JM, Webster TF, Fletcher T. Perfluorooctanoic acid exposure and cancer outcomes in a contaminated community: a geographic analysis. *Environmental health perspectives*. 2013 Mar;121(3):318-23.
244. Von Moos N, Burkhardt-Holm P, Köhler A. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental science & technology*. 2012 Oct 16;46(20):11327-35.
245. Waksman SA, Woodruff HB. Streptothricin, a new selective bacteriostatic and bactericidal agent, particularly active against Gram-negative bacteria. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine*. 1942 Feb;49(2):207-10.

246. **Waldschläger K, Schüttrumpf H.** Effects of particle properties on the settling and rise velocities of microplastics in freshwater under laboratory conditions. *Environmental science & technology*. 2019 Jan 28;53(4):1958-66.
247. **Walker TR, Wang L, Horton A, Xu EG.** Micro (nano) plastic toxicity and health effects: Special issue guest editorial. *Environment International*. 2022 Nov 11.
248. **Walkinshaw C, Lindeque PK, Thompson R, Tolhurst T, Cole M.** Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020 Mar 1;190:110066.
249. **Wang X, Lu D, Jönsson LJ, Hong F.** Preparation of a PET-hydrolyzing lipase from *Aspergillus oryzae* by the addition of bis (2-hydroxyethyl) terephthalate to the culture medium and enzymatic modification of PET fabrics. *Engineering in life sciences*. 2008 Jun;8(3):268-76.
250. **Watts AJ, Lewis C, Goodhead RM, Beckett SJ, Moger J, Tyler CR, Galloway TS.** Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental science & technology*. 2014 Aug 5;48(15):8823-30.
251. **Whitman W.B., Goodfellow M., Kämpfer P., Busse H.-J., Trujillo M.E., Ludwig, W., Suzuki K.-I. (Eds.)** Bergey's manual of systematic bacteriology. The Actinobacteria, Part A. Springer New York, Dordrecht Heidelberg London. vol .5, 2nd edition. 2012.
252. **Wicaksono JA, Purwadaria T, Yulandi A, Tan WA.** Bacterial Dynamics During the Degradation of Starch-based Bioplastic and Oxo-degradable Plastic in Compost Soil.
253. **Wink J, Mohammadipanah F, Hamedi J, editors.** Biology and biotechnology of actinobacteria. Cham, Switzerland: Springer International Publishing; 2017 Oct 19.
254. **Wright RJ, Brunst KJ.** Programming of respiratory health in childhood: influence of outdoor air pollution. *Current opinion in pediatrics*. 2013 Apr 1;25(2):232-9.
255. **Wright SL, Kelly FJ.** Plastic and human health: a micro issue?. *Environmental science & technology*. 2017 Jun 20;51(12):6634-47.
256. **Wright SL, Rowe D, Thompson RC, Galloway TS.** Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*. 2013 Dec 2;23(23):R1031-3.

257. **Wright SL, Thompson RC, Galloway TS.** The Physical Impacts of Microplastics on Marine Organisms: a Review. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987).
258. **Xiao K, Liang S, Wang X, Chen C, Huang X.** Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. *Bioresource technology*. 2019 Jan 1;271:473-81.
259. **Xu Y, Xian ZN, Yue W, Yin CF, Zhou NY.** Degradation of polyvinyl chloride by a bacterial consortium enriched from the gut of *Tenebrio molitor* larvae. *Chemosphere*. 2023 Mar 1;318:137944.
260. **Yoon MG, Jeon HJ, Kim MN.** Biodegradation of polyethylene by a soil bacterium and AlkB cloned recombinant cell. *J Bioremed Biodegrad*. 2012;3(4):1-8.
261. **Yoshida S, Hiraga K, Takehana T, Taniguchi I, Yamaji H, Maeda Y, Toyohara K, Miyamoto K, Kimura Y, Oda K.** A bacterium that degrades and assimilates poly (ethylene terephthalate). *Science*. 2016 Mar 11;351(6278):1196-9.
262. **Zaviska F, Drogui P, Mercier G, Blais JF.** Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels: Application à la dégradation des polluants réfractaires. *Revue des sciences de l'eau*. 2009 Oct 22;22(4):535-64.
263. **Zhang J, Gao D, Li Q, Zhao Y, Li L, Lin H, Bi Q, Zhao Y.** Biodegradation of polyethylene microplastic particles by the fungus *Aspergillus flavus* from the guts of wax moth *Galleria mellonella*. *Science of the Total Environment*. 2020 Feb 20;704:135931.
264. **Zhang Z, Peng H, Yang D, Zhang G, Zhang J, Ju F.** Polyvinyl chloride degradation by a bacterium isolated from the gut of insect larvae. *Nature Communications*. 2022 Sep 12;13(1):5360.
265. **Zheng W, Morris EK, Lehmann A, Rillig MC.** Interplay of soil water repellency, soil aggregation and organic carbon. A meta-analysis. *Geoderma*. 2016 Dec 1;283:39-47.
266. **Zhou H, Wu C, Onwudili JA, Meng A, Zhang Y, Williams PT.** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) formation from the pyrolysis of different municipal solid waste fractions. *Waste Management*. 2015 Feb 1;36:136-46.
267. **Zhu D, Chen QL, An XL, Yang XR, Christie P, Ke X, Wu LH, Zhu YG.** Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry*. 2018 Jan 1;116:302-10.

268. **Ziajahromi S, Neale PA, Rintoul L, Leusch FD.** Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water research*. 2017 Apr 1;112:93-9.
269. **Zin NM, Sarmin NI, Ghadin N, Basri DF, Sidik NM, Hess WM, Strobel GA.** Bioactive endophytic streptomycetes from the Malay Peninsula. *FEMS microbiology letters*. 2007 Sep 1;274(1):83-8.

Résumé

Les matériaux plastiques ont vu leur production et leur utilisation augmenter de façon considérable durant les 6 dernières décennies, ces polymères ont remplacé bien des matériaux traditionnels tels que le verre et les métaux. Cependant, les mêmes propriétés qui ont fait du plastique le composé de grande importance économique qu'il est aujourd'hui, font également de lui une menace pour la durabilité de notre environnement ; les polymères plastiques sont ubiquitaires, résistants, et pour la plupart, difficilement dégradables. Les déchets plastiques ne cessent de s'accumuler aussi bien dans les environnements terrestres que marins, provoquant des dommages sur l'écosystème. Les microplastiques, étant des particules de plastique de moins de 5mm, se retrouvent en mer et dans les océans, où il a été démontré qu'ils représentent un facteur d'adsorption des contaminants et des agents pathogènes, ainsi qu'un risque sur la santé des organismes marins chez qui ils causent des enchevêtrements et blocages intestinaux, et sur la santé de l'Homme par transfert trophique. Les méthodes conventionnelles pour faire face à cette pollution comme le recyclage et la filtration sont pour la plupart coûteuses, pas assez rentables ou trop énergivores et donc non durables. Ainsi, les recherches scientifiques se sont récemment tournées vers le potentiel des micro-organismes à dégrader les matériaux plastiques via le processus de biodégradation. Ils sont capables de convertir ces polymères en composés respectueux de l'environnement, offrant une alternative prometteuse pour la gestion des microplastiques. L'objectif de ce mémoire est donc de passer en revue les diverses solutions existantes pour cette problématique, en mettant l'accent sur les solutions biotechnologiques et les divers groupes de micro-organismes et leurs enzymes, notamment les actinomycètes, bactéries, champignons et algues, leur caractéristiques enzymatiques et métaboliques et leur rôle dans la biodégradation des plastiques synthétiques comme le PE, PU, PS, PVC & PET.

Mots-clés : microplastiques, plastique, biodégradation, enzyme, solutions biotechnologiques, micro-organismes.

Abstract

Plastic materials have seen their production and their use increase considerably during the last 6 decades, these polymers have replaced many traditional materials such as glass and metals. However, the same properties that have made plastic the economically important compound it is today also make it a threat to the sustainability of our environment ; plastic polymers are ubiquitous, resistant, and for the most of them, difficult to degrade. Plastic waste continues to accumulate in both terrestrial and marine environments, causing damage to the ecosystem. Microplastics, plastic particles of less than 5mm, are found in seas and oceans, where they have been shown to represent a factor in the adsorption of contaminants and pathogens, as well as a risk on the health of marine organisms in which they cause intestinal entanglements and blockages, and on human health through trophic transfer. Conventional methods to deal with this pollution such as recycling and filtration are mostly expensive, not profitable enough or too energy-intensive and therefore unsustainable. Thus, scientific research has recently had interest in the potential of microorganisms to degrade plastic materials through the process of biodegradation. They are able to convert these polymers into eco-friendly compounds, providing a promising alternative for the management of microplastics. Therefore, the purpose of this thesis is to review the many existing solutions for this environmental issue, with an emphasis on biotechnological solutions and the various groups of microorganisms and their enzymes, in particular actinomycetes, bacteria, fungi and algae, their enzymatic and metabolic characteristics and their role in the biodegradation of synthetic plastics such as PE, PU, PS, PVC & PET.

Keywords : microplastics, plastic, biodegradation, enzyme, biotechnological solutions, microorganisms.