



ΕΘΝΙΚΟ ΚΑΙ ΚΑΠΟΔΙΣΤΡΙΑΚΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΘΗΝΩΝ
ΙΑΤΡΙΚΗ ΣΧΟΛΗ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ
«ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΥΓΕΙΑ. ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΩΝ
ΘΕΜΑΤΩΝ ΜΕ ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΣΤΗΝ ΥΓΕΙΑ»

MSc: “ENVIRONMENT AND HEALTH. MANAGEMENT OF
ENVIRONMENTAL HEALTH EFFECTS”

Διευθυντής ΠΜΣ
Νικόλαος Καβαντζάς, Καθηγητής Ιατρικής Σχολής ΕΚΠΑ

«Μικροπλαστικά: Αναδυόμενος Περιβαλλοντικός Κίνδυνος με Δυνητικές
Επιπτώσεις στην Υγεία»

"Microplastics: Emerging Environmental Hazard with Potential Health Impact"

Αναστασία Βαραγγούλη

Αρ. μητρώου: 20180421

Ιδιότητα: Κτηνίατρος

Επιβλέπων ΜΔΕ: Νικόλαος Καβαντζάς, Καθηγητής Ιατρικής Σχολής ΕΚΠΑ

Αθήνα, 2020



ΕΘΝΙΚΟ ΚΑΙ ΚΑΠΟΔΙΣΤΡΙΑΚΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΘΗΝΩΝ
ΙΑΤΡΙΚΗ ΣΧΟΛΗ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ
«ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΥΓΕΙΑ. ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΩΝ
ΘΕΜΑΤΩΝ ΜΕ ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΣΤΗΝ ΥΓΕΙΑ»

MSc: "ENVIRONMENT AND HEALTH. MANAGEMENT OF
ENVIRONMENTAL HEALTH EFFECTS"

Διευθυντής ΠΜΣ
Νικόλαος Καβαντζάς, Καθηγητής Ιατρικής Σχολής ΕΚΠΑ

«Μικροπλαστικά: Αναδυόμενος Περιβαλλοντικός Κίνδυνος με Δυνητικές
Επιπτώσεις στην Υγεία»

"Microplastics: Emerging Environmental Hazard with Potential Health Impact"

Αναστασία Βαραγγούλη

Αρ. μητρώου: 20180421

Ιδιότητα: Κτηνίατρος

Τριμελής επιτροπή

Επιβλέπων: Νικόλαος Καβαντζάς, Καθηγητής Ιατρικής Σχολής ΕΚΠΑ

Πρόεδρος: Σωτήριος Μάιπας, Δρ. Φυσικός, Ιατρική Σχολή ΕΚΠΑ

Μέλος: Ιωάννα Γιαννοπούλου, Δρ. Βιολόγος, ΕΔΙΠ, Ιατρική Σχολή ΕΚΠΑ

Αθήνα, 2020

Έχοντας πλήρη επίγνωση των συνεπειών του νόμου περί πνευματικής ιδιοκτησίας, δηλώνω ότι είμαι αποκλειστική συγγραφέας της παρούσας διπλωματικής εργασίας. Δηλώνω, επίσης, ότι αναλαμβάνω όλες τις συνέπειες, όπως αυτές νομίμως ορίζονται, στην περίπτωση που διαπιστωθεί διαχρονικά ότι η εργασία μου αυτή ή τμήμα αυτής αποτελεί προϊόν λογοκλοπής.

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία συντάχθηκε στο πλαίσιο του Προγράμματος Μεταπτυχιακών Σπουδών με τίτλο: «Περιβάλλον και Υγεία. Διαχείριση Περιβαλλοντικών Θεμάτων με Επιπτώσεις στην Υγεία» που υλοποιείται από την Ιατρική Σχολή του Εθνικού Καποδιστριακού Πανεπιστημίου Αθηνών.

Αφιερώνεται στους επιστήμονες εκείνους που μακριά από σκοπιμότητες αγωνίζονται για την ανάδειξη της αλήθειας.

Ευχαριστώ θερμά τον Επιβλέποντα Καθηγητή κ. Νικόλαο Καβαντζά, Διευθυντή του Προγράμματος Μεταπτυχιακών Σπουδών, καθώς και τον Δρ. Σωτήριο Μάιπα για την ενθάρρυνση, τις πολύτιμες συμβουλές και υποδείξεις του κατά την εκπόνηση της παρούσας διπλωματικής εργασίας.

ΠΙΝΑΚΑΣ ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΩΝ

ΠΡΟΛΟΓΟΣ	3
ΠΕΡΙΛΗΨΗ	14
ABSTRACT	16
ΕΙΣΑΓΩΓΗ	18

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Α΄ ΠΛΑΣΤΙΚΑ

A.1. Πλαστικά	21
A.2. Περιβαλλοντική Αποικοδόμηση Συνθετικών Πολυμερών	25
A.2.1. Μη Βιοδιασπώμενα Πλαστικά	28
A.2.2. Βιοδιασπώμενα Πλαστικά	28
A.3. Πλαστικά στο Περιβάλλον: Ένα Παγκοσμιοποιημένο Πρόβλημα	29

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Β΄ ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΑ

B.1. Μικροπλαστικά	36
B.2. Μέγεθος Μικροπλαστικών	37
B.3. Κατηγοριοποίηση Μικροπλαστικών	40
B.3.1. Πρωτογενή Μικροπλαστικά	40
B.3.2. Δευτερογενή Μικροπλαστικά	40
B.4. Πηγές Μικροπλαστικών	42

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Γ΄ ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΑ & ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

Γ.1. Μικροπλαστικά στο Περιβάλλον	48
Γ.2. Παρουσία και Τύχη των Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον	49

Γ.2.1. Χαρτογράφηση της Μικροπλαστικής Ρύπανσης	50
Γ.3. Επιδράσεις των Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον	51
Γ.3.1. Επίδραση στους Θαλάσσιους Οργανισμούς	53
Γ.3.1.α. Πρόσληψη Μικροπλαστικών	54
Γ.3.1.β. Μικροπλαστικά ως Οχήματα Μεταφοράς Επιμολυντών: Χημικών και Βιολογικών	56
- Έκπλυση, Διαρροή, Απομάκρυνση, Μετανάστευση Εγγενών Επιβλαβών Χημικών Ουσιών από τα Μικροπλαστικά	58
- Προσκόλληση Εξωγενών Επιμολυντών στα Μικροπλαστικά	60
- Προσκόλληση Μικροοργανισμών στα Μικροπλαστικά	63
Γ.4. Παρουσία των Μικροπλαστικών στα Γλυκά Νερά	65
Γ.5. Παρουσία των Μικροπλαστικών στο Χερσαίο Περιβάλλον	66
Γ.5.1. Συμβολή της Πανίδας του Χώματος στο Σχηματισμό και τη Διασπορά των Μικροπλαστικών	69
Γ.5.2. Επίδραση των Μικροπλαστικών στους Χερσαίους Οργανισμούς	69
Γ.6. Παρουσία των Μικροπλαστικών στον Αέρα	72
Γ.7. Ο Κύκλος του Πλαστικού	74
Γ.8. Εμμεσες Επιπτώσεις των Μικροπλαστικών στον Άνθρωπο	74

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Δ΄ ΑΜΕΣΕΣ ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΤΩΝ ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΩΝ ΣΤΟΝ ΑΝΘΡΩΠΟ

Δ.1. Άμεση Επίδραση των Μικροπλαστικών στον Άνθρωπο	77
Δ.2. Οδοί Έκθεσης του Ανθρώπου στα Μικροπλαστικά	79
Δ.2.1. Κατάποση	79
Δ.2.1.α. Τροφική Αλυσίδα: Αλιεύματα	79

Δ.2.1.6. Λοιπά Είδη Τροφίμων	82
- Πόσιμο Νερό	83
- Αλάτι	84
- Μπύρα	84
- Μέλι και Ζάχαρη	85
Δ.2.1.γ. Μικροπλαστικά και Ασφάλεια Τροφίμων	85
Δ.2.1.δ. Πιθανοί Μηχανισμοί Πρόσληψης των Μικροπλαστικών στο Πεπτικό Σύστημα	87
- Ενδοκυττάρωση	89
- Διήθηση, Απορρόφηση	89
Δ.2.1.ε. Παράγοντες που Επηρεάζουν την Πρόσληψη των Μικροπλαστικών στο Έντερο	90
- Μέγεθος Μικροπλαστικών	91
- Χημεία της Επιφάνειας και Υδροφοβικότητα των Μικροπλαστικών	91
Δ.2.2. Εισπνοή	92
Δ.2.2.α. Πιθανοί Μηχανισμοί Πρόσληψης των Μικροπλαστικών Ινών στο Αναπνευστικό Σύστημα	96
Δ.2.3. Δερματική Επαφή	98
Δ.3. Αποβολή, Εξάλειψη Μικροπλαστικών Σωματιδίων από τον Οργανισμό	99
Δ.4. Δυνητικά Μονοπάτια Τοξικότητας Των Μικροπλαστικών	100
Δ.4.1. Οξειδωτικό Stress και Κυτταροτοξικότητα	100
Δ.4.2. Διαταραχή της Ενεργειακής Ομοιόστασης και του Μεταβολισμού	101
Δ.4.3. Μετακίνηση Μικροπλαστικών στο Κυκλοφορικό Σύστημα και τους εξ αποστάσεως Ιστούς	102

Δ.4.4. Διαταραχή της Λειτουργίας του Ανοσοποιητικού Συστήματος	103
Δ.4.5. Νευροτοξικότητα και Αυξανόμενη Συχνότητα Εμφάνισης Νευροεκφυλιστικών Νοσημάτων	104
Δ.4.6. Τα Μικροπλαστικά ως Φορείς: Δυνητικά Τοξικών Χημικών Ουσιών και Μικροοργανισμών	105
Δ.4.7. Επίδραση των Μικροπλαστικών στο Εντερικό Μικροβίωμα	106
Δ.5. Μικροπλαστικά και Ανθρώπινη Υγεία: Δυσχέρειες στην Εκτίμηση της Διακινδύνευσης και Προοπτικές	108
 ΚΕΦΑΛΑΙΟ Ε΄ ΚΕΝΑ ΣΤΗΝ ΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΗ ΓΝΩΣΗ, ΚΑΤΑΝΟΗΣΗ & ΑΝΤΙΜΕΤΩΠΙΣΗ ΤΟΥ ΠΡΟΒΛΗΜΑΤΟΣ	
Ε.1. Κενά στην Επιστημονική Γνώση για τα Μικροπλαστικά και Περαιτέρω Έρευνα	115
Ε.2. Μελλοντικές Προκλήσεις της Έρευνας για τα Μικροπλαστικά	118
Ε.3. Διασύνδεση Επιστήμης και Πολιτικής στην Αντιμετώπιση του Προβλήματος	119
Ε.4. Η Αρχή της Προφύλαξης	122
Ε.5. Εξέλιξη του Προβλήματος σε Κρίση	123
Ε.6. Βασικές Στρατηγικές Αντιμετώπισης της (Μικρο)πλαστικής Ρύπανσης	125
Ε.6.1. Οικολογική Σήμανση	126
Ε.6.2. Ανακύκλωση	127
Ε.6.3. Απαγορεύσεις, Επιβολή Τελών και Επιβαρύνσεων	128
Ε.6.4. Νομοθετικά Μέτρα (Συμβάσεις), Κανονιστικές Συμφωνίες	129
Ε.6.5. Απομάκρυνση Πλαστικών, Καθαρισμός	130
Ε.6.6. Αλλαγή Νοοτροπίας και Συμπεριφοράς	131
Ε.6.7. Αξιοποίηση της Βιοτεχνολογίας	132

E.6.8. Διευρυμένη Ευθύνη Παραγωγού	134
E.6.9. Παροχή Κινήτρων	135
E.7. Πρακτική Εφαρμογή Στρατηγικού Σχεδιασμού: Προτεινόμενη Δέσμη Μέτρων Αντιμετώπισης της (Μικρο)πλαστικής Ρύπανσης	137
ΣΥΖΗΤΗΣΗ - ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	140
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	146

Εικόνα 1.	Ποσοστιαία παραγωγή πλαστικών υλικών ανά την υφήλιο – συγκριτικά στοιχεία για τα έτη 2006 – 2014	19
Εικόνα 2.	Ποσοστιαίες απαιτήσεις για πλαστικά ανά τομέα δραστηριότητας στην Ευρώπη	19
Εικόνα 3.	Η βιομηχανία των πλαστικών έχει συμβάλλει στην Κοινωνική & την Οικονομική Ανάπτυξη	20
Εικόνα 4.	Σχηματική απεικόνιση των σχέσεων μεταξύ πρωτογενών πόρων, συνθετικών & φυσικών πολυμερών, θερμοπλαστικών & θερμοσκληραινόμενων πλαστικών και των εφαρμογών τους	22
Εικόνα 5.	Ποσοστιαίες απαιτήσεις & κυριότερες χρήσεις διαφόρων κατηγοριών πλαστικών στην Ευρώπη το 2014	24
Εικόνα 6.	Διαδικασίες ή μονοπάτια αποικοδόμησης συνθετικών πολυμερών σε υδάτινο περιβάλλον	26
Εικόνα 7.	Πηγές προέλευσης πλαστικών απορριμμάτων που εντοπίζονται στους ωκεάνιους αποδέκτες	32
Εικόνα 8.	Διαχείριση πλαστικών απορριμμάτων στην Ευρώπη για το έτος 2014	33
Εικόνα 9.	Εξέλιξη του ετήσιου ποσοστού πλαστικών απορριμμάτων που οδηγήθηκαν σε ΧΥΤΑ, σε ανάκτηση ενέργειας και σε ανακύκλωση κατά τα έτη από 2006 έως 2014 στην Ευρώπη	34
Εικόνα 10.	Πρόβλεψη για την παραγωγή πλαστικών, τις επιπτώσεις τους σε σχέση με τα ιχθυοαποθέματα, την κατανάλωση πετρελαίου και το αποτύπωμα τους στην εκπομπή διοξειδίου του άνθρακα	35
Εικόνα 11.	Εύρη μεγέθους πλαστικών (από mega έως nano) και γκάμα έμβιων θαλάσσιων οργανισμών που επηρεάζουν	38
Εικόνα 12.	Προέλευση μικροπλαστικών (πρωτογενών και δευτερογενών) από συνθετικές πολυμερείς ενώσεις που χρησιμοποιούνται σε πληθώρα προϊόντων	41
Εικόνα 13.	Ποσοστιαία αναλογία διαφόρων τύπων μικροπλαστικών σε υγρά λύματα	43
Εικόνα 14.	Πηγές εισόδου μικροπλαστικών στο περιβάλλον	47
Εικόνα 15.	Εκτίμηση της σχετικής κατανομής των μικροπλαστικών στους ωκεανούς (αριθμός σωματιδίων ανά km ²)	51
Εικόνα 16.	Η βιοσυσσώρευση και οι βιολογικές επιδράσεις των μικροπλαστικών στους υδρόβιους οργανισμούς επηρεάζονται από τις φυσικοχημικές ιδιότητες των μικροπλαστικών	54

Εικόνα 17.	Δυνητικά μονοπάτια μεταφοράς μικροπλαστικών και βιολογικές αλληλεπιδράσεις στο θαλάσσιο οικοσύστημα	56
Εικόνα 18.	Μικροπλαστικά στο θαλάσσιο περιβάλλον	63
Εικόνα 19.	Πηγές, μεταφορά, κατανομή, τύχη και μεταφορά των μικροπλαστικών στο υδάτινο περιβάλλον	66
Εικόνα 20.	Εκτίμηση ποσοτήτων μικροπλαστικών (τόνοι MPs/καλλιεργήσιμο έδαφος ετησίως) από την εφαρμογή λυματολάσπης στις καλλιεργούμενες περιοχές Ευρωπαϊκών Κρατών (Kg λάσπης/εκτάριο καλλιεργήσιμης γης/έτος)	68
Εικόνα 21.	Επιπτώσεις των μικροπλαστικών πολυστυρένιου στον εντερικό φραγμό, την εντερική χλωρίδα και το μεταβολισμό σε πειραματόζωα: ποντίκια	71
Εικόνα 22.	Πηγές, οδοί έκδεσης του ανθρώπου στα μικροπλαστικά & επιπτώσεις	78
Εικόνα 23.	Το επίπεδο έκδεσης στα μικροπλαστικά, είτε μέσω της κατάποσης, είτε μέσω της εισπνοής παίζει καθοριστικό ρόλο στις επακόλουθες επιπτώσεις	87
Εικόνα 24.	Απεικόνιση πρότασης σχετικά με τα μονοπάτια ανακυκλοφορίας για συνδεδετικά νανοπλαστικά μετά από στοματική χορήγηση σε ποντίκια. Τα νανοπλαστικά μεταφέρονται από το έντερο στην κυκλοφορία του αίματος δια των Μ κυττάρων και από εκεί δια του λεμφικού συστήματος (κίτρινη γραμμή στο σχήμα) στο ήπαρ και τη χοληδόχο κύστη. Κατόπιν τα σωματίδια επαναπελευθερώνονται στο έντερο μαζί με τη χολή (πράσινη γραμμή στο σχήμα) προτού αποβληθούν με τα κόπρανα και τα ούρα	88
Εικόνα 25.	Δυνητικά μονοπάτια πρόσληψης μικροπλαστικών από το γαστρεντερικό σωλήνα. Α. Μικροπλαστικά μικρού μεγέθους που βρίσκονται στον εντερικό αυλό προσλαμβάνονται από τα Μ-κύτταρα των πλακών του Peyer με ενδοκυττάρωση για να παραδοθούν στους λεμφοειδείς ιστούς που σχετίζονται με το βλεννογόνο. Β. Πρόσληψη μικροπλαστικών από τον αυλό του γαστρεντερικού σωλήνα δια της παρακυτταρικής διήθησης (persorption)	90
Εικόνα 26.	Χαρακτηριστικά και ιδιότητες των μικροσωματιδίων (μικροπλαστικών & νανοπλαστικών) που επηρεάζουν τον τρόπο αφομοίωσης τους από τον οργανισμό	91
Εικόνα 27.	Α. Μηχανισμός κάθαρσης επιδηλίου ανώτερης αναπνευστικής οδού: κροσσοί και βλέννα παγιδεύουν και απωθούν μικροπλαστικά. Β. Μηχανισμός κάθαρσης του αναπνευστικού	96

	επιδηλίου: μακροφάγα επί τω έργω εξουδετερώνουν μικροπλαστικά	
Εικόνα 28.	Οδοί έκδεσης και τοξικότητας των μικροπλαστικών στο ανθρώπινο σώμα	99
Εικόνα 29.	Δυνητικά μονοπάτια τοξικότητας των μικροπλαστικών στο ανθρώπινο σώμα	108
Εικόνα 30.	Η τύχη των πλαστικών σωματιδίων ανάλογα με το μέγεθος τους στο οργανισμό των θηλαστικών	110
Εικόνα 31.	Διασύνδεση, αλληλεπίδραση επιστήμης και πολιτικής. Παράδειγμα που απεικονίζει το πώς οι επιστήμονες εργάζονται παράλληλα με τους φορείς διαμόρφωσης πολιτικής για να προκύψουν δεσμοδετημένοι τρόποι και μέτρα αντιμετώπισης της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης	121
Εικόνα 32.	Διασύνδεση των πλαστικών με την Οικονομία, την Κοινωνία και το Περιβάλλον. Η κατανόηση των κρίσιμων σημείων διασύνδεσής τους εξασφαλίζει αποτελεσματικές παρεμβάσεις	136

ΕΥΡΕΤΗΡΙΟ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 1.	Εκτίμηση ρυθμών αποικοδόμησης επιλεγμένων τύπων απορριμμάτων στους ωκεανούς	30
Πίνακας 2.	Παραδείγματα αποτελεσματικής συνεργασίας επιστήμης και πολιτικής που επέφεραν θετικές αλλαγές για τον περιορισμό της ρύπανσης από τα πλαστικά σωματίδια	121

ΠΙΝΑΚΑΣ ΜΕ ΣΥΝΤΟΜΟΓΡΑΦΙΕΣ

ATP	Adenosine Triphosphate
AChE	Acetylcholinesterase
BPA	Bisphenol A
DDT	Dichlorodiphenyltrichloroethane
EPR	Extended Producer Responsibility
FT-IR	Fourier-Transform Infrared Spectroscopy
GESAMP	The Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environment Protection
HCB	Hexachlorobenzene
HDPE	High-density Polyethylene
HOCs	Hydrophobic Organic Contaminants
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
LCA	Life Cycle Assessment
LDH	Lactate Dehydrogenase
LDPE	Low-density Polyethylene
MPs	Microplastics
MT	Metric Ton
NEA	Norwegian Environment Agency
NOAA	National Oceanic and Atmosphere Administration
NPs	Nanoplastics
PAHs	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
PBDEs	Polybrominated Diphenyl Ethers
PBTs	Persistent Bioaccumulative and Toxic Substances
PCBs	Polychlorinated Biphenyls
PE	Polyethylene
PET	Polyethylene Terephthalate
PMs	Primary Microplastics
POPs	Persistent Organic Pollutants
PP	Polypropylene
PS	Polystyrene
PTFE	Polytetrafluoroethylene
PUR	Polyurethane
PVC	Polyvinyl Chloride
QA	Quality Assurance
QC	Quality Control
ROS	Reactive Oxygen Species
SAM	Scientific Advice Mechanism
SAPEA	Science Advice for Policy by European Academies
SMs	Secondary Microplastics
TAF	Total Atmospheric Fallout
UV	Ultra Violet
WWTPs	Waste Water Treatment Plants

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Αναμφίβολα, το πλαστικό, ένα υλικό που κατασκευάστηκε από τον άνθρωπο, παρέχει τέτοια κοινωνικά και οικονομικά οφέλη, ώστε ένας κόσμος χωρίς πλαστικά, ή αλλιώς συνθετικά οργανικά πολυμερή, φαντάζει αδιανόητος σήμερα. Τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά του, όπως το χαμηλό του βάρος, η ανθεκτικότητα και η αντίσταση στη διάβρωση, δικαιολογούν την ευρεία χρήση του και τις αναρίθμητες εφαρμογές του, τόσο στη βιομηχανία, όσο και στην καθημερινή ζωή. Πρόσθετες χημικές ουσίες, συνήθως, ενσωματώνονται στα πλαστικά για να βελτιώσουν τις ιδιότητές τους. Η αύξηση της ζήτησης και της εξάρτησης από τα πλαστικά εξηγεί τη σημαντική αύξηση της παραγωγής τους τα τελευταία 50 χρόνια. Όμως, η εκτεταμένη τους χρήση έχει αμαυρωθεί από την αδιάκοπη άνοδο της πλαστικής και μικροπλαστικής ρύπανσης. Η αποικοδόμηση των κοινών συνθετικών πολυμερών, μια διαδικασία βαθμιαίου κατακερματισμού, μέσω αβιοτικών συνθηκών στα φυσικά περιβάλλοντα, οδηγεί στο σχηματισμό πλαστικών θραυσμάτων. Η επίμονη φύση των πλαστικών θραυσμάτων και οι δυσμενείς επιπτώσεις τους καθιστούν τη ρύπανση που προκαλούν ως ένα από τα σημαντικότερα περιβαλλοντικά ζητήματα παγκοσμίως παράλληλα με την κλιματική αλλαγή και την οξίνιση των ωκεανών. Η πλαστική ρύπανση είναι αποτέλεσμα της μη αειφόρου χρήσης των πόρων και της αδιάκριτης απόρριψης των πλαστικών στο περιβάλλον, αποτελώντας απειλή για την οικονομία, τα οικοσυστήματα, αλλά και την ανθρώπινη υγεία στη σύγχρονη κοινωνία.

Τα μικροπλαστικά (MPs), πλαστικά σωματίδια διαμέτρου μικρότερης των 5 χιλιοστών, υφίσταται περαιτέρω κατακερματισμό, συσσώρευση, έκπλυση και διασπορά στο σύνολο της βιόσφαιρας, δηλαδή, στο νερό: θαλάσσιο και γλυκό, στο έδαφος, καθώς και στον αέρα εξωτερικών και των εσωτερικών χώρων. Τα MPs, σήμερα, έχουν αναδειχθεί ως διαβόητοι και επικίνδυνοι περιβαλλοντικοί ρυπαντές. Η μικροπλαστική ρύπανση έχει καταγραφεί σε παγκόσμια κλίμακα από τους πόλους έως τον Ισημερινό. Συνεπώς, τα MPs είναι πανταχού παρόντα, χαρακτηρίζονται από επιμονή και ευρεία διασπορά. Τα MPs διακρίνονται σε δύο βασικές κατηγορίες: τα πρωτογενή και τα δευτερογενή. Τα πρωτογενή MPs αφορούν τα πλαστικά σωματίδια που κατασκευάζονται και προστίθενται σε αγαθά για συγκεκριμένους σκοπούς. Ενώ, τα δευτερογενή MPs προκύπτουν από την αργή αποικοδόμηση μεγαλύτερων πλαστικών. Ανεξάρτητα από το πώς έχουν προκύψει τα MPs είναι επιβλαβή, τόσο για το περιβάλλον όσο και για την τροφική αλυσίδα, διότι αποτελούν ανεπιθύμητες παρεμβάσεις στα φυσικά οικοσυστήματα με επιπτώσεις στη βιοποικιλότητα, την ασφάλεια των τροφίμων και την επισιτιστική ασφάλεια. Η πανταχού παρουσία των MPs στο περιβάλλον και τα καταναλωτικά προϊόντα οδηγεί στην αναπόφευκτη έκθεση του ανθρώπου σε αυτά. MPs έχουν ταυτοποιηθεί, τόσο σε τρόφιμα, όσο και σε δείγματα αέρα. Η έκθεση του ανθρώπου μέσω της κατάποσης ή/και της εισπνοής μπορεί να επιφέρει δυσμενείς επιπτώσεις στην υγεία μέσω τουλάχιστον τριών

πιθανών τρόπων: α) της τοξικότητας των σωματιδίων αυτών καθαυτών, β) της χημικής τοξικότητάς τους και γ) της λειτουργίας τους ως φορέων παθογόνων μικροοργανισμών.

Παρ' όλα αυτά, η γνώση σχετικά με την τοξικότητα των MPs είναι ακόμα περιορισμένη και εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τη συγκέντρωση έκθεσης, τη χρονιότητα έκθεσης, τις ιδιότητες των σωματιδίων αυτών, την προσρόφηση επιμολυντών, τους ιστούς που εμπλέκονται, το στάδιο ανάπτυξης του οργανισμού και την εξατομικευμένη τρωτότητα, παράμετροι που απαιτούν περαιτέρω έρευνα. Ως εκ τούτου, η διακινδύνευση της ανθρώπινης υγείας και του περιβάλλοντος από τα MPs αποτελεί σοβαρό ζήτημα και επί του παρόντος δεν μπορεί να εκτιμηθεί. Η ανησυχία επικεντρώνεται, όχι μόνο στην επίδραση των MPs αυτών καθαυτών, αλλά και στις εγγενείς χημικές ουσίες (κυρίως τα πρόσδετα) που φέρουν, καθώς και τους χημικούς επιμολυντές που προσροφούν, τους μικροοργανισμούς που φέρουν και μπορούν να απελευθερώνουν. Για να καταστεί εφικτή η εκτίμηση της διακινδύνευσης θα πρέπει να καλυφθούν τα κενά στην επιστημονική γνώση. Τα κενά αυτά αφορούν, κυρίως, τις αναλυτικές μεθόδους, τις τοξικολογικές μελέτες, την καταγραφή δεδομένων και των επιπτώσεων των MPs. Επί της ουσίας, απαιτείται περαιτέρω εμπεριστατωμένη έρευνα προκειμένου να σημειωθεί πρόοδος για την προστασία της δημόσιας υγείας και του περιβάλλοντος από τον αναδυόμενο αυτό ρυπαντή - σύμβολο της πλαστικής καταναλωτικής κοινωνίας.

Η ρύπανση από τα πλαστικά σωματίδια έχει ήδη εξελιχθεί από πρόβλημα σε οριζόντια κρίση με επιπτώσεις στα ανθρώπινα και φυσικά περιβάλλοντα παγκοσμίως. Δεδομένων, τόσο της αβεβαιότητας, όσο και των κενών στην επιστημονική γνώση, επιβάλλεται άμεσα ένας ισορροπημένος τρόπος δράσης. Η ολιστική και διεπιστημονική προσέγγιση είναι αναγκαία για την αντιμετώπιση του πολύπλευρου, ευρέως διαδεδομένου και πολύπλοκου χαρακτήρα αυτού του ζητήματος. Η αποτελεσματική πρόληψη συνιστά μια μακροπρόθεσμη διαδικασία που πρέπει να έχει ως αφετηρία τις εξυπνότερες επιλογές των καταναλωτών, τη συνείδηση και την υπευθυνότητα της βιομηχανίας, καθώς και ένα γενικό στρατηγικό πλαίσιο τοπικής και παγκόσμιας διακυβέρνησης.

ABSTRACT

Undoubtedly, plastic, a manmade material, provides such societal and economic benefits, so as a world without plastics, or synthetic organic polymers, seems to be unimaginable today. Their specific characteristics, especially the light weight, durability and corrosion resistance justify their wide-spread use and innumerable applications in industry and in daily life. Additives are usually added to plastics in order to improve their properties. The increase demand for and reliance on plastics explain the significant increase in global production of plastics in the last 50 years. However, their extent use has become tainted by the unrelenting rise of plastic and microplastic pollution. Common synthetic polymers degradation, a process of gradual fragmentation, through mainly abiotic procedure in natural environment, leads to plastic debris formation. Plastic debris' persistent nature and deleterious effects make this issue one of the world's foremost environmental concerns, alongside climate change and ocean acidification. Plastic pollution has been generated by the unsustainable use and indiscriminate disposal of plastic products in modern society threatening economies, ecosystems and human health.

Microplastics (MPs), plastic particles less than 5mm in diameter, are fragmenting further, accumulating, leaching and spreading throughout the biosphere, including water systems, soil as well as outdoor and indoor air. MPs have emerged as a notorious and hazardous environmental pollutant. MP pollution has been reported on a global scale from the poles to the equator. Thus, MPs are ubiquitous, persistent and widely distributed contaminants. MPs can be broadly separated into two categories: primary and secondary. Primary MPs refer to particles manufactured and added to commodities for specific purposes. In contrast, secondary MPs originate from the slow degradation of larger plastics. Regardless of whether MPs are originally and purposely created are harmful to both the environment and the food chain because they are undesirable intrusions on natural ecosystems with implications on biodiversity, food safety and food security. The ubiquitous nature of MPs in the environment and in consumer products leads to the inevitable human exposure to these particles. MPs have been identified in food consumed by human and in air samples. Thus, exposure to MPs via ingestion or/and inhalation could lead to adverse human health effects by at least three possible means: a) particle toxicity, b) chemical toxicity and c) pathogen microorganisms' vectors.

Nonetheless, knowledge on MP toxicity is still limited and largely influenced by exposure concentration, chronic exposure, particle properties, absorbed contaminants, tissues involved, the development stage of the organism and individual susceptibility requiring further research. Consequently, the risk posed by MPs for human and environment has become a hot topic and presently could not be assessed. The concern is focused not only on the effect of MPs as such, but also on

additives and chemical contaminants absorbed and microorganisms carried by MPs that may be released and affect negatively human, animals and environmental health. A number of knowledge gaps should be filled to enable a correct and actual risk assessment for environment and human health. Identified gaps in analytical methodologies, toxicity studies, monitoring data and effects of MPs should be covered to properly assess and manage this emerging risk. Therefore, dedicated and robust research is needed in order to make progress toward protecting both public health and environment from the hazardous consequences of living in the plastic age.

Plastic particles pollution has already evolved from being a problem to a cross-cutting crisis impacting natural and human environments across the world. Given the uncertainties and scientific knowledge gaps, a balanced act is urgently required. Holistic and interdisciplinary approach is needed to address the multifaceted, widespread and complex nature of this issue. A truly effective prevention is a long-term process that must begin at the ground level with smarter consumer choices, industrial consciousness and responsibility as well as an overarching local and global governance framework.

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Σήμερα, ένας κόσμος χωρίς πλαστικά ή συνθετικά οργανικά πολυμερή μοιάζει αδιανόητος. Το πλαστικό, το οποίο βρίσκεται παντού γύρω μας πια, κατάφερε να κυριαρχήσει και να γίνει εξαιρετικά δημοφιλές μέσα σε λίγες μόνο δεκαετίες, αποτελώντας το βασικό υλικό μιας τεράστιας ποικιλίας προϊόντων λόγω των απaráμιλλων ιδιοτήτων του (Geyer et al., 2017).

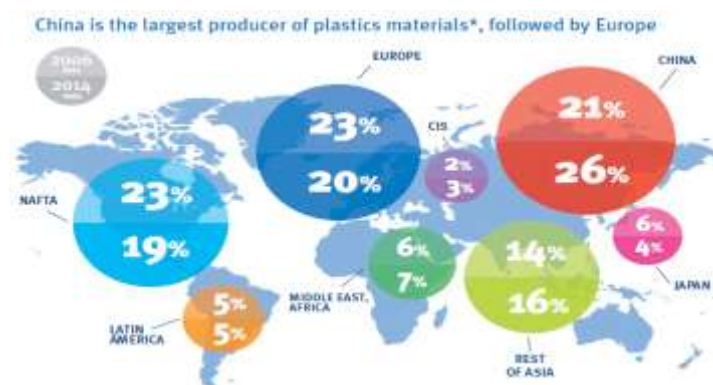
Το πλαστικό που είναι πολυμερές συνθετικό υλικό αναμεμιγμένο με ουσίες χαμηλού μοριακού βάρους, έχει αντικαταστήσει φυσικά υλικά σε πλήθος κατασκευών (Μπαμπινιώτης, 2013). Η λέξη “plastic” προέρχεται από την ελληνική λέξη «πλαστικό» που σημαίνει το υλικό που μπορεί να πλαστεί εύκολα (Μπαμπινιώτης, 2013), δηλαδή, εύπλαστο, εύκολα διαμορφούμενο (Science History Institute, 2019).

Το πρώτο συνθετικό πολυμερές εφευρέθηκε το 1869 από τον John Wesley Hyatt, ενώ το 1907, ο Leo Baekeland εφηύρε το βακελίτη που ήταν το πρώτο πλήρως συνθετικό πλαστικό, διότι δεν περιείχε καθόλου στη σύνθεσή του μόρια που υπάρχουν στη φύση. Η επινόηση τέτοιων υλικών ήταν πραγματικά επαναστατική, επειδή επέφερε άρση των κοινωνικών και οικονομικών περιορισμών που μέχρι τότε επέβαλε η έλλειψη διαθεσιμότητας φυσικών πόρων. Ο Β΄ Παγκόσμιος Πόλεμος επιτάχυνε εξαιρετικά την έρευνα στον τομέα των πλαστικών, ως μια προσπάθεια παραγωγής συνθετικών εναλλακτικών λύσεων απέναντι στην ανάγκη διαφύλαξης των περιορισμένων φυσικών πόρων. Έτσι για παράδειγμα, το νάιλον εφευρέθηκε για να αντικαταστήσει το μετάξι και χρησιμοποιήθηκε σε αλεξίπτωτα, σχοινιά και επενδύσεις κράνους, ενώ το plexiglas παρείχε εναλλακτική λύση για το γυαλί και χρησιμοποιήθηκε στα τζάμια των αεροσκαφών (Science History Institute, 2019).

Όμως, η ραγδαία αύξηση της παραγωγής και χρήσης πλαστικών σημειώνεται στις αρχές της δεκαετίας του 1950 ξεπερνώντας, μάλιστα, την παραγωγή και τη χρήση των περισσότερων λοιπών, ανθρωπογενούς προέλευσης υλικών. Σημαντικές εξαιρέσεις αποτελούν μόνο τα υλικά που χρησιμοποιούνται εκτενώς στον κατασκευαστικό τομέα, όπως ο χάλυβας και το τσιμέντο (Geyer et al., 2017). Είναι πλέον γεγονός ότι η παραγωγή των πλαστικών και οι αμέτρητες εφαρμογές τους έδωσαν σε τρομερή δοκιμασία τα παραδοσιακά υλικά και κέρδισαν τη θέση του χάλυβα στα αυτοκίνητα, τη θέση του γυαλιού και του χαρτιού στη συσκευασία, τη θέση του ξύλου στα έπιπλα (Amato, 2012).

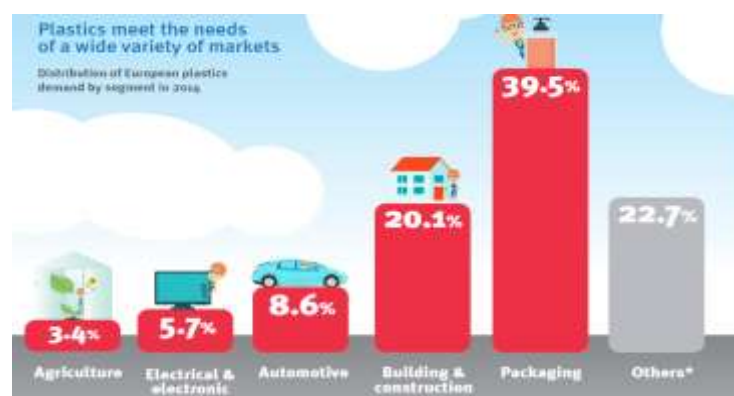
Από τη σύνδεση των πρώτων συνθετικών πολυμερών έως σήμερα, οι βιομηχανικές τεχνικές εξελίχθηκαν και βελτιώθηκαν σημαντικά, έτσι ώστε να δικαιολογείται η μαζική παραγωγή πληθώρας πλαστικών υλικών και μάλιστα με χαμηλό κόστος. Τα υλικά αυτά έχουν πολλαπλές ιδιότητες, όπως χαμηλό βάρος, σταθερότητα, ανθεκτικότητα, ευκαμψία, είναι αδρανή, ανθεκτικά στη διάβρωση και καλοί μονωτές (Cole et al., 2011; GESAMP, 2015). Λόγω αυτών των εξαιρετικών ιδιοτήτων τους παρουσιάζουν εκτεταμένη χρήση και έχουν ανεξάντλητες εφαρμογές. Τα πλαστικά βρίσκουν εφαρμογές σε διάφορους τομείς,

όπως στη βιομηχανία, τη γεωργία, την αλιεία, τις κατασκευές, την ιατρική, τη φαρμακευτική, τους ηλεκτρονικούς υπολογιστές, τα κινητά τηλέφωνα, την αεροδιαστημική, ενώ κυρίαρχο ρόλο έχουν και στην οικιακή χρήση και την εν γένει καθημερινότητα του σύγχρονου ανθρώπου. Άλλωστε, οι ιδιαίτερες ιδιότητες τους σε συνδυασμό με τη χρηστικότητα τους είναι που οδήγησαν στη μαζική παραγωγή σε παγκόσμιο επίπεδο. Ως απόρροια της αυξημένης ζήτησης, η παραγωγή των πλαστικών αυξάνεται με ταχείς ρυθμούς κάθε χρόνο (Andrady, 2011). Είναι χαρακτηριστικό ότι από 1,7 εκατομμύρια τόνους πλαστικού τη δεκαετία του 1950, η παραγωγή του αυξήθηκε σε 335 εκατομμύρια τόνους το 2016 (PlasticsEurope, 2017). Η Κίνα είναι ο μεγαλύτερος παραγωγός πλαστικών υλικών, ενώ η Ευρώπη κατέχει τη δεύτερη θέση σε παγκόσμιο επίπεδο με την μεγαλύτερη παραγωγή της να συγκεντρώνεται σε 5 χώρες: Γερμανία, Ιταλία, Γαλλία, Ισπανία και Ολλανδία (PlasticsEurope, 2015).



Εικόνα 1. Ποσοστιαία παραγωγή πλαστικών υλικών ανά την υφήλιο – συγκριτικά στοιχεία για τα έτη 2006 – 2014 (PlasticsEurope, 2015).

Η αύξηση των παραγόμενων ποσοτήτων πλαστικών προέρχεται, ασφαλώς, από τις αυξημένες απαιτήσεις ενός συνόλου δραστηριοτήτων με κυρίαρχες τη συσκευασία προϊόντων, τις κατασκευές και τον πρωτογενή τομέα (PlasticsEurope, 2015).



Εικόνα 2. Ποσοστιαίες απαιτήσεις για πλαστικά ανά τομέα δραστηριότητας στην Ευρώπη (PlasticsEurope, 2015).

Η μεγαλύτερη αγορά για τα πλαστικά, παγκοσμίως, αποτελεί ο κλάδος των υλικών συσκευασίας. Πρόκειται για μια εφαρμογή, της οποίας η ανάπτυξη εκτοξεύτηκε εξαιτίας της μετατόπισης από τον «επαναχρησιμοποιούμενο» περιέκτη, στον περιέκτη «μιας

χρήσης» (Geyer et al., 2017). Αυτό είχε ως αποτέλεσμα, το μερίδιο των πλαστικών στα αστικά στερεά απόβλητα (κατά μάζα) να αυξηθεί από το 1% (και λιγότερο) το 1960 σε περισσότερο από 10% έως το 2005 για τις μεσαίου και υψηλού εισοδήματος χώρες (Jambeck et al., 2015). Την ίδια στιγμή, η παγκόσμια παραγωγή στερεών αποβλήτων, η οποία σχετίζεται έντονα με το εθνικό κατά κεφαλήν εισόδημα, σημείωσε σταθερή αύξηση τις τελευταίες πέντε δεκαετίες (Geyer et al., 2017).

Από την άλλη πλευρά, η Ευρωπαϊκή βιομηχανία πλαστικών απασχολεί πάνω από 1,5 εκατομμύρια ανθρώπους εισφέροντας περίπου 27 δισεκατομμύρια ευρώ στη δημόσια οικονομία (PlasticsEurope, 2015).

Επιπλέον, το φθηνό αυτό υλικό με τη μεγάλη δημοφιλή στους καταναλωτές συνεισέφερε στην άνοδο του βιοτικού επιπέδου του σύγχρονου ανθρώπου, αφού το πλαστικό είναι χαρακτηριστικό για την αφθονία και την ευχερή διαθεσιμότητά του (Science History Institute, 2019).



Εικόνα 3. Η βιομηχανία των πλαστικών έχει συμβάλλει στην Κοινωνική & την Οικονομική Ανάπτυξη (PlasticsEurope, 2015).

Δεν αμφισβητείται ότι η ακμάζουσα βιομηχανία των πλαστικών αποτελεί σήμερα αναπόσπαστο κομμάτι της παγκόσμιας οικονομίας. Όμως, παρά τα οικονομικά, τα κοινωνικά και τα χρηστικά τους οφέλη, τα πλαστικά, τα τελευταία χρόνια, αποτελούν αντικείμενο σταθερά αυξανόμενων περιβαλλοντικών ανησυχιών (Andrady and Neal, 2009). Αν και συνιστούν περίπου το 10% των συνολικά παραγόμενων στερεών αποβλήτων, εν τούτοις αποτελούν το υψηλότερο ποσοστό των ειδών που ταυτοποιούνται στις ακτές ως θαλάσσια απορρίμματα (Barnes et al., 2009; Thompson et al., 2009). Βασική καταληκτική οδός των πλαστικών απορριμμάτων είναι οι ωκεανοί, όπου αυτά συσσωρεύονται αποτελώντας επίμονους ρυπαντές (Thompson, 2006).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Α΄

ΠΛΑΣΤΙΚΑ

A.1. Πλαστικά

Τα πλαστικά, υπό τη γενική έννοια του όρου, αποτελούν μια ευρεία γκάμα υλικών με διαφορετικές ιδιότητες (FAO, 2019) και συνιστούν μια υποκατηγορία μιας μεγάλης ομάδας που ονομάζονται πολυμερή. Έτσι, όλα τα πλαστικά είναι πολυμερή, ενώ όλα τα πολυμερή δεν είναι πλαστικά. Τα πολυμερή είναι πολύ μεγάλα μόρια με χαρακτηριστική μοριακή αρχιτεκτονική μακρών αλυσίδων και πολύ μεγάλα μοριακά βάρη. Επιπλέον, τα πολυμερή μπορεί να αποτελούνται από πανομοιότυπες επαναλαμβανόμενες μονάδες, τα ομοπολυμερή (homopolymers) ή διαφορετικές υπομονάδες σε διάφορες πιθανές αλληλουχίες, τα συμπολυμερή (copolymers) (GESAMP, 2015).

Ο απλούστερος ορισμός για τα πολυμερή είναι ότι αποτελούν χρήσιμα χημικά που αποτελούνται από επαναλαμβανόμενες μονάδες και μπορεί να έχουν τρισδιάστατη, δισδιάστατη ή γραμμική διάταξη στο χώρο. Οι επαναλαμβανόμενες μονάδες αποτελούνται, ως επί των πλείστον, από άνθρακα και υδρογόνο και σε ορισμένες περιπτώσεις μπορεί να περιέχουν οξυγόνο, άζωτο, θείο, χλώριο, φθόριο, φώσφορο ή πυρίτιο (The American Chemistry Council, 2019).

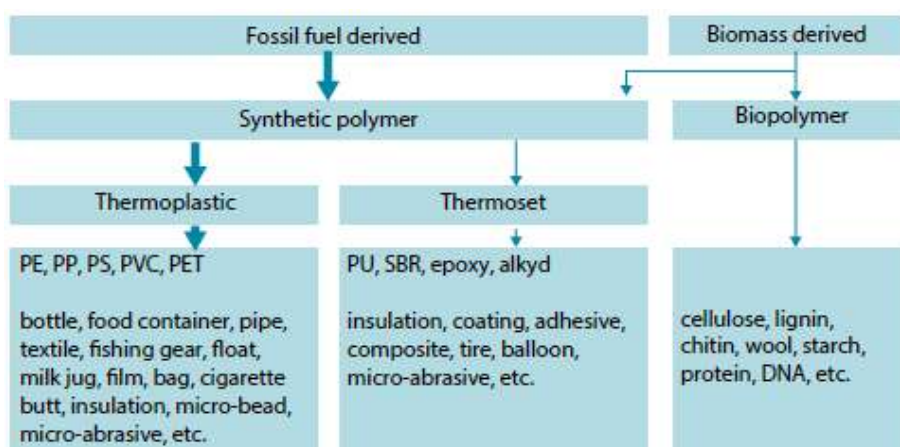
Γενικά, τα μονομερή αποτελούν μόρια ικανά να συνδεθούν μεταξύ τους, μέσω μιας διαδικασίας που ονομάζεται πολυμερισμός και οδηγεί στο σχηματισμό ενός πολυμερούς. Για παράδειγμα, το μονομερές αιθυλένιο (C_2H_4) μπορεί να πολυμεριστεί σε μια αλυσίδα, με τη βοήθεια καταλύτη, οδηγώντας στο σχηματισμό του πολυαιθυλενίου $(C_2H_4)_n$. Από την άλλη μεριά, γενικά, τα πολυμερή είναι μεγάλα οργανικά μόρια που συντίθενται από την επανάληψη μονάδων, κυρίως, με βάση τον άνθρακα ή αλυσίδων και τα οποία, είτε απαντώνται φυσικά, είτε μπορούν να κατασκευάζονται από τον άνθρωπο (UNEP Frontiers, 2016).

Τα πολυμερή που υπάρχουν στη φύση είναι πολύτιμα, απαραίτητα και εξυπηρετούν συγκεκριμένους σκοπούς. Τέτοια παραδείγματα, φυσικά απαντώμενων πολυμερών είναι: το δεσοξυριβονουκλεϊκό οξύ και το ριβονουκλεϊκό οξύ που παίζουν καθοριστικό ρόλο στο φαινόμενο της ζωής (The American Chemistry Council, 2019), η χητίνη που βρίσκεται στον εξωσκελετό εντόμων και καρκινοειδών, η λιγνίνη και η κυτταρίνη που βρίσκονται στο κυτταρικό τοίχωμα των φυτικών κυττάρων, το άμυλο, καθώς και πρωτεϊνικές ίνες, όπως το μαλλί, το μετάξι (UNEP Frontiers, 2016), το ελαστικό κόμμι (ή καουτσούκ) και οι φυσικές ρητίνες (The American Chemistry Council, 2019).

Τα κατασκευασμένα από τον άνθρωπο πολυμερή διακρίνονται σε δύο βασικές κατηγορίες, καθεμιά από τις οποίες χαρακτηρίζεται από διαφορετικές ιδιότητες, γεγονός που διαφοροποιεί τη χρήση τους (The American Chemistry Council, 2019). Οι κατηγορίες είναι:

- α) τα **θερμοπλαστικά** (thermoplastics), όπως το πολυαιθυλένιο (PE), το πολυπροπυλένιο (PP), το πολυστυρένιο (PS), το χλωριούχο πολυβινύλιο (PVC), τα πολυαμίδια (nylon), κ.α., τα οποία χρησιμοποιούνται για την κατασκευή πλαστικών μπουκαλιών, ποτηριών, σακουλών, φίλμς, υφασμάτων, σωλήνων, διχτυών αλιείας, μικροκόκκων, κ.α. (UNEP Frontiers, 2016),
- β) τα **θερμοσκληρυνόμενα** (thermosets) με χαρακτηριστικά παραδείγματα τους πολεστέρες, τα φαινολικά πολυμερή (βακελίτες και φαινοπλάστες) και τις εποξειδικές ρητίνες, τους αφρούς πολυουρεθάνης κ.α., τα οποία χρησιμοποιούνται για την κατασκευή μονωτικών, επικαλυμμάτων, συγκολλητικών, ελαστικών, κ.α. (UNEP Frontiers, 2016).

Τα θερμοπλαστικά που αποτελούν και την πλειονότητα των συνθετικών πολυμερών, έχουν την ιδιότητα να μαλακώνουν όταν θερμαίνονται, γι αυτό μπορούν να χυτευτούν, και να σκληραίνουν όταν ψύχονται. Συνεπώς, μπορούν να θερμανθούν και να διαμορφωθούν αρκετές φορές, πάντα όμως, με επιδείνωση των φυσικών και των χημικών ιδιοτήτων τους. Αυτή τους η ιδιότητα διευκολύνει τις διεργασίες ανακύκλωσής τους (The American Chemistry Council, 2019). Αντίθετα, τα θερμοσκληρυνόμενα μπορούν να λάβουν μόνο μια μορφή και παράγονται μέσω μιας αντίδρασης ρύθμισης, η οποία τους δίνει το μόνιμο σχήμα. Τα θερμοσκληρυνόμενα πλαστικά αν θερμανθούν υποβαθμίζονται, αλλά δεν ξαναλιώνουν (The American Chemistry Council, 2019). Σημειώνεται δε ότι δραύσματα πλαστικών που ανιχνεύονται στους θαλάσσιους αποδέκτες ανήκουν, τόσο στην κατηγορία των θερμοπλαστικών, όσο και στην κατηγορία των θερμοσκληρυνόμενων πολυμερών (GESAMP, 2015). Τα ελαστομερή είναι και αυτά πολυμερή, είτε θερμοπλαστικά, είτε θερμοσκληρυνόμενα που σε θερμοκρασία περιβάλλοντος είναι σχετικά μαλακά και μορφοποιήσιμα και έχουν τέτοια μοριακή δομή που τους εξασφαλίζει ελαστικότητα. Ελαστικά πολυμερή ή αλλιώς συνθετικά καουτσούκ χρησιμοποιούνται ως μονωτικά, κόλλες κ.α. (The American Chemistry Council, 2019).



Εικόνα 4. Σχηματική απεικόνιση των σχέσεων μεταξύ πρωτογενών πόρων, συνθετικών & φυσικών πολυμερών, θερμοπλαστικών & θερμοσκληρυνόμενων πλαστικών και των εφαρμογών τους (UNEP Frontiers, 2016).

Η κατασκευή των πλαστικών είναι μια σύνθετη διαδικασία που περιλαμβάνει πολλά διαφορετικά στάδια, ανάλογα με την πρώτη ύλη και το επιθυμητό τελικό προϊόν. Η διαμόρφωση της μοριακής δομής των συνθετικών πολυμερών ή πλαστικών επηρεάζει ουσιαστικά τις ιδιότητες του τελικού υλικού (Ferreira et al., 2005). Επιπλέον, πριν το πολυμερές πάρει την τελική του μορφή, ενδέχεται να προστεθούν σε αυτό πληθώρα πρόσδετων υλών (additives), όπως πλαστικοποιητές, αντιοξειδωτικά, σταθεροποιητές, επιβραδυντικά φλόγας, σταθεροποιητές υπεριώδους ακτινοβολίας, λιπαντικά, χρωστικές (FAO, 2019), αντιμικροβιακοί παράγοντες (UNEP Frontiers, 2016) ή άλλες ουσίες που επηρεάζουν την όψη και τις ιδιότητες του υλικού ενισχύοντας την απόδοσή του (GESAMP, 2015).

Σημειώνεται ότι εργοστάσια παραγωγής υλικών συσκευασίας χρησιμοποιούν πρώτη ύλη για την παραγωγή των τελικών τους προϊόντων ήδη παραγμένο πλαστικό που έχει τη μορφή κόκκων (pellets), σκόνης ή και υγρή μορφή και απαιτεί περαιτέρω επεξεργασία με θέρμανση, πίεση κ.τ.λ. Τέτοια pellets έχουν βρεθεί να επιμολύνουν υδάτινα οικοσυστήματα κοντά σε περιοχές που υπάρχουν εργοστάσια παραγωγής υλικών συσκευασίας (Ivar do Sul et al., 2009).

Κάθε πολυμερές έχει ιδιαίτερα χαρακτηριστικά, αλλά τα περισσότερα πλαστικά έχουν τις παρακάτω γενικές ιδιότητες (The American Chemistry Council, 2019):

- είναι πολύ ανθεκτικά σε χημικές ουσίες,
- αποτελούν, τόσο θερμικούς, όσο και ηλεκτρικούς μονωτές,
- είναι πολύ ελαφριά σε βάρος και έχουν μεγάλη αντοχή σε μηχανικές πιέσεις,
- μπορούν να υποστούν επεξεργασία με διάφορους τρόπους,
- αποτελούν μια ομάδα υλικών με απεριόριστη ποικιλία χαρακτηριστικών και χρωμάτων,
- παρασκευάζονται από πρώτη ύλη, κατά κύριο λόγο, τα ορυκτά καύσιμα (π.χ. το πετρέλαιο), αλλά μπορεί να χρησιμοποιηθεί και η βιομάζα, και τέλος, τα πλαστικά
- χρησιμοποιούνται στην κατασκευή αντικειμένων για τα οποία δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν άλλα εναλλακτικά υλικά με το ίδιο αποτέλεσμα (The American Chemistry Council, 2019).



Εικόνα 5. Ποσοστιαίες απαιτήσεις & κυριότερες χρήσεις διαφόρων κατηγοριών πλαστικών στην Ευρώπη το 2014 (PlasticsEurope, 2015).

Υπάρχουν πολλά είδη πλαστικών που παράγονται παγκοσμίως, όμως η αγορά κυριαρχείται από τα εξής: 1) πολυαιθυλένιο (PE) υψηλής πυκνότητας (HDPE) και πολυαιθυλένιο (PE) χαμηλής πυκνότητας (LDPE), 2) πολυπροπυλένιο (PP), 3) πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC), 4) πολυστυρένιο (PS), 5) πολυουρεθάνη (PUR) και τερεφθαλικό πολυαιθυλένιο (PET) (GESAMP, 2015). Για παράδειγμα, ο μεγαλύτερος όγκος των θερμοπλαστικών PE και PP χρησιμοποιούνται στα υλικά συσκευασίας, τα οποία έχουν σχετικά μικρή διάρκεια ωφέλιμης ζωής και καταλήγουν γρήγορα ως πλαστικά απορρίμματα, ενώ τα πλαστικά που χρησιμοποιούνται στις κατασκευές κτιρίων, όπως PVC συνιστούν το 1/3 της παραγωγής πλαστικών και έχουν πολύ μεγαλύτερη διάρκεια ζωής από τα προαναφερθέντα (GESAMP, 2015).

Η παραγωγή πλαστικών βασισμένων στη βιομάζα ως πρώτη ύλη αναμένεται να αυξηθεί κι άλλο στο μέλλον, παρέχοντας έτσι μια εναλλακτική λύση στην κυρίαρχη χρήση των ορυκτών καυσίμων. Ωστόσο, πλαστικά που η παραγωγή τους βασίζεται στη βιομάζα δε σημαίνει απαραίτητα ότι είναι και βιοαποικοδομήσιμα (GESAMP, 2015).

Αναφορικά με τους τρόπους διαχείρισης των πλαστικών που ολοκληρώνουν τον κύκλο χρήσης τους, σε αυτούς συγκαταλέγονται: η υγειονομική ταφή, η κομποστοποίηση, η ανακύκλωση, η ανάκτηση ενέργειας και η αποτέφρωση. Όσο μεγάλος είναι ο αγώνας δρόμου της σύγχρονης επιστήμης και τεχνολογίας για την παραγωγή νέων, φιλικών προς το περιβάλλον πλαστικών υλικών που να εξυπηρετούν τις σύγχρονες ανάγκες, άλλο τόσο επίπονη είναι η προσπάθεια που καταβάλλεται προς την κατεύθυνση της εξεύρεσης καινοτόμων λύσεων ή βελτίωσης των ήδη υπαρχόντων τρόπων για τη διαχείριση των πλαστικών αποβλήτων (The American Chemistry Council, 2019).

A.2. Περιβαλλοντική Αποικοδόμηση Συνθετικών Πολυμερών

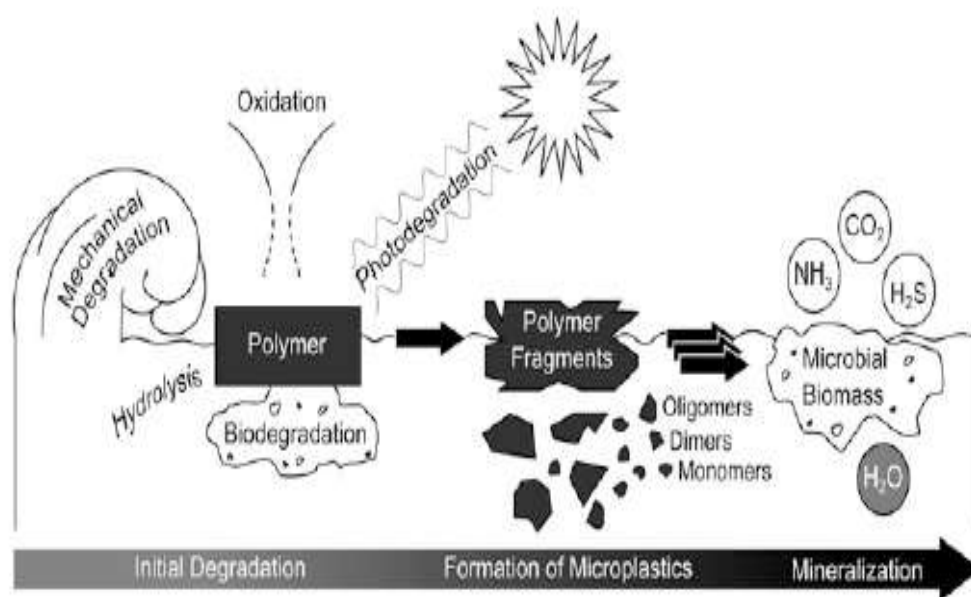
Με την πάροδο του χρόνου, τα πλαστικά εκτίθενται σε συνθήκες που οδηγούν στη διάσπαση των δεσμών των μονομερών προκαλώντας έτσι τη γήρανση (weathering), την αποσύνθεση ή αποικοδόμησή τους. Η γήρανση των πλαστικών μπορεί να προκαλέσει, τόσο μεταβολές στις μηχανικές, οπτικές και ηλεκτρικές ιδιότητές τους, όσο και διαβρώσεις, ρωγμές, αποχρωματισμούς και διαχωρισμό φάσεων (Sivan, 2011).

Εξάλλου, ένας από τους βασικούς λόγους της πολυχρηστικότητας πολλών συνθετικών πολυμερών είναι η υψηλή αντοχή τους στις διάφορες περιβαλλοντικές επιδράσεις. Ωστόσο, η υψηλή αντοχή έχει ως συνέπεια και την αργή αποικοδόμηση τους, όταν εισέλθουν ως πλαστικά απορρίμματα στο περιβάλλον (Klein et al., 2018). Ο βαθμός με τον οποίο τα συνθετικά πολυμερή αποικοδομούνται εξαρτάται, τόσο από τις ιδιότητες του πολυμερούς, όσο και από το περιβάλλον στο οποίο εκτίθεται (Mohee et al., 2008).

Η αποικοδόμηση των συνθετικών πολυμερών, γενικά, διακρίνεται στην αβιοτική και τη βιοτική αποικοδόμηση, οι οποίες πραγματοποιούνται με διαφορετικούς μηχανισμούς και εξαρτώνται από ποικιλία φυσικών, χημικών και βιολογικών παραγόντων. Κατά τη διαδικασία της αποικοδόμησης, τα πολυμερή μετατρέπονται σε μικρότερες μοριακές μονάδες π.χ. ολιγομερή, μονομερή ή χημικά τροποποιημένες ενώσεις και είναι πιθανόν να υποστούν πλήρη μεταλλοποίηση. Έτσι, η πλήρης μεταλλοποίηση αναφέρεται ως το στάδιο εκείνο, κατά το οποίο ένα πολυμερές διασπάται πλήρως σε νερό, διοξείδιο του άνθρακα, μεθάνιο και αμμωνία και σε τέτοιες αναλογίες μεταξύ τους, ανάλογα με τη διαδεσιμότητα του οξυγόνου (Eubeler et al., 2009). Άρα, η μεταλλοποίηση είναι η αποικοδόμηση των πολυμερών που οδηγεί σε άλατα, ανόργανα στοιχεία και βιομάζα και μπορεί να είναι πλήρης ή μερική (Klein et al., 2018).

Οι σημαντικότερες διεργασίες αποικοδόμησης των συνθετικών πολυμερών είναι οι εξής:

- Φυσική αποικοδόμηση με την επίδραση δυνάμεων τριβής, θέρμανσης/ψύξης, κατάψυξης/απόψυξης, ύγρυνσης/ξηράνσης.
- Φωτοαποικοδόμηση, συνήθως, με την επίδραση υπεριώδους ακτινοβολίας.
- Χημική αποικοδόμηση μέσω οξείδωσης ή υδρόλυσης.
- Βιοαποικοδόμηση μέσω της δράσης μικροοργανισμών (βακτηρίων, μυκήτων, αλγών) (Klein et al., 2018).



Εικόνα 6. Διαδικασίες ή μονοπάτια αποικοδόμησης συνθετικών πολυμερών σε υδάτινο περιβάλλον (Klein et al., 2018).

Η μηχανική αποικοδόμηση είναι ένας βασικός παράγοντας σε σχέση με την αποικοδόμηση των πλαστικών στο υδατικό περιβάλλον. Στις περισσότερες περιπτώσεις, η γήρανση του πολυμερούς από τις περιβαλλοντικές επιδράσεις, όπως η φωτοαποικοδόμηση ή χημική αποικοδόμηση των προσθέτων του μεταβάλλει τις ιδιότητες του πολυμερούς και οδηγεί στην αποσταθεροποίηση και την ευδραυστότητά του (Duwez and Nysten, 2001). Ακολούθως, το υλικό αυτό με την επίδραση δυνάμεων τριβής κατακερματίζεται σε ολόένα και μικρότερα τεμάχια που μεταφέρονται με την κίνηση του νερού σε διάφορα οικολογικά ενδιαυτήματα. Τα θραύσματα αυτά μπορούν να φτάσουν σε μέγεθος μικροπλαστικών, ακόμα και νανοπλαστικών (Kooi et al., 2017).

Υπό κανονικές περιβαλλοντικές συνθήκες στα υδάτινα συστήματα, η θερμοκρασία δεν είναι ικανά υψηλή, ώστε να ξεκινήσουν χημικές μεταβολές στα συνθετικά πολυμερή. Γι αυτό, η θερμοκή αποικοδόμηση δεν είναι σημαντική για τα υδάτινα συστήματα (Klein et al., 2018). Έτσι, στο περιβάλλον, η αποικοδόμηση των συνθετικών πολυμερών σε μοριακή βάση ξεκινά με φωτοοξειδωση (επίδραση UV ακτινοβολίας) ή με υδρόλυση και ακολουθείται από χημική οξειδωση (Andrady, 2011). Η φωτοοξειδωση είναι, συνήδως, μια γρήγορη διαδικασία, αλλά ο ρυθμός αποικοδόμησης εξαρτάται από το είδος και την ποσότητα των πρόσδετων υλών (additives) που φέρουν τα συνθετικά πολυμερή. Τα πρόσδετα αυτά μπορούν να εμποδίσουν διεργασίες οξειδωσης, όπως π.χ. τα αντιοξειδωτικά (Klein et al., 2018). Επιπλέον, η φωτοαποικοδόμηση που υφίστανται τα πλαστικά που επιπλέουν στο υδάτινο περιβάλλον είναι πιο αργή σε σύγκριση με αυτή που υφίστανται τα πλαστικά στα χερσαία περιβάλλοντα (Andrady et al., 1993).

Γενικά, η αβιοτική αποικοδόμηση σχετίζεται, κυρίως, με τη μεταβολή των ιδιοτήτων των πλαστικών στο χρόνο, όπως της ευδραυστότητας, του αποχρωματισμού τους ή και της απώλειας της δομικής ακεραιότητας του υλικού. Χαρακτηριστικά αναφέρεται η

περίπτωση της έκδεσης πλαστικών υπολειμμάτων στην ηλιακή ακτινοβολία που οδηγεί σε φωτοοξείδωση του υλικού με αποτέλεσμα να μειώνεται η αντοχή στον εφελκυσμό, να καθίσταται εύδραυστο και να υποβαθμίζεται σε μικρότερα τεμάχια ή σφαιρίδια (Sivan, 2011).

Η βιοαποικοδόμηση των συνθετικών πολυμερών μπορεί να συμβεί κάτω από αερόβιες ή αναερόβιες συνθήκες και μπορεί να είναι μερική ή πλήρης. Η μερική αποικοδόμηση της αλυσίδας του πολυμερούς οδηγεί σε σταθερά ή προσωρινά σταθερά προϊόντα μετασχηματισμού (Klein et al., 2018). Η βιοαποικοδόμηση σχετίζεται με τρία βασικά κριτήρια:

1. Πρέπει να υπάρχουν μικροοργανισμοί που να μπορούν να αποπολυμεροποιήσουν το πολυμερές στόχο, αλλά και να μεταλλοποιήσουν, στη συνέχεια, τις προκύπτουσες ενώσεις μέσω κατάλληλων ενζύμων και κατάλληλων μεταβολικών μονοπατιών (Klein et al., 2018).
2. Πρέπει οι περιβαλλοντικές παράμετροι, όπως η θερμοκρασία, το pH, η υγρασία και η αλατότητα να εξασφαλίζουν κατάλληλες συνθήκες για να μπορεί να πραγματοποιηθεί βιοαποικοδόμηση (Klein et al., 2018).
3. Πρέπει, από τη μια μεριά, η μορφολογία των σωματιδίων των πολυμερών να επιτρέπει την προσκόλληση των μικροοργανισμών και το σχηματισμό ενός βιοφίλμ και από την άλλη μεριά, η δομή του πολυμερούς (π.χ. χημικοί δεσμοί, βαθμός πολυμερισμού, βαθμός διακλαδώσεων αλυσίδων κ.τ.λ.) δεν πρέπει να εμποδίζει τη μικροβιακή δράση (Klein et al., 2018).

Τα περισσότερα πλαστικά που υπάρχουν στο περιβάλλον είναι αδιάλυτα στο νερό και πολλά από τα συνθετικά πολυμερή, όπως το πολυαιθυλένιο (PE), το πολυπροπυλένιο (PP), το τереφθαλικό πολυαιθυλένιο (PET) αποικοδομούνται πολύ αργά ή καθόλου. Η αποικοδόμηση αυτών των πολυμερών είναι, συνήθως, συνδυασμός αβιοτικών και βιοτικών μονοπατιών αποικοδόμησης (Klein et al., 2018).

Γενικά, η έκθεση στην υπεριώδη ακτινοβολία, το οξυγόνο, τις υψηλές θερμοκρασίες και τη δράση μικροοργανισμών, όταν αυτή πραγματοποιείται για ικανό χρονικό διάστημα, μπορεί να οδηγήσει στη βιοαποικοδόμηση ορισμένων τύπων πλαστικών. Εκείνα που προέρχονται από πολυμερή, όπως οι αλειφατικοί πολυεστέρες και ορισμένα βιοπολυμερή μπορούν να βιοαποικοδομηθούν στο φυσικό περιβάλλον. Όμως, πολλά πλαστικά που επισημαίνονται ως «βιοαποικοδομήσιμα» συμπεριλαμβάνοντας και τις κοινές σακούλες αγορών μιας χρήσης, καθώς και άλλους πλαστικούς περιέκτες π.χ. φαγητών, μπορούν να αποικοδομηθούν πλήρως, μόνο αν υποβληθούν επί μακρόν σε συνθήκες θερμοκρασίας άνω των 50°C. Τέτοιες συνθήκες δημιουργούνται μόνο κατά τη βιομηχανική κομποστοποίηση, ενώ είναι εξαιρετικά σπάνιες στο θαλάσσιο περιβάλλον (UNEP Frontiers, 2016).

A.2.1. Μη Βιοδιασπώμενα Πλαστικά

Πολλά κοινά πολυμερή μπορεί να θεωρηθούν επί της ουσίας μη βιοδιασπώμενα. Αυτό συμβαίνει διότι η πλήρης μεταλλοποίηση, η οποία προϋποθέτει μια διαδικασία σταδιακού κατακερματισμού διευκολυνόμενη από την υπεριώδη ακτινοβολία, την υψηλή θερμοκρασία και τη διαδεσιμότητα οξυγόνου, θα πραγματοποιηθεί τόσο αργά που πρακτικά θεωρείται μη υφιστάμενη στο φυσικό περιβάλλον (UNEP, 2015). Συνθήκες έκθεσης στην υπεριώδη ακτινοβολία, οι οποίες είναι πιο συνηθισμένες στη ξηρά, στις παράκτιες τροπικές περιοχές και τα υποτροπικά κλίματα μπορεί να έχουν σαν αποτέλεσμα τον κατακερματισμό (θρυματοποίηση) ορισμένων πλαστικών υλικών, όπως για παράδειγμα αυτών που δε διαδέτουν σταθεροποιητές της υπεριώδους ακτινοβολίας. Όμως, από τη στιγμή που τα πλαστικά θαφτούν στα ιζήματα ή επικαλυφθούν από οργανικές ή ανόργανες επιστρώσεις, ο ρυθμός του κατακερματισμού τους μειώνεται δραστικά (UNEP, 2015).

A.2.2. Βιοδιασπώμενα Πλαστικά

Η παραγωγή βιοδιασπώμενων πλαστικών θεωρήθηκε μια πολλά υποσχόμενη καινοτομία και εναλλακτική λύση απέναντι στα συμβατικά πλαστικά που συσσωρεύονται αδιάσπαστα στο περιβάλλον. Τα βιοδιασπώμενα πλαστικά είναι συνήθως σύνθετα υλικά που αποτελούνται από συνθετικά πολυμερή και ενώσεις φυσικής προέλευσης, όπως άμυλο, κυτταρίνη και έχουν σχεδιαστεί με σκοπό την επιτάχυνση του ρυθμού διάσπασής τους (O' Brien and Thompson, 2010).

Γενικά, τα βιοδιασπώμενα πλαστικά είναι πολυμερή ικανά να υποστούν εύκολα διάσπαση μέσω της υδρόλυσης. Πρόκειται για μια χημική διεργασία κατά την οποία, οι δεσμοί διασπώνται από την είσοδο μορίων νερού στις αλυσίδες του πολυμερούς (GESAMP, 2015). Η διαδικασία αυτή επηρεάζεται από τις περιβαλλοντικές συνθήκες και διευκολύνεται από την παρουσία μεγάλης γκάμας μικροοργανισμών (UNEP, 2015). Όμως, παρά τη δυνατότητα της βιολογικής αποικοδόμησης, κάτω από τις φυσικές περιβαλλοντικές συνθήκες, η αποικοδόμηση αυτή συντελείται εξαιρετικά αργά και απαιτείται βιομηχανική κομποστοποίηση για πλήρη αποδόμηση του πλαστικού (GESAMP, 2015).

Ετσι, ένα πλαστικό υλικό μπορεί να διατίθεται στο εμπόριο ως «βιοδιασπώμενο», αλλά αυτή του η ιδιότητα να πληρείται μόνο υπό περιορισμένο εύρος περιβαλλοντικών συνθηκών που, μάλιστα, δεν περιλαμβάνουν τις φυσικές περιβαλλοντικές συνθήκες. Στο πλαίσιο αυτό, ο χαρακτηρισμός «βιοδιασπώμενο» δημιουργεί συχνά παρανοήσεις και παρερμηνείες. Για παράδειγμα, ορισμένες πλαστικές σακούλες αγορών που διατίθενται από τις υπεραγορές τροφίμων επισημαίνονται ως «βιοδιασπώμενες», όμως, η ιδιότητα τους αυτή αναφέρεται σε συνθήκες βιομηχανικής κομποστοποίησης. Τέτοια πολυμερή δε

δα βιοδιασπαστούν σε συνθήκες οικιακής κομποστοποίησης, αλλά ούτε και στο φυσικό περιβάλλον, όταν βρεθούν ως πλαστικά απορρίμματα (UNEP, 2015). Επιπλέον, τα βιοδιασπώμενα πλαστικά μπορεί και αυτά να αποτελέσουν πηγή μικροπλαστικών που ρυπαίνουν το περιβάλλον (Thompson et al., 2004).

Α.3. Πλαστικά στο Περιβάλλον: Ένα Παγκοσμιοποιημένο Πρόβλημα

Δεν αμφισβητείται ότι το πλαστικό διαδραματίζει κεντρικό ρόλο στη σύγχρονη κοινωνία. Είναι γεγονός ότι στις μέρες μας, η χρήση των πλαστικών έχει πολλαπλασιαστεί εντυπωσιακά και αυτό οφείλεται, σαφώς, στα προφανή κοινωνικά και οικονομικά τους οφέλη. Δυστυχώς, όμως, ο ρυθμός της αύξησης αυτής δε συνάδει με την υιοθέτηση κατάλληλων συστημάτων ελέγχου και διαχείρισης των πλαστικών απορριμμάτων, δηλαδή των πλαστικών που ολοκληρώνουν τον κύκλο χρήσης τους (GESAMP, 2015).

Ετσι, πέρα από την ενεργειακή κατανάλωση για την παραγωγή των πλαστικών και το αποτύπωμά τους στην εκπομπή διοξειδίου του άνθρακα, οι σοβαρότερες περιβαλλοντικές επιπτώσεις προκύπτουν μετά από τη χρήση τους, όταν αυτά διαφεύγουν στο περιβάλλον ως απορρίμματα. Είναι γεγονός ότι μεγάλο μέρος των πλαστικών καταλήγουν ως πλαστικά απορρίμματα στα υδάτινα και τα χερσαία οικοσυστήματα. Εξαιτίας, μάλιστα, της υψηλής σταθερότητάς τους παραμένουν σε αυτά για μεγάλο χρονικό διάστημα προκαλώντας επίμονη ρύπανση (Hohenblum et al., 2015).

Στον πίνακα 1 αποτυπώνονται συγκεντρωτικά οι ρυθμοί αποικοδόμησης διάφορων τύπων απορριμμάτων, πλαστικών και μη, στο θαλάσσιο περιβάλλον βάσει βιβλιογραφικών αναφορών. Για κάποιους τύπους απορριμμάτων, οι ρυθμοί αποικοδόμησης προκύπτουν από πραγματικές μετρήσεις, ενώ άλλοι στηρίζονται σε εκτιμήσεις ειδικών (Lassen et al., 2015). Η συγκριτική αντιπαραβολή των ρυθμών αποικοδόμησης μεταξύ πλαστικών και λοιπών φυσικών υλικών είναι χαρακτηριστική. Φαίνεται ξεκάθαρα ότι οι διάφοροι τύποι πλαστικού, έχοντας μεγάλους χρόνους αποικοδόμησης, αποτελούν περιβαλλοντικούς ρύπους που επιμένουν.

Material	Degradation rate
Plastic items	
Plastic beverage holder	400 years
Plastic bags	1 up to 1000 years
Disposable diapers	50 - 450 years
Plastic bottle	100-1000 years
Plastic lighter	100-1000 years
Synthetic fabric	500 years
Foamed plastic cup	50 years
Monofilament fishing line	600 years
Polystyrene case	100-1000 years
Telephone and top-up cards	1000 years
Other items	
Paper towel	2-4 weeks or 3 months
Newspaper	6 weeks – 2 months
Cardboard box	2 months
Waxed milk carton	3 months
Apple core	2-6 months
Cotton gloves	1-5 months
Wool gloves	1 year
Cotton or wool garments	8-10 months
Wool socks	1-5 years
Plywood	1-3 years
Painted wooden sticks	13 years
Photo-degradable beverage holder	6 months
Glass bottle and jars	Undetermined or 1000 years
Tin can	50 years
Aluminium can	200 -500 years
Chewing gum	5 years
Cigarette	4-6 years
Matches	6 months
A banana skin	2 years
Cotton rope	1-5 months

Πίνακας 1. Εκτίμηση ρυθμών αποικοδόμησης επιλεγμένων τύπων απορριμμάτων στους ωκεανούς (Lassen et al., 2015).

Θα πρέπει να επισημανθεί ότι οι ρυθμοί αποικοδόμησης που αναφέρονται στον Πίνακα 1 δεν είναι ξεκάθαρο αν αναφέρονται σε πλήρη αποικοδόμηση, δηλαδή σε μεταλλοποίηση (mineralization) ή σε κατακερματισμό (fragmentation) ή και στα δύο

(Lassen et al., 2015). Η ασάφεια αυτή είναι επακόλουθο της ασυμφωνίας που υφίσταται ως προς την αντίληψη της έννοιας της αποικοδόμησης στις βιβλιογραφικές αναφορές επειδή, αυτή συνήδως δεν προσδιορίζεται (Cheshire et al., 2009).

Οι κύριοι λόγοι της παγκόσμιας ανησυχίας, όχι μόνο των επιστημόνων και των πολιτών, αλλά και των κυβερνήσεων και της βιομηχανίας, σχετικά με την ευρεία εξάπλωση των πλαστικών και τις επιπτώσεις τους στο περιβάλλον εστιάζονται στα παρακάτω σημεία (Karbalaei et al., 2018):

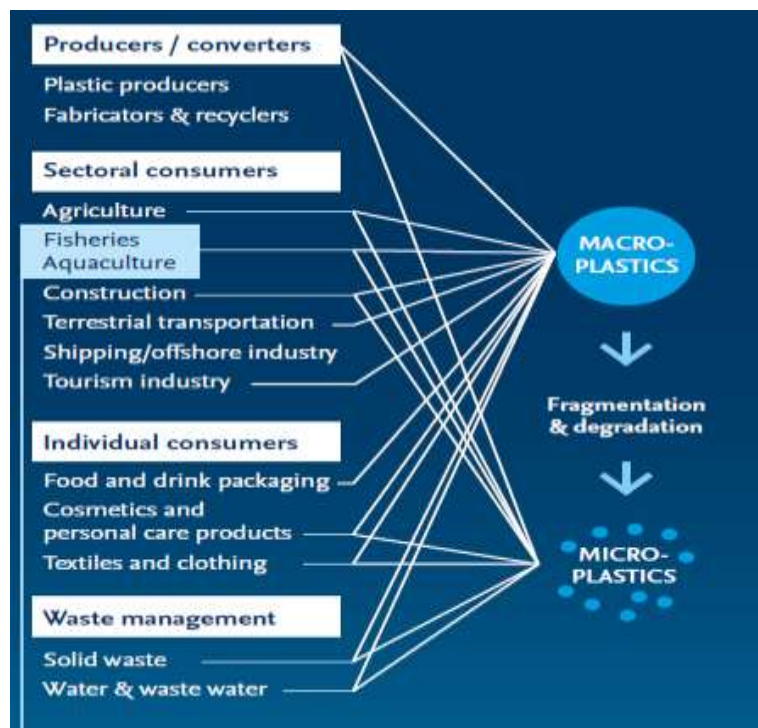
- ✓ Το πλαστικό είναι ένας μη ανανεώσιμος πόρος.
- ✓ Οι επίμονοι οργανικοί ρύποι (persistent organic pollutants - POPs) απορροφώνται επαρκώς από τα πλαστικά.
- ✓ Η ανθεκτικότητα του πλαστικού το καθιστά εξαιρετικά ανθεκτικό στη διάβρωση.
- ✓ Τα πλαστικά θραύσματα είναι εξαιρετικά επιρρεπή στον περαιτέρω κατακερματισμό.
- ✓ Τα πλαστικά θραύσματα μπορούν να προκαλέσουν παγίδευση, τραυματισμούς και να επιφέρουν το θάνατο θαλάσσιων οργανισμών: θηλαστικών, ιχθύων, πτηνών και ερπετών δια της εμπλοκής ή /και της κατάποσής τους.
- ✓ Τα πλαστικά απορρίμματα μπορεί να προκαλέσουν φθορές στο θαλάσσιο εξοπλισμό, όπως των αλιευτικών σκαφών, των πλοίων μεταφορών κ.τ.λ.
- ✓ Η παρουσία ορατών πλαστικών απορριμμάτων μπορεί να προκαλέσει αισθητικά ζητήματα, να επιφέρει καταστροφές στο βυθό λόγω της καθίζησής τους, να δημιουργήσει πιέσεις στη ναυτιλία (βλάβες στους κινητήρες των πλοίων, κόστος επισκευών και οικονομικές απώλειες) και την αλιεία και να αποτελέσει σοβαρό πλήγμα για τον τουρισμό (Cole et al., 2011).

Η σχεδόν μόνιμη ρύπανση του φυσικού περιβάλλοντος από πλαστικά απορρίμματα προκαλεί έναν ολοένα αυξανόμενο προβληματισμό. Πλαστικά υπολείμματα έχουν βρεθεί σε όλες τις θαλάσσιες λεκάνες. Μάλιστα, το 2010 εκτιμάται ότι 4 με 12 εκατομμύρια μετρικοί τόνοι (MT) πλαστικών αποβλήτων που είχαν παραχθεί στην ξηρά εισήλθαν στο θαλάσσιο περιβάλλον (Geyer et al., 2017). Είναι αξιοσημείωτο ότι και τα χερσαία προέλευσης πλαστικά απορρίμματα μπορούν να καταλήξουν στο θαλάσσιο περιβάλλον μέσω των ποταμών, αλλά και των συστημάτων αποχέτευσης (Thompson, 2006; Moore, 2008). Αυτό γίνεται πιο ξεκάθαρο από το γεγονός ότι αρκετές μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί, έχουν καταδείξει ότι η υψηλή μονοκατευθυντική ροή των συστημάτων γλυκού νερού οδηγεί τα πλαστικά απορρίμματα στους ωκεανούς (Moore et al., 2002; Browne et al., 2010). Ακόμα και από τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας αποβλήτων που παγιδεύουν τα περισσότερα πλαστικά υπολείμματα, ένα μεγάλο ποσοστό των μικρών σε μέγεθος πλαστικών διαφεύγει και δε συγκρατείται στα συστήματα διήθησης (Browne et al., 2010).

Η μεταφορά των πλαστικών απορριμμάτων και των θραυσμάτων τους μπορεί να επηρεαστεί από τις καιρικές συνθήκες, τα ακραία καιρικά φαινόμενα, συνεπώς και από την κλιματική αλλαγή. Έντονες πλημμύρες, τυφώνες μπορούν να συνεισφέρουν επαυξάνοντας τη μεταφορά των πλαστικών απορριμμάτων από το χερσαίο στο παράκτιο και το θαλάσσιο περιβάλλον (Barnes et al., 2009). Συνεπώς, η τύχη και η διασπορά των πλαστικών αποβλήτων επηρεάζονται σημαντικά και από την κλιματική αλλαγή.

Τα πλαστικά απορρίμματα μπορεί προέρχονται: α) από ανθρώπινες δραστηριότητες στην ξηρά, όπως άμεση διάθεση αποβλήτων, χώροι υγειονομικής ταφής, βιομηχανικές απορρίψεις, αποχετευτικά συστήματα, μη επεξεργασμένα αστικά απόβλητα, τουρισμός, καθώς και από την παράσυρση των πλαστικών υπολειμμάτων της ξηράς από ποτάμια, χείμαρρους, πλημμύρες και β) από ανθρώπινες δραστηριότητες στο θαλάσσιο και το παράκτιο περιβάλλον: ναυτιλία, ναυσιπλοΐα, αλιεία, υδατοκαλλιέργειες, πλοία, σκάφη αναψυχής, άντληση πετρελαίου, εξόρυξη πολύτιμων υλικών, παράνομη διάθεση αποβλήτων, εγκαταλελειμμένα αλιευτικά εργαλεία. Κάθε πηγή έχει το δικό της ρυπαντικό αποτύπωμα (FAO, 2019).

Ο παράκτιος τουρισμός, οι παράκτιες βιομηχανίες και οι χώροι ανεξέλεγκτης διάθεσης στερεών απορριμμάτων ευθύνονται για πλήθος πλαστικών που απορρίπτονται ή καταλήγουν κατά μήκος των ακτών και των παραθαλάσσιων θερέτρων (Derraik, 2002),



Εικόνα 7. Πηγές προέλευσης πλαστικών απορριμμάτων που εντοπίζονται στους ωκεάνιους αποδέκτες (FAO, 2019).

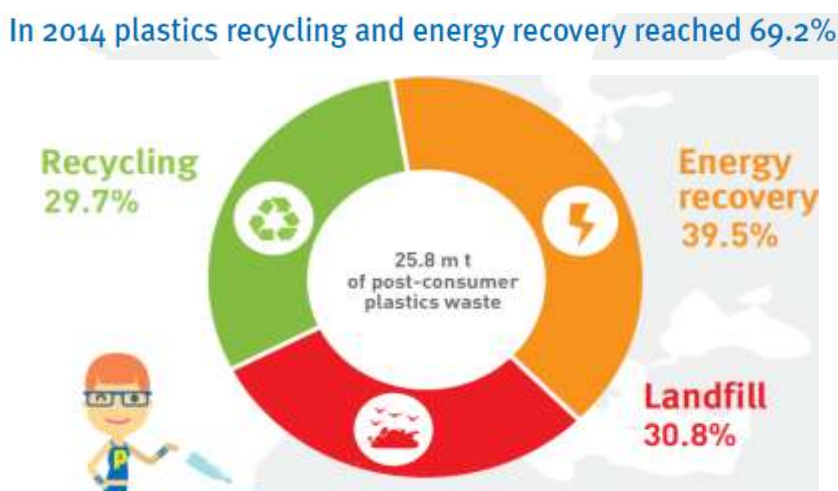
Το απόλυτο σύμβολο του προβλήματος των πλαστικών απορριμμάτων στους θαλάσσιους αποδέκτες είναι το φαινόμενο: “Great Pacific Garbage Patch”. Το φαινόμενο αυτό περιγράφεται ως ο στροβιλισμός πλαστικών σκουπιδιών που επιπλέουν στον Ειρηνικό Ωκεανό και καλύπτουν επιφάνεια ίση σε μέγεθος με αυτή της πολιτείας

του Τέξας (Science History Institute, 2019). Επιπλέον, η ρύπανση των γλυκών υδάτων, αλλά και των χερσαίων ενδιαιτημάτων από συνθετικές ίνες αναφέρεται στη βιβλιογραφία ολοένα και συχνότερα (Geyer et al., 2017). Τα πλαστικά απόβλητα είναι πλέον πανταχού παρόντα στο περιβάλλον και μάλιστα σε τέτοιο βαθμό, ώστε να έχει προταθεί να οριστούν ως γεωλογικός δείκτης της εποχής του ανθρωπόκαινου (Zalasiewicz et al., 2016).

Οι τάσεις της παγκόσμιας παραγωγής πλαστικών, τα πρότυπα χρήσης των καταναλωτών, η ανάρμοστη διάθεση των πλαστικών απορριμμάτων και τα δημογραφικά στοιχεία προοιωνίζουν την αύξηση της χρήσης των πλαστικών στο μέλλον. Η ζήτηση των πλαστικών αυξάνεται εκθετικά και οι τάσεις παραγωγής τους αναμένεται να τετραπλασιαστούν μέχρι το 2050 (Suaria et al., 2016).

Ο προσδιορισμός της πηγής των αποβλήτων αποτελεί ένα από τα πρωταρχικά βήματα για τον περιορισμό των ανεπιθύμητων εισροών στο θαλάσσιο περιβάλλον. Ωστόσο, ο προσδιορισμός των πηγών ρύπανσης δεν είναι κάθε φορά εφικτός, καθώς δεν υπάρχει πάντα συσχέτιση του σημείου εντοπισμού των αποβλήτων με το σημείο απόρριψής τους. Είναι σαφές ότι το «προϊόν» μιας εστίας ρύπανσης μπορεί να εντοπιστεί σε μια διαφορετική και εξαιρετικά απομακρυσμένη περιοχή, εξαιτίας πολλών και ποικίλων παραμέτρων που ευνοούν την μεταφορά (SAPEA, 2019).

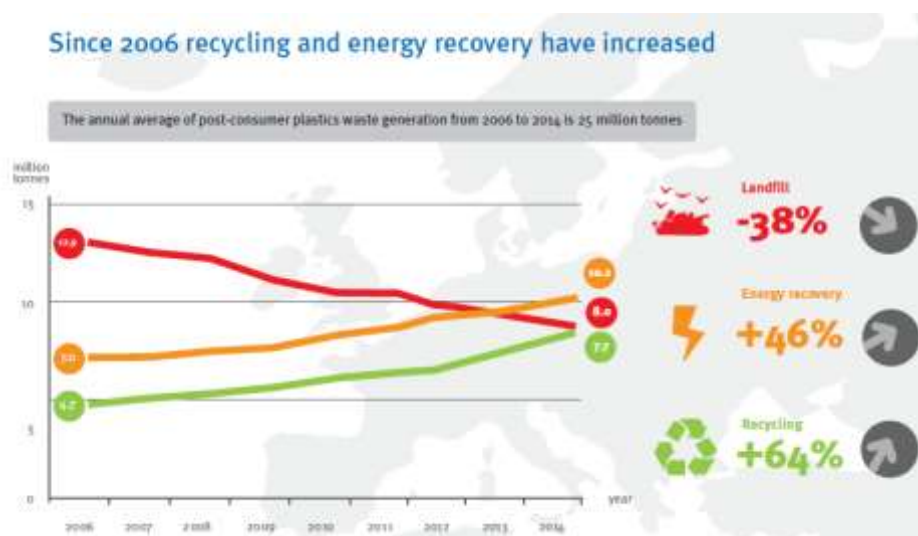
Στην Ευρώπη, το 2014, παρήχθησαν συνολικά 25,8 μετρικοί τόνοι (MT) πλαστικών αποβλήτων, εκ των οποίων 30,8% οδηγήθηκαν σε ΧΥΤΑ, 39,5% οδηγήθηκαν σε ανάκτηση ενέργειας και 29,7% οδηγήθηκαν σε ανακύκλωση (PlasticsEurope, 2015).



Εικόνα 8. Διαχείριση πλαστικών απορριμμάτων στην Ευρώπη για το έτος 2014 (PlasticsEurope, 2015).

Από την παρατήρηση των στοιχείων εξελικτικά για τη χρονική περίοδο από 2006 έως 2014, προκύπτει μια αύξηση της χρήσης των πλαστικών απορριμμάτων για ανακύκλωση και ανάκτηση ενέργειας και αντίστοιχα μια μείωση της απόρριψής τους σε ΧΥΤΑ. Βέβαια, η αυξητική τάση προς τις φιλικές μορφές διαχείρισης των πλαστικών αποβλήτων δεν παρατηρείται συγκριτικά ισότιμα σε όλες τις χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης και πολύ

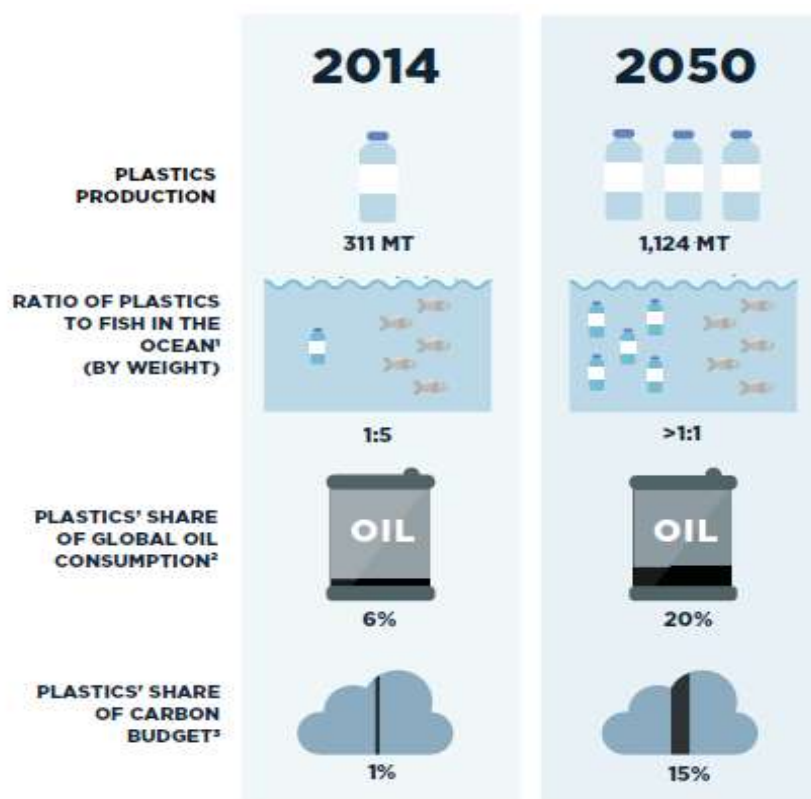
περισσότερο σε όλες τις χώρες της υφελίου. Σαφές προβάδισμα στο πεδίο αυτό σημειώνουν οι χώρες της Βόρειας Ευρώπης (PlasticsEurope, 2015).



Εικόνα 9. Εξέλιξη του ετήσιου ποσοστού πλαστικών απορριμμάτων που οδηγήθηκαν σε ΧΥΤΑ, σε ανάκτηση ενέργειας και σε ανακύκλωση κατά τα έτη από 2006 έως 2014 στην Ευρώπη (PlasticsEurope, 2015).

Οι τρόποι διαχείρισης των πλαστικών απορριμμάτων αποτελούν κρίσιμο σημείο για το μέλλον του πλανήτη. Η στροφή και η προτεραιότητα σε νέες, φιλικές για το περιβάλλον μορφές διαχείρισης των πλαστικών απορριμμάτων και, ιδίως, στην κυκλική οικονομία του πλαστικού πρέπει να ενθαρρυνθούν περαιτέρω μέσω δράσεων και πολιτικών σε παγκόσμιο επίπεδο (World Economic Forum, 2016). Όμως, η αντιμετώπιση του ζητήματος προς την κατεύθυνση αυτή είναι αναγκαία να εφαρμοστεί από κάθε χώρα και από κάθε σημείο του πλανήτη, καθώς οι ολέθριες επιπτώσεις της λανθασμένης διαχείρισης ή της μη διαχείρισης των πλαστικών απορριμμάτων δε γνωρίζουν σύνορα.

Σύμφωνα με τη μελέτη: “ The New Plastics Economy, Rethinking the Future of Plastics, 2016” του ιδρύματος Ellen MacArthur, εκτιμάται ότι ως το 2050, το βάρος των πλαστικών στους ωκεανούς θα είναι μεγαλύτερο από εκείνο των ιχθυοαποδεμάτων. Επιπλέον, εκτιμάται ότι ως το 2050, η παραγωγή των πλαστικών θα επιβαρύνει με κατανάλωση 20% την παγκόσμια παραγωγή πετρελαίου και θα εισφέρει με ποσοστό 15% στη συνολική εκπομπή διοξειδίου του άνθρακα (World Economic Forum, 2016). Το ίδρυμα Ellen MacArthur δημιουργήθηκε με όραμα την επιτάχυνση της διαχείρισης των πλαστικών απορριμμάτων βασισμένης στις αρχές της κυκλικής οικονομίας, λαμβάνοντας υπόψη τους ρυθμούς παραγωγής και απόρριψης των πλαστικών από τη μια, και τους ρυθμούς υπεραλίευσης από την άλλη.



Εικόνα 10. Πρόβλεψη για την παραγωγή πλαστικών, τις επιπτώσεις τους σε σχέση με τα ιχθυοαποθέματα, την κατανάλωση πετρελαίου και το αποτύπωμα τους στην εκπομπή διοξειδίου του άνθρακα (World Economic Forum, 2016).

Η ταύτιση του πλαστικού με τη βραχυπρόθεσμη χρήση, δικαιολογημένα το έχει στιγματίσει ως σύμβολο της οικονομικής σπατάλης της εποχής μας, αλλά και της εν γένει εγωιστικής και απερίσκεπτης στάσης του ανθρώπου απέναντι στη χρήση των πόρων και την προστασία του πλανήτη, χωρίς φυσικά, να αποτελεί το μόνο παράδειγμα.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Β΄

ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΑ

Β.1. Μικροπλαστικά

Σήμερα, η ρύπανση των ωκεανών παγκοσμίως αποτιμάται σε 270.000 τόνους επιπλεόντων πλαστικών απορριμμάτων, κάτι που αποτελεί την κορυφή του παγόβουνου, αφού τα ορατά πλαστικά απορρίμματα είναι ένα μέρος της πλαστικής ρύπανσης (Eriksen et al., 2014). Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι τα μεγάλα και ορατά πλαστικά απορρίμματα υφίσταται συνεχή κατακερματισμό και μετατρέπονται σε ολοένα και μικρότερα, εξαιτίας μηχανικών καταπονήσεων, αλλά και (βιο)χημικών μεταβολών από την επίδραση των καιρικών και λοιπών συνθηκών του περιβάλλοντος στις οποίες είναι εκτεθειμένα. Άλλωστε, πολλά από τα πλαστικά «μιας χρήσης», είτε δε βιοαποικοδομούνται, είτε αποικοδομούνται με εξαιρετικά αργό ρυθμό δεκαετιών (Robertson, 2019).

Και ενώ, οι περιβαλλοντικές συνθήκες που οδηγούν στον κατακερματισμό των πλαστικών απορριμμάτων φαίνεται να είναι το μοναδικό «μονοπάτι» δημιουργίας μικροπλαστικών στο περιβάλλον, στην πραγματικότητα έχουν ταυτοποιηθεί και άλλες πηγές μικροπλαστικών, όπως για παράδειγμα τα καλλυντικά και τα προϊόντα προσωπικής υγιεινής, οξύνοντας το πρόβλημα παρουσίας τους στο περιβάλλον (Boucher et Friot, 2017). Η διάσταση της επίπτωσης των πλαστικών υλικών στο περιβάλλον εξέλαβε τεράστιες διαστάσεις, όταν αποκαλύφθηκε και άρχισε να μελετάται η παρουσία των μικροπλαστικών (Rillig, 2012).

Σποραδικές επιστημονικές αναφορές για την παρουσία μικρών πλαστικών σωματιδίων στους ωκεανούς πρωτοεμφανίζονται στις αρχές της δεκαετίας του 1970. Όμως, η ουσιαστική έρευνα για τη διασπορά και τις επιπτώσεις τους ξεκινά το 2004 με μια πρωτοποριακή έρευνα που καθοδηγήθηκε από τον ερευνητή θαλασσίου περιβάλλοντος Richard Thompson (Thompson et al., 2004). Στην μελέτη αυτή, έγινε η περιγραφή μικρών σωματιδίων πλαστικών και η διαφοροποίησή τους από τα μεγάλα θραύσματα πλαστικών προερχόμενα από δίκτυα ψαρέματος, από πλαστικά μπουκάλια και σακούλες και στα οποία αποδόθηκε ο όρος «μικροπλαστικά» (microplastics). Με δεδομένα την ευρεία διασπορά των μικροπλαστικών, αλλά και τις ενδεχόμενες ιδιαιτερότητες των επιπτώσεων τους στο περιβάλλον αναπτύχθηκε έκτοτε έντονο επιστημονικό ενδιαφέρον για την ακριβή προέλευση, την τύχη και τις επιπτώσεις των μικροπλαστικών στα οικοσυστήματα και τους έμβιους οργανισμούς (Rochman, 2018).

Τα μικροπλαστικά που έχουν μέγεθος μεταξύ ενός ιού και ενός μυρμηγκιού παρουσιάζουν εκτεταμένη διασπορά στον πλανήτη και έχουν εντοπιστεί σε νερά λιμνών και θαλασσών, σε ιζήματα ποταμών και των εκβολών τους, καθώς και σε πεπτικά συστήματα μεγάλης ποικιλίας έμβιων όντων: από ζωοπλαγκτόν έως φαλαινών. Μικροπλαστικά έχουν, επίσης, ανιχνευτεί σε περιβάλλοντα δυσπρόσιτων περιοχών του

πλανήτη, όπως στην Ανταρκτική, σε ορεινές λίμνες της Μογγολίας, καθώς και σε ιζήματα βυθού βάθους 5 χιλιομέτρων κάτω από την επιφάνεια της θάλασσας (UNEP Frontiers, 2016). Ειδικά, η παρουσία ιχνών μικροπλαστικών στην Ανταρκτική που επιστημονικές έρευνες αποκάλυψαν, αποτέλεσε «δυσάρεστη» έκπληξη, επειδή η Ανταρκτική θεωρούνταν ένα σημείο του πλανήτη ανέγγιχτο από τις συνέπειες ανθρωπογενών δραστηριοτήτων (UNEP, 2018).

Αυτού του είδους η αποκάλυψη αφύπνισε την ανησυχία της επιστημονικής και όχι μόνο κοινότητας, καθώς όλο και περισσότερες έρευνες εστίαζαν στην παρουσία πλαστικών απορριμμάτων και θραυσμάτων στους ωκεανούς κι έτσι τα μικροπλαστικά στο θαλάσσιο περιβάλλον έχουν μελετηθεί πολύ περισσότερο από ότι στα γλυκά νερά, το χώμα και τον αέρα (UNEP, 2018).

B.2. Μέγεθος Μικροπλαστικών

Στα μικροπλαστικά περιλαμβάνονται μικρά σωματίδια: κόκκοι, κοκκίδια, σβόλοι, σφαιρίδια, θραύσματα και ίνες πλαστικών (Cole et al., 2011; FAO, 2019), τα οποία ποικίλουν όχι μόνο σε μέγεθος (αναφέρεται στη διάμετρό τους) και σχήμα, αλλά και σε πυκνότητα, χρώμα και χημική σύσταση, ενώ είναι πάντοτε ανθρωπογενούς προέλευσης.

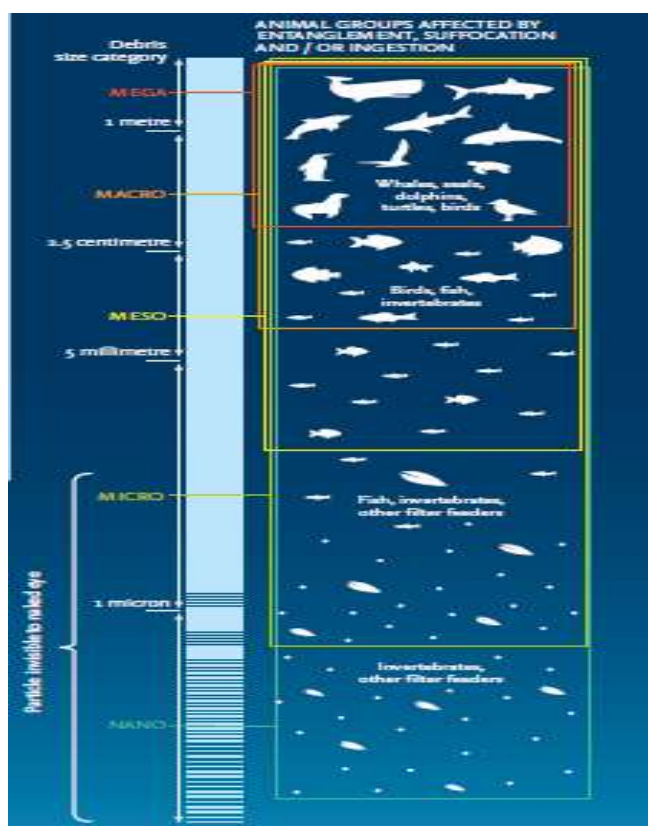
Στην επιστημονική βιβλιογραφία, σε διάφορες εκδόσεις (reports), αλλά και από Διεθνείς οργανισμούς έχει προταθεί και χρησιμοποιηθεί διαφορετική κατηγοριοποίηση των πλαστικών θραυσμάτων με βάση τις φυσικές τους διαστάσεις (Lassen et al., 2015). Για παράδειγμα, σε δημοσιευμένο άρθρο, το 2009 (Arthur et al., 2009), οι συγγραφείς του έχουν ορίσει ότι το μέγεθος των μικροπλαστικών κυμαίνεται από **333 μ m – 5 mm**, ενώ το The Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) στην έκθεσή του (GESAMP, 2015) έχει ορίσει, αντίστοιχα, το εύρος των μικροπλαστικών ότι κυμαίνεται μεταξύ **1 nm - 5 mm**.

Πρέπει να σημειωθεί ότι κάποια από τα προτεινόμενα, χρησιμοποιούμενα όρια μεγέδους των πλαστικών θραυσμάτων σε βιβλιογραφικές και λοιπές αναφορές βασίζονται σε μια πρακτική, χρηστική, προσέγγιση. Η προσέγγιση αυτή σχετίζεται με τις τεχνικές που χρησιμοποιήθηκαν στη δειγματοληψία πεδίου για τα μικροπλαστικά και δεν είναι, απλά, μια αφηρημένη, θεωρητική προσέγγιση. Έτσι, για παράδειγμα, η χρήση του κατώτερου ορίου των 333 μ m για τα μικροπλαστικά σε ορισμένες μελέτες έχει προκύψει από το μέγεθος του πλέγματος των διχτύων (τα πιο κοινά χρησιμοποιούμενα) που χρησιμοποιήθηκαν στη δειγματοληψία πεδίου για τη συλλογή πλαγκτόν και πλαστικών θραυσμάτων από μια υδάτινη στήλη (Lassen et al., 2015).

Σε άλλες περιπτώσεις, η προσέγγιση ορισμού του εύρους μεγέδους των μικροπλαστικών είχε άλλη αφετηρία. Έτσι, το 2008, προτάθηκε από μια επιστημονική ομάδα, τελούσα υπό την αιγίδα της Αμερικανικής Εθνικής Υπηρεσίας για τους Ωκεανούς και την Ατμόσφαιρα (National Oceanic and Atmosphere Administration - NOAA) που μελετούσε την παρουσία, την τύχη και τις επιπτώσεις των θραυσμάτων των

μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον, να οριστεί ως ανώτερο μέγεθος για τα μικροπλαστικά τα **5 mm** (Arthur et al., 2009). Η πρόταση αυτή βασίστηκε σε επιστημονικές ενδείξεις, βάσει των οποίων, τα μικροπλαστικά κάτω των 5mm καλύπτουν μια τεράστια γκάμα σωματιδίων που θα μπορούσαν εύκολα να προσληφθούν από θαλάσσιους οργανισμούς με σοβαρό ενδεχόμενο να επιφέρουν «πολυεπίπεδες» απειλές στα θαλάσσια οικοσυστήματα (Ramakrishnan, 2019).

Είναι γεγονός ότι το μέγεθος πλαστικών σωματιδίων αποτελεί σημαντικό παράγοντα κατά τη μελέτη τους, διότι από αυτό εξαρτάται το είδος και το εύρος των οργανισμών που δύνανται να επηρεαστούν, όπως σχηματικά αποδίδεται στην εικόνα 11 (FAO, 2019). Γενικά, το μέγεθος, οι φυσικές και οι χημικές ιδιότητες των μικροπλαστικών αποτελούν βασικούς συντελεστές για τη βιοδιαθεσιμότητά τους στους οργανισμούς που βρίσκονται στη βάση της τροφικής αλυσίδας (Rocha-Santos and Duarte, 2015).



Εικόνα 11. Εύρη μεγέθους πλαστικών (από mega έως nano) και γκάμα έμβιων θαλάσσιων οργανισμών που επηρεάζουν (FAO, 2019).

Αν και δεν έχει υιοθετηθεί επίσημος ορισμός για το μέγεθος των μικροπλαστικών, ορισμοί για το τι μπορεί να χαρακτηριστεί ως “micro”, “meso-“, “macro-“ και “mega-“ πλαστικό θραύσμα έχουν προταθεί με ευρεία αποδοχή, (Lassen et al., 2015) ως εξής:

“micro-” = < 5 mm,

“meso-” = 5-20 mm,

“macro-” = > 20 mm και

“mega-” = > 100 mm.

Ωστόσο, το άνω όριο μεγέδους των **5 mm** για τα μικροπλαστικά θεωρείται ως ένα βαθμό αυθαίρετο, διότι επί της ουσίας δεν υπάρχει κρίσιμη διαφορά στην περιβαλλοντική συμπεριφορά των μικροπλαστικών που έχουν μέγεθος κάτω από 5 mm από τα λίγο μεγαλύτερα σωματίδια. Πρόκειται, περισσότερο, για ένα είδος «σύμβασης» μεταξύ των επιστημόνων που ασχολούνται με το θέμα, αν και πρέπει να τονιστεί ότι ως σήμερα δεν έχει επιτευχθεί συναίνεση επ' αυτού (SAPEA, 2019).

Επομένως, αναφορικά με το μέγεθος και τη σύνδεση των μικροπλαστικών είναι αξιοσημείωτο ότι μέχρι σήμερα δεν υφίσταται ορισμός νομικά δεσμευτικός, αλλά ούτε και κάποιος διεθνώς τυποποιημένος ορισμός. Ελλείπει ορισμών, νομοθετημένων ή διεθνώς τυποποιημένων, ως «μακροπλαστικά» θεωρούνται τα σωματίδια πλαστικών που είναι μεγαλύτερα των 5 mm, ενώ τα μικρότερα των 5 mm περιγράφονται ως «μικροπλαστικά».

Στη βιβλιογραφία, αναφέρεται και μια επιπλέον διάκριση των μικροπλαστικών σε “large” (μεγάλα) μικροπλαστικά με μέγεθος που κυμαίνεται από 5 mm - 1 mm και σε “small” (μικρά) μικροπλαστικά με μέγεθος που κυμαίνεται από 1 mm – 1μm (Hohenblum et al., 2015).

Πρέπει να επισημανθεί ότι η ασυμφωνία στη βιβλιογραφία μέχρι σήμερα, περί εναρμονισμένης ορολογίας / ονοματολογίας που αφορά το ανώτατο μέγεθος και το διαχωρισμό κλάσεων μεγέδους για τα μικροπλαστικά, αποτελεί ένα ευαίσθητο σημείο για την έρευνα στον τομέα αυτό, καθώς έχει επιπτώσεις στην εξαγωγή συμπερασμάτων, αλλά κυρίως στη συγκρισιμότητα μεταξύ των αποτελεσμάτων των σχετικών μελετών (Klein et al., 2018). Το πρόβλημα αυτό επιτείνεται και από την έλλειψη προτυποποιημένου πρωτοκόλλου δειγματοληψίας και μεθοδολογίας ανάλυσης για τα μικροπλαστικά, καίρια σημεία που αποτελούν και πεδίο έρευνας για τους επιστήμονες σήμερα (Ivleva, 2016).

Σε ότι αφορά τα νανοπλαστικά, για τα οποία, επίσης, δεν υφίσταται επίσημος ορισμός των ορίων μεγέδους τους, στις περισσότερες επιστημονικές αναφορές, αυτά ορίζονται ως πλαστικά μεγέδους της νανοκλίμακας, δηλαδή μικρότερα του 0,1 ή 1 μm (Koelmans et al., 2015).

Στη δήλωση της EFSA, το 2016, για το μέγεθος των νανοπλαστικών έχει υιοθετηθεί το πρότυπο του ISO για τα νανο-υλικά, σύμφωνα με το οποίο, νανο-υλικό είναι υλικό με εξωτερική διάσταση νανοκλίμακας ή έχει εσωτερική δομή ή δομή επιφάνειας διάστασης νανοκλίμακας και η νανοκλίμακα ορίζεται με εύρος, κατά προσέγγιση, από **1 – 100 nm** (0,001-0,1 μm) (EFSA Statement, 2016). Σημειώνεται ότι και η Ευρωπαϊκή Επιτροπή έχει υιοθετήσει ορισμό για τα νανο-υλικά το 2011 (2011/696/EU Recommendation on the definition of a nanomaterial) που μεταξύ άλλων, το μέγεθος των υλικών αυτών αναφέρεται σε εύρος **1 – 100 nm**.

Σε κάθε περίπτωση, τα μικρότερα σε μέγεθος πλαστικά του 1μm αναφέρονται ως νανοπλαστικά (nanoplastics). Η γήρανση και η αποικοδόμηση των πλαστικών μπορεί να οδηγήσουν στο σχηματισμό πλαστικών θραυσμάτων νανοκλίμακας (SAPEA, 2019).

B.3. Κατηγοριοποίηση Μικροπλαστικών

Με βάση τη διεθνή βιβλιογραφία, τα μικροπλαστικά (Microplastics -MPs), ανάλογα με τον τρόπο δημιουργίας ή προέλευσής τους, διακρίνονται σε δύο βασικές κατηγορίες: τα πρωτογενή (Primary Microplastics - PMs) και τα δευτερογενή (Secondary Microplastics - SMs).

B.3.1. Πρωτογενή μικροπλαστικά

Τα πρωτογενή μικροπλαστικά είναι μικρού μεγέθους σωματίδια που σκοπίμως παράγονται σε τέτοιες διαστάσεις, εξαιτίας του ειδικού σκοπού για τον οποίο προορίζονται (Robertson, 2019). Αυτά δημιουργούνται στη βιομηχανία, ώστε να χρησιμοποιηθούν σε διάφορα εμπορικά προϊόντα, είτε με τη μορφή σφαιριδίων (pellets) ή μικροκόκκων (microbeads), είτε με τη μορφή σκόνης σε οικιακά και βιομηχανικά λειαντικά, απολεπιστικά (FAO, 2019). Παραδείγματα προϊόντων στον οποίων την παρασκευή χρησιμοποιούνται πρωτογενή μικροπλαστικά (microbeads) είναι: καλλυντικά προϊόντα περιποίησης προσώπου και χεριών (κυρίως κρέμες απολέπισης), οδοντόπαστες, αφρός ξυρίσματος, αντιηλιακά, σαμπουάν, αποσμητικά (Robertson, 2019). Μάλιστα, σε προϊόντα κοσμετολογίας για απολέπιση, η χρήση μικροπλαστικών αυξήθηκε δραματικά από τη δεκαετία του 1980 (Fendal and Sewell, 2009). Επιπλέον, πρωτογενή μικροπλαστικά χρησιμοποιούνται σε προϊόντα για χρωματισμούς και επικαλύψεις επιφανειών, αμμοβολές πλοίων, καθώς και σε φαρμακευτικά σκευάσματα (Derraik, 2002). Στα πρωτογενή μικροπλαστικά κατατάσσονται και οι συνθετικές ίνες (microfibers) συνθετικών ρούχων και υφασμάτων που διαφεύγουν από τα φίλτρα των πλυντηρίων ή από τις μονάδες επεξεργασίας αποβλήτων (Wright and Kelly, 2017).

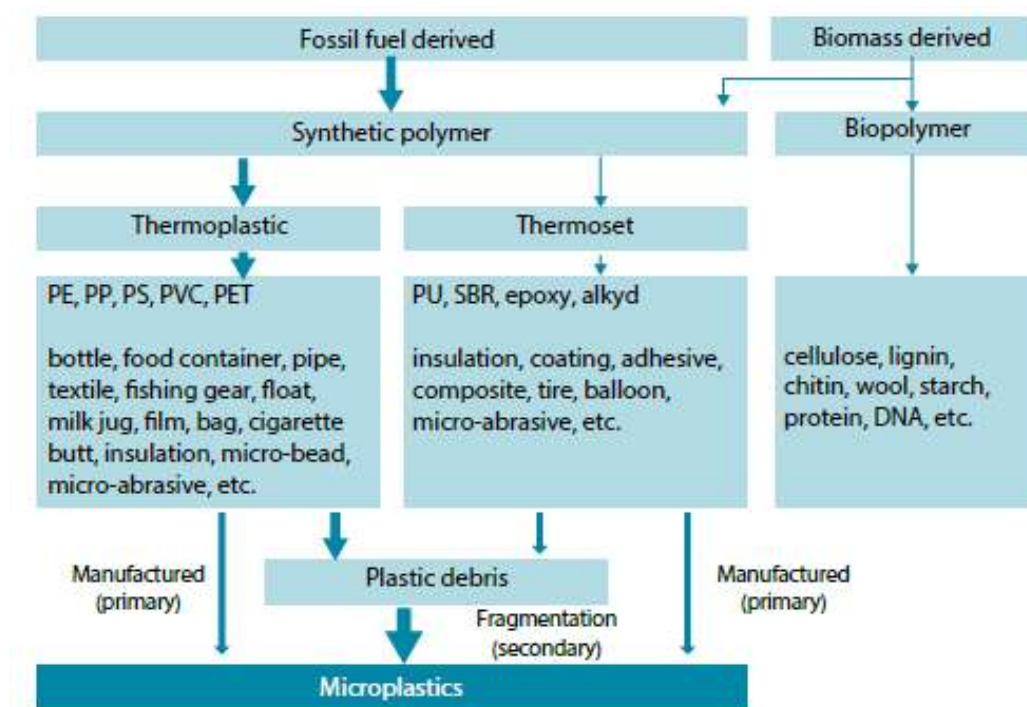
B.3.2. Δευτερογενή μικροπλαστικά

Τα δευτερογενή μικροπλαστικά είναι αποτέλεσμα είτε της θραύσης, δηλαδή της μείωσης της δομικής ακεραιότητας, μεγαλύτερων σε μέγεθος πλαστικών υλικών που έχουν απορριφθεί, όπως πλαστικές σακούλες και μπουκάλια, πλαστικοί περιέκτες τροφίμων, διάφορα υλικά συσκευασίας, σχοινιά, είτε της απελευθέρωσης μικροπλαστικών κατά τις χερσαίες μεταφορές, όπως από την τριβή των ελαστικών των αυτοκινήτων που αποτελεί μια βασική πηγή (FAO, 2019).

Επισημαίνεται ότι τα δευτερογενή μικροπλαστικά θεωρούνται η μεγαλύτερη πηγή μικροπλαστικής ρύπανσης για τα υδάτινα περιβάλλοντα και ότι η αφθονία τους σε αυτά αυξάνεται δραματικά, εξαιτίας των συνεχών εισροών πλαστικών δρασμάτων διαφόρου προέλευσης (Xu et al., 2020).

Ο μηχανικός κατακερματισμός των μεγάλων πλαστικών απορριμμάτων ή ο περαιτέρω κατακερματισμός των μικρότερων θραυσμάτων δύναται να επισυμβαίνει, είτε στην ξηρά, είτε εντός των υδάτινων αποδεκτών και συντελείται από την επίδραση εξωτερικών δυνάμεων, όπως η υπεριώδης ακτινοβολία, ο άνεμος, η τριβή, ο θαλάσσιος κυματισμός, η αλατότητα και η δράση ζωικών οργανισμών (UNEP Frontiers, 2016). Ειδικά η έκθεση των πλαστικών στην υπεριώδη ακτινοβολία προκαλεί οξείδωση των πολυμερικών αλυσίδων, σπάσιμο των δεσμών αυτών, ρηγματώσεις, αλλά και αλλοιώσεις στο χρωματισμό των πλαστικών θραυσμάτων που προκύπτουν (Barnes et al., 2009; Andrady, 2011).

Επομένως, η επί μακρόν έκθεση των πλαστικών στις εκάστοτε επικρατούσες περιβαλλοντικές συνθήκες κάτω από τις οποίες λαμβάνουν χώρα μηχανικές, χημικές και βιοχημικές διεργασίες επιφέρουν συνεχή διάσπαση αυτών και οδηγούν στο σχηματισμό ολοένα και μικρότερων τεμαχιδίων με κατάληξη τη δημιουργία μικροπλαστικών, αλλά και νανοπλαστικών (Cole et al., 2011). Ειδικά για τα νανοπλαστικά πρέπει να σημειωθεί ότι αν και η ανίχνευσή τους παρουσιάζει εγγενείς τεχνικές δυσκολίες εξακρίβωσης, πρόσφατες έρευνες έχουν αποκαλύψει την παρουσία νανοπλαστικών στο φυσικό περιβάλλον σε σημαντικές ποσότητες. Από τη στιγμή κατά την οποία τα πλαστικά υφίστανται συνεχή κατακερματισμό, εξαιτίας των περιβαλλοντικών συνθηκών, είναι πολύ πιθανό ότι τα μικροπλαστικά μπορούν να μετατρέπονται σε νανοπλαστικά. Άλλωστε, σε αρκετές μελέτες αναφέρεται ότι το μέγεθος πλαστικών σωματιδίων που εξετάστηκαν υφίσταντο συνεχή μείωση (Revel et al., 2018).



Εικόνα 12. Προέλευση μικροπλαστικών (πρωτογενών και δευτερογενών) από συνθετικές πολυμερείς ενώσεις που χρησιμοποιούνται σε πληθώρα προϊόντων (UNEP Frontiers, 2016).

Η μεγάλη ποικιλία των πηγών προέλευσης των μικροπλαστικών έχει ως συνέπεια τη μεγάλη ποικιλία και πολυπλοκότητα του είδους των μικροπλαστικών που προκύπτουν, τόσο ως προς το μέγεθος τους, το σχήμα τους, την πυκνότητα τους, όσο και ως προς τον τύπο του πολυμερούς που διαθέτουν (SAPEA, 2019).

Τα μικροπλαστικά δεν είναι ομοιογενή ως προς τη σύστασή τους, δεδομένου ότι υπάρχουν πολλοί διαφορετικοί τύποι εμπορικά διαθέσιμων συνθετικών πολυμερών. Κατά συνέπεια, αντίστοιχα μεγάλη είναι και η ποικιλία των μικροπλαστικών στο περιβάλλον. Η γνώση του τύπου του πολυμερούς παρέχει στους επιστήμονες μια πρόσθετη πληροφόρηση, διότι το είδος του πολυμερούς υλικού σχετίζεται με τις φυσικοχημικές ιδιότητες και τη γήρανση, αποικοδόμηση του αρχικού πλαστικού. Η αποικοδόμηση που συντελείται στο περιβάλλον, με τη σειρά της, αποτελεί σημαντικό παράγοντα που καθορίζει το σχηματισμό, τη διασπορά και τη συγκέντρωση των μικροπλαστικών στο υδάτινο περιβάλλον (Klein et al., 2018).

Αρχικά, τα μικροπλαστικά που προέκυπταν από την τριβή, την αποικοδόμηση και το φυσικό κατακερματισμό προέρχονταν, κατά κύριο λόγο, από πηγές ανθρωπογενούς προέλευσης στην ξηρά. Αργότερα, η βιομηχανικής κλίμακας παραγωγή μικρο- και νανοπλαστικών για ειδικά προϊόντα όξυνε περαιτέρω την περιβαλλοντική τους παρουσία και τους δυνητικούς κινδύνους. Οι πρώτες αναφορές, στο πλαίσιο των πλαστικών ως περιβαλλοντικών ρυπαντών, εμφανίστηκαν στις αρχές της δεκαετίας του 1960 και είχαν βασιστεί σε μελέτες νεκρών θαλάσσιων πτηνών (FAO, 2019).

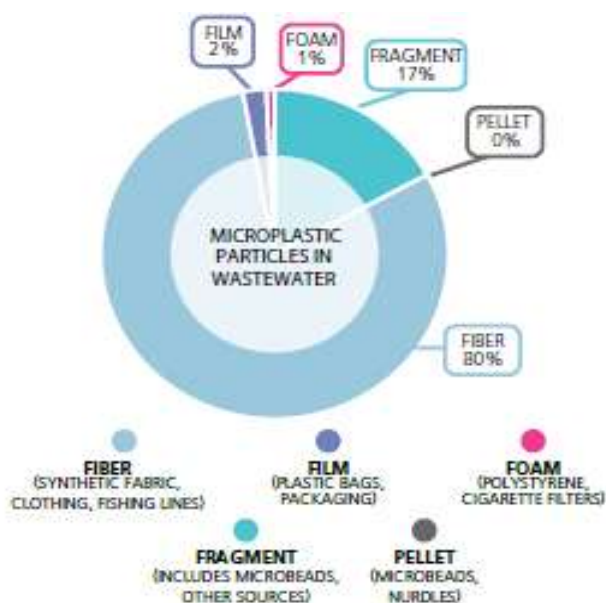
B.4. Πηγές Μικροπλαστικών

Τα μικροπλαστικά εισέρχονται στο περιβάλλον από μια μεγάλη ποικιλία πηγών ανθρωπογενούς δραστηριότητας. Αν και υπάρχουν εκατοντάδες χιλιάδες διαφορετικά πλαστικά υλικά που χρησιμοποιούνται παγκοσμίως σε διάφορα προϊόντα ωστόσο, έξι εξ αυτών είναι τα πιο πολυχρησιμοποιούμενα. Αυτά είναι: το πολυαιθυλένιο (PE) χαμηλής και υψηλής πυκνότητας, το πολυπροπυλένιο (PP), το πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC), το πολυστυρένιο (PS), η πολυουρεθάνη (PUR) και το τερεφθαλικό πολυαιθυλένιο (PET) (Ramakrishnan, 2019).

Ορισμένες χαρακτηριστικές, και όχι εξαντλητικές, πηγές εισόδου μικροπλαστικών στο περιβάλλον είναι οι εξής:

- ✚ Εργοστάσια Διαχείρισης Αποβλήτων ή Εγκαταστάσεις Επεξεργασίας Λυμάτων. Αυτά που είναι γνωστά και ως μονάδες διαχείρισης λυμάτων (Wastewater Treatment Plants: WWTPs) αποτελούν εγκαταστάσεις στις οποίες αφαιρούνται οι ρύποι από τα λύματα, κυρίως από τα οικιακά λύματα, με τη χρήση ποικίλων φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών. Συνήθως, οι μονάδες επεξεργασίας λυμάτων διαθέτουν ένα κύριο και ένα δευτερογενές στάδιο επεξεργασίας, ώστε να μπορούν να απομακρύνουν αποτελεσματικά όλους τους τύπους των ρύπων σε

ιδανικές συνθήκες. Στο πρωτοβάθμιο στάδιο λαμβάνουν χώρα φυσικές διαδικασίες, ενώ στο δευτεροβάθμιο στάδιο συντελούνται βιολογικές διεργασίες. Μικροπλαστικά έχουν ανιχνευθεί τόσο κατά το πρωτοβάθμιο, όσο και κατά το δευτεροβάθμιο στάδιο επεξεργασίας των λυμάτων σε αυτές τις μονάδες. Βάσει μελέτης, εκτιμάται ότι περίπου ένα σωματίδιο μικροπλαστικού ανά λίτρο λυμάτων απελευθερώνεται «ξεφεύγοντας» στο περιβάλλον από τις εγκαταστάσεις αυτές, των οποίων η αποδοτικότητα μπορεί να αγγίζει ακόμα και το 99,9%. Όταν οι υποδομές των μονάδων WWTPs λειτουργούν με τον ενδεδειγμένο τρόπο, η συνεισφορά τους στη διασπορά μικροπλαστικών στους ωκεανούς και τα επιφανειακά ύδατα αναλογικά δεν είναι μεγάλη. Ωστόσο, πρέπει να επισημανθεί ότι σε ορισμένες χώρες, η λάσπη που προκύπτει από τον καθαρισμό των λυμάτων χρησιμοποιείται για τη λίπανση του εδάφους. Με τον τρόπο αυτό, τα δεσμευμένα πλαστικά στη λάσπη εκτίθενται στις καιρικές συνθήκες του περιβάλλοντος, την ηλιακή ακτινοβολία και διάφορους βιολογικούς παράγοντες, οι οποίοι συντελούν στην πρόκληση (περαιτέρω) κατακερματισμού των δεσμευμένων πλαστικών στη λάσπη, γεγονός που με τη σειρά του οδηγεί στην απελευθέρωση μικροπλαστικών, φυσικά μη ορατών δια γυμνού οφθαλμού, στο περιβάλλον (UNEP, 2018).



Εικόνα 13. Ποσοστιαία αναλογία διαφόρων τύπων μικροπλαστικών σε υγρά λύματα (UNEP Frontiers, 2016).

- ✚ Ελαστικά αυτοκινήτων και φορτηγών. Μια σημαντική πηγή ρύπανσης του περιβάλλοντος από μικροπλαστικά αποτελεί η απελευθέρωση μικροπλαστικών θραυσμάτων κατά τη μηχανική τριβή των ελαστικών, των πάσης φύσης τροχοφόρων, στο οδόστρωμα. Τα απελευθερωμένα με αυτόν τον τρόπο θραύσματα ξεπλένονται από το βρόχινο νερό, το νερό από το λιώσιμο χιονιού και το νερό καθαρισμού των δρόμων και των πεζοδρομίων και τελικά απομακρύνονται διαμέσου των φυσικών ή/και δημοτικών αποχετευτικών συστημάτων (UNEP

Frontiers, 2016). Η σκόνη που εκπέμπεται από τα ελαστικά έχει χαρακτηριστεί ως η κυριότερη μεμονωμένη πηγή ρύπανσης του περιβάλλοντος από πολυμερή (Lassen et al., 2015). Η εκτιμώμενη κατά κεφαλήν εκπομπή κυμαίνεται από 0,23 έως 4,7 kg/έτος, με παγκόσμιο μέσο όρο 0,81 kg/έτος (UNEP, 2018). Μάλιστα, οι ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις αποδίδουν μικροπλαστικά ρυπαίνοντας, τόσο την ξηρά, όσο και τους υδάτινους αποδέκτες (UNEP Frontiers, 2016). Η σχετική συνεισφορά της φθοράς των ελαστικών στη συνολική παγκόσμια ποσότητα των πλαστικών που καταλήγουν στους ωκεανούς εκτιμάται ότι ανέρχεται στο 5-10% (UNEP, 2018).

 Βιομηχανία των καλλυντικών. Πολλές εταιρίες καλλυντικών και ειδών προσωπικής υγιεινής αντικατέστησαν τα φυσικά συστατικά απολέπισης με μικροπλαστικά, τα οποία, συνήθως, έχουν τη μορφή μικροκόκκων (microbeads) (UNEP, 2018). Η πρακτική αυτή έλαβε μεγάλες διαστάσεις στα τέλη της δεκαετίας του 1990 (UNEP Frontiers, 2016). Οι μικρόκοκκοι, οι οποίοι μπορεί να αποτελούνται από πολυαιθυλένιο, πολυπροπυλένιο, τερεφθαλικό πολυαιθυλένιο ή νάιλον, είναι συνήθως συστατικά προϊόντων προσωπικής φροντίδας, όπως καθαριστικά και απολεπιστικά προσώπου, οδοντόπαστες, σαπούνια χεριών και κρέμες ξυρίσματος, αλλά δεν περιορίζεται η παρουσία τους μόνο σε αυτού του είδους τα προϊόντα. (UNEP, 2018).

Επιστήμονες παρακολούθησης της ποιότητας των υδάτων εντόπισαν τέτοιου είδους μικροπλαστικά σε δημόσιες δεξαμενές νερού και στο φυσικό περιβάλλον από τα μέσα της δεκαετίας του 2000. Η ιχνηλάτιση αυτών των μικροπλαστικών οδήγησε στην αποκάλυψη ότι τα προϊόντα προσωπικής φροντίδας και υγιεινής ήταν που ευθύνονταν για τη ρύπανση των λιμνών, των ποταμών και των θαλασσών από τα microbeads (Thompson et al., 2004; GESAMP, 2015). Η αποκάλυψη του ζητήματος αυτού προκάλεσε, εύλογα, παγκόσμιο ενδιαφέρον και οδήγησε σε σημαντικές πρωτοβουλίες και δράσεις σχετικά με τρόπους διαχείρισης και αναχαίτισης αυτής της μικροπλαστικής ρύπανσης, της οποίας η πηγή είχε ξεκάθαρα προσδιοριστεί. Καμπάνιες ενημέρωσης και ευαισθητοποίησης υποστηρίχθηκαν από το κοινό και ορισμένοι από τους παραγωγούς των ενοχοποιημένων προϊόντων δεσμεύτηκαν για την αφαίρεση των μικροπλαστικών από αυτά (Browne et al., 2011).

Οι μικρόκοκκοι των προϊόντων προσωπικής φροντίδας φιλτράρονται ως επί το πλείστον στις μονάδες επεξεργασίας λυμάτων, αλλά, κατά μέσο όρο, 0 έως 7 μικρόκοκκοι ανά λίτρο λύματος «ξεφεύγουν» και απορρίπτονται στα υδάτινα οικοσυστήματα: τα γλυκά ύδατα, τις θάλασσες και τους ωκεανούς. Έτσι, λαμβάνοντας υπόψη ότι μια μονάδα επεξεργασίας λυμάτων φιλτράρει 160 τρισεκατομμύρια λίτρα νερού την ημέρα, υπολογίζεται ότι ο ημερήσιος αριθμός μικροκόκκων που απελευθερώνονται στο περιβάλλον είναι περίπου 8

τρισεκατομμύρια (UNEP, 2018). Είναι προφανές ότι τα πρωτογενή μικροπλαστικά που περιέχονται στα προϊόντα προσωπικής φροντίδας καταλήγουν στα υγρά απόβλητα και διαμέσου της ροής των υδάτων βρίσκουν τελικά διέξοδο στους ωκεανούς (Robertson, 2019), διότι εξαιτίας του μικρού τους μεγέθους, τα συστήματα επεξεργασίας λυμάτων δεν είναι δυνατόν να κατακρατήσουν το σύνολο των μικροσωματιδίων αυτών (GESAMP, 2015).

Παρόλο που πολλές εταιρίες καλλυντικών έχουν ήδη δεσμευτεί σε σταδιακή κατάργηση της χρήσης μικροκόκκων στα προϊόντα τους, έρευνα έχει δείξει ότι υπάρχουν τουλάχιστον 80 διαφορετικά απολεπιστικά προσώπου που ακόμη κυκλοφορούν στην αγορά και περιέχουν μικρόκοκκους ως βασικό συστατικό τους (UNEP, 2018). Βέβαια, πρέπει να αναφερθεί ότι γενικώς πρωτογενή μικροπλαστικά χρησιμοποιούνται ευρέως σε πολλά προϊόντα. Ωστόσο, κάποιες χώρες έχουν ήδη προχωρήσει σε ρυθμιστικό νομοθετικό πλαίσιο για αυτά. Για παράδειγμα, το 2015, οι Ηνωμένες Πολιτείες υιοθέτησαν νόμο που απαγορεύει τη βιομηχανική παραγωγή, συσκευασία και διακίνηση καθαριστικών καλλυντικών προϊόντων που περιέχουν μικρόκοκκους πλαστικών. Στην ίδια κατεύθυνση ακολούθησαν και άλλες χώρες, όπως το Ηνωμένο Βασίλειο και η Ολλανδία (Robertson, 2019).

✚ Απολεπιστικά / Λειαντικά άλλων χρήσεων, εκτός των καλλυντικών και ειδών προσωπικής υγιεινής. Ειδικά προϊόντα που περιέχουν πρωτογενή μικροπλαστικά έχουν σχεδιαστεί για διάφορες εφαρμογές λείανσης επιφανειών, όπως για την απομάκρυνση των τοξικών χρωμάτων, της σκουριάς και λοιπών επικαλυπτικών υλικών επιφανειών κτιρίων, αυτοκινήτων, πλοίων (αμμοβολή) και αεροσκαφών. Τα υλικά αυτά όταν ολοκληρώσουν τον κύκλο χρήσης τους ρυπαίνουν το περιβάλλον με μικροπλαστικά που είναι, συνήθως, και επιβαρυνμένα με πλήθος άλλων τοξικών παραγόντων. Οι τοξικοί αυτοί παράγοντες υπήρχαν στις επιφάνειες για τις οποίες χρησιμοποιήθηκαν τα λειαντικά προϊόντα και συνήθως πρόκειται για βαρέα μέταλλα όπως, κάδμιο, χρώμιο και μόλυβδος (UNEP Frontiers, 2016).

✚ Είδη ένδυσης / ρουχισμός. Έρευνες έχουν δείξει ότι πολλές συνθετικές ίνες των ρούχων, όπως πολυεστέρας, νάιλον και ακρυλικά μπορούν να απομακρυνθούν από τα ρούχα και να εισέλθουν στο περιβάλλον ρυπαίνοντας τον αέρα, το χώμα και τα ύδατα. Η διαδικασία πλυσίματος των ρούχων προκαλεί την απώλεια, κατά μέσο όρο, πάνω από 100 ίνες ανά λίτρο νερού που διαφεύγουν με τον τρόπο αυτό στους υδάτινους αποδέκτες (UNEP, 2018). Πειράματα έχουν δείξει ότι περισσότερες από 1.900 ίνες μικροπλαστικών απελευθερώνονται από ένα συνθετικό ύφασμα σε μια και μόνο πλύση στο πλυντήριο (Browne et al., 2011).

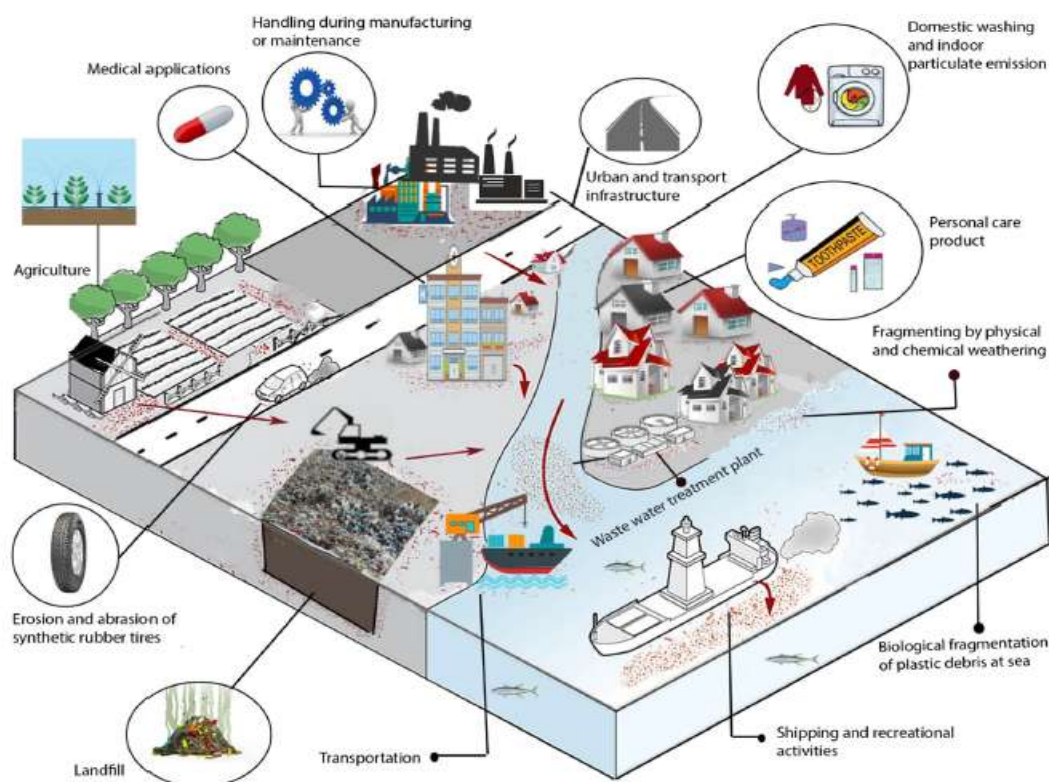
Είναι χαρακτηριστικό ότι το μικροσκοπικό μέγεθος αυτών μικροπλαστικών ρύπων και η μεγάλη τους πλευστότητα επιτρέπουν τη διέλευση τους, τόσο μέσα από τα χοντρά (> 6 mm), όσο και μέσα από τα πιο λεπτά (1,5 – 6 mm) φίλτρα

που, συνηθέστερα, χρησιμοποιούνται στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων. Εν συνεχεία, τα μικροπλαστικά αυτά καταλήγουν στη λάσπη ή τους φυσικούς υδάτινους αποδέκτες που υποδέχονται τα λύματα (UNEP Frontiers, 2016). Ερευνητές εκτιμούν ότι περίπου το 10% των συνθετικών ινών που θα βρεθούν στα υγρά λύματα θα κατορθώσουν να ξεφύγουν των συστημάτων δέσμευσης των εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων, ρυπαίνοντας τελικά το περιβάλλον (EU project Mermaids, 2015). Σύμφωνα με την Υπηρεσία Περιβάλλοντος της Νορβηγίας, τα μικροπλαστικά στα αστικά λύματα που προέρχονται από την πλύση συνθετικών υφασμάτων είναι υψηλότερης τάξης μεγέδους σε σχέση με αυτά που προέρχονται από τα καλλυντικά και τα προϊόντα προσωπικής φροντίδας (NEA, 2014).

-  Βιομηχανία. Η πρώτη ύλη για την κατασκευή πλαστικών υλικών και αντικειμένων έχει συνήθως τη μορφή μικροσφαιριδίων (pellets). Εργοστάσια που χρησιμοποιούν ως πρώτες ύλες μικροσφαιρίδια (pellets) και βρίσκονται σε βιομηχανικές περιοχές που συνορεύουν με υδάτινα οικοσυστήματα ενδέχεται να αποτελούν την αιτία διαρροής και επακόλουθης ρύπανσης των υδάτινων αποδεκτών με μικροσφαιρίδια. Γενικά, υπάρχει έλλειμμα στην έρευνα αναφορικά με τη συνεισφορά των μικροπλαστικών που διαρρέουν από διάφορες κατηγορίες βιομηχανιών και εργοστασίων στη μόλυνση του περιβάλλοντος (UNEP, 2018).
-  Συσκευασία και Ναυτιλία. Ορισμένα στατιστικά στοιχεία δείχνουν ότι το 1970, η εμπορική ναυτιλία ήταν η πηγή 23.000 τόνων πλαστικών απορριμμάτων που διασκορπίστηκαν στο θαλάσσιο περιβάλλον. Έτσι, το 1988, με τη διεθνή συμφωνία MARPOL 73/78 απαγορεύτηκε η απόρριψη αποβλήτων από τα πλοία στο θαλάσσιο περιβάλλον. Παρόλα αυτά, η ναυτιλία εξακολουθεί να αποτελεί κυρίαρχη πηγή πλαστικής ρύπανσης. Μάλιστα, βάσει στοιχείων, η συνεισφορά της στη ρύπανση ανήλθε σε περίπου 6,5 εκατομμύρια τόνους πλαστικού στις αρχές της δεκαετίας του 1990 (UNEP, 2018).
-  Πλαστικές φιάλες νερού. Οι πλαστικές φιάλες νερού, κατασκευασμένες, κυρίως, από PET, εισέρχονται στο περιβάλλον αποκλειστικά εξαιτίας της ανδρώπινης συμπεριφοράς στην καθημερινότητα ως προς τη δημιουργία απορριμμάτων και την έλλειψη σεβασμού στο περιβάλλον. Ένα μέρος της ποσότητας αυτών των φιαλών μπορεί να ανακυκλωθεί, όμως το κόστος αυτής της επεξεργασίας είναι συνήθως υψηλότερο από το κόστος παραγωγής τους. Είναι εντυπωσιακό ότι τα πλαστικά προϊόντα «μιας χρήσης» χρειάζονται μόλις 5 δευτερόλεπτα για να παραχθούν και 5 λεπτά για να χρησιμοποιηθούν, ενώ απαιτούν 500 χρόνια για να διασπαστούν (UNEP, 2018).
-  Αλιεία και Υδατοκαλλιέργεια. Στους τομείς της αλιείας και της υδατοκαλλιέργειας, το πλαστικό χρησιμοποιείται ως επί τω πλείστον στην κατασκευή εργαλείων, κλωβών, σημαντήρων, σωσιβίων, καθώς επίσης στην κατασκευή βαρκών και

εργαλείων συντήρησης. Τα κιβώτια και διάφορα υλικά συσκευασίας που χρησιμοποιούνται για τη μεταφορά και τη διανομή των ψαριών είναι, επίσης, κατασκευασμένα από πλαστικό. Επιπλέον, τα αλιευτικά εργαλεία που έχουν εγκαταλειφθεί, απολεσθεί ή απορριφθεί θεωρούνται μια από τις κύριες πηγές πλαστικών απορριμμάτων στο θαλάσσιο περιβάλλον, αποτελώντας ταυτόχρονα δυνητικές πηγές δημιουργίας μικροπλαστικών. Παρόλα αυτά, δεν υπάρχουν διαθέσιμα ποσοτικά στοιχεία που να αποδεικνύουν το βαθμό στον οποίο οι τομείς της αλιείας και της υδατοκαλλιέργειας συμβάλλουν στη ρύπανση του θαλάσσιου περιβάλλοντος από μικροπλαστικά (FAO, 2019).

Από τα παραπάνω αναδεικνύεται η εξαιρετικά μεγάλη σπουδαιότητα της ταυτοποίησης των πηγών προέλευσης των μικροπλαστικών. Είναι χαρακτηριστικό ότι κάθε πηγή διαθέτει το δικό της ρυπαντικό αποτύπωμα, δηλαδή, συνήθως συνδέεται με συγκεκριμένους τύπους μικροπλαστικών. Η ανίχνευση και ο εντοπισμός των διαφόρων πηγών, δεδομένου ότι δεν είναι όλες προφανείς, πραγματοποιήθηκε σταδιακά σε βάθος χρόνων, όπως για παράδειγμα η περίπτωση της διαφυγής ινών από συνθετικά υφάσματα κατά την πλύση των ρούχων στο πλυντήριο. Σήμερα, υπάρχει η τάση τα πλυντήρια που κατασκευάζονται να διαθέτουν μηχανισμό παγίδευσης των μικροινών που απελευθερώνονται από τα συνθετικά υφάσματα. Μόνο όταν οι πηγές προέλευσης των μικροπλαστικών εντοπιστούν μπορεί να υπάρξουν πρωτοβουλίες, δράσεις και ενδεχομένως ρυθμιστικό πλαίσιο αναχαίτισης της συσσώρευσης τους στο περιβάλλον, όπως έχει συμβεί στην περίπτωση των πλαστικών μικροκόκκων σε καλλυντικά (UNEP Frontiers, 2016; UNEP, 2018).



Εικόνα 14. Πηγές εισόδου μικροπλαστικών στο περιβάλλον (Karbalaei et al., 2018).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Γ΄

ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΑ & ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

Γ.1. Μικροπλαστικά στο Περιβάλλον

Είναι σαφές ότι ζούμε στην «πλαστική εποχή», καθώς περισσότεροι από 240 εκατομμύρια τόνοι πλαστικού χρησιμοποιούνται ετησίως, με την πλειονότητα των οποίων να καταλήγει ως άχρηστα απορρίμματα. Εξαιτίας της αναλογικά περιορισμένης ανάκτησης των αποβληθέντων αυτών υλικών από τη μια, αλλά και της μεγάλης ανθεκτικότητας τους από την άλλη, τα πλαστικά θραύσματα συσσωρεύονται στο περιβάλλον (Rillig, 2012).

Είναι εντυπωσιακό ότι η παρουσία και η συσσώρευση μικροπλαστικών αφορά όλα τα μέρη του φυσικού περιβάλλοντος: ύδατα (θαλάσσιο και γλυκό νερό), έδαφος και αέρας, ανεξάρτητα από το πόσο συστηματικά αυτά έχουν μελετηθεί έως σήμερα. Είναι γεγονός ότι η παρουσία, η συσσώρευση και οι επιπτώσεις των μικροπλαστικών έχουν μελετηθεί σε μεγαλύτερο βάθος χρόνου για τα θαλάσσια οικοσυστήματα και για αυτό υπάρχουν και περισσότερα στοιχεία για αυτά, ενώ τα τελευταία χρόνια η έρευνα στρέφεται και στα χερσαία οικοσυστήματα, αλλά και τον αέρα (Verster and Bouwman, 2018).

Η σταδιακή και συνεχώς αυξανόμενη παρουσία των μικροπλαστικών στα οικοσυστήματα δημιουργεί διαρκείς πιέσεις και προκλήσεις για την ευζωία του συνόλου των έμβιων όντων των οικοσυστημάτων. Δικαιολογημένα, επομένως, η επίμονη μικροπλαστική ρύπανση προκαλεί παγκόσμιο προβληματισμό και ανησυχία, αφού αποτελεί προφανή απειλή για τη βιοποικιλότητα του θαλάσσιου και του χερσαίου περιβάλλοντος (Derraik, 2002; Deudero and Alomar, 2015; de Souza Machado et al., 2018).

Τα μικροπλαστικά θέτουν μια νέα δυναμική στο εν γένει πρόβλημα των πλαστικών, βασικά, για δύο σημαντικούς λόγους: α) έχουν εξαιρετικά μικρό μέγεθος και μπορούν να προσλαμβάνονται από τους έμβιους οργανισμούς με συνέπεια να συσσωρεύονται στην τροφική αλυσίδα και β) έχουν τη δυνατότητα (προσ)ρόφησης ρυπαντών από το περιβάλλον στην επιφάνειά τους με συνέπεια να τους μεταφέρουν, ενώ παράλληλα μεταφέρουν και χημικές ουσίες (κυρίως πρόσδετα) που ενσωματώνονται κατά την παραγωγή των πλαστικών σε αυτά με σκοπό τη βελτίωση των ιδιοτήτων τους (Rillig, 2012).

Εξαιτίας της ευρείας διασποράς τους, κυριολεκτικά πανταχού παρόντα, αλλά και της χημικής τους σύνδεσης, τα μικροπλαστικά τυγχάνουν ολοένα και περισσότερο στο επίκεντρο του παγκόσμιου ενδιαφέροντος και προβληματισμού. Όμως, ενώ τα μικροπλαστικά αποτελούν αναγνωρισμένο ζήτημα, εδώ και χρόνια, για το θαλάσσιο περιβάλλον και τις ενδεχόμενες αρνητικές συνέπειες για τους θαλάσσιους οργανισμούς, πληροφορίες, έρευνες, μελέτες και στοιχεία για τα μικροπλαστικά στα χερσαία

οικοσυστήματα και τα γλυκά ύδατα είναι λιγότερα και αποσπασματικά (Nizzetto et al., 2016).

Γ.2. Παρουσία και Τύχη των Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

Τα μικροπλαστικά σωματίδια στους ωκεανούς, κατά το μεγαλύτερο μέρος, προέρχονται από τα μακροπλαστικά στα οποία έχουν επενεργήσει μηχανισμοί αποικοδόμησης. Τα μικροπλαστικά, εν συνεχεία, με τους ίδιους μηχανισμούς αποικοδόμησης καταλήγουν σε πλαστικά τεμαχίδια μεγέδους νανοκλίμακας: τα νανοπλαστικά. Παράλληλα, η εξακολούθηση των μηχανισμών αποικοδόμησης οδηγεί έως και τη μεταλλοποίηση, δηλαδή, την πλήρη αποικοδόμηση των αρχικών πλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον (Lassen et al., 2015). Είναι σαφές ότι η έννοια της αποικοδόμησης ενός μακροπλαστικού σχετίζεται με τη διάσπαση της αλυσίδας του πολυμερούς και κατά συνέπεια με τη μείωση του μοριακού βάρους για καθένα από τα τεμαχίδια που προκύπτουν, καθώς και την, ως ένα βαθμό, μεταλλοποίηση (GESAMP, 2015).

Στους ωκεανούς, ο σχηματισμός των μικροπλαστικών και η περαιτέρω αποικοδόμησή τους επηρεάζονται από πλήθος παραμέτρων που σχετίζονται, τόσο από περιβαλλοντικούς παράγοντες, όσο και από τις ιδιότητες του πολυμερούς. Όμως, υφίσταται έλλειμμα ερευνών και κατ'επέκταση στοιχείων, σχετικά με τη γήρανση και τον κατακερματισμό των μικροπλαστικών (ποσοτικά στοιχεία) και, κυρίως, κατά πόσο η αθροιστική δράση της φωτο-οξειδωσης, της μηχανικής τριβής και της παρουσίας χημικών προσθέτων των πλαστικών επηρεάζουν το σχηματισμό των μικροπλαστικών (GESAMP, 2015).

Επιπλέον, στην αποικοδόμηση των μικροπλαστικών περιλαμβάνεται και η βιοαποικοδόμηση, κατά την οποία, μικροοργανισμοί του περιβάλλοντος μεταβολίζουν τον άνθρακα των πολυμερών αλυσίδων των (μικρο)πλαστικών, οδηγώντας στο σχηματισμό CO₂ εμπλουτίζοντας τη βιομάζα του υδάτινου οικοσυστήματος (Andrady, 2011). Όμως, και γι' αυτόν το μηχανισμό αποικοδόμησης και απόδοσης νανοπλαστικών και βιομάζας δεν υπάρχουν στοιχεία από έρευνες, τόσο ως προς την έκταση που λαμβάνει χώρα, όσο και ως προς τα ποσοτικά στοιχεία των υλικών που παράγονται (GESAMP, 2015).

Ο ρυθμός γήρανσης και κατακερματισμού των πλαστικών εξαρτάται και ποικίλει από την ιδιαιτερότητα των συνθηκών του σημείου του περιβάλλοντος που αυτά βρίσκονται. Είναι χαρακτηριστικό ότι ο ρυθμός αποικοδόμησης των πλαστικών στο υδάτινο περιβάλλον είναι πιο αργός από ότι στην ξηρά ή τον αέρα, επειδή η συγκέντρωση του διαθέσιμου οξυγόνου, αλλά και η θερμοκρασία είναι χαμηλότερες (Andrady, 2011).

Από την άλλη μεριά, ο ρυθμός κατακερματισμού των πλαστικών στις παραλίες είναι σχετικά ταχύς, ενώ αντίθετα, ο ρυθμός αυτός είναι αρκετά βραδύτερος για τα πλαστικά που επιπλέουν στην επιφάνεια του νερού, στο μέσον της υδάτινης στήλης και τα θαλάσσια ιζήματα. Η αποικοδόμηση των πλαστικών στις παραλίες εξαρτάται από παράγοντες, όπως η υπεριώδης ακτινοβολία (UV), η θερμοκρασία και η μηχανική τριβή

που υφίσταται το πλαστικό τεμάχιο. Τα χημικά πρόσδετα (additives), όταν περιέχονται ως συστατικά, μπορούν να επιβραδύνουν την αποικοδόμηση των πλαστικών. Αυτό έχει σαν αποτέλεσμα, τα πλαστικά να παρατείνουν την παραμονή στο νερό και να ρυπαίνονται επιφανειακά (δημιουργία στρώματος επικαθήμενων υλικών και ρύπων από το περιβάλλον), γεγονός που οδηγεί σε ακόμη βραδύτερο ρυθμό αποικοδόμησης τους, εξαιτίας του σχηματισμού βιοφίλμ που λειτουργεί ως επιφανειακή στοιβάδα γύρω από αυτά προστατεύοντάς τα από την υπερώδη ακτινοβολία (Lassen et al., 2015).

Στα σκοτεινά και ψυχρά περιβάλλοντα των θαλάσσιων ιζημάτων, γενικά, δεν αναμένεται αποικοδόμηση των πλαστικών. Ωστόσο, δεν υπάρχουν διαθέσιμα στοιχεία για την τύχη των πλαστικών στα ιζήματα των υδάτινων οικοσυστημάτων όπου δεν υπάρχει φως (GESAMP, 2015).

Από μελέτες έχει, επίσης, προκύψει ότι, κατά κανόνα, τα επίπεδα συγκέντρωσης των μικροπλαστικών είναι υψηλότερα σε ύδατα που γειτνιάζουν με έντονα αστικοποιημένες περιοχές σε σχέση με αγροτικές, καθώς και ότι οι πιο συχνά απαντώμενοι τύποι πολυμερών των μικροπλαστικών που ανιχνεύονται είναι α) πολυπροπυλένιο (PP), β) πολυαιθυλένιο (PE), γ) πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC), δ) πολυστυρένιο (PS) και ε) πολυτετραφθοροαιθυλένιο (PTFE) (Xu et al., 2020).

Επομένως, βάσει των ανωτέρω, καθίσταται σαφές ότι απαιτείται περισσότερη έρευνα, γνώση και στοιχεία για την τύχη και τη διασπορά των μικροπλαστικών, όταν αυτά βρεθούν στο περιβάλλον, όπως ο βαθμός και ο ρυθμός αποικοδόμησής τους, ο αριθμός μικρότερων σωματιδίων που θα προκύψουν, τα μεγέθη αυτών, η πλήρης διάσπασή τους, το πότε και το αν αυτή θα συμβεί. Αν και έχουν γίνει εκτεταμένες έρευνες για την παρουσία και την κατανομή των μικροπλαστικών (Xu et al., 2020), τέτοιου είδους στοιχεία είναι κρίσιμα για την περαιτέρω εκτίμηση της βιοσυσσώρευσης τους, της έκθεσης και των επιπτώσεων τους στους έμβιους οργανισμούς (Lassen et al., 2015; Xu et al., 2020).

Γ.2.1. Χαρτογράφηση της Μικροπλαστικής Ρύπανσης

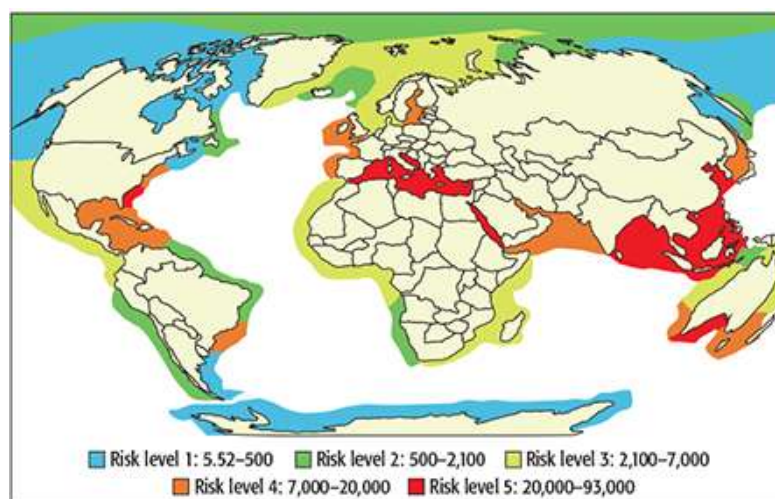
Όχι μόνο η τύχη, αλλά και η μεταφορά των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον καθορίζεται από πολυποίκιλους παράγοντες που αλληλεπιδρούν μεταξύ τους. Οι παράγοντες αυτοί σχετίζονται, τόσο με το περιβάλλον, όσο και με τη φύση του μικροπλαστικού (Lassen et al., 2015). Για παράδειγμα, η μεταφορά των μικροπλαστικών στους ωκεανούς επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από τα θαλάσσια ρεύματα, το θαλάσσιο βάθος, τη θερμοκρασία, την ταχύτητα των ανέμων, την πλευστότητα του μικροπλαστικού, την ταχύτητα καταβύθισης, αλλά και το σχηματισμό βιοφίλμ στην επιφάνειά του που αυξάνοντας την πυκνότητά του μικροπλαστικού επηρεάζει το ρυθμό καταβύθισής του (Lassen et al., 2015).

Ειδικά για την μεταφορά των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον πρέπει να αναφερθεί και η συμβολή των έμβιων οργανισμών και των ιζημάτων. Οι έμβιοι οργανισμοί

μπορούν να προσλαμβάνουν και να κατακρατούν μικροπλαστικά μεταφέροντάς τα, ενδεχομένως, σε μεγάλες αποστάσεις. Είναι δε αξιοσημείωτο ότι τα θαλάσσια πτηνά και οι φώκιες μπορούν να μεταφέρουν μικροπλαστικά από το θαλάσσιο στο χερσαίο περιβάλλον (Lassen et al., 2015).

Από την άλλη μεριά, μικροπλαστικά μπορεί να παγιδεύονται στα ιζήματα για μεγάλες χρονικές περιόδους. Βέβαια, η δράση των κυμάτων και η διάβρωση των ακτών μπορούν να απελευθερώνουν μικροπλαστικά από τα ιζήματα, τουλάχιστον στα πολύ ρηχά ύδατα. Επιπλέον, τα μικροπλαστικά μπορούν να επαναιωρούνται πιο εύκολα από τα ιζήματα του πυθμένα από ότι τα μεγαλύτερα σε μέγεθος πλαστικά τεμαχίδια. Ο λόγος είναι ότι αυτά είναι μικρότερου μεγέθους και πυκνότητας, οπότε πιο εύκολα αναταράσσονται από τη δράση των κυμάτων, τα θαλάσσια ρεύματα, καθώς και από το στροβιλισμό και την ανατάραξη του ιζήματος του πυθμένα που προκαλούν οι έμβιοι οργανισμοί (bioturbation) (GESAMP, 2015).

Οι προκλήσεις και οι περιορισμοί στην εκτίμηση της κατανομής των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον με βάση την παρατήρηση είναι ιδιαίτεροι και πολλαπλοί. Για το λόγο αυτό έχουν αναπτυχθεί διάφορες τεχνικές για να αποτιμήσουν τη διασπορά των μικροπλαστικών: «πού βρίσκονται» και «πόσα είναι». Οι τεχνικές αυτές περιλαμβάνουν, τόσο θεωρητική, όσο και αριθμητική μοντελοποίηση. Και οι δύο προσεγγίσεις εξάγουν την εκτίμηση τους βάσει γνωστών παραγόντων με τους οποίους τροφοδοτούνται, όπως πηγές μικροπλαστικών, υδάτινοι αποδέκτες, δυνάμεις που επενεργούν. Έτσι, μέσω της τροφοδότησης ενός μοντέλου με γνωστά στοιχεία, καθίσταται εφικτός ο προσδιορισμός ενός άγνωστου στοιχείου /παράγοντα (GESAMP, 2015; Ramakrishnan et al., 2019).



Εικόνα 15. Εκτίμηση της σχετικής κατανομής των μικροπλαστικών στους ωκεανούς (αριθμός σωματιδίων ανά km²) (Ramakrishnan et al., 2019).

Γ.3. Επιδράσεις των Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

Παρά το γεγονός ότι τα μικροπλαστικά έχουν τεράστια εξάπλωση και κυριολεκτικά βρίσκονται παντού, πληροφορίες σχετικά με τις βιολογικές επιδράσεις αυτών των

επιμολυντών στους οργανισμούς του θαλάσσιου περιβάλλοντος έχουν έρθει στο φως τα τελευταία χρόνια. Το ενδεχόμενο, τα μικροπλαστικά να αποτελούν απειλή για τους βιότοπους, εξαιτίας του πολύ μικρού μεγέθους τους που τα καθιστά διαθέσιμα σε ένα ευρύ φάσμα θαλάσσιων οργανισμών, αυξάνει την επιστημονική ανησυχία (Barnes et al., 2009).

Τα μικροπλαστικά, εξαιτίας του μικρού τους μεγέθους, αλλά και της εκτεταμένης διασποράς τους στο θαλάσσιο περιβάλλον, επηρεάζουν, τόσο τα πελαγικά, όσο και τα βενδικά οικοσυστήματα (Thompson et al., 2009). Βρίσκονται, κυρίως, με τη μορφή σφαιριδίων (pellets), θραυσμάτων ή ινών (fibers) των οποίων η σύνδεση προκύπτει από μια μεγάλη ποικιλία διαφόρων τύπων πολυμερών (Smith et al., 2018).

Κάποια από τα πολυμερή αυτά, επειδή είναι πυκνότερα από το θαλασσινό νερό, αναμένεται να βυθιστούν και να κατακαδίσουν στον πυθμένα της θάλασσας. Σε αυτή την κατηγορία περιλαμβάνονται τα μικροπλαστικά που αποτελούνται, μεταξύ άλλων, από πολυαμίδιο, πολυεστέρα, πολυμερισμένο βινυλοχλωρίδιο και ακρυλικό (Smith et al., 2018). Είναι χαρακτηριστικό ότι οργανισμοί που κατοικούν στα ιζήματα του πυθμένα θαλάσσιων οικοσυστημάτων, όπως για παράδειγμα η *Arenicola marina*, προκαλούν ανακίνηση των ανώτερων στρωμάτων των ιζημάτων αναμοχλεύοντάς τα. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα, τα μικροπλαστικά που λόγω βαρύτητας έχουν καθιζάνει στον πυθμένα να καθίσταται και πάλι διαθέσιμα στους θαλάσσιους οργανισμούς (Wright et al., 2013). Όμως, άλλα μικροπλαστικά προέρχονται από πολυμερή που είναι ελαφρότερα από το θαλασσινό νερό και γι' αυτό επιπλέουν στην επιφάνεια της θάλασσας, όπως για παράδειγμα, το πολυαιθυλένιο, το πολυπροπυλένιο και το πολυστυρένιο (Smith et al., 2018).

Τα πλαστικά θραύσματα και τα μικροπλαστικά ταξιδεύουν σε ασύλληπτα μεγάλες αποστάσεις. Είναι σημαντικό να επισημανθεί και μια άλλη πτυχή της σημασίας που έχει η μετακίνηση τους στο θαλάσσιο περιβάλλον. Η παραμονή των μικροπλαστικών που επιπλέουν στη θάλασσα για μεγάλα χρονικά διαστήματα οδηγεί στη δημιουργία πρόσφορης επιφάνειας για τον αποικισμό της από ποικίλους οργανισμούς, όπως βακτήρια, άλγη και διάφορους πλαγκτονικούς οργανισμούς (Derraik, 2002). Με τον τρόπο αυτό, είναι δυνατή η μεταφορά μη ενδημικών ειδών από ένα οικοσύστημα σε ένα άλλο. Όμως, η εισαγωγή ξενοβιοτικών ειδών, δηλαδή ειδών που δεν υπήρχαν προηγουμένως εκεί, έχει σημαντικές επιπτώσεις για ένα θαλάσσιο οικοσύστημα. Η προκληθείσα με αυτόν τον τρόπο μίξη των ειδών αποτελεί ενδεχόμενη απειλή για την αυτόχθονη θαλάσσια βιοποικιλότητα (Derraik, 2002). Ως παράδειγμα μπορεί να αναφερθεί το υδρόβιο ασπόνδυλο *Membranipora tuberculata*, το οποίο πιστεύεται ότι διασχίζοντας τη θάλασσα της Τασμανίας, μεταφέρθηκε από την Αυστραλία στη Νέα Ζηλανδία έχοντας βρει κατάλληλο έδαφος αποικισμού στην επιφάνεια πλαστικών μικροσφαιριδίων (pellets) (Gregory, 1978).

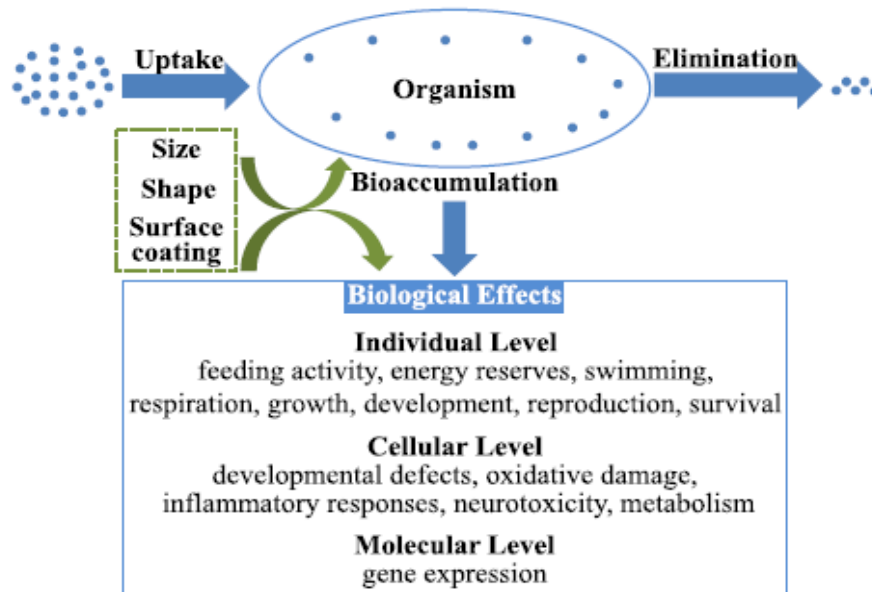
Γ.3.1. Επίδραση στους Θαλάσσιους Οργανισμούς

Τα μικροπλαστικά, εξαιτίας του πολύ μικρού μεγέθους τους από τη μια και της μεγάλης ειδικής επιφάνειάς τους από την άλλη, καθίστανται βιοδιαθέσιμα σε μια μεγάλη ποικιλία υδρόβιων οργανισμών και μάλιστα όχι μόνο θαλάσσιων, αλλά και οργανισμών των γλυκών υδάτων. Με τον τρόπο αυτό επιφέρουν δυσμενείς επιδράσεις στους οργανισμούς αυτούς και μπορούν να διασπαρούν σε όλο το εύρος της τροφικής αλυσίδας (Xu et al., 2020).

Τα μικροπλαστικά μπορούν να επηρεάσουν το φυτοπλαγκτόν των ωκεανών. Επί παραδείγματι, τα επιπλέοντα μικροπλαστικά μπορούν να εμποδίσουν την απορρόφηση του ηλιακού φωτός από το φυτοπλαγκτόν στο θαλάσσιο περιβάλλον, γεγονός που με τη σειρά του επηρεάζει τη διαθεσιμότητα τροφής και οξυγόνου για τη θαλάσσια ζωή (GESAMP, 2015). Επιπλέον, τα μικροπλαστικά μπορούν να συσσωματωθούν με μικροφύκη με αποτέλεσμα να δοκιμάζονται σοβαρά οι οργανισμοί που τρέφονται με φύκη (Cózar et al., 2014). Τα μικροπλαστικά μπορούν, επίσης, να αλληλεπιδρούν με μικροφύκη των γλυκών υδάτων με τα οποία σχηματίζουν σύμπλοκα. Στην περίπτωση αυτή, μάλιστα, αποτελεί έκπληξη ότι τα γονίδια των μικροφυκών που σχετίζονται με τα μεταβολικά μονοπάτια της σύνθεσης σακχάρων υπερεκφράζονται (Lagarde et al., 2016).

Η τρέχουσα έρευνα για τη βιοσυσσώρευση και τις δυσμενείς επιπτώσεις των μικροπλαστικών εστιάζει, κυρίως, στους ζώντες οργανισμούς του θαλάσσιου περιβάλλοντος. Ενώ, η αντίστοιχη γνώση για τους οργανισμούς των γλυκών υδάτων είναι περιορισμένη. Πολλές είναι οι μελέτες, βάσει των οποίων, προκύπτει ότι τόσο η συσσώρευση, όσο και οι βλαβερές επιδράσεις των μικροπλαστικών στους υδρόβιους οργανισμούς, εξαρτώνται από: α) τις φυσικοχημικές ιδιότητες των πολυμερών σωματιδίων, όπως, μέγεθος, σχήμα, σύσταση επιφανείας και β) το στάδιο ανάπτυξης του οργανισμού που δέχεται την επίδραση των μικροπλαστικών. Όμως, σε κάθε περίπτωση, οι υποκείμενοι μηχανισμοί που επενεργούν δεν είναι απόλυτα ξεκάθαροι και σαφείς (Xu et al., 2020).

Αναφορικά με τις τεχνικές που χρησιμοποιούνται συχνότερα για την εκτίμηση της παρουσίας των μικροπλαστικών στους διάφορους ιστούς και τα όργανα των υδρόβιων οργανισμών, αυτές είναι: η οπτική μικροσκοπία, η ηλεκτρονική μικροσκοπία σάρωσης, η μικροσκοπία Raman, η φθορίζουσα μικροσκοπία, η φασματοσκοπία φθορισμού και η φασματοσκοπία υπέρυθρου μετασχηματισμού Fourier (Ribeiro et al., 2019). Ωστόσο, καμία τεχνική δεν παρέχει έναν ταχύ, ακριβή και ποσοτικό προσδιορισμό της κινητικής της βιοσυσσώρευσης των μικροπλαστικών. Οι πληροφορίες για τους μηχανισμούς, βάσει των οποίων, τα μικροπλαστικά βιοσυσσωρεύονται, μετακινούνται σε όργανα, των κυτταρικών οδών μεταφοράς τους, αλλά και της κινητικής της απομάκρυνσής τους από τον οργανισμό, είναι πολύ περιορισμένες (Xu et al., 2020).



Εικόνα 16. Η βιοσυσσώρευση και οι βιολογικές επιδράσεις των μικροπλαστικών στους υδρόβιους οργανισμούς επηρεάζονται από τις φυσικοχημικές ιδιότητες των μικροπλαστικών (Xu et al., 2020).

Γ.3.1.α. Πρόσληψη Μικροπλαστικών

Μεταξύ των υδρόβιων οργανισμών που είναι τεκμηριωμένο ότι προσλαμβάνουν (ingestion) μικροπλαστικά περιλαμβάνονται αμφίποδα, κωπήποδα, δεκάποδα, σκουλήκια, οστρακοειδή, μύδια, καρκινοειδή, θαλάσσια πτηνά, ψάρια και χελώνες (Xu et al., 2020). Τη δεκαετία του 1960 εντοπίστηκαν για πρώτη φορά πλαστικά θραύσματα στο έντερο θαλάσσιων πτηνών (Thompson et al., 2009), όταν η παγκόσμια παραγωγή πλαστικού ήταν κατά πολύ μικρότερη από ότι είναι σήμερα.

Τα μικροπλαστικά, επειδή μπορούν να προσλαμβάνονται από ένα ευρύ φάσμα οργανισμών του θαλάσσιου οικοσυστήματος (Lu et al., 2019), όπως από ασπόνδυλα (ζωοπλαγκτόν) και βενδικά σπονδυλωτά, επιφέρουν ποικίλες τοξικές επιπτώσεις στην ανάπτυξη, την αναπαραγωγή και την επιβίωση, κάτι που έχει αποδειχτεί, παράλληλα με τη διαπίστωση του οξειδωτικού stress και της νευροτοξικότητας (Xu et al., 2020).

Η πρόσληψη μπορεί να συντελείται δια της κατάποσής ή/και δια της προσρόφησης. Οι επιπτώσεις στο ζωοπλαγκτόν οφείλονται, κυρίως, σε εμφράξεις του πεπτικού σωλήνα, και στη μείωση της όρεξης για πρόσληψη τροφής, τα οποία με τη σειρά τους προκαλούν υποσιτισμό, αργή ανάπτυξη, ακόμα και θάνατο (Karosi et al., 2014). Πιο συγκεκριμένα, όταν μικροπλαστικά εντοπιστούν στον πεπτικό σωλήνα, εκτός του ότι προκαλούν μηχανική παρεμπόδιση που δυσχεραίνει την ομαλή διαδικασία πέψης της τροφής, συχνά προκαλούν και ψευδοκορεσμό με συνέπεια τη μείωση πρόσληψης τροφής και άρα υποσιτισμό (Derraik, 2002; Thompson, 2006). Οι οργανισμοί που βρίσκονται στα χαμηλότερα επίπεδα της τροφικής αλυσίδας είναι ιδιαίτερα επιρρεπείς στην πρόσληψη

μικροπλαστικών, καθώς πολλοί από αυτούς τρέφονται με τέτοιο τρόπο, ώστε έχουν περιορισμένη ικανότητα αντίληψης της διαφοροποίησης μεταξύ των πλαστικών μικροσωματιδίων και της πραγματικής τροφής τους (Moore, 2008).

Επειδή, λοιπόν, η υψηλή πρόσληψη μικροπλαστικών μπορεί να μειώσει τη φυσιολογική πρόσληψη της κανονικής θρεπτικής τροφής και να οδηγήσει σε μείωση της παραγόμενης ενέργειας, αλλά και της γονιμότητας των θαλάσσιων ζωικών οργανισμών, αυτό επηρεάζει παράλληλα και τα είδη αλιευμάτων εμπορικού ενδιαφέροντος. Γεγονός που με τη σειρά του μεταφράζεται σε μείωση της απόδοσης παραγωγής και κατ'επέκταση σε οικονομικές απώλειες (Rainieri and Barranco, 2019).

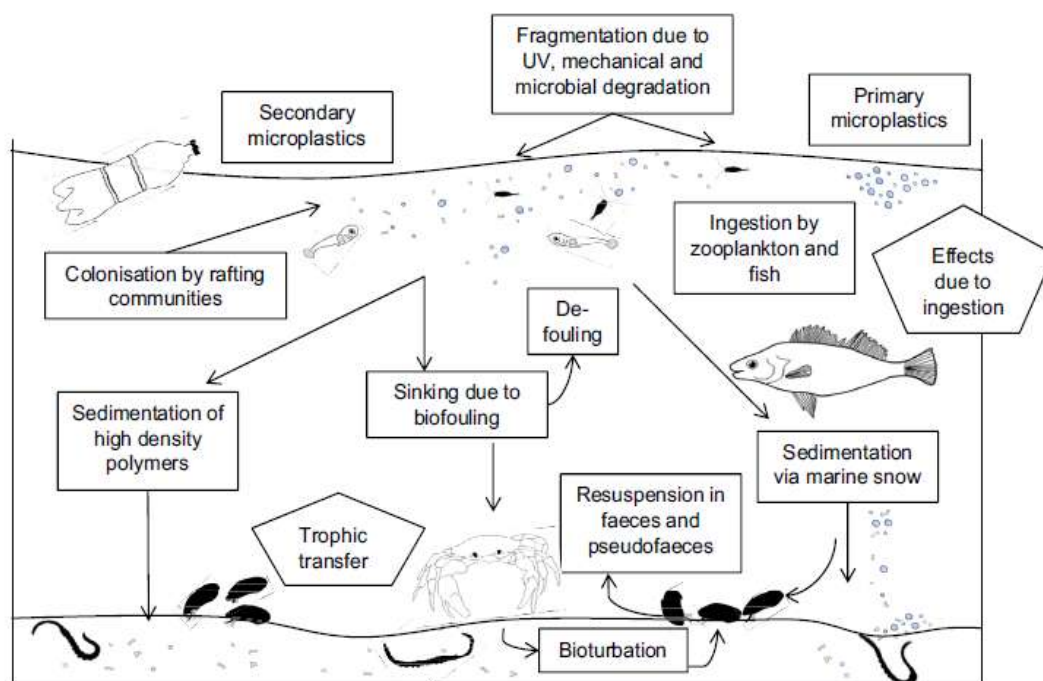
Πρέπει να αναφερθεί ότι ορισμένοι οργανισμοί, όπως τα θαλάσσια καβούρια (*Carcinus maenas*) δεν προσλαμβάνουν μικροπλαστικά μόνο δια της πεπτικής οδού, αλλά επιπλέον και δια των βραγχίων τους. Αυτό συμβαίνει, διότι αυτοί οι οργανισμοί διαθέτουν μηχανισμούς εξαερισμού τέτοιους που επιτρέπουν την προσκόλληση μικροπλαστικών στα βράγχιά τους (Watts et al., 2014).

Οι επιδράσεις των μικροπλαστικών στους θενδικούς οργανισμούς, όπως τα μύδια και τα στρείδια οφείλονται στην αφθονία με την οποία τα μικροπλαστικά μπορεί να απαντώνται στα ιζήματα μεγάλου θαλάσσιου βάθους (Van Cauwenberghe et al., 2013). Άλλωστε, οργανισμοί, όπως μύδια και λοιπά δίθυρα μαλάκια, αχινοί, ολοδούριοι, σκώληκες και άλλα ασπόνδυλα τρέφονται, αλλά και προσλαμβάνουν οξυγόνο με διήθηση του νερού φιλτράροντάς το συνεχώς. Η διαρκής διήθηση του νερού οδηγεί στην πρόσληψη και την κατακράτηση μικροπλαστικών (Eriksen, et al., 2014). Ερευνα έχει δείξει ότι τα μύδια μεταφέρουν τα μικροπλαστικά στο πεπτικό τους σύστημα μέσω ενδοκύττωσης, η οποία, τελικά, οδηγεί σε φλεγμονή και ελάττωση της σταθερότητας της λυσοσωμικής μεμβράνης (von Moos et al., 2012). Σε άλλη μελέτη αναφέρεται ότι τα μικροπλαστικά μπορούν να αυξήσουν τη θνησιμότητα των στρειδιών, να επιβραδύνουν την ανάπτυξή τους, να επηρεάσουν την απορρόφηση ενέργειας, να παρεμποδίσουν την αναπαραγωγική ικανότητα, αλλά και την ανάπτυξη των απογόνων (Sussarellu et al., 2016).

Οι επιπτώσεις των μικροπλαστικών στα ψάρια προκαλούνται, κυρίως, από την εντερική απόφραξη, την είσοδο των μικροπλαστικών στο κυκλοφορικό σύστημα, τη συσσώρευση τους σε ιστούς στους οποίους επηρεάζουν, τόσο την ενζυμική δραστηριότητα, όσο και το μεταβολισμό (Oliveira et al., 2013; Lu et al., 2016; Qiao et al., 2019). Συνεπώς, η κατάποση μικροπλαστικών ενδέχεται να οδηγήσει σε απορρόφηση αυτών δια του πεπτικού συστήματος και μεταφορά τους σε άλλους ιστούς (translocation). Αυτό έχει αποδειχτεί πειραματικά σε μύδια (*Mytilus edulis*) με τη χρήση ιστολογικών τεχνικών και μικροσκοπίας φθορισμού (Browne et al., 2008). Επιπλέον, η Köhler το 2010 περιέγραψε μια έντονη ανοσοαπόκριση και σχηματισμό κοκκιώματος στους πεπτικούς αδένες μπλε μυδιών, όταν αυτά εκτέθηκαν σε μικροπλαστικά (Köhler et al., 2010).

Ως επί τω πλείστον, οργανισμοί που βρίσκονται στα κατώτερα επίπεδα της τροφικής αλυσίδας, όπως ασπόνδυλα, εχινόδερμα είναι ιδιαίτερα ευάλωτοι στην κατάποση μικροπλαστικών, επειδή έχουν περιορισμένη δυνατότητα διάκρισης μεταξύ της διαθέσιμης πραγματικής τροφής και των μικροπλαστικών, εξαιτίας του τρόπου που προσλαμβάνουν την τροφή τους (Moore, 2008).

Βέβαια, πρέπει να επισημανθεί ότι εκτός από την περίπτωση της ακούσιας πρόσληψης μικροπλαστικών από θαλάσσιους οργανισμούς, όταν αυτοί μπερδεύουν την τροφή τους με τα μικροπλαστικά, υπάρχει και άλλος τρόπος πρόσληψης μικροπλαστικών: μέσω της τροφικής αλυσίδας (food chain) ή αλλιώς του τροφικού πλέγματος (food web). Σε αυτή την περίπτωση, οργανισμοί ανήκοντες σε χαμηλά επίπεδα της τροφικής πυραμίδας που έχουν ήδη προσλάβει μικροπλαστικά, επειδή αποτελούν τροφή για τους θηρευτές τους, τους μολύνουν (Cole et al., 2011).



Εικόνα 17. Δυναμικά μονοπάτια μεταφοράς μικροπλαστικών και βιολογικές αλληλεπιδράσεις στο θαλάσσιο οικοσύστημα (Wright et al., 2013).

Γ.3.1.6. Μικροπλαστικά ως Οχήματα Μεταφοράς Επιμολυντών: Χημικών και Βιολογικών

Εκτός από τις πιθανές δυσμενείς επιδράσεις από την πρόσληψη (κατάποση και προσρόφηση) αυτών καθαυτών των μικροπλαστικών, τοξικές επιπτώσεις ενδέχεται, επίσης, να προκύψουν και από:

- α) την έκπλυση εγγενών χημικών ουσιών των μικροπλαστικών (Cole et al., 2011),
- β) την προσκόλληση ή (προσ)ρόφηση εξωγενών χημικών ουσιών (περιβαλλοντικών επιμολυντών) στα μικροπλαστικά (Cole et al., 2011) και

γ) την προσκόλληση μικροοργανισμών στην επιφάνειά των μικροπλαστικών (FAO, 2019).

Τα μικροπλαστικά μπορούν να αποτελέσουν μέσα έκδεσης των οργανισμών σε περιβαλλοντικά χημικά (Weis et al., 2015). Συγκεκριμένα, τα μικροπλαστικά στο θαλάσσιο περιβάλλον λειτουργούν ως οχήματα μεταφοράς χημικών ουσιών, οι οποίες δεωρούνται επιμολυντές υπό την έννοια της οικοτοξικολογικής διακινδύνευσης που εγκυμονούν (Teuten et al., 2009). Εξαιτίας, της μεγάλης επιφάνειας που διαθέτουν σε σχέση με τον όγκο τους, αλλά και της υδροφοβικότητάς τους, τα μικροπλαστικά μπορούν να απορροφούν περιβαλλοντικούς επιμολυντές (ρυπαντές) (Weis et al., 2015). Οι χημικές αυτές ενώσεις έχουν δύο βασικές κατηγορίες προέλευσης (Teuten et al., 2009). Στην πρώτη κατηγορία περιλαμβάνονται τα πρόσδετα, τα μονομερή και υποπροϊόντα που περιέχονται από κατασκευής στα πλαστικά κομμάτια, και άρα στα θραύσματα και τα μικροπλαστικά που βρίσκονται στο θαλάσσιο περιβάλλον. Το μέγεθος, οι συνθήκες, ο χρόνος παραμονής των μικροπλαστικών στο νερό, καθώς και η υδροφοβικότητα των χημικών αυτών ενώσεων αποτελούν τους παράγοντες που καθορίζουν το κατά πόσο οι ενώσεις αυτές μπορούν να ανακτηθούν από τα μικροπλαστικά στα θαλάσσια περιβάλλοντα (GESAMP, 2015).

Στη δεύτερη κατηγορία επιμολυντών περιλαμβάνονται υδρόφοβες ενώσεις και μέταλλα που βρίσκονται ήδη στο θαλάσσιο περιβάλλον και (προσ)ροφώνται στα μικροπλαστικά. Στις ενώσεις αυτές περιλαμβάνονται οι περισσότεροι επίμονοι ή αλλιώς έμμοιοι οργανικοί ρυπαντές (Persistent Organic Pollutants - POPs), (στους οποίους ανήκουν πολλά εντομοκτόνα και παρασικτόνα), καθώς και έμμοιες βιοσυσσωρεύσιμες τοξικές ουσίες (Persistent Bioaccumulative and Toxic Substances - PBTs), μεταξύ των οποίων πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες, πολυχλωριωμένα διφαινύλια, οργανοχλωριωμένα παρασιτοκτόνα (Koelmans et al., 2015) και λοιποί πετρελαϊκοί υδρογονάνθρακες. Βαρέα μέταλλα με παρουσία στο υδάτινο περιβάλλον, όπως κάδμιο, χρώμιο και μόλυβδος έχουν, επίσης, ανιχνευτεί στα μικροπλαστικά (Rochman et al., 2014). Η διαδικασία της (προσ)ρόφησης λαμβάνει χώρα μέχρι ενός σημείου εξισορρόπησης που, μεταξύ άλλων, σχετίζεται με την κινητική του φαινομένου και με τις σχετικές συγκεντρώσεις του επιμολυντή στα δύο μέσα (νερό – μικροπλαστικό). Βεβαίως, το μέγεθος του μικροπλαστικού, ο τύπος του πολυμερούς του, καθώς και η υδροφοβικότητα του επιμολυντή παίζουν σημαντικό ρόλο (GESAMP, 2015).

Γενικά, οι χημικές ενώσεις που σχετίζονται με τα μικροπλαστικά, είτε ανήκουν στην πρώτη, είτε στη δεύτερη κατηγορία, επιδρούν στο θαλάσσιο οικοσύστημα. Εξάλλου, είναι δεδομένο ότι η παγκόσμια διασπορά των χημικών ουσιών στο θαλάσσιο περιβάλλον μπορεί να επιφέρει δυσμενείς επιπτώσεις στην ανθρωπίνη υγεία και το περιβάλλον γενικότερα. Όμως, τα μικροπλαστικά δεν αντιπροσωπεύουν τη μοναδική οδό έκδεσης των έμβιων οργανισμών σε επιβλαβείς χημικές ενώσεις (Smith et al., 2018). Σε ορισμένες περιπτώσεις περιβαλλοντικών ρυπαντών μάλιστα, όπως οι πολυκυκλικοί αρωματικοί

υδρογονάνθρακες (PCBs), τα μικροπλαστικά έχουν σχετικά μικρή συμβολή στη συνολική διακινδύνευση των έμβιων οργανισμών και του ανθρώπου, καθώς υπάρχουν πολλές άλλες πηγές έκθεσής τους. Όμως, για άλλες χημικές ενώσεις, όπως η δισφαινόλη Α (BPA) και οι πολυβρωμιωμένοι διφαινυλαιθέρες (PBDEs) (επιβραδυντικά φλόγας), τα μικροπλαστικά αποτελούν σημαντικές πηγές έκθεσης, επειδή οι ενώσεις αυτές προέρχονται, σχεδόν αποκλειστικά από την αποικοδόμηση των πλαστικών, στον οποίοι την παραγωγή, κατά βάση, χρησιμοποιούνται (Smith et al., 2018).

- Έκπλυση, Διαρροή, Απομάκρυνση, Μετανάστευση Εγγενών Επιβλαβών Χημικών Ουσιών από τα Μικροπλαστικά

Τα πλαστικά αποτελούνται από μονομερή, τα οποία ενώνονται μεταξύ τους για να σχηματίσουν τη δομή του πολυμερούς, καθώς και από χημικά πρόσδετα (additives). Κατά τη διαδικασία παραγωγής των πλαστικών, η ενσωμάτωση χημικών προσθέτων γίνεται για την επίτευξη των επιδιωκόμενων ιδιοτήτων και χαρακτηριστικών των πλαστικών (Lithner et al., 2011), ακόμη και της επιμήκυνσης του χρόνου ζωής τους (GESAMP, 2015). Αρκετές χιλιάδες διαφορετικών χημικών προσθέτων για το σκοπό αυτό είναι στη διάθεση της βιομηχανίας και κατηγοριοποιούνται, ανάλογα με το σκοπό χρήσης τους, ως: α) πλαστικοποιητές (π.χ. οι φθαλικές ενώσεις ή φθαλικοί εστέρες), β) επιβραδυντικά φλόγας (π.χ. πολυβρωμιωμένοι διφαινυλαιθέρες), γ) χρωστικές, δ) αντιμικροβιακοί παράγοντες (π.χ. τρικλοζάν), ε) σταθεροποιητές θερμότητας, στ) σταθεροποιητές υπεριώδους ακτινοβολίας, ζ) πληρωτικά (Smith et al., 2018). Ειδικά οι φθαλικές ενώσεις είναι γνωστοί και ευρέως χρησιμοποιούμενοι πλαστικοποιητές που χρησιμοποιούνται για να προσδώσουν ευκαμψία στο πλαστικό. Η ευκαμψία επιτυγχάνεται με ελάττωση της σνάρφειας μεταξύ των μοριακών αλυσίδων μέσα στην μήτρα του συνθετικού πολυμερούς που τα φθαλικά επιφέρουν (Cole et al., 2011).

Τα πρόσδετα αντιπροσωπεύουν περίπου το 4% του βάρους των μικροπλαστικών (EFSA, 2016). Τα χημικά αυτά εντείνουν την ανησυχία των επιστημόνων για τις συνέπειες τους στο περιβάλλον για δύο βασικούς λόγους. Διότι, αφενός, τα πρόσδετα επεκτείνουν, παρατείνουν το χρόνο αποδόμησης των πλαστικών, και αφετέρου, τα πρόσδετα μπορεί να εκπλυθούν, να απομακρυνθούν από το πλαστικό εισάγοντας με αυτόν τον τρόπο επιβλαβείς χημικές ουσίες στο υδάτινο περιβάλλον. Στις επιβλαβείς αυτές χημικές ουσίες είναι εκτεθειμένοι όλοι οι οργανισμοί που διαβιούν στα θαλάσσια οικοσυστήματα (Barnes et al., 2009; Lithner et al., 2011).

Συγκεκριμένα, μεταξύ των πιο πολυχρησιμοποιούμενων προσθέτων στα πλαστικά συγκαταλέγονται οι πολυβρωμιωμένοι διαιθυλαιθέρες και οι φθαλικοί εστέρες που αποτελούν ενδοκρινικούς διαταράκτες. Πρόκειται, δηλαδή, για χημικές ενώσεις που μπορούν να μιμηθούν, να ανταγωνιστούν ή να διαταράξουν τη σύνθεση ενδογενών ορμονών (Talsness et al., 2009). Ακολούθως, η έλλειψη ορμονικής ισορροπίας μπορεί να επιφέρει μόνιμα μορφολογικά προβλήματα στα όργανα κατά τα στάδια της ανάπτυξης ή διαταραχές φύλου στα ενήλικα άτομα. Οι φθαλικές ενώσεις έχουν συνδεθεί με μια σειρά

επιπτώσεων, τόσο σε μοριακό επίπεδο, όσο και σε επίπεδο οργανισμού ως σύνολο, στους υδρόβιους ασπόνδυλους οργανισμούς, αλλά και στα ψάρια. Οι επιπτώσεις αυτές περιλαμβάνουν γενετοξική βλάβη (σχηματισμός μικροπυρήνων και απόπτωση σε αιμοκύτταρα μυδιών), αναστολή της κίνησης σε ασπόνδυλα, καθώς και μεταβολές στις διαφυλετικές συνθήκες σε ψάρια (Oehlmann et al., 2009).

Από τη στιγμή του σχηματισμού του, το πλαστικό πολυμερές χαρακτηρίζεται ως «μη τοξικό», επειδή, αφενός είναι χημικά αδρανές και αφετέρου δεν μπορεί εύκολα να μεταφερθεί, λόγω μεγέθους, μέσω των βιολογικών μεμβρανών (Smith et al., 2018). Με άλλα λόγια, τα πλαστικά θεωρούνται βιοχημικά αδρανή υλικά (Roy et al., 2011).

Όμως, ο ατελής πολυμερισμός κατά τη διάρκεια σχηματισμού των πλαστικών επιτρέπει στα πρόσδετα να μεταναστεύσουν μακριά από τη συνθετική μήτρα του πλαστικού. Ο βαθμός με τον οποίο τα πρόσδετα απομακρύνονται εξαρτάται από το μέγεθος των πόρων της πολυμερούς μήτρας, η οποία ποικίλει ανάλογα με είδος του πολυμερούς, από το μέγεθος και τις ιδιότητες της πρόσδετης χημικής ουσίας, καθώς και από τις περιβαλλοντικές συνθήκες (Cole et al., 2011).

Επομένως, τόσο τα πρόσδετα, όσο και τα υπολείμματα μονομερών (υπολειμματικά μονομερή) αποτελούν χημικούς παράγοντες των πλαστικών που μπορεί να είναι επιβλαβείς για το περιβάλλον και την ανθρώπινη υγεία, όταν διαρρεύσουν, εκπλυθούν και απομακρυνθούν από την πλαστική πολυμερή μήτρα. Καθώς τα πλαστικά υφίστανται προοδευτικά γήρανση και αποικοδόμηση, στα θραύσματα που προκύπτουν η αναλογία επιφάνειας προς όγκο αυξάνει. Επιπλέον, αναμένεται και έκπλυση, απομάκρυνση χημικών προσθέτων, τα οποία είχαν λάβει μέρος στο σχηματισμό τους. Τα εκπλυόμενα χημικά πρόσδετα, αφού διαρρεύσουν στο υδάτινο περιβάλλον, ενδέχεται να βιοσυσσωρεύονται στους ζωικούς οργανισμούς που διαβιούν σε αυτό (Smith et al., 2018).

Χαρακτηριστικό παράδειγμα μονομερούς σε πολυανθρακικές αλυσίδες πλαστικών αποτελεί η δισφαινόλη Α (BPA), η οποία χρησιμοποιείται ευρέως σε πλαστικούς περιέκτες τροφίμων και ποτών (Cole et al., 2011). Η δισφαινόλη Α είναι αγωνιστής των υποδοχέων οιστρογόνων από τη μια και ανταγωνιστής των υποδοχέων ανδρογόνων από την άλλη, γι' αυτό και μπορεί να επηρεάσει με διαφορετικό τρόπο, ανάλογα με τη συγκέντρωσή της, τον οργανισμό που επιδρά τόσο στην αναπαραγωγή όσο και στην ανάπτυξή του (Cole et al., 2011). Μάλιστα σε συγκεντρώσεις της τάξης $\mu\text{g/l}$, η δισφαινόλη Α μπορεί είναι οξεία τοξική για τα καρκινοειδή και τα έντομα (Cole et al., 2011). Η χρόνια και εκτεταμένη έκθεση ανθρώπινου πληθυσμού σε δισφαινόλη Α έχει συνδεθεί με χρόνιες επιπτώσεις στην υγεία, συμπεριλαμβανομένων των καρδιακών παθήσεων, του σακχαρώδους διαβήτη, καθώς και μεταβολές στα επίπεδα ορμονών (Lang et al., 2008; Galloway et al., 2010). Πρέπει να επισημανθεί ότι η διαφυγή, απομάκρυνση, μετανάστευση πρόσδετων και μονομερών των πλαστικών δεν αφορά μόνο τα υδάτινα οικοσυστήματα. Οι χημικές αυτές ενώσεις αφορούν γενικά το περιβάλλον και οι πηγές εισόδου τους σε αυτό είναι κυρίως:

- ✓ η απελευθέρωση πρώτων υλών πλαστικών, σε μορφή σφαιριδίων ή σκόνης κατά την μεταφορά τους ή σε εγκαταστάσεις κατά τη διαδικασία παραγωγής πλαστικών, συνήθως ατυχηματικά (Lassen et al., 2015),
- ✓ η απελευθέρωση, λόγω φθοράς των πλαστικών υλικών και αντικειμένων κατά τη χρήση τους (Lassen et al., 2015),
- ✓ η απελευθέρωση, όταν πλαστικά υλικά έχουν ολοκληρώσει τον κύκλο χρήσης τους και οδηγούνται στη διαχείριση αποβλήτων ή όταν απορρίπτονται ανεξέλεγκτα στο περιβάλλον (Lassen et al., 2015).

- Προσκόλληση Εξωγενών Επιμολυντών στα Μικροπλαστικά

Εκτός από τα πρόσδετα που συνδέονται με τα μικροπλαστικά, τα μικροπλαστικά στα υδάτινα οικοσυστήματα μπορούν να συγκεντρώνουν και να συσσωρεύουν ποικίλους υδατογενείς ρυπαντές (waterborne-pollutants), είτε οργανικούς, είτε ανόργανους. Αυτό οφείλεται, κυρίως, στη μεγάλη τους επιφάνεια σε σχέση με τον όγκο τους, αλλά και στην υδροφοβικότητά τους (Cole, et al., 2011). Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις των υδατογενών ρυπαντών βρίσκονται, συνήθως, στη μικροστοιβάδα της θαλάσσιας επιφάνειας, η οποία βρίθκει από τα χαμηλής πυκνότητας μικροπλαστικά (Rios et al., 2007; Teuten et al., 2009).

Γενικά, τόσο οι ιδιότητες του υλικού του μικροπλαστικού, όσο και της χημικής ουσίας του περιβαλλοντικού επιμολυντή επηρεάζουν το βαθμό προσρόφησης. Έτσι, για παράδειγμα, οι ιδιότητες του μικροπλαστικού, όπως η πολικότητα, η αφθονία ελαστικού στη σύνθεσή του, η παρουσία κρυσταλλικής δομής παίζουν σημαντικό ρόλο στην προσροφητική δυνατότητα των επιμολυντών σε αυτό. Από την άλλη μεριά, η υδροφοβικότητα, αλλά και η χημική σταθερότητα των έμμονων οργανικών επιμολυντών παίζουν, επίσης, σημαντικό ρόλο στο βαθμό προσρόφησης και τον επηρεάζουν. Αλλά και οι συνθήκες του περιβάλλοντος αποτελούν παράγοντες που επηρεάζουν την προσρόφηση. Για παράδειγμα, η αλατότητα αποτελεί καίριο παράγοντα διαφοροποίησης του βαθμού προσρόφησης ενός οργανικού ρυπαντή σε μικροπλαστικό και έτσι αυτός διαφέρει μεταξύ θαλάσσιου υδάτινου περιβάλλοντος και υδάτινου περιβάλλοντος γλυκού νερού (Li et al., 2018a).

Στους υδατογενείς ρυπαντές εντάσσονται μέταλλα, χημικοί ενδοκρινικοί διαταράκτες και έμμονοι οργανικοί ρυπαντές ή επιμολυντές ή ρύποι (POPs), οι οποίοι αναφέρονται και ως υδρόφοβοι οργανικοί ρυπαντές (Hydrophobic Organic Contaminants - HOCs) (Rios et al., 2007; Cole et al., 2011). Οι έμμονοι οργανικοί ρυπαντές είναι χημικές ουσίες παγκόσμιας σημασίας και ενέχουν κίνδυνο πρόκλησης δυσμενών επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία και το περιβάλλον, γενικότερα, λόγω των παρακάτω δυνατοτήτων τους (WHO, 2019):

- να μεταφέρονται σε μεγάλες αποστάσεις και άρα να εντοπίζονται πολύ πιο μακριά από την πηγή παραγωγής τους, ακόμα και σε περιοχές που δεν έχουν ποτέ παραχθεί ή χρησιμοποιηθεί,
- να έχουν επίμονη παρουσία στο περιβάλλον, εξαιτίας της ικανότητας τους να ανδίστανται στην αποικοδόμηση, διάσπαση, κάτω από αβιοτικές ή /και βιοτικές συνθήκες, καθώς και
- να βιοσυσσωρεύονται και να βιομεγεθύνονται στα οικοσυστήματα μέσω της τροφικής αλυσίδας, εξαιτίας της υψηλής λιποφιλίας τους και άρα λιποδιαλυτότητάς τους (υδρόφοβες ενώσεις) να συσσωρεύονται στο λιπώδη ιστό των ζωικών οργανισμών (WHO, 2019; EU, 2019). Γενικά, η βιοσυσσώρευση μιας χημικής ουσίας, όπως μιας τοξικής χημικής ένωσης, λαμβάνει χώρα μέσα σε έναν οργανισμό, όταν ο ρυθμός πρόσληψής της είναι μεγαλύτερος από το ρυθμό απέκκρισής της ή το μεταβολικό μετασχηματισμό της (UNEP Frontiers, 2016). Αντίστοιχα, βιομεγέθυνση είναι η αυξανόμενη συγκέντρωση μιας χημικής ουσίας, όπως μιας τοξικής χημικής ένωσης, στους ιστούς ενός οργανισμού που βρίσκεται στα υψηλότερα επίπεδα της τροφικής αλυσίδας, ως αποτέλεσμα της παρουσίας της χημικής αυτής ουσίας στους ιστούς των οργανισμών που αποτελούν την τροφή του (θηράματα) και βρίσκονται σε χαμηλότερα επίπεδα της τροφικής αλυσίδας, ενώ αποδίδεται και με τον όρο διατροφική συσσώρευση (UNEP Frontiers, 2016).

Στους έμμονους ρυπαντές, μεταξύ άλλων, εντάσσονται α) παρασιτοκτόνα, όπως το διχλωρο-διφαινυλοτριχλωροαιδάνιο (DDT), το εξάχλωροβενζένιο (HCB), β) βιομηχανικά χημικά, όπως τα πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCBs), πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες (PAHs), καθώς και γ) υποπροϊόντα από τη βιομηχανική δραστηριότητα (ακούσια παραγωγή) που ρυπαίνουν το περιβάλλον, όπως οι διοξίνες και τα φουράνια (Smith et al., 2018).

Τα επικαλυμμένα με έμμονους οργανικούς ρύπους μικροπλαστικά μπορούν να μεταφέρονται διαμέσου των ωκεανών σε μεγάλες αποστάσεις και σε παρθένα, ανέγγιχτα οικοσυστήματα επιμολύνοντάς τα (Zarfl and Mathies, 2010). Παράλληλα, μπορούν να προσλαμβάνονται από θαλάσσιους οργανισμούς μεταφέροντας με αυτόν τον τρόπο τοξικούς παράγοντες στους έμβιους οργανισμούς. Στην τελευταία αυτή περίπτωση, τα μεταφέροντα ρύπους μικροπλαστικά δρουν στην κυριολεξία ως Δούρειος ίππος για το οικοσύστημα (Cole, et al., 2011). Είναι γνωστό ότι πολλοί έμμονοι οργανικοί ρυπαντές θεωρούνται τοξικοί, επιφέρουν ενδοκρινικές διαταραχές, είναι μεταλλαξιγόνοι ή/και καρκινογόνοι και μπορούν να παρουσιάζουν βιομεγέθυνση στους οργανισμούς που βρίσκονται στα υψηλότερα επίπεδα της τροφικής αλυσίδας (Cole, et al., 2011). Όμως, αρχικά δεν ήταν σαφές και ξεκάθαρο, αν και κατά πόσο οι επικαλύπτοντες των μικροπλαστικών έμμονοι οργανικοί ρύποι μπορούσαν να αποκολληθούν από αυτά, όταν προσλαμβάνονταν από τους έμβιους οργανισμούς, ώστε να τους προκαλέσουν δυσμενείς επιπτώσεις (Thompson et al., 2004). Από επιστημονική έρευνα, στην οποία

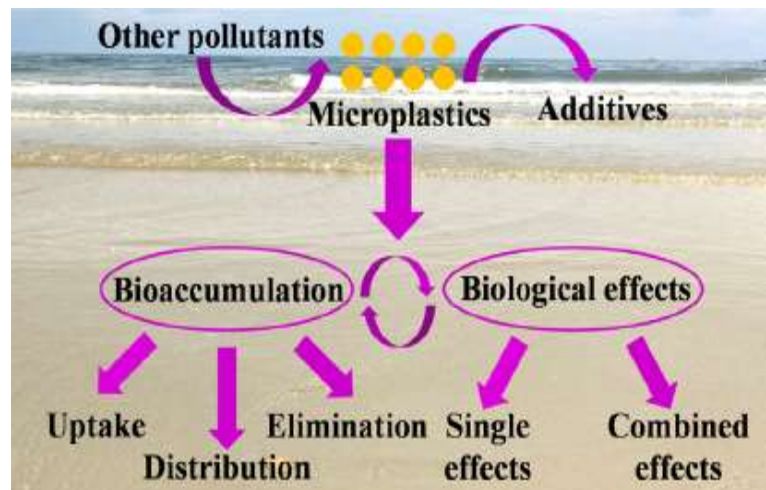
χρησιμοποιήθηκε μοντέλο κατανομής για να αξιολογηθεί η αποσύνδεση του φαινανθρένιου (αρωματικός υδρογονάνθρακας) από μικροπλαστικά, όταν αυτά προσλήφθηκαν από το θαλάσσιο σκουλήκι των ιζημάτων *Arenicola marina*, προέκυψε ότι η αποσύνδεση αυτή συμβαίνει (Teuten et al., 2007). Από τότε, έχει αποδειχτεί η μεταφορά ρυπαντών από τα μικροπλαστικά στους έμβιους οργανισμούς (Cole, et al., 2011).

Αναφορικά με τους ανόργανους ρυπαντές, η μεγάλη ικανότητα προσρόφησης στα μικροπλαστικά πολύ τοξικών μετάλλων, ιδίως των βαρέων μετάλλων, έχει αποδειχτεί σε πολλές έρευνες. Μεταξύ των μετάλλων αυτών, ο υδράργυρος έχει ιδιαίτερη σημασία, επειδή είναι ένας παγκόσμιος ρύπος, αλλά και ένας κοινός ρυπαντής του θαλάσσιου περιβάλλοντος που παρουσιάζει υψηλές συγκεντρώσεις σε πολλές γεωγραφικές περιοχές και έχει υψηλή τοξικότητα, τόσο για τους ζωικούς οργανισμούς, όσο και για τον άνθρωπο. Μάλιστα, δεδομένου ότι υδράργυρος συσσωρεύεται στους ιστούς μεγάλου αριθμού οργανισμών με ορισμένες οργανικές του μορφές, όπως ο μεθυλϋδράργυρος, έχει την ιδιότητα της βιομεγέθυνσης στα τροφικά δίκτυα (Barboza et al., 2018a).

Τέλος, θα ήταν παράλειψη η απουσία αναφοράς των καταλοίπων αντιβιοτικών, τα οποία έχουν παρουσία στο υδάτινο περιβάλλον ως αναδυόμενοι επιμολυντές. Είναι γνωστό, άλλωστε, το έντονο ενδιαφέρον της επιστημονικής κοινότητας για τα κατάλοιπα των αντιβιοτικών, εξαιτίας αφενός μεν, της επίδρασης τους στις μικροβιακές κοινότητες και αφετέρου δε, της πρόκλησης που ασκούν για τη δημιουργία γονιδίων αντοχής (Yang et al., 2017). Σύμφωνα με μελέτη, το 2013, μόνο στην Κίνα απορρίφθηκαν 53.800 τόνοι αντιβιοτικών στο περιβάλλον (Zhang et al., 2015). Τα κατάλοιπα των αντιβιοτικών στο υδάτινο περιβάλλον μπορεί να προκαλέσουν σχετικά υψηλή οικολογική διακινδύνευση στα υδάτινα οικοσυστήματα και κατ'επέκταση στους οργανισμούς που διαβιούν σε αυτά (Xu et al., 2020).

Σύμφωνα με μελέτη, η προσρόφηση αντιβιοτικών σε μικροπλαστικά είναι δυνατή και ο βαθμός αυτής εξαρτάται από το είδος του αντιβιοτικού, τον τύπο του πλαστικού και τις συνθήκες του περιβάλλοντος, όπως η ιοντική ισχύς και το pH. Τα σωματίδια πολυαμιδίου, ενός πολυαπαντώμενου τύπου μικροπλαστικού, βρέθηκε ότι μπορούν να αποτελούν οχήματα μεταφοράς αντιβιοτικών σε ένα υδάτινο περιβάλλον. Τα αντιβιοτικά που εξετάστηκαν στη συγκεκριμένη μελέτη παρουσίαζαν μεγαλύτερο βαθμό προσρόφησης στην επιφάνεια μικροπλαστικών σε περιβάλλον γλυκού νερού και μικρότερο βαθμό προσρόφησης σε περιβάλλον θαλασσινού νερού. Οι κυριότεροι μηχανισμοί δέσμησης των αντιβιοτικών στα μικροπλαστικά οφείλονταν στους δεσμούς υδρογόνου, την αμφοτερή υδροφοβικότητα, τις δυνάμεις Van der Waals, καθώς και τις ηλεκτροστατικές δυνάμεις (Li et al., 2018b).

Η δράση των μικροπλαστικών ως οχήματα μεταφοράς καταλοίπων αντιβιοτικών στα υδάτινα οικοσυστήματα αποτελεί ζήτημα εξαιρετικής σημασίας και απαιτεί περαιτέρω διερεύνηση.



Εικόνα 18. Μικροπλαστικά στο θαλάσσιο περιβάλλον (Xu et al., 2020).

- Προσκόλληση Μικροοργανισμών στα Μικροπλαστικά

Εκτός από τις χημικές ουσίες, μικρόβια και άλλοι οργανισμοί έχουν βρεθεί στα πλαστικά θραύσματα. Το φαινόμενο αυτό αποδίδεται με τον όρο: «πλαστίσφαιρα» (“plastisphere”) (Zettler et al., 2013) και είναι εξαιρετικής σημασίας, επειδή μπορεί να σχετίζεται με τη διάδοση εξωτικών χωροκατακτητικών ειδών από τη μια, αλλά και τη μεταφορά παθογόνων μικροοργανισμών από την άλλη. Μάλιστα κοινότητες μικροοργανισμών που περιλαμβάνουν και παθογόνα βακτήρια έχουν βρεθεί σε πλαστικά θραύσματα, όπως, *Vibrio* spp, *Escherichia coli*, *Stenotrophomonas maltophilia*, *Bacillus cereus*, *Aeromonas salmonicida* (Barboza et al., 2018a).

Επομένως, τα μικροπλαστικά μπορούν να λειτουργούν και ως υπόστρωμα για ποικίλες μικροβιακές κοινότητες (FAO, 2019) και να αποτελούν με τον τρόπο αυτό φορείς έκδεσης, ενδεχομένως και για παθογόνους μικροοργανισμούς (Zettler et al., 2013; McCormick et al., 2014). Οι φυσικές ιδιότητες των πλαστικών προσφέρουν εξαιρετικό περιβάλλον για τον εποικισμό τους από μικρόβια (Keswani et al., 2016).

Μικροοργανισμοί, συμπεριλαμβανομένων αυτών που αποικοδομούν το πλαστικό, αλλά και παθογόνων, έχει αποδειχτεί ότι αποικίζουν τα μικροπλαστικά. Επιπλέον, στους ωκεανούς έχει βρεθεί ότι οι μικροβιακές κοινότητες που εντοπίζονται στα μικροπλαστικά διαφέρουν από τις μικροβιακές κοινότητες που απαρτίζουν τη γύρω από τα μικροπλαστικά θαλάσσια επιφάνεια (Zettler et al., 2013).

Σε έρευνα που διεξήχθη στη βόρεια Βαλτική θάλασσα, το εν δυνάμει παθογόνο *Vibrio parahaemolyticus* ταυτοποιήθηκε να αποικίζει μικροπλαστικά διαφόρου σύστασης, όπως μικροπλαστικά από πολυαιθυλένιο (PE), από πολυπροπυλένιο (PP) και από πολυστυρένιο (PS), τα οποία ανήκουν και στα πιο συχνά απαντώμενα πλαστικά υλικά (Kirstein et al., 2016).

Πρέπει να τονιστεί ότι στην ουσία, τα πλαστικά θραύσματα προσφέρουν ένα υπόστρωμα που αντέχει περισσότερο, είναι δηλαδή πολύ πιο ανθεκτικό σε σχέση με ένα οποιοδήποτε φυσικό υπόστρωμα του υδάτινου περιβάλλοντος, τόσο για τα μικρόβια και για παθογόνα είδη αλγών, όσο και για τους έμμορους οργανικούς ρύπους. Το υπόστρωμα αυτό, μάλιστα, μπορεί να επιπλέει και έχει τη δυνατότητα μεταφοράς. Επιπλέον, η υδρόφοβη επιφάνεια των μικροπλαστικών διεγείρει γρήγορα το σχηματισμό ενός βιοφίλμ στην υδάτινη στήλη και με τον τρόπο αυτό, τα μικροπλαστικά λειτουργούν ως τεχνητοί ύφαλοι για τους μικροοργανισμούς (Zettler et al., 2013).

Μικρόβια της οικογένειας *Campylobacteraceae*, γνωστά για την πρόκληση γαστρεντερικών λοιμώξεων στον άνθρωπο, βρέθηκαν να αποικίζουν μικροπλαστικά που είχαν συλλεχθεί κοντά σε εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων (McCormick et al., 2014). Επομένως, είναι μεγάλος ο προβληματισμός για το ενδεχόμενο πρόσληψης από τον άνθρωπο μικροπλαστικών που μεταφέρουν παθογόνα μικρόβια διαμέσου διαφόρων μορφών έκθεσης, όπως το κολύμπι ή άλλες δραστηριότητες αναψυχής σε μολυσμένα ύδατα ή ακόμα και με την κατανάλωση πόσιμου νερού και τροφίμων (Mahon et al., 2017).

Η δυνατότητα, λοιπόν, των μικροπλαστικών και εν γένει των πλαστικών θραυσμάτων να μεταφέρουν (μικρο)οργανισμούς δημιουργεί επιστημονικό προβληματισμό (Lassen et al., 2015). Οι λόγοι της έντονης επιστημονικής ανησυχίας αφορούν τον ενδεχόμενο αυξημένο κίνδυνο πρόκλησης ασθενειών για τον άνθρωπο και τα ζώα μέσω νέων οδών μόλυνσης, την εισαγωγή παθογόνων παραγόντων ή/και των φορέων τους σε νέες περιοχές λόγω της περιβαλλοντικής εξάπλωσης των μικροπλαστικών ή της μετανάστευσης οργανισμών που φέρουν παθογόνα και χρησιμοποιούν ως μέσα μεταφοράς τους τα μικροπλαστικά (Keswani et al., 2016). Επιπρόσθετα, η «πλαστίσφαιρα» μπορεί να «φέρει» εξωτικά χωροκατακτητικά είδη, τα οποία μπορούν να συμβάλλουν στην απώλεια της βιοποικιλότητας, αλλά και να επιφέρουν αρνητικές οικολογικές και οικονομικές επιπτώσεις (Zettler et al., 2013).

Ειδικά για τη μεταφορά παθογόνων, αλλά και για τη μεταφορά μη ενδημικών ειδών μικροοργανισμών (Lassen et al., 2015) σε ένα οικοσύστημα και τις επακόλουθες συνέπειες, με κορυφαία την πρόδηλη απειλή της βιοποικιλότητας (GESAMP, 2015), προτείνεται περαιτέρω έρευνα προκειμένου να εκτιμηθεί η επικινδυνότητα των μικροπλαστικών ως φορέων μικροοργανισμών. (GESAMP, 2015). Έως σήμερα, δεν υπάρχουν επαρκή επιστημονικά στοιχεία για την εκτίμηση της συμβολής των μικροπλαστικών στην έκθεση σε παθογόνους μικροοργανισμούς από την κατανάλωση αλιευμάτων (FAO, 2019) και κατ'επέκταση την επίπτωση τους στην ανθρώπινη υγεία (EFSA, 2016).

Τέλος, σημειώνεται ότι επειδή το μέγεθος των νανοπλαστικών, είναι μικρότερο από το μέγεθος των βακτηρίων και των περισσότερων ιών, ενδεχομένως τα νανοπλαστικά να αποκλείονται ως οχήματα μεταφοράς (παθογόνων) μικροοργανισμών (Weis et al., 2015).

Γ.4. Παρουσία των Μικροπλαστικών στα Γλυκά Νερά

Εκτός από το θαλάσσιο περιβάλλον (θάλασσες και ωκεανοί), μικροπλαστικά έχουν ανιχνευθεί και στα γλυκά νερά (ποτάμια και λίμνες) παγκοσμίως, σύμφωνα με έρευνες που έχουν διεξαχθεί σε διάφορα σημεία του πλανήτη, όπως στην Ασία, την Ευρώπη, τη Βόρεια Αμερική και την Αφρική. Μάλιστα, οι συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών στα δείγματα που έχουν εξεταστεί ποικίλουν τόσο, ώστε να παρατηρείται διαφορά επτά τάξεων μεγέθους. Τα δείγματα αφορούν, κυρίως, νερό επιφάνειας και ιζημα (Xu et al., 2020).

Όπως έχει καταδειχτεί, η αφθονία και η κατανομή των μικροπλαστικών στα ποτάμια και τις λίμνες επηρεάζεται από την πυκνότητα του ανθρώπινου πληθυσμού, την εγγύτητα των ποταμών και των λιμνών στα αστικά κέντρα, καθώς και από τις υδρολογικές (π.χ. ρεύματα και κίνηση νερού) και τις μετεωρολογικές (π.χ. άνεμοι, βροχοπτώσεις) συνθήκες (Xu et al., 2020).

Για παράδειγμα, σε δύο λίμνες της Κίνας, στα επιφανειακά νερά που εξετάστηκαν βρέθηκαν πολύ υψηλές συγκεντρώσεις μικροπλαστικών: 8.925 items/m^3 και 8.550 items/m^3 . Το κοινό χαρακτηριστικό και για τις δύο περιπτώσεις ήταν ότι και οι δύο λίμνες βρίσκονταν στο κέντρο της πόλης και κατ'επέκταση γειτνιάζαν με πυκνοκατοικημένες περιοχές, οπότε και οι ανθρωπογενείς δραστηριότητες συνέβαλλαν σε αυτές τις ασυνήθιστα υψηλές συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών που ανευρέθηκαν στα ύδατά τους (Di and Wang, 2018).

Αλλά και οι μετεωρολογικές συνθήκες επηρεάζουν σημαντικά την αφθονία των μικροπλαστικών. Για παράδειγμα, έρευνα που διεξήχθη σε δύο ποτάμια της Ελβετίας έδειξε ότι οι συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών αυξήθηκαν σημαντικά μετά από βροχόπτωση, ειδικά στις αστικές περιοχές (Xu et al., 2020). Ανάλογη έρευνα που πραγματοποιήθηκε σε δύο λίμνες της Ελβετίας έδειξε ότι οι ισχυροί άνεμοι προκαλούσαν την κατακόρυφη ανάμειξη των υδάτων, προκαλώντας τη μείωση της συγκέντρωσης των μικροπλαστικών στα επιφανειακά ύδατα (Faure et al., 2015).

Όμως, πέρα από την παρουσία των μικροπλαστικών στην υδάτινη στήλη, τα ιζήματα των ποταμών και των λιμνών αποτελούν τόπους σημαντικής εναπόθεσης μικροπλαστικών και για το λόγο αυτό έχουν κατά καιρούς αποτελέσει σημεία λήψης δειγμάτων στο πλαίσιο ερευνών σε παγκόσμια κλίμακα. Βάσει στοιχείων προκύπτει εκτεταμένη ρύπανση των ιζημάτων από μικροπλαστικά διαφόρων σχημάτων (αφρώδη, ινώδη, θραύσματα, films και γραμμικά), ποικίλης σύστασης (PE, PP και PS) και συγκεντρώσεων που κυμαίνονταν από 20 έως $7.200 \text{ particles/m}^3$. Σημειώνεται ότι, όπως και στην περίπτωση των θαλάσσιων ιζημάτων, η αφθονία των μικροπλαστικών στα ιζήματα ποταμών και λιμνών παρουσιάζει χωρική διακύμανση (Faure et al., 2015).

Με βάση τα αποτελέσματα των ερευνών προκύπτει ξεκάθαρα ότι τα νερά και τα ιζήματα των ποταμών και των λιμνών υπόκεινται σε μικροπλαστική ρύπανση. Το γεγονός

ότι τα ποτάμια και οι λίμνες αποτελούν οδούς μεταφοράς των μικροπλαστικών προς τους ωκεανούς και το εν γένει θαλάσσιο περιβάλλον, αυτό συνιστά ένα σοβαρό ζήτημα που πρέπει να ληφθεί υπόψη (Xu et al., 2020).

Τέλος, πρέπει να αναφερθεί ότι σχετικά λίγες έρευνες έχουν πραγματοποιηθεί για την παρουσία μικροπλαστικών στο πόσιμο νερό. Στο πλαίσιο μιας τέτοιου είδους έρευνας, η δειγματοληψία επικεντρώθηκε σε πόσιμο νερό μη επεξεργασμένο και σε πόσιμο νερό μετά από την επεξεργασία του σε μονάδα επεξεργασίας νερού. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι τα 10 από τα 24 δείγματα που ελήφθησαν ήταν θετικά, δηλαδή περιείχαν μικροπλαστικά που η μέση συγκέντρωσή τους στο μη επεξεργασμένο νερό ήταν από 0 έως 7 particles/m³ και στο επεξεργασμένο νερό 0,7 particles/m³. Επιπλέον, το εύρος του μεγέθους των μικροπλαστικών κυμαίνονταν από 50 έως 150 μm (Mintenig et al., 2019).



Εικόνα 19. Πηγές, μεταφορά, κατανομή, τύχη και μεταφορά των μικροπλαστικών στο υδάτινο περιβάλλον (Xu et al., 2020).

Γ.5. Παρουσία των Μικροπλαστικών στο Χερσαίο Περιβάλλον

Τα τελευταία χρόνια, οι επιστήμονες στρέφουν το ενδιαφέρον τους στη μελέτη των επιδράσεων που έχουν τα μικροπλαστικά για τα χερσαία οικοσυστήματα και τους χερσαίους οργανισμούς. Στην πραγματικότητα, η ρύπανση του εδάφους από μικροπλαστικά μπορεί να είναι πιο σοβαρή από αυτή του θαλάσσιου περιβάλλοντος, λόγω της άμεσης και εκτεταμένης χρήσης πλαστικών υλικών στη γεωργία, αλλά και στη διαφυγή πλαστικών σωματιδίων κατά τη βιομηχανική τους παραγωγή, μεταφορά και χρήση. Έτσι, τα μικροπλαστικά μπορεί να αποτελέσουν σοβαρή απειλή για τους

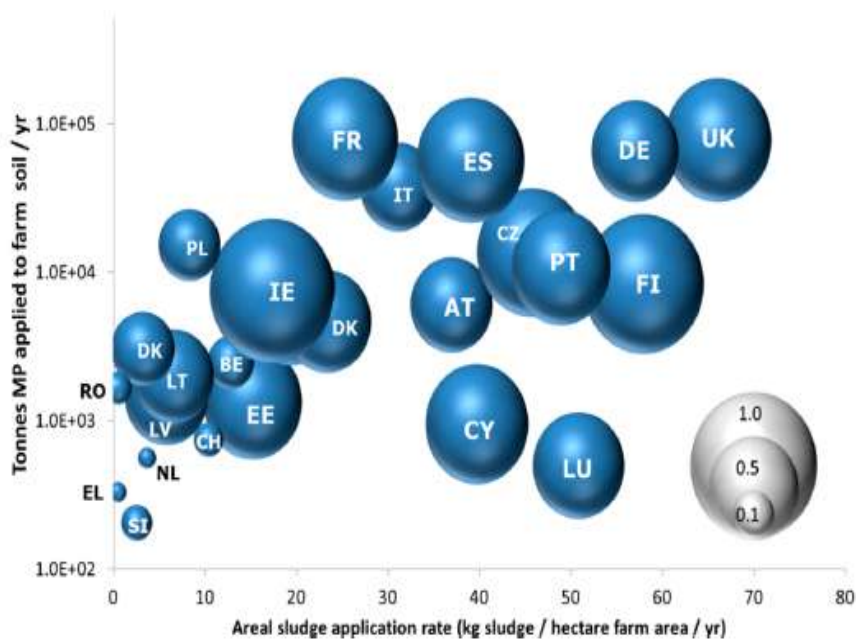
χερσαίους οργανισμούς άμεσα, αλλά και έμμεσα διαμέσου της τροφικής αλυσίδας ή άλλων μονοπατιών (Wright and Kelly, 2017).

Βάσει διαδέσιμων στοιχείων αναφορικά με τις πηγές προέλευσης μικροπλαστικών στα γεωργικά εδάφη αναπτυγμένων χωρών, η κυρίαρχη πηγή εισόδου των μικροπλαστικών αποτελεί η χρήση της λυματολάσπης. Συγκεκριμένα, η λυματολάσπη που προκύπτει στις εγκαταστάσεις που δέχονται και επεξεργάζονται τα αστικά λύματα (Waste Water Treatment Plants - WWTPs) διατίθεται στις καλλιεργήσιμες εκτάσεις αγροτικών περιοχών, κυρίως, ως εδαφοβελτιωτικό και λίπασμα. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα τη μεγάλη παρουσία και συσσώρευση μικροπλαστικών, είτε πρωτογενών είτε δευτερογενών, (Rillig, 2012) στα εδάφη αυτά με άγνωστες συνέπειες για την αειφορία και την ασφάλεια των τροφίμων (Nizzetto et al., 2016).

Τα μικροπλαστικά είναι αποτέλεσμα ανθρωπογενούς δραστηριότητας, γι' αυτό και ο κυρίαρχος τόπος εκπομπής τους είναι τα χερσαία εδάφη, τα οποία αποτελούν έναν μακροχρόνιο αποδέκτη (Rochman, 2018). Η μια εκ των σημαντικών πηγών, τα λύματα αστικών και δημοτικών δικτύων προωθούνται για συγκέντρωση και επεξεργασία σε ειδικές εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων. Τα λύματα αυτά συσσωρεύουν μικροπλαστικά, κυρίως πρωτογενή (αλλά και δευτερογενή) προερχόμενα από είδη προσωπικής υγιεινής, καλλυντικά, απορρυπαντικά, ίνες υφασμάτων από τις πλύσεις που εκρέουν στα υγρά απόβλητα των κατοικημένων περιοχών. Ακόμη και μικροπλαστικά από τις φθορές των ελαστικών των τροχοφόρων που παρασύρονται από τα νερά της βροχής υπάρχουν στα λύματα, καθώς και μικροπλαστικά από τις ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις (Nizzetto et al., 2016).

Μάλιστα σε ορισμένες χώρες, ακόμα και βιομηχανικά λύματα οδηγούνται στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων μαζί με τα αστικά και τα δημοτικά λύματα (Nizzetto et al., 2016). Κατά την επεξεργασία των υγρών αποβλήτων, πάνω από το 90% των μικροπλαστικών συγκρατείται στη λυματολάσπη (Carr et al., 2016). Η αποτελεσματικότητα της κατακράτησης των μικροπλαστικών εξαρτάται από την πυκνότητα και το μέγεθος των σωματιδίων αυτών. Έτσι, μικροπλαστικά με πυκνότητα μεγαλύτερη από αυτή του νερού κατακρατούνται, σχεδόν πλήρως, στη λυματολάσπη κατά την πρωτοβάθμια και τη δευτεροβάθμια επεξεργασία. Κατά τη φάση του φιλτραρίσματος της τριτοβάθμιας επεξεργασίας, αφαιρούνται και τα μεγαλύτερα και ελαφρότερα μικροπλαστικά που επιπλέουν στα λύματα, οπότε και αυτά διοχετεύονται στη λυματολάσπη και μόνον τα πολύ μικρά και ελαφριά μικροπλαστικά «ξεφεύγουν» και απελευθερώνονται στο τελικό υγρό κλάσμα που προκύπτει (Nizzetto et al., 2016).

Η χρήση της λυματολάσπης ως λίπασμα στις καλλιεργούμενες γεωργικές εκτάσεις, εκτός του ότι είναι συχνά επικερδής, αποτελεί μια συνηθισμένη πρακτική σε πολλές αναπτυγμένες χώρες. Για παράδειγμα, στην Ευρώπη και τη Βόρεια Αμερική, περίπου το 50% της λυματολάσπης προωθείται για εφαρμογή στις αγροτικές εκτάσεις (Nizzetto et al., 2016).



Εικόνα 20. Εκτίμηση ποσοτήτων μικροπλαστικών (τόνοι MPs/καλλιεργήσιμο έδαφος ετησίως) από την εφαρμογή λυματολάσσης στις καλλιεργούμενες περιοχές Ευρωπαϊκών Κρατών (Kg λάσσης/εκτάριο καλλιεργήσιμης γης/έτος) (Nizzetto et al., 2016).

Εκτός από την πρακτική της εφαρμογής της λυματολάσσης στις καλλιεργούμενες αγροτικές εκτάσεις, μια άλλη σημαντική πηγή συσσώρευσης μικροπλαστικών στα γεωργικά εδάφη αποτελεί η χρήση ταινιών πλαστικών μεμβρανών ή πλαστικών films (Ng et al., 2018). Η τεχνολογία των πλαστικών μεμβρανών για τις καλλιεργούμενες εκτάσεις διαδραμάτισε σημαντικό ρόλο στη γεωργία (plasticulture). Οι πλαστικές μεμβράνες χρησιμοποιήθηκαν για πρώτη φορά από τους Ιάπωνες τη δεκαετία του 1950 στην καλλιέργεια κηπευτικών. Ενώ, τη δεκαετία του 1970 χρησιμοποιήθηκαν συστηματικά και από τους Κινέζους, αυξάνοντας σημαντικά την απόδοση της παραγωγής των σιτηρών και των δημητριακών. Οι ταινίες των πλαστικών μεμβρανών εφαρμόζονται στις καλλιέργειες, κυρίως, για τρεις βασικούς λόγους. Οι λόγοι αυτοί είναι: α) συντελούν στη διατήρηση της θερμοότητας στο έδαφος, προστατεύοντας το από τον παγετό, β) εξασφαλίζουν τη διατήρηση της υγρασίας του εδάφους, με αποτέλεσμα την αποδοτικότερη χρήση του νερού άρδευσης και επιπλέον, γ) συμβάλλουν στον έλεγχο των ζιζανίων, μειώνοντας την ανάγκη χρήσης γεωργικών φαρμάκων (Liu et al., 2014).

Όμως, η παραμονή των πλαστικών μεμβρανών στα γεωργικά περιβάλλοντα, μετά την ολοκλήρωση του κύκλου ζωής τους, οδηγεί από την «εκτεταμένη χρήση» στην «εκτεταμένη ρύπανση» των χερσαίων οικοσυστημάτων. Το φαινόμενο αυτό έλαβε και λαμβάνει τεράστιες διαστάσεις στην Κίνα, όπου η χρήση πλαστικών ταινιών στις απέραντες καλλιεργούμενες εκτάσεις της είναι μεγάλη. Μάλιστα, η αναφορά στη βιβλιογραφία: “from white revolution to white pollution” αναφέρεται σε αυτήν ακριβώς τη γεωργική πρακτική που εντατικά παρατηρείται στην Κίνα (Liu et al., 2014).

Γ.5.1. Συμβολή της Πανίδας του Χώματος στο Σχηματισμό και τη Διασπορά των Μικροπλαστικών

Εκτός από τα μικροπλαστικά, τα οποία από διάφορες πηγές θα καταλήξουν να βρεθούν και να επιδράσουν στο χώμα, συμβολή στη δημιουργία μικροπλαστικών έχει και η πανίδα του εδάφους. Οι γεωφάγοι (geophagous earthworm) είναι γαιοσκώληκες που στον πεπτικό τους σωλήνα εύθρυπτα τεμαχίδια πλαστικών μπορούν να αλεστούν, οδηγώντας στο σχηματισμό μικροπλαστικών, συμβάλλοντας με αυτόν τον τρόπο στη δημιουργία δευτερογενών μικροπλαστικών στα χερσαία οικοσυστήματα. Τα σκουλήκια αυτά μαζί με την τροφή τους προσλαμβάνουν ατυχηματικά και τεμαχίδια πλαστικών που θα βρεθούν στο χώμα. Γενικά, οι γαιοσκώληκες μπορούν να προσλαμβάνουν ακουσίως μαζί με την τροφή τους και (μικρο)πλαστικά (Rillig, 2012).

Τα σκουλήκια ανακινητές (anecic earthworm) είναι αυτά που με τη δράση τους προκαλούν τον αερισμό του εδάφους, διότι με την κίνησή τους δημιουργούν κάθετες υπόγειες στοές, βάθους ακόμη και πάνω από 30 cm. Τα ζώδια αυτά, όμως, τρέφονται από ύλη που βρίσκεται στην επιφάνεια του εδάφους και με τον τρόπο που δρουν ενισχύουν την ενσωμάτωση των (μικρο)πλαστικών της επιφάνειας της γης στο χώμα (Rillig, 2012). Όμως, το σπουδαιότερο της δράσης τους είναι η μεταφορά των μικροπλαστικών που έχουν ρυπάνει την επιφάνεια του εδάφους σε μεγαλύτερα βάθη (Rillig et al., 2017).

Άλλοι οργανισμοί της πανίδας του χώματος (mesofauna), όπως κολλέμβολα και ακάρεα μπορούν να συμβάλλουν στη δημιουργία μικροπλαστικών από την ακούσια μάσηση ή το ξύσιμο πλαστικών τεμαχιδίων που βρίσκονται στο περιβάλλον τους. Επίσης, η δράση θηλαστικών του εδάφους, όπως διαφόρων ειδών τρωκτικών, συμβάλλει κι αυτή στον κατακερματισμό των πλαστικών και την ενσωμάτωση των μικροπλαστικών στο χώμα (Rillig, 2012).

Γ.5.2. Επίδραση των Μικροπλαστικών στους Χερσαίους Οργανισμούς

Η παρουσία των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον έχει μελετηθεί νωρίτερα και περισσότερο, ενώ αντίστοιχες μελέτες για τα χερσαία οικοσυστήματα είναι, όχι μόνο πιο πρόσφατες, αλλά και περιορισμένες (Rillig, 2012). Συνεπώς, η επίπτωση των μικροπλαστικών στους υδρόβιους οργανισμούς έχει εξεταστεί πολύ περισσότερο από την αντίστοιχη επίπτωση στους χερσαίους οργανισμούς (Horton et al., 2017; de Souza Machado et al., 2018). Υπάρχουν, βέβαια, κάποιοι λόγοι αυτής της διαφοράς. Έτσι, εκτός από το ότι η οικολογική έρευνα μεταξύ θαλάσσιου και χερσαίου περιβάλλοντος διαφοροποιείται και δε βαδίζει παράλληλα, υφίστανται δύο επιπλέον αιτίες που συνηγορούν για την αργοπορία της έρευνας των μικροπλαστικών στο χερσαίο οικοσύστημα. Πρώτον, η απομόνωση και η ποσοτικοποίηση των μικροπλαστικών είναι ευκολότερη στο νερό από ότι στο σύνδετο υλικό του χώματος που περιέχει οργανικά και

ανόργανα στοιχεία. Δεύτερον, το θαλάσσιο περιβάλλον φιλοξενεί οργανισμούς που, εξαιτίας της ιδιαιτερότητας πρόσληψης τροφής και οξυγόνου ή ακόμη και του μηχανισμού διατήρησης της ωσμωτικής τους ισορροπίας, φιλτράρουν μεγάλες ποσότητες θαλασσινού νερού, με αποτέλεσμα να έχουν μεγαλύτερη δυνατότητα συσσώρευσης μικροπλαστικών από ότι οι χερσαίοι οργανισμοί (Rochman, 2018). Βέβαια, η παρουσία πλαστικών τεμαχίων στο έδαφος δεν είναι κάτι άγνωστο ή καινούργιο, αντίθετα αποτελεί ένα χαρακτηριστικό του εδάφους, ειδικά των αστικών περιοχών (Rillig, 2012).

Η επίδραση των μικροπλαστικών στα θαλάσσια και τα χερσαία οικοσυστήματα είναι διαφορετική. Όμως, πέρα από τις διαφορές μεταξύ των δύο τύπων οικοσυστημάτων υπάρχουν αναλογίες και κοινές αρχές που βρίσκουν αμοιβαία εφαρμογή (Rillig, 2012).

Τα μικροπλαστικά αποδεδειγμένα προσλαμβάνονται από τη μικροπανίδα και τη μεσοπανίδα του εδάφους και με τον τρόπο αυτό συσσωρεύονται στην τροφική αλυσίδα του εδάφους, αφού τα προαναφερθέντα είδη αποτελούν θηράματα άλλων οργανισμών. Τα μικροπλαστικά, επίσης, μπορούν να προσροφούν επιμολυντές από διαλύματα του εδάφους και να τους συσσωρεύουν τοπικά στο χώμα. Επιπλέον, τα μικροπλαστικά μπορούν να μεταβάλλουν τις φυσικές ιδιότητες του εδάφους (Rillig, 2012).

Ορισμένες μελέτες έχουν δείξει ότι τα μικροπλαστικά μπορούν να επηρεάσουν οργανισμούς του εδάφους. Τα μικροπλαστικά μπορούν να διαταράξουν τη σύνθεση του μικροβιώματος των εξάποδων κολλεμβόλων του εδάφους και συγκεκριμένα να αλλάξουν την ισοτοπική σύνθεσή του (Zhu et al., 2018). Επίσης, μικροπλαστικά πολυστυρενίου μπορεί να εμποδίσουν την ανάπτυξη γαιοσκωλήκων του εδάφους, επιφέροντας ακόμη και το θάνατό τους (Cao et al., 2017).

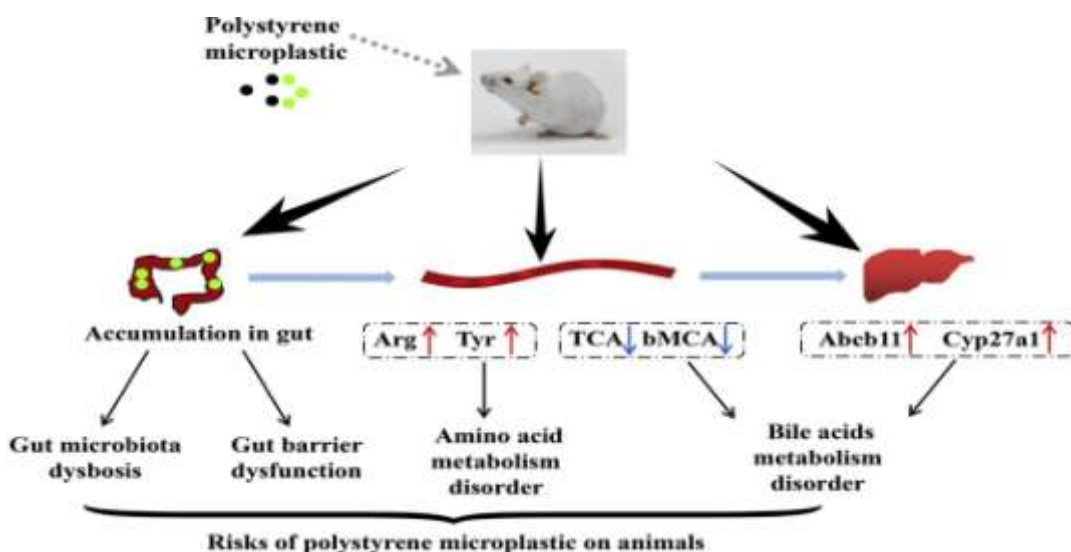
Από σχετική μελέτη προέκυψε ότι η αναπαραγωγή των γαιοσκωλήκων επηρεάστηκε, όταν αυτά εκτέθηκαν σε ποσότητες μικροπλαστικών που ήταν αντιπροσωπευτικές αυτών που απαντώνται σε καλλιεργούμενα εδάφη που έχουν υποστεί την εφαρμογή λυματολάσπης. Συγκεκριμένα, η πειραματική αυτή μελέτη έδειξε ότι τόσο η θνησιμότητα, όσο και ο ρυθμός ανάπτυξης του γαιοσκώληκα "*Lumbricus terrestris*" επηρεάζονταν αρνητικά, όσο αυξάνονταν οι συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών του χώματος που μπορούσαν να προσληφθούν από αυτό το είδος γαιοσκώληκα (Lwanga et al., 2016).

Σε άλλη μελέτη αποκαλύφθηκε ότι επίγειοι γαιοσκώληκες που εκτέθηκαν σε τεχνητά εδάφη με ειδικές συνθήκες και σε διάφορες συγκεντρώσεις μικροπλαστικών εμφάνισαν βλάβες στον εντερικό ιστό και την ανοσολογική απόκριση (σημεία φλεγμονής σε ιστοπαθολογική εξέταση). Αξίζει να επισημανθεί ότι οι βλάβες αυτές παρατηρήθηκαν, ενώ δεν είχαν καταγραφεί διαφορές στην αναπαραγωγή, τη θνησιμότητα ή το σωματικό βάρος των ενήλικων γαιοσκωλήκων στις συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών στις οποίες εκτέθηκαν (Rodriguez-Seijo et al., 2017).

Επιπλέον, από μια ομάδα ερευνητών μελετήθηκε η επίπτωση της παρουσίας υπολειμμάτων πλαστικών μεμβρανών σε χώμα, των οποίων η εφαρμογή στις καλλιέργειες

είναι πολύ διαδεδομένη στην Κίνα. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η μικροβιακή βιομάζα και η συνολική μεταβολική δραστηριότητα των μικροβίων του χώματος μειώνονταν, όσο αυξάνονταν η παρουσία των υπολειμματικών πλαστικών. Μείωση, επίσης, παρουσίαζε και η λειτουργική ποικιλότητα των μικροβίων (Wang et al., 2016).

Αξίζει να αναφερθεί και η μελέτη σύμφωνα με την οποία, η επίδραση μικροπλαστικών πολυστυρένιου διαφόρων μεγεθών σε ποντίκια επέφερε διατάραξη της ισορροπίας της φυσιολογικής εντερικής χλωρίδας, διατάραξη του εντερικού φραγμού, αλλά και μεταβολικές διαταραχές στα πειραματόζωα αυτά (Lu et al., 2018; Jin et al., 2019). Τα εν λόγω στοιχεία παρέχουν, βέβαια, μια νέα πληροφόρηση για την τοξικότητα των μικροπλαστικών στα ποντίκια, ωστόσο μπορούν να βοηθήσουν στην εκτίμηση της επικινδυνότητας (risk assessment) των μικροπλαστικών στην υγεία των ζώων γενικότερα (Lu et al., 2019).



Εικόνα 21. Επιπτώσεις των μικροπλαστικών πολυστυρένιου στον εντερικό φραγμό, την εντερική χλωρίδα και το μεταβολισμό σε πειραματόζωα: ποντίκια (Jin et al., 2019).

Είναι σαφές ότι τα μικροπλαστικά μπορούν και επιδρούν στα χερσαία οικοσυστήματα, τις καλλιέργειες και το ζωικό κεφάλαιο, τόσο άμεσα όσο και έμμεσα. Αυτό συμβαίνει μέσω της έκδεσης των οργανισμών σε τοξικές ουσίες, οργανικές ή/και ανόργανες, όπως οι έμμονοι ρυπαντές, αλλά και άλλες χημικές ουσίες που ενσωματώνονται στα πλαστικά κατά την κατασκευή τους (πρόσδετα), πολλές εκ των οποίων δρουν ως ενδοκρινικοί διαταράκτες (Nizzetto et al., 2016).

Από τα προαναφερθέντα στοιχεία φαίνεται ότι η ρύπανση του εδάφους από μικροπλαστικά έχει δυσμενείς συνέπειες για τους χερσαίους οργανισμούς και κατά συνέπεια, τα μικροπλαστικά δύναται να αποτελούν οικολογικό κίνδυνο για τα χερσαία οικοσυστήματα (Lu et al., 2019). Αναμφίβολα, η εκτίμηση των ενδεχόμενων επιπτώσεων των μικροπλαστικών του εδάφους στην αειφορία της αγροτικής παραγωγής, καθώς και την υγεία του ανθρώπου δεν μπορεί να γίνει άμεσα, επειδή είναι απαραίτητη η συνέχιση

της έρευνας και η ανάδειξη περισσότερων στοιχείων (Nizzetto et al., 2016). Επί του παρόντος, η αξιολόγηση της τοξικότητας των μικροπλαστικών για τα χερσαία θηλαστικά είναι σχετικά ανεπαρκής (Lu et al., 2019).

Γ.6. Παρουσία των Μικροπλαστικών στον Αέρα

Η παρουσία μικροπλαστικών έχει αναφερθεί τόσο για τον αέρα των εσωτερικών χώρων, όσο και για τον αέρα του εξωτερικού περιβάλλοντος (Dris et al., 2017). Μάλιστα, η συνολική ατμοσφαιρική εναπόθεση είναι δύο τάξεις μεγέδους μεγαλύτερη για τους εσωτερικούς χώρους από ότι για τον εξωτερικό αέρα (SAPEA, 2019). Αν και η μελέτη της ρύπανσης του αέρα από μικροπλαστικά είναι ακόμα σε πολύ πρώιμα στάδια, σημαντικά ποσά πλαστικών, και ιδίως ινών, έχουν βρεθεί στη σκόνη κατοικημένων περιοχών, καθώς και σε ατμοσφαιρικές κατακρημνίσεις (Prata, 2018). Σημειώνεται ότι διαφορετικά τμήματα του αέρα σχετίζονται με διαφορετικά επίπεδα αερόφερτων πλαστικών (Verster and Bouwman, 2018).

Είναι γεγονός ότι η δυναμική παρουσία των μικροπλαστικών έχει μελετηθεί πολύ για τα υδάτινα οικοσυστήματα αναφορικά με τις πηγές προέλευσής τους, τις οδούς που ακολουθούν, την εναπόθεση και την τύχη τους, ενώ ανάλογες μελέτες για την ατμοσφαιρική παρουσία τους είναι πολύ περιορισμένες (Gasperi et al., 2018).

Στον αέρα μπορούν να βρεθούν διάφορα είδη ινών, είτε φυσικής είτε ανθρωπογενούς προέλευσης. Στην τελευταία κατηγορία περιλαμβάνονται οι ίνες που παράγονται από την επεξεργασία φυσικών πρώτων υλών, καθώς και οι ίνες που προέρχονται από συνθετικά πολυμερή. Οι συνθετικές πολυμερείς μικροίνες εντοπίζονται στον ατμοσφαιρικό αέρα (Gasperi et al., 2018).

Το 2016, η παγκόσμια παραγωγή υφαντικών ινών (νήματα) ανέρχονταν σε 90 εκατομμύρια μετρικούς τόνους, εκ των οποίων, τα δύο τρίτα ήταν συνθετικές πλαστικές ίνες. Μάλιστα, ο ρυθμός παραγωγής των συνθετικών ινών σημειώνει ετήσια αύξηση που ανέρχεται, κατά προσέγγιση, στο 6,6% την τελευταία δεκαετία (Gasperi et al., 2018). Η εμπορική χρήση των πολύ λεπτών πλαστικών ινών διαμέτρου 1 – 5 μm έχει, επίσης, αυξηθεί. Οι πολύ λεπτές πλαστικές ίνες έχουν διάφορες χρήσεις, όπως στη βιομηχανία κατασκευής ρουχισμού για αθλητικές δραστηριότητες. Αυτές οι πολύ λεπτές συνθετικές ίνες μπορεί να διαφύγουν στο περιβάλλον άμεσα ή να απελευθερωθούν στο περιβάλλον έμμεσα, όπως κατά την ένδυση των ρούχων αυτών από τον άνθρωπο, κατά το πλύσιμο και το στέγνωμα τους. Επιπλέον, κατά το χειρισμό της συνθετικής πρώτης ύλης στη βιομηχανία παραγωγής ρουχισμού, όπως κατά το κόψιμο και την τριβή μπορούν να σχηματιστούν και να απελευθερωθούν πολύ λεπτά ινώδη τεμαχίδια (Gasperi et al., 2018).

Τα ινώδη μικροπλαστικά υπόκεινται σε φωτο-οξειδωτική αποικοδόμηση στο περιβάλλον παράλληλα με την μηχανική καταπόνηση που υφίστανται από τη δράση του ανέμου, αλλά και με την τριβή που αναπτύσσεται μεταξύ αυτών και των λοιπών

αιωρούμενων σωματιδίων της ατμόσφαιρας, ώστε, τελικά, να σχηματίζονται εξαιρετικά μικρά δραύσματα μικροπλαστικών (Gasperi et al., 2018).

Σε μια σχετική έρευνα εκτιμήθηκε η παρουσία ινωδών μικροπλαστικών στο σύνολο της ατμοσφαιρικής κατακρήμνισης (Total Atmospheric Fallout -TAF) που συμπεριελάμβανε ξηρές και υγρές εναποθέσεις σε μια αστική περιοχή και σε ένα προάστιο του Παρισιού (Dris et al., 2016). Η συνολική ατμοσφαιρική κατακρήμνιση συλλέγονταν συνεχώς στις ταράτσες κτιρίων. Βρέθηκε ότι τα ινώδη υλικά αντιπροσώπευαν το σύνολο, σχεδόν, του συλλεχθέντος υλικού, ενώ το υπόλοιπο ήταν σπάνια μικρά πλαστικά δραύσματα μικρότερα των 100 μm . Επιπλέον, οι ροές των συνολικών ατμοσφαιρικών κατακρημνίσεων ήταν συστηματικά υψηλότερες στην αστική περιοχή σε σχέση με το προάστιο, προφανώς εξαιτίας της μεγαλύτερης πυκνότητας των κατοίκων στην αστική περιοχή. Η βροχόπτωση φάνηκε, επίσης, να αποτελεί σημαντικό παράγοντα που επηρεάζει τη ροή των κατακρημνίσεων. Παρά τη μη σημαντική ποσοτική συσχέτιση μεταξύ της συγκέντρωσης των ινών και των χαρακτηριστικών της βροχόπτωσης, όπως η έντασή της, η συνολική ατμοσφαιρική κατακρήμνιση, κατά τις περιόδους υγρού καιρού, ήταν πάντα ουσιαστικά μεγαλύτερη από ότι κατά τις περιόδους που ο καιρός ήταν ξηρός (Dris et al., 2016).

Τα σωματίδια που προκύπτουν από τη φθορά των ελαστικών αποτελούν μια άλλη σημαντική πηγή μικροπλαστικών που εντοπίζονται στον αέρα, καθώς συνιστούν μεγάλο μέρος του συνόλου των σωματιδίων της ατμόσφαιρας. Μάλιστα, έρευνες που έχουν διεξαχθεί στην Ιαπωνία, την Ευρώπη και την Αμερική αναφέρουν ότι τα σωματίδια από τα ελαστικά και τη φθορά τους στους δρόμους ανέρχονται από 0,05 έως 0,70 mg/m^3 του κλάσματος των σωματιδίων μεγέθους PM_{10} του αέρα (SAPEA, 2019).

Ο σχηματισμός του αερολύματος του θαλασσινού άλατος που τυπικά παράγει σωματίδια μέσου μεγέθους $<50 \mu\text{m}$, εξασφαλίζει μια εν δυνάμει οδό για τα πλαστικά σωματίδια χαμηλής πυκνότητας, ώστε αυτά να βρουν δίοδο στο αέρα υποβοηθούμενα από τον παραθαλάσσιο άνεμο (SAPEA, 2019). Ακόμα, η μεταφορά και η παρουσία πλαστικών σωματιδίων στον αέρα μπορεί να προέρχεται και από την ξηρή λυματολάσπη που εφαρμόζεται στα εδάφη καλλιεργήσιμων εκτάσεων. Η εκτίμηση αυτή υποστηρίζεται και από ευρήματα βάσει των οποίων, συνδυαστικές ίνες ρούχων έχουν επίμονη παρουσία σε χώμα καλλιεργήσιμων εδαφών μέχρι και 15 χρόνια μετά την εφαρμογή λυματολάσπης σε αυτά (SAPEA, 2019).

Άλλες δυνητικές πηγές μικροπλαστικών ινών που εντοπίζονται στον αέρα, εκτός των στεγνωτηρίων συνδυαστικών ρούχων και γενικότερα της παραγωγής και χρήσης συνδυαστικών νημάτων υφασμάτων και ρούχων, είναι οι μονάδες air conditioning, οι πλαστικές μεμβράνες (films) που χρησιμοποιούνται στη γεωργία, η κυκλοφοριακή κίνηση των δρόμων (ελαστικά τροχοφόρων) και η αστική σκόνη. Σε γενικές γραμμές, όμως, το σύνολο των πηγών προέλευσης των μικροπλαστικών της ατμόσφαιρας δεν έχει πλήρως διαλευκανθεί (SAPEA, 2019).

Γ.7. Ο Κύκλος του Πλαστικού

Τα μικροπλαστικά αποτελούν έναν επίμονο ρυπαντή ανθρωπογενούς προέλευσης με παρουσία και στα τρία μέρη του περιβάλλοντος: ύδατα, έδαφος, αέρας. Τα πλαστικά προϊόντα που βρίσκονται στην ξηρά υφιστάμενα τριβή, κατακερματισμό και διάσπαση απελευθερώνονται στον αέρα, αλλά και οδηγούνται στα ύδατα. Είναι χαρακτηριστικό ότι τα μικρά τεμαχίδια πλαστικών δεν έχουν μια στατική παρουσία, αντίθετα υφίστανται μια «κίνηση», «μεταφορά» μεταξύ των τριών μερών του περιβάλλοντος (ύδατα, έδαφος, αέρας) (Verster and Bouwman, 2018).

Τα δευτερογενή μικροπλαστικά προκύπτουν από τον κατακερματισμό και τη διάσπαση μεγαλύτερων τεμαχίων, είτε πρόκειται για ίνες (fibres), είτε για λοιπά στερεά τεμαχίδια διαφόρων σχημάτων. Αυτός ο κατακερματισμός μπορεί να συμβαίνει, είτε στο έδαφος, είτε στο υδάτινο περιβάλλον. Οι ίνες μικροπλαστικών είναι πιο επιρρεπείς στο να γίνουν αερομεταφερόμενες, από ότι τα δραύσματα, λόγω της υψηλότερης αντοχής τους στον αέρα. Γι' αυτό και τα περισσότερα συνθετικά σωματίδια που βρίσκονται στον αέρα είναι ίνες μικροπλαστικών (Dris et al., 2016). Οι συνθετικές αυτές ίνες κινούνται στον αέρα και κάποια στιγμή καταλήγουν να αποτίθενται στην επιφάνεια, είτε του εδάφους, είτε των υδάτων. Υπολογίζεται ότι το 7% των ωκεάνιων μικροπλαστικών είναι μικροπλαστικά που αποτέθηκαν στους ωκεανούς απευθείας από τον αέρα με τη δράση των ανέμων (Boucher and Friot, 2017).

Επίσης, στις μονάδες επεξεργασίας υγρών λυμάτων είναι δυνατόν να κατακρατηθεί έως και το 97% των μικροπλαστικών που περιέχονται στα υγρά απόβλητα (Mintenig et al., 2017). Τα μικροπλαστικά αυτά ιζηματοποιούνται και αποτελούν μέρος της λυματολάσπης που χρησιμοποιείται στις αγροτικές εκτάσεις για εδαφοβελτίωση και λίπανση (Nizzetto et al., 2016). Από την άλλη μεριά, τα ποτάμια μεταφέρουν (μικρο)πλαστικά στους ωκεανούς, στους οποίους τα περισσότερα παραμένουν και υφίστανται κατακερματισμό και διάσπαση. Ορισμένα, όμως, μικροπλαστικά από τους ωκεανούς δύνανται να μεταφερθούν ή/και να επανέλθουν στον αέρα ως θαλάσσια αερολύματα (sea spray) (Prata, 2018).

Όταν, λοιπόν, (μικρο)πλαστικά που έχουν καταλήξει στο θαλάσσιο περιβάλλον α) «ξεβραστούν» από τη θάλασσα στην ξηρά και β) από τη θάλασσα αποτεθούν με εξάτμιση στην ατμόσφαιρα, τότε κλείνει ο λεγόμενος «κύκλος του πλαστικού» (Prata, 2018).

Γ.8. Εμμεσες Επιπτώσεις των Μικροπλαστικών στον Άνθρωπο

Είναι, πραγματικά, εντυπωσιακό το γεγονός ότι τα μικροπλαστικά είναι πανταχού παρόντα. Άλλωστε, δεν είναι τυχαίο που στην ετήσια έκθεση του UNEP το 2014, τα μικροπλαστικά προτάθηκαν ως ένα από τα δέκα αναδυόμενα καυτά ζητήματα που θα προκαλέσουν και θα δοκιμάσουν την παγκόσμια κοινότητα για την αντιμετώπιση και τη

διαχείρισή τους τα επόμενα χρόνια. Ταυτόχρονα στην ίδια έκδοση, τα μικροπλαστικά αναγνωρίστηκαν ως σοβαρός παράγοντας που ευθύνεται για την απώλεια της βιοποικιλότητας παγκοσμίως με ολέθριες έμμεσες επιπτώσεις για τον άνθρωπο (UNEP, 2014).

Η αποδεδειγμένη ιδιότητα των μικροπλαστικών να προκαλούν επίμονη περιβαλλοντική ρύπανση και να συσσωρεύονται με αυξητικούς ρυθμούς στα διάφορα οικοσυστήματα εξηγεί το λόγο για τον οποίο αποτελούν ένα επίκαιρα ζήτημα που έλκει την παγκόσμια επιστημονική, και όχι μόνο, προσοχή (Andrady, 2017). Όμως, η αβεβαιότητα και η μεταβλητότητα των δεδομένων συνιστούν τους κύριους, αλλά όχι τους μοναδικούς, παράγοντες που δυσχεραίνουν την αντικειμενική εκτίμηση της περιβαλλοντικής διακινδύνευσης σε σχέση με τα μικροπλαστικά. Γι αυτό και η πραγματική περιβαλλοντική διακινδύνευση από αυτά παραμένει αβέβαιη (Barboza et al., 2018a).

Ειδικά για το θαλάσσιο περιβάλλον που είναι και το περισσότερο μελετημένο, έρευνες πεδίου, αλλά και μελέτες σε εργαστηριακές συνθήκες έχουν αποδείξει ότι τα μικροπλαστικά και τα νανοπλαστικά μπορούν και μεταφέρονται στα διάφορα τροφικά δίκτυα (Barboza et al., 2018a). Τα ευρήματα αυτά επιτείνουν τον προβληματισμό για την επακόλουθη βιοσυσσώρευση και βιομεγέθυνση των μικροπλαστικών που οδηγούν στην αύξηση της διακινδύνευσης και των τοξικών επιπτώσεων, κυρίως, για τους θηρευτές που βρίσκονται στην κορυφή των τροφικών πυραμίδων, όπως είναι ο άνθρωπος (Ferreira et al., 2018).

Εργαστηριακά πειράματα έχουν δείξει μεγάλη ποικιλία δυσμενών επιπτώσεων στους θαλάσσιους ζωικούς οργανισμούς που προκαλούνται από την έκθεση τους σε μικροπλαστικά. Σε αυτές περιλαμβάνονται: θνησιμότητα, μείωση ρυθμού πρόσληψης τροφής, μείωση μάζας σώματος, μείωση μεταβολικού ρυθμού, μείωσης της ενέργειας διαθέσιμης για την ανάπτυξη, μείωση θηρευτικής ικανότητας, συμπεριφορικές αλλαγές και μείωση στην ικανότητα πλεύσης, μείωση γονιμότητας και ανωμαλίες προνυμφικών σταδίων, νευροτοξικότητα οφειλόμενη στην αναστολή της ακετυλοχολινεστεράσης και το οξειδωτικό stress, εντερικές βλάβες, καθώς και αρκετές άλλες δυσμενείς επιπτώσεις (Lusher, 2015; GESAMP, 2015; Foley et al., 2018). Όλα τα παραπάνω στοιχεία υποδηλώνουν ότι στα θαλάσσια οικοσυστήματα, ειδικά των περιοχών με υψηλές συγκεντρώσεις μικροπλαστικών, οι διάφοροι πληθυσμοί μπορεί να επηρεάζονται δυσμενώς και μάλιστα ορισμένοι από τους πληθυσμούς αυτούς ενδέχεται να υφίστανται αριθμητική μείωση και σοβαρή απειλή εξαφάνισης με την πάροδο του χρόνου (Barboza et al., 2018a).

Κατά συνέπεια, καθίστανται προφανείς οι αρνητικές επιπτώσεις των μικροπλαστικών στην περιβαλλοντική υγεία της οποίας η συμβολή στην ανθρώπινη υγεία και ευζωία είναι υψίστης σημασίας. Η υγεία και ευζωία του ανθρώπου είναι άρρηκτα συνδεδεμένες με το φυσικό περιβάλλον σε βαθμό που οποιαδήποτε απειλή προς αυτό συνιστά έμμεση απειλή για τον άνθρωπο. Σε γενικές γραμμές, οι επιπτώσεις των μικροπλαστικών στα φυσικά

οικοσυστήματα εκφράζονται μέσα από την ευθεία απειλή της βιοποικιλότητας (biodiversity), της ασφάλειας των τροφίμων (food safety), αλλά και της επισιτιστικής ασφάλειας (food security) (Barboza et al., 2018a). Η επισιτιστική ασφάλεια που σχετίζεται με την επάρκεια και τη διαθεσιμότητα τροφής για τον άνθρωπο, μπορεί να τεθεί σε δοκιμασία από τις αρνητικές επιπτώσεις των μικροπλαστικών αποτελώντας μια νέα διάσταση. Αυτό οφείλεται στους κινδύνους που τα μικροπλαστικά ενέχουν, κυρίως, για τα θαλάσσια εδάφιμα αλιεύματα, χωρίς να εξαιρούνται τα υδατοκαλλιεργούμενα αλιεύματα, τα οποία μάλιστα συνιστούν σημαντικό μερίδιο στην ανθρώπινη διατροφή (Barboza et al., 2018a).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Δ '

ΑΜΕΣΕΣ ΕΠΙΠΤΩΣΕΙΣ ΤΩΝ ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΩΝ ΣΤΟΝ ΑΝΘΡΩΠΟ

Δ.1. Άμεση Επίδραση των Μικροπλαστικών στον Άνθρωπο

Ανεξάρτητα από το πού προέρχονται, όποιες κι αν είναι οι πηγές εκπομπής των μικροπλαστικών στο περιβάλλον: απευθείας από τη βιομηχανία, από τα πολυπληθή οικιακά προϊόντα καθημερινής χρήσης ή από την αποικοδόμηση και τον κατακερματισμό πλαστικών υλικών που έχουν ολοκληρώσει τον κύκλο ζωής τους, τα μικροπλαστικά είναι παρόντα, συσσωρεύονται και ρυπαίνουν επίμονα τη βιόσφαιρα (Vethaak and Leslie, 2016; Xu et al., 2020). Εξάλλου, δεν αμφισβητείται το γεγονός ότι το πλαστικό είναι υλικό με τεράστια κοινωνικά οφέλη που χαρακτηρίζεται από εξαιρετικά πολυπληθείς εφαρμογές στην καθημερινή ζωή και εκτεταμένη χρήση (Galloway, 2015).

Έχει σπουδαία σημασία το γεγονός ότι τα μικροπλαστικά συνιστούν ρυπαντή, όχι μόνο των θαλάσσιων και γλυκών υδάτων, αλλά επιπλέον, του εδάφους, της ατμόσφαιρας, ακόμη και του αέρα των εσωτερικών χώρων στους οποίους ο άνθρωπος διαβιεί. Ως εκ τούτου, η επαφή του ανθρώπινου οργανισμού με τα μικροπλαστικά είναι *αποδεδειγμένη, δεδομένη και αναπόφευκτη* (Vethaak and Leslie, 2016; Prata et al., 2020).

Η επαφή του ανθρώπινου οργανισμού με τα μικροπλαστικά πραγματοποιείται διαμέσου των οδών έκθεσης. Οι δυνητικές οδοί έκθεσης είναι: (α) η πεπτική οδός, κυρίως δια της πρόσληψης τροφής και νερού, (β) η αναπνευστική οδός δια της εισπνοής ατμοσφαιρικού αέρα και (γ) το δέρμα δια της απορρόφησης (Prata et al., 2020).

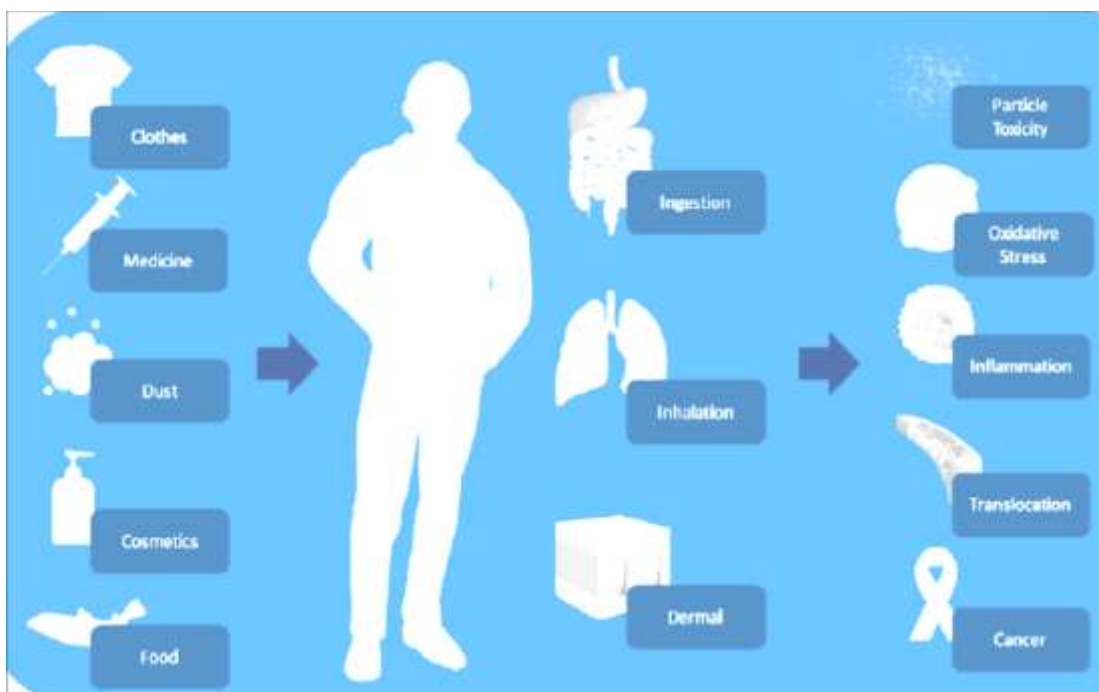
Επί της ουσίας, τα μικροπλαστικά, στα οποία ο άνθρωπος εκτίθεται, αποτελούν μια πολυπληθή ομάδα ετερογενών σωματιδίων που διαφέρουν – μεταξύ άλλων ιδιοτήτων τους – και ως προς το μέγεθος, το σχήμα και τη χημική τους σύσταση (Barboza et al., 2018a). Επίσης, τα μικροπλαστικά, εκτός των χημικών ουσιών που παίρνουν μέρος στην κατασκευή τους, όπως είναι η πληθώρα προσθέτων (additives), έχουν τη δυνατότητα να προσροφούν οργανικούς και ανόργανους περιβαλλοντικούς ρύπους, καθώς και να αποτελούν «οχήματα μεταφοράς» μικροοργανισμών (Barboza et al., 2018a; Revel et al., 2018). Κατά συνέπεια, οι βλαπτικές επιπτώσεις των μικροπλαστικών στον άνθρωπο προκαλούνται, τόσο από τη φυσική δράση τους και τη χημική τους υπόσταση, όταν έρχονται σε επαφή με τους ιστούς, όσο και από τη δυνατότητα μεταφοράς παθογόνων μικροοργανισμών (Smith et al., 2018; Prata et al., 2020).

Δεδομένων των πολλών και διαφορετικών κινδύνων (hazards) που συνδέονται με τα (μικρο)πλαστικά: πρόσδετα, μονομερή, προσροφημένοι οργανικοί και ανόργανοι ρυπαντές, μικροοργανισμοί, αυτά καθαυτά τα μικροσωματίδια, η εκτίμηση της διακινδύνευσης (risk) της ανθρώπινης υγείας από αυτά παρουσιάζει πολλές δυσκολίες.

Πρόκειται, πράγματι, για μια πολυπληθή ομάδα ετερογενών σωματιδίων. Αυτό οφείλεται στη μεγάλη ποικιλία και τους συνδυασμούς των υλικών που παίρνουν μέρος στην κατασκευή των πλαστικών, την πληθώρα των εφαρμογών τους που σχετίζεται με το χρόνο και τη διάρκεια χρήσης τους, αλλά και τις ιδιαίτερες περιβαλλοντικές συνθήκες που θα καθορίσουν το σχηματισμό και την κατανομή τους. Έτσι, τα διαδέσιμα στο περιβάλλον μικροπλαστικά από οποιαδήποτε πηγή κι αν προκύψουν παρουσιάζουν τεράστια ανομοιογένεια (Galloway, 2015).

Από την άλλη πλευρά, η τοξική δράση των μικροπλαστικών στον ανθρώπινο οργανισμό, η οποία προϋποθέτει την αλληλεπίδραση μικροπλαστικών και ανθρώπου, είναι μια σύνθετη υπόθεση και συνδέεται άρρηκτα με πολλαπλές παραμέτρους. Οι παράμετροι αυτές είναι: οι συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών στις οποίες ο άνθρωπος εκτίθεται, ο χρόνος έκθεσης και η διάρκεια έκθεσης, οι ιδιότητες των μικροσωματιδίων αυτών καθαυτών, η ενδεχόμενη παρουσία προσροφημένων σε αυτά επιμολυντών, τα είδη των ανθρώπινων ιστών που έρχονται σε επαφή, καθώς και η εξατομικευμένη τρωτότητα του ανθρώπινου οργανισμού (Vethaak and Leslie, 2016; Prata et al., 2020).

Ωστόσο, μέχρι σήμερα, η επιστημονική γνώση σχετικά με την τοξική δράση των μικροπλαστικών στον άνθρωπο είναι περιορισμένη και με σημαντικά κενά που χρήζουν περαιτέρω διερεύνησης και αποσαφηνίσεων (Vethaak and Leslie, 2016; Barboza et al., 2018a; Prata et al., 2020).



Εικόνα 22. Πηγές, οδοί έκθεσης του ανθρώπου στα μικροπλαστικά & επιπτώσεις (Prata et al., 2020).

Δ.2. Οδοί Έκδεσης του Ανθρώπου στα Μικροπλαστικά

Δ.2.1. Κατάποση

Η κατάποση θεωρείται η κυριότερη οδός ανθρώπινης έκδεσης στα μικροπλαστικά (Galloway, 2015). Σωματίδια μικροπλαστικών μπορούν να φτάσουν στο γαστρεντερικό σωλήνα, κυρίως, μέσω των επιμολυσμένων τροφίμων, συμπεριλαμβανομένου του πόσιμου νερού. Επίσης, μικροπλαστικά είναι δυνατό να φτάσουν στο γαστρεντερικό σωλήνα και μέσω της κατάποσης των βλεννωδών εκκρίσεων που παράγονται από το βλεννογόνο του ανώτερου αναπνευστικού συστήματος για την παγίδευση και απομάκρυνση αερόφερτων σωματιδίων μικροπλαστικών που εισέρχονται σε αυτό δια της εισπνοής (Prata et al., 2020). Ένας, επιπλέον, λιγότερο συχνός, αλλά πιθανός τρόπος εισόδου των μικροπλαστικών στον γαστρεντερικό σωλήνα αποτελεί και η ακούσια κατάποσή τους από τη χρήση ειδών προσωπικής υγιεινής, όπως είναι οι οδοντόπαστες και τα απολεπιστικά προϊόντα (Revel et al., 2018), καθώς και από την επικαθήμενη, πάνω σε τρόφιμα και οικιακά σκεύη, σκόνη εσωτερικών χώρων που περιέχει μικροπλαστικά (Catarino et al., 2018).

Η ανθρώπινη έκθεση στα μικροπλαστικά, και τα εν γένει πλαστικά μικροσωματίδια, είναι πολύ πιθανή, καθώς τόσο τα τρόφιμα, όσο και το περιβάλλον ρυπαίνονται διαρκώς από μικροπλαστικά. Ωστόσο, η διακινδύνευση (risk) δια της κατάποσης είναι ακόμη άγνωστη, δεδομένου ότι έχουν πραγματοποιηθεί ελάχιστες σχετικές έρευνες επί του παρόντος, ώστε να μπορούν να εκτιμηθούν: α) η συνολική έκθεση που υφίσταται ο άνθρωπος από τη μια μεριά και β) οι επιπτώσεις της έκθεσης αυτής από την άλλη (Prata et al., 2020).

Δ.2.1.α. Τροφική Αλυσίδα: Αλιεύματα

Βασικοί παράγοντες που συμβάλλουν στη βιοδιαθεσιμότητα των μικροπλαστικών στους οργανισμούς ενός υδάτινου οικοσυστήματος είναι: το μέγεθος, η πυκνότητα, η συγκέντρωση και το χρώμα των μικροπλαστικών. Το μικρό μέγεθος των μικροπλαστικών τα καθιστά διαθέσιμα στους οργανισμούς που βρίσκονται στα χαμηλά στρώματα της τροφικής πυραμίδας, δεδομένου ότι οι οργανισμοί αυτοί έχουν το χαρακτηριστικό ότι συλλαμβάνουν για τροφή, αδιακρίτως, οτιδήποτε έχει το κατάλληλο μέγεθος. Από την άλλη, η πυκνότητα των μικροπλαστικών είναι καθοριστική για τη βιοδιαθεσιμότητα τους στα διάφορα επίπεδα της υδάτινης στήλης. Γι' αυτό κάθε τύπος μικροπλαστικού είναι διαθέσιμος προς πρόσληψη σε διαφορετικά είδη υδρόβιων οργανισμών. Επιπλέον, όταν τα μικροπλαστικά βρίσκονται στο υδάτινο περιβάλλον σε μεγάλη αφθονία, η πιθανότητα πρόσληψής τους από τους υδρόβιους οργανισμούς είναι πολύ μεγαλύτερη (Wright et al., 2013).

Δεδομένης, λοιπόν, της παρουσίας των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον, μια αναμενόμενη πηγή έκδεσης του ανθρώπου στα μικροπλαστικά είναι η κατανάλωση

αλιευμάτων, τα οποία και αποτελούν βασική συνιστώσα της ανθρώπινης διατροφής. Υπολογίζεται ότι παγκοσμίως διατρέφονται με θαλασσινά, σχεδόν, 3 δισεκατομμύρια άνθρωποι, καθώς και ότι τα αλιεύματα συνιστούν, περίπου, το 20% της πρόσληψης ζωικών πρωτεϊνών στην ανθρώπινη διατροφή. Γίνεται, επομένως, σαφές ότι τα αλιεύματα είναι από τα σημαντικότερα είδη τροφίμων που καταναλώνονται παγκοσμίως (Wright and Kelly, 2017).

Ερευνες έχουν αποκαλύψει ότι τα οστρακόδερμα (shellfish), συμπεριλαμβανομένων των μαλακόστρακων (crustaceans) (γαρίδες, καραβίδες, αστακοί, καβούρια) και των δίδυρων μαλακίων (bivalves) (μύδια, στρείδια), καθώς και μεγάλη ποικιλία εμπορικής σημαντικών ψαριών είναι, συχνά, επιμολυσμένα με μικροπλαστικά. Έτσι, τα εδώδιμα αυτά είδη αλιευμάτων αποτελούν ενδεχόμενη πηγή έκθεσης των καταναλωτών στα μικροπλαστικά και τις χημικές ουσίες που τα μικροπλαστικά περιέχουν ή φέρουν (GESAMP, 2015). Είναι χαρακτηριστικό ότι μεταξύ των 25 ειδών ψαριών που έχουν το μεγαλύτερο μερίδιο στην παγκόσμια αλιεία, τα 11 από αυτά βρέθηκαν να περιέχουν μικροπλαστικά (FAO, 2016).

Αξίζει να τονιστεί ότι η παρουσία των μικροπλαστικών δεν αφορά αποκλειστικά την αλιεία άγριων αλιευμάτων, αλλά εμπερικλείει και αφορά και την υδατοκαλλιέργεια. Για παράδειγμα, δίδυρα μαλάκια που καλλιεργούνται κοντά σε εκβολές ποταμών και σε παράκτιες λιμνοθάλασσες είναι περισσότερο επιρρεπή στην πρόσληψη μικροπλαστικών, επειδή το νερό και τα ιζήματα αυτών των περιοχών είναι πιο επιβαρυνμένα (Lusher et al., 2017). Επιπλέον, επισημαίνεται ότι στις υδατοκαλλιέργειες ιχθύων, γαρίδων και άλλων ειδών, συχνά, γίνεται χρήση ζωοτροφών που προέρχονται, είτε από ιχθυοθήκες (ιχθυόαλευρα), είτε από άλλα είδη ζώων και τα οποία ενδέχεται να είναι, επίσης, επιμολυσμένα με πλαστικά μικροσωματίδια. Οπότε, και μέσω των ζωοτροφών, είναι δυνατόν τα μικροπλαστικά να εισέρχονται στην τροφική αλυσίδα προκαλώντας την έκθεση του ανθρώπου σε αυτά (GESAMP, 2015).

Οι ερευνητές van Cauwenberghe και Janssen (2014) ήταν από τους πρώτους επιστήμονες που εκτίμησαν τη δυνητική έκθεση του ανθρώπου στα μικροπλαστικά από την κατανάλωση αλιευμάτων που ήταν επιμολυσμένα από τέτοια σωματίδια. Αυτοί υπολόγισαν ότι στις ευρωπαϊκές χώρες με υψηλή κατανάλωση οστρακόδερμων, οι καταναλωτές προσλαμβάνουν έως και 11.000 μικροπλαστικά σωματίδια, μεγέδους που κυμαίνεται από 5 έως 1.000 μm , ανά έτος. Ενώ, στις ευρωπαϊκές χώρες με χαμηλή κατανάλωση οστρακόδερμων, οι καταναλωτές προσλαμβάνουν, κατά μέσον όρο, 1.800 μικροπλαστικά ανά έτος (van Cauwenberghe and Janssen, 2014), έκθεση που είναι μεν χαμηλότερη, αλλά εξακολουθεί να είναι σημαντική (Barboza et al., 2018a).

Υπάρχουν πολλές σχετικές έρευνες για την ανίχνευση μικροπλαστικών στο γαστρεντερικό σωλήνα και τους ιστούς διαφόρων ειδών αλιευμάτων μεγάλης και μικρότερης εμπορικής αξίας, αλλά και διαφόρου γεωγραφικής προέλευσης, βάσει των οποίων τεκμηριώνεται η παρουσία τους (Karbalaei et al., 2018; Barboza et al., 2018a).

Ερευνα έχει αποκαλύψει την παρουσία μικροπλαστικών ακόμη και στο ήπαρ ψαριών που τράφηκαν με ζωοτροφές που περιείχαν μικροπλαστικά (Revel et al., 2018).

Όμως, η παρουσία μικροπλαστικών στο γαστρεντερικό σωλήνα των ψαριών δεν αποτελεί άμεση απόδειξη για την ανθρωπίνη έκθεση στα μικροπλαστικά, επειδή αυτός, συνήθως, δεν καταναλώνεται, δηλαδή δεν αποτελεί εδωδιμο μέρος του ψαριού (Wright and Kelly, 2017). Βεβαίως, ο γαστρεντερικός σωλήνας της πλειονότητας των εδωδιμων ψαριών μπορεί να μην καταναλώνεται, άμεσα, από τον άνθρωπο, ωστόσο, συχνά, χρησιμοποιείται για την παραγωγή ζωοτροφών. Έτσι, ενδέχεται τα μικροπλαστικά να καταλήγουν με αυτόν τον τρόπο, έμμεσα, στο πιάτο του καταναλωτή (Rainieri and Barranco, 2019).

Επιπλέον, υπάρχουν πολλά είδη αλιευμάτων που τρώγονται ολόκληρα, όπως ορισμένα μύδια και μαλακόστρακα, καθώς και ορισμένα ψάρια μικρού μεγέθους ή ψάρια που καταναλώνονται στη φάση του γόνου ή γενικά σε πρώιμη ηλικία, με αποτέλεσμα, στην περίπτωση αυτή, να τίθεται μεγαλύτερη απειλή για την ανθρωπίνη έκθεση στα μικροπλαστικά από ότι θα συνέβαινε στην περίπτωση κατανάλωσης ενός απεντερωμένου ψαριού ή μιας αποφλοιωμένης γαρίδας (Barboza et al., 2018a). Άλλωστε, μικροπλαστικά έχουν ανιχνευτεί σε στομάχο σημαντικά εμπορικών ψαριών της Μεσογείου (Romeo et al., 2015), καθώς και σε έντερο και ήπαρ σε γάυρο και σαρδέλα, τα οποία, μερικές φορές, καταναλώνονται και ολόκληρα, χωρίς προηγουμένως να έχουν απεντερωθεί (Barboza et al., 2018a).

Παρόλα αυτά, από μια άλλη έρευνα προέκυψε ότι η παρουσία μικροπλαστικών στη σάρκα απεντερωμένων ψαριών (ολόκληρο ψάρι μετά την αφαίρεση των σπλάχνων και των βραγχίων) ήταν σημαντικά υψηλότερη από ότι στα όργανα που είχαν αφαιρεθεί. Συγκεκριμένα, πρόκειται για δύο είδη ψαριών που καταναλώνονται, ευρέως, αποξηραμένα: *Chelon subviridis* και *Johnius belangerii*. Το στοιχείο αυτό αναδεικνύει ότι η απεντέρωση των ψαριών δεν εξαλείφει απαραίτητα τον κίνδυνο πρόσληψης μικροπλαστικών από τον άνθρωπο, όταν αυτός καταναλώνει μόνο τη σάρκα των αλιευμάτων (Karami et al., 2017). Επιπλέον, μικροπλαστικά έχουν ανιχνευτεί και σε σάρκα (μυϊκός ιστός) σημαντικά εμπορικών ειδών ψαριών, καθώς και σε μαλακόστρακα (Akhbarizadeh et al., 2018).

Αυτά τα ευρήματα εγείρουν ανησυχίες για τις ενδεχόμενες επιπτώσεις στους καταναλωτές (Barboza et al., 2018a). Στην ίδια άποψη συγκλίνουν και οι επιστήμονες μιας πρόσφατης έρευνας κατά την οποία εξετάστηκαν για παρουσία μικροπλαστικών και μεσοπλαστικών κονσερβοποιημένες σαρδέλες και ένα είδος μικρής ρέγγας (sprat) 20 διαφορετικών εμπορικών σημάτων (μάρκες) που ήταν διαθέσιμες στην αγορά. Τα αποτελέσματα έδειξαν απουσία μικροπλαστικών για τα 16 δείγματα, ενώ τα 4 δείγματα βρέθηκαν δετικά περιέχοντας από 1 έως 3 πλαστικά μικροσωματίδια. Οι ερευνητές επισημαίνουν την ανάγκη ενσωμάτωσης, στα συστήματα διαχείρισης της ασφάλειας των τροφίμων των επιχειρήσεων, τρόπων ελέγχου των μικροπλαστικών που, ειδικά για την

περίπτωση των κονσερβοποιημένων αλιευμάτων, ο κίνδυνος αυτός δεν είναι αμελητέος (Karami et al., 2018).

Άλλη έρευνα έδειξε ότι η πρόσληψη από την ιριδιζουσα πέστροφα (*Oncorhynchus mykiss*), σφαιριδίων latex μεγέθους 1 μm με παρουσία στο νερό που αυτή διαβιούσε, γίνονταν από τα επιδερμικά κύτταρα, καθώς και τα υποκείμενα φαγοκύτταρα του δέρματος και των βραγχίων (Moore et al., 1998). Αυτό καταδεικνύει τη σημασία των επιθηλιακών κυττάρων ως φραγμών για την είσοδο των μικροπλαστικών στο σώμα του ψαριού. Συνεπώς, η κατανάλωση των ιστών του δέρματος και των βραγχίων των ψαριών μπορεί, επίσης, να αποτελέσει μια άμεση πηγή πρόσληψης μικροπλαστικών, ακόμη και μεγέθους μεγαλύτερου του 1 μm , από τον άνθρωπο (Karbalaei et al., 2018). Επίσης, βάσει άλλης σχετικής έρευνας, η οποία πραγματοποιήθηκε σε μαλακούς ιστούς μυδιών, προέκυψε ότι η «προσκόλληση» αποτελεί έναν καινοφανή τρόπο συσσώρευσης των μικροπλαστικών από υδρόβιους οργανισμούς, εκτός από τον προφανή, δηλαδή αυτόν της κατάποσης (Kolandhasamy et al., 2018).

Ένα άλλο σημείο επιμόλυνσης με μικροπλαστικά των αλιευμάτων που καταναλώνει ο άνθρωπος, εκτός από την παρουσία μικροπλαστικών στα ύδατα που τα αλιεύματα διαβιούν, είναι τα πλαστικά υλικά και αντικείμενα (food contact materials) με τα οποία έρχονται σε επαφή τα αλιεύματα μετά την εξαλίευσή τους. Όπως, για παράδειγμα, κάτι τέτοιο μπορεί να συμβεί κατά την αποθήκευση και μεταφορά των αλιευμάτων σε πλαστικούς περιέκτες που είναι κατασκευασμένοι από εύθρυπτο πολυστυρένιο, το οποίο και τα επιμολύνει (Revel et al., 2018).

Αυτός ακριβώς, άλλωστε, είναι και ο λόγος που ορισμένοι επιστήμονες θεωρούν ότι εκφράζονται δυσανάλογα ο φόβος και η ανησυχία σχετικά με την κατανάλωση τροφίμων που περιέχουν μικροπλαστικά, εξαιτίας της ρύπανσης του περιβάλλοντος από αυτά, ενώ την ίδια στιγμή η πιθανή επιμόλυνση και η επιβάρυνση των τροφίμων από τα συνθετικά πολυμερή υλικά συσκευασίας υποτιμάται (Rist et al., 2018). Στην ίδια κατεύθυνση είναι και η άποψη ότι η επικαθήμενη σκόνη (λόγω αιωρούμενων μικροπλαστικών στον αέρα εσωτερικών χώρων) στα πιάτα κατά τη διάρκεια γεύματος μπορεί να είναι περισσότερο σημαντικής επίπτωσης από τα μικροπλαστικά που είναι ήδη παρόντα στα τρόφιμα του γεύματος (Catarino et al., 2018).

Δ.2.1.6. Λοιπά Είδη Τροφίμων

Εκτός από τα αλιεύματα που αποτελούν σημαντικό είδος για την ανθρώπινη διατροφή, στη βιβλιογραφία υπάρχουν αναφορές και για άλλα τρόφιμα και συστατικά τροφίμων στα οποία έχουν εντοπιστεί μικροπλαστικά και γενικότερα συνθετικά μικροσωματίδια. Σε αυτά περιλαμβάνονται το νερό ανθρώπινης κατανάλωσης, το αλάτι, η μπύρα, το μέλι και η ζάχαρη (Barboza et al., 2018a).

- Πόσιμο νερό

Μικροπλαστικά έχουν ανιχνευθεί, τόσο σε νερό βρύσης, όσο και σε εμφιαλωμένο νερό. Σχετική έρευνα έδειξε ότι το νερό βρύσης έξι διαφορετικών περιοχών σε πέντε ηπείρους περιείχε πλαστικά σωματίδια σε ποσοστό 83% του συνόλου των δειγμάτων που εξετάστηκαν εργαστηριακά. Οι ευρεθείσες τιμές κυμαίνονταν από 0 έως 57 σωματίδια ανά λίτρο. Όμως, στην εν λόγω έρευνα δεν παρέχονται πληροφορίες για τα είδη και την πιθανή προέλευση των μικροπλαστικών που ανιχνεύθηκαν (Kosuth et al., 2018).

Σε άλλη έρευνα για το εμφιαλωμένο νερό, κατά την οποία ελήφθησαν δείγματα εμφιαλωμένου νερού σε πλαστικές και γυάλινες συσκευασίες από διάφορα σημεία λιανικής πώλησης στη Γερμανία, η ανάλυση που πραγματοποιήθηκε έδειξε ότι ο μέσος όρος των πλαστικών σωματιδίων που ανευρέθηκαν ήταν 118 σωματίδια ανά λίτρο για τους επιστρεφόμενους περιέκτες και 14 σωματίδια ανά λίτρο για τα πλαστικά μπουκάλια μιας χρήσης. Μάλιστα, η ταυτοποίησή τους έδειξε ότι το είδος των πλαστικών μικροσωματιδίων είχε υψηλή συσχέτιση με το είδος του συνθετικού υλικού των πλαστικών περιεκτών τους (Schymanski et al., 2018).

Επιπλέον, στην παραπάνω διαπίστωση περί επιμόλυνσης του πόσιμου νερού με μικροπλαστικά από τα πλαστικά υλικά και αντικείμενα με τα οποία το νερό έρχεται σε επαφή, συνηγορεί και μια άλλη σχετική έρευνα. Σύμφωνα με αυτή, 40m³ ανεπεξέργαστου νερού από υπόγειες πηγές, καθώς και πόσιμο που προήλθε μετά τον καθαρισμό του σε μονάδα επεξεργασίας έδειξε ότι τα μικροπλαστικά που ανιχνεύθηκαν ανέρχονταν από 0 έως 7 μικροπλαστικά σωματίδια ανά m³ και ότι αυτό το μικρό ποσό των μικροπλαστικών προέρχονταν από τη διάβρωση των πλαστικών σωλήνων στη μονάδα καθαρισμού του νερού, καθώς και από τα πλαστικά δοχεία μεταφοράς του (Minténig et al., 2019).

Τα παραπάνω συνιστούν σοβαρή ένδειξη περί της συνεισφοράς των πλαστικών υλικών και αντικειμένων που έρχονται σε επαφή με τρόφιμα (πλαστικοί περιέκτες τροφίμων και υλικά συσκευασίας) στην επιμόλυνση των τροφίμων με μικροπλαστικά και κατά συνέπεια στην έκθεση του ανθρώπου σε αυτά. Μάλιστα, αν λάβει κανείς υπόψη την εκτεταμένη χρήση των πλαστικών περιεκτών των τροφίμων στην καθημερινή ζωή, ο παράγοντας αυτός έχει σημαντική διάσταση (Rist et al., 2018).

Για παράδειγμα, τα μικροπλαστικά από τereφθαλικό πολυαιθυλένιο (PET), το οποίο αποτελεί ένα πολυχρησιμοποιούμενο συνθετικό πολυμερές για πλαστικές φιάλες υγρών τροφίμων (νερού, αναψυκτικών), πλαστικών μεμβρανών τροφίμων, πλαστικών περιεκτών τροφίμων για φούρνους μικροκυμάτων, θεωρούνται πιθανώς καρκινογόνα για τον άνθρωπο (Li et al., 2018a). Επίσης, τα μικροπλαστικά από πολυστυρένιο (PS), το οποίο χρησιμοποιείται για την κατασκευή πλαστικών ποτηριών και πιάτων μιας χρήσης, καθώς και άλλων επιτραπέζιων σκευών, έχει αποδειχτεί ότι απελευθερώνουν τοξικά μονομερή που οδηγούν σε καρκίνο και αναπαραγωγικές ανωμαλίες στον άνθρωπο, τα ποντίκια και ορισμένα ασπόνδυλα (Wang et al., 2016).

- Αλάτι

Η παρουσία μικροπλαστικών σε θαλασσινό αλάτι έχει αποκαλυφθεί από αρκετές έρευνες. Σε μια εξ αυτών, εξετάστηκαν 17 διαφορετικά εμπορικά σήματα (μάρκες) συσκευασμένου θαλασσινού αλατιού που κυκλοφορούσαν σε οκτώ διαφορετικές χώρες και ο αριθμός των μικροπλαστικών που ανιχνεύτηκαν κυμαίνονταν από 0 έως 10 μικροσωματίδια ανά κιλό αλατιού (Yang et al., 2015; Karami et al., 2017). Οι τιμές αυτές ήταν αμελητέες σε σχέση με αυτές που αποκαλύφθηκαν σε άλλη έρευνα από την οποία προέκυψε ότι η ποσότητα των μικροσωματιδίων πλαστικών που ανιχνεύτηκαν σε επιτραπέζιο αλάτι της κινέζικης αγοράς και ήταν από 7 έως 680 μικροσωματίδια πλαστικών ανά κιλό αλατιού και της Ισπανικής αγοράς που βρέθηκε να είναι από 50 έως 280 μικροσωματίδια πλαστικών ανά κιλό αλατιού, με κυρίαρχα και στις δύο περιπτώσεις τα θραύσματα πολυπροπυλενίου (PP) και πολυαιθυλενίου (PE) (Yang et al., 2015; Iñiguez et al., 2017).

Οι διαφορές που παρατηρούνται στις ευρεθείσες τιμές μικροπλαστικών στο αλάτι ενδέχεται να σχετίζονται με σφάλματα στη διαδικασία εκχύλισης των μικροπλαστικών από αυτό. Γι' αυτόν ακριβώς το λόγο, απαιτείται να καταβληθεί προσπάθεια βελτίωσης της μεθόδου ποσοτικού προσδιορισμού μικροπλαστικών στο αλάτι, έτσι ώστε να υπάρξει μια αξιόπιστη μέθοδος βάσει της οποίας να μπορούν τα αποτελέσματα διαφόρων μελετών να είναι συγκρίσιμα (Karbalaei et al., 2018).

Αναφορικά με την πιθανή πηγή προέλευσης των μικροπλαστικών στο θαλασσινό αλάτι, αναφέρεται ότι το επιμολυσμένο νερό των παράκτιων περιοχών που έχει χρησιμοποιηθεί για την παραγωγή του αλατιού είναι η πιθανότερη αιτία, χωρίς βεβαίως, να αποκλείονται και τα ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα μικροπλαστικών στις περιοχές αυτές και τους εν γένει χώρους συλλογής του αλατιού (Wright and Kelly, 2017).

- Μπύρα

Η εξέταση 24 διαφορετικών εμπορικών σημάτων (μάρκες) γερμανικής μπύρας έδειξε την παρουσία από 2 έως 79 ινών μικροπλαστικών ανά λίτρο μπύρας και από 12 έως 109 πλαστικών θραυσμάτων ανά λίτρο μπύρας (Liebezeit and Liebezeit, 2014). Αναφορικά με την αιτιολόγηση της πιθανής πηγής προέλευσης αυτών, έχουν αναφερθεί: α) η ατμοσφαιρική κατακρήμνιση μικροπλαστικών, β) η ύπαρξη μικροπλαστικών στις πρώτες και τις βοηθητικές ύλες, τα πλαστικά υλικά και αντικείμενα που χρησιμοποιήθηκαν και η εν γένει διαδικασία παραγωγής της μπύρας και γ) η παρουσία μικροπλαστικών στο νερό που χρησιμοποιήθηκε στις εγκαταστάσεις παραγωγής. Τα παραπάνω μπορούν να δικαιολογήσουν την παρουσία μικροπλαστικών στο τελικό προϊόν ή ακόμα και την ενδεχόμενη επιμολύνσή του (Wright and Kelly, 2017).

- Μέλι και ζάχαρη

Στο μέλι και τη ζάχαρη (ακατέργαστη ζάχαρη από ζαχαροκάλαμο) έχει ανιχνευτεί μικρός αριθμός μικροπλαστικών σε μορφή ινών και θραυσμάτων βάσει μιας έρευνας. Τα μικροπλαστικά, κατά μέσον όρο, για τα συγκεκριμένα είδη τροφίμων προσδιορίστηκαν ως εξής: 174 ίνες μικροπλαστικών ανά κιλό μελιού και 217 ίνες μικροπλαστικών ανά κιλό ζάχαρης, καθώς και 9 θραύσματα μικροπλαστικών ανά κιλό μελιού και 32 θραύσματα μικροπλαστικών ανά κιλό ζάχαρης. Οι επιστήμονες της συγκεκριμένης έρευνας διατύπωσαν την άποψη ότι η παρουσία των συνθετικών μικροπλαστικών στο μέλι ήταν αερογενούς, αερόφερτης προέλευσης στηριζόμενοι στην παρατήρηση ότι τα συνθετικά μικροπλαστικά που εντόπιζαν αυξάνονταν μετά από φαινόμενα βροχοπτώσεων. Συγκεκριμένα, οι επιστήμονες υποστήριξαν ότι μικροπλαστικά από τον αέρα, έχοντας κατακρημνιστεί και εναποτεθεί στους ανδούς και το φύλλωμα των φυτών, μπορούσαν να ενσωματωθούν στη γύρη και άρα να μεταφερθούν με αυτόν τον τρόπο από τις μέλισσες μέσα στις κυψέλες (Liebezeit and Liebezeit, 2013).

Σε αντίθεση με την προαναφερθείσα έρευνα, σε μια άλλη παρόμοια μελέτη εξέτασης δειγμάτων μελιού για εντοπισμό μικροπλαστικών δε βρέθηκε αξιοσημείωτη μόλυνση σε αυτό (Mühlschlegel et al., 2017). Με αφορμή την τελευταία αυτή έρευνα, τέθηκαν σε αμφισβήτηση για την ορθότητα της ακολουδούμενης μεθοδολογίας τους οι προαναφερθείσες έρευνες, βάσει των οποίων εντοπίστηκαν μικροπλαστικά στη μύρα, το μέλι και τη ζάχαρη, τόσο για την ταυτοποίηση των μικροπλαστικών σωματιδίων, όσο και για την εξήγηση της παρουσίας των μικροπλαστικών στα τρόφιμα αυτά (Lachenmeier et al., 2015).

Δ.2.1.γ. Μικροπλαστικά και Ασφάλεια Τροφίμων

Παρά το αυξανόμενο ενδιαφέρον της επιστημονικής έρευνας για την παρουσία μικροπλαστικών στα διάφορα είδη τροφίμων, η διαθέσιμη πληροφορία είναι ακόμη περιορισμένη και αφορά λίγες χώρες. Απαιτείται περισσότερη έρευνα για την αξιολόγηση της παρουσίας μικροπλαστικών στα εδώδιμα αλιεύματα, ιδίως, των περιοχών που είναι επιβαρυνμένες με ρύπανση από μικροπλαστικά (περιοχές που έχουν υψηλή συγκέντρωση μικροπλαστικών στην υδάτινη στήλη ή/και στο ίζημα) και με έμφαση στα είδη των ιστών των αλιευμάτων που καταναλώνονται από τον άνθρωπο (Barboza et al., 2018a).

Επιπλέον, απαιτούνται περισσότερα ποιοτικά και ποσοτικά στοιχεία συμπεριλαμβανομένων του τύπου, του μεγέθους και της σύνδεσης των μικροπλαστικών, επειδή η σύνδεσή τους με την πηγή προέλευσής τους είναι καθοριστικής σημασίας για τη ανάληψη δράσεων αντιμετώπισης του φαινομένου. Επίσης, απαιτούνται νέες προσεγγίσεις για την απομόνωση, την ταυτοποίηση και τον ποσοτικό προσδιορισμό των μικροπλαστικών σωματιδίων στους ιστούς, την υδάτινη στήλη και τα ιζήματα. Μεγάλη σημασία πρέπει να δοθεί στην εναρμόνιση και την τυποποίηση των χρησιμοποιούμενων

μεθόδων, ώστε να βελτιωθεί η εκτίμηση της ανθρωπίνης έκθεσης στα μικροπλαστικά που αποτελεί, άλλωστε, και τον απώτερο στόχο (Barboza et al., 2018a).

Θεμελιώδη σημασία έχει ακόμα, η διασφάλιση της ποιότητας των μεθόδων που χρησιμοποιούνται και για την επεξεργασία των δειγμάτων, καθώς και η τυποποίηση και εναρμόνισή τους, διότι μόνο κάτω από αυτές τις προϋποθέσεις μπορούν τα αποτελέσματα των διαφόρων ερευνών να καθίστανται επαρκώς συγκρίσιμα (Wesch et al., 2017).

Με δεδομένη την παρουσία σε υψηλές συγκεντρώσεις των προσθέτων, των ελευθέρων μονομερών, αλλά και των προσροφημένων ρύπων στα μικροπλαστικά, καθίσταται εύλογο το ερώτημα σε σχέση με την ενδεχόμενη δυνατότητα απελευθέρωσης όλων αυτών χημικών στον ανθρώπινο οργανισμό μετά από την κατανάλωση τροφίμων επιμολυσμένων με μικροπλαστικά. Διεθνώς αναγνωρισμένες επιστημονικές επιτροπές και εμπειρογνώμονες απαντώντας στο ερώτημα αυτό, κατέληξαν ότι είναι αμελητέα η επίπτωση στην έκθεση των προσθέτων και των επιμολυντών που φέρουν τα μικροπλαστικά στα οποία ο άνθρωπος εκτίθεται μέσω της διατροφής του (EFSA, 2016; Lusher et al., 2017).

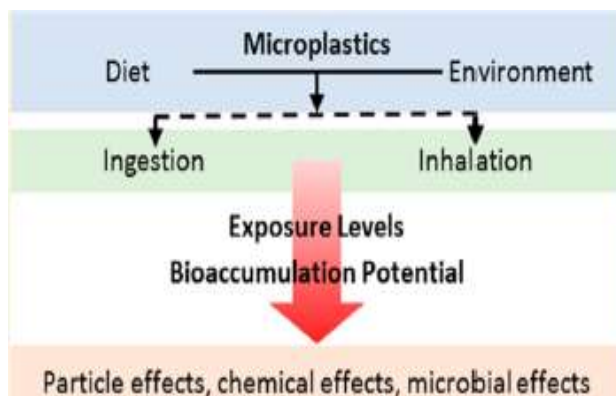
Παρόλα αυτά, λαμβάνοντας υπόψη την αβεβαιότητα που δημιουργείται, κυρίως, από τα κενά στην επιστημονική γνώση γύρω από το ζήτημα αυτό μέχρι στιγμής, η έρευνα για την επίπτωση που έχει στην υγεία του ανθρώπου το σύνολο των χημικών που τα μικροπλαστικά «κουβαλούν» και μεταφέρονται στον άνθρωπο μέσω των τροφίμων θα πρέπει να συνεχίσει να βρίσκεται στο επίκεντρο της επιστημονικής έρευνας και στο μέλλον (Barboza et al., 2018a).

Από την άλλη μεριά, η μεταφορά παθογόνων μικροοργανισμών στον άνθρωπο από την κατάποση μικροπλαστικών είναι, ακόμη, ένα θεωρητικό σενάριο. Επί του παρόντος, είναι άγνωστο σε ποιο βαθμό εμπλέκονται τα πλαστικά θραύσματα στη διάδοση και τη διασπορά μολυσματικών ασθενειών στον άνθρωπο. Επιπροσθέτως, η επιβίωση των παθογόνων μικροβίων στα πλαστικά θραύσματα δεν έχει μελετηθεί διεξοδικά. Κατά συνέπεια, η σε βάθος κατανόηση της διάδοσης των παθογόνων μέσω της κατανάλωσης, κυρίως, αλιευμάτων και η διακινδύνευση του ανθρώπου μέσω της διατροφής απαιτούν περαιτέρω επιστημονική έρευνα (Barboza et al., 2018a).

Επί του παρόντος, ρυθμιστικό πλαίσιο ή ειδική νομοθεσία που να δεσπίζει όρια αναφορικά με την παρουσία μικροπλαστικών στα αλιεύματα και τα λοιπά τρόφιμα, συμπεριλαμβανομένου του νερού, δεν υπάρχουν (EFSA, 2016). Η δέσπιση νομοθεσίας για τον επίμονο αυτό ρυπαντή θα ενίσχυε την ασφάλεια των τροφίμων (Barboza et al., 2018a).

Παρόλα αυτά, η διεθνής τάση, σήμερα, είναι ότι πρέπει να ρυθμιστεί η παρουσία των μικροπλαστικών, τόσο στα τρόφιμα, όσο και στο περιβάλλον (Rainieri and Barranco, 2019). Τα μικροπλαστικά αποτελούν ένα σταθερό μέρος του θαλάσσιου οικοσυστήματος στις μέρες μας και ως εκ τούτου θα πρέπει να συμπεριληφθούν στους ρυπαντές που

ρυθμίζονται υπό την έννοια ενός πλαισίου επιτρεπτών νομοθετικών ορίων (Farady, 2019). Ωστόσο, αυτό καθυστερεί, κυρίως, εξαιτίας των κενών που ακόμη υφίστανται στην επιστημονική γνώση. Τα κενά αυτά αποτελούν τροχοπέδη στην εκτίμηση της ρεαλιστικής διακινδύνευσης (risk assessment) του ανθρώπου από την κατανάλωση τροφίμων που περιέχουν μικροπλαστικά, η οποία με τη σειρά της αποτελεί προαπαιτούμενο για τη δέσπιση επαρκούς κανονιστικού πλαισίου (Rainieri and Barranco, 2019).



Εικόνα 23. Το επίπεδο έκθεσης στα μικροπλαστικά, είτε μέσω της κατάποσης, είτε μέσω της εισπνοής παίζει καθοριστικό ρόλο στις επακόλουθες επιπτώσεις (Wright and Kelly, 2017).

Δ.2.1.δ. Πιθανοί Μηχανισμοί Πρόσληψης των Μικροπλαστικών στο Πεπτικό Σύστημα

Ο εντερικός βλεννογόνος συνιστά έναν εξαιρετικά σημαντικό φραγμό, εμπόδιο εισόδου των μικροπλαστικών στον οργανισμό. Ο εντερικός βλεννογόνος έχει εξελιχθεί να επιτρέπει την επαρκή πρόσληψη θρεπτικών συστατικών από τις τροφές, ενώ παράλληλα να αποκλείει τις δυνητικά βλαβερές ουσίες και τους μικροοργανισμούς. Αυτό συμβαίνει κάτω από φυσιολογικές συνθήκες και σε υγιείς οργανισμούς. Γι' αυτό, η ακεραιότητα και η φυσιολογική του λειτουργία έχουν εξαιρετική σημασία (Galloway, 2015).

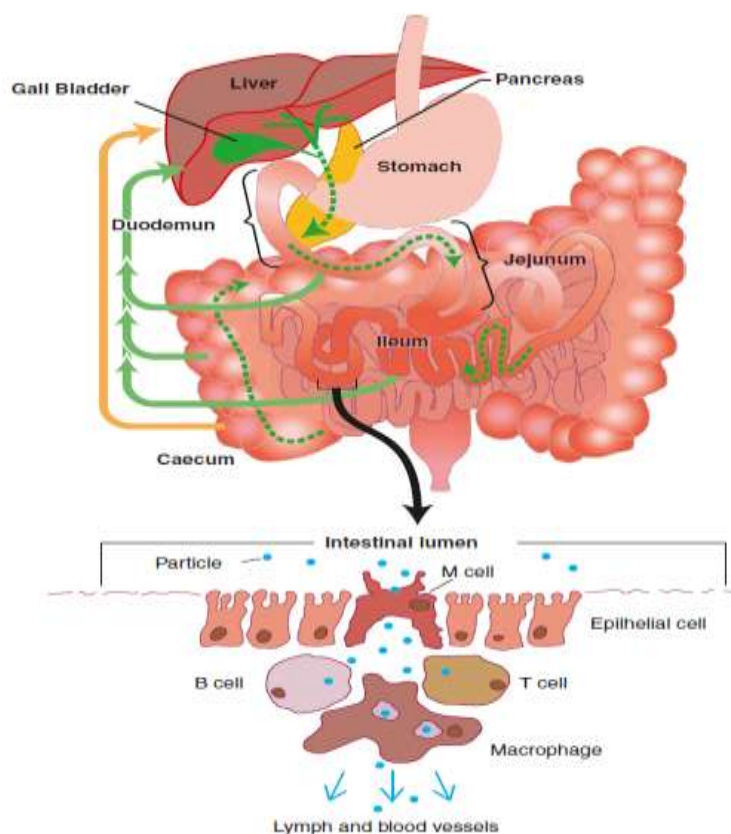
Μετά την κατάποση, τα πλαστικά μικροσωματίδια, ως «ξένα σώματα», έρχονται σε επαφή και αλληλεπιδρούν με το στρώμα βλέννας που καλύπτει το γαστρεντερικό σωλήνα. Η βλέννα έχει τη δυνατότητα να προκαλεί τη συσσωμάτωση των μικροπλαστικών, αποτελώντας σημαντικό μηχανισμό κάθαρσης. Όμως, διάφορες αιτίες, όπως η δράση επιφανειοδραστικών ουσιών (τασενεργές) ενδέχεται να μειώσουν το ιξώδες της βλέννας, οπότε και η πρόσληψη των μικροπλαστικών γίνεται μεγαλύτερη. Σε αυτή την περίπτωση, δηλαδή, τα μικροπλαστικά έχουν μεγαλύτερες πιθανότητες να αφομοιωθούν από τον οργανισμό, αντί να αποβληθούν (Wright and Kelly, 2017). Όσο μεγαλύτερη είναι η προσκόλληση των πλαστικών μικροσωματιδίων στη γαστρεντερική βλέννα, τόσο μεγαλύτερος και αποδοτικότερος είναι ο ρυθμός κάθαρσής τους (Prata et al., 2020).

Επίσης, το μέγεθος των μικροπλαστικών και το φορτίο της επιφάνειάς τους επηρεάζουν σημαντικά την ικανότητά τους να διαπερνούν τη βλεννώδη στιβάδα του γαστρεντερικού σωλήνα και να έρχονται σε επαφή με τα υποκείμενα της βλέννας

επιθηλιακά κύτταρα. Έτσι, πλαστικά μικροσωματίδια πολύ μικρού μεγέθους και με αρνητικό φορτίο επιφάνειας είναι πολύ πιθανότερο να παρουσιάσουν μεγαλύτερη πρόσληψη από το γαστρεντερικό σωλήνα (Wright and Kelly, 2017).

Αν μικροπλαστικά σωματίδια έρθουν σε επαφή, είτε με το γαστρεντερικό, είτε με το αναπνευστικό επιθήλιο, υπάρχουν αρκετά διαφορετικά μονοπάτια πρόσληψης και μετακίνησης αυτών των μικροσωματιδίων στον οργανισμό. Το πρωταρχικό μονοπάτι πρόσληψης μικροπλαστικών που λειτουργεί στο γαστρεντερικό σωλήνα είναι δια της ενδοκυττάρωσης (ισχύει και για τον αναπνευστικό σύστημα) (Wright and Kelly, 2017).

Άλλο μονοπάτι πρόσληψης είναι δια της διήθησης /απορρόφησης (persorption) (δεν ισχύει για τον αναπνευστικό σύστημα). Εκτός, από την ενδοκυττάρωση, ειδικά για τα νανοσωματίδια, θεωρείται δυνατή και η παρακυτταρική μεταφορά τους διαμέσου των στενών συνδέσεων των κυττάρων του γαστρεντερικού επιθηλίου. Αν και οι στενές συνδέσεις των επιθηλιακών κυττάρων είναι εξαιρετικά αποτελεσματικές για την αποτροπή μιας τέτοιου είδους διαπερατότητας, ωστόσο, η αρχιτεκτονική τους ενδέχεται να προσβληθεί, οπότε σε τέτοια περίπτωση, ο εν λόγω «φραγμός» αίρεται (Wright and Kelly, 2017).



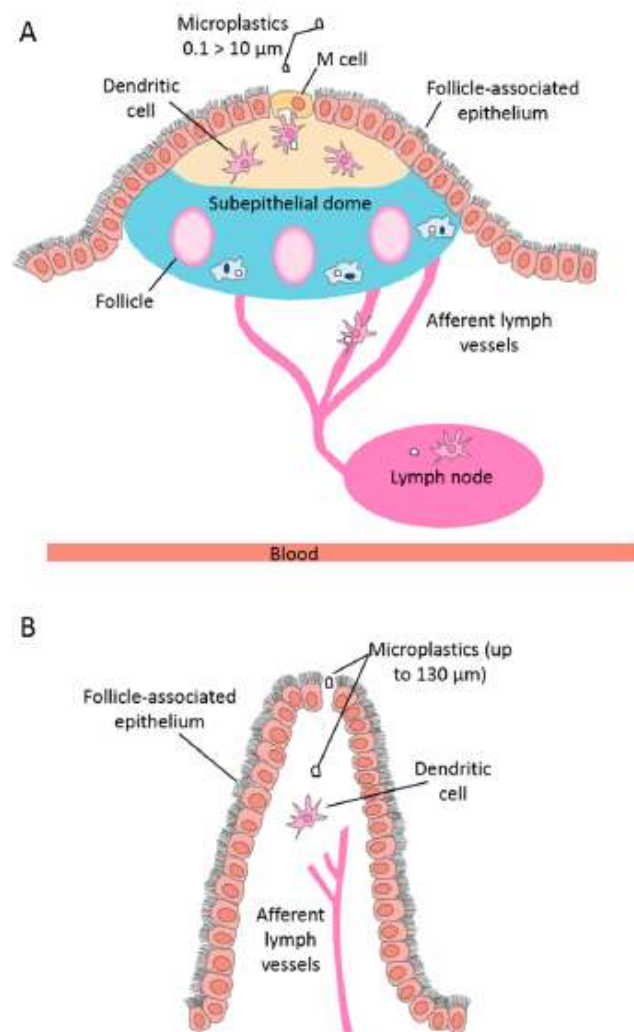
Εικόνα 24. Απεικόνιση πρότασης σχετικά με τα μονοπάτια ανακυκλοφορίας για συνθετικά νανοπλαστικά μετά από στοματική χορήγηση σε ποντίκια. Τα νανοπλαστικά μεταφέρονται από το έντερο στην κυκλοφορία του αίματος δια των M κυττάρων και από εκεί δια του λεμφικού συστήματος (κίτρινη γραμμή στο σχήμα) στο ήπαρ και τη χοληδόχο κύστη. Κατόπιν τα σωματίδια επαναπελευθερώνονται στο έντερο μαζί με τη χολή (πράσινη γραμμή στο σχήμα) προτού αποβληθούν με τα κόπρανα και τα ούρα (Galloway, 2015).

- Ενδοκυττάρωση

Στο τρίτο τμήμα του λεπτού εντέρου: τον ειλεό βρίσκονται, κυρίως, οι πλάκες του Peyer που θεωρούνται το κυριότερο τμήμα πρόσληψης και μετακίνησης των πλαστικών μικροσωματιδίων. Αυτές οι δολωτές περιοχές χαρακτηρίζονται από μια επιθηλιακή στιβάδα που αποτελείται από Μ-κύτταρα και εντεροκύτταρα. Τα Μ-κύτταρα ονομάζονται έτσι, εξαιτίας των επιφανειακών μικροπτυχώσεων που δημιουργούν μέσα στον εντερικό αυλό, στον οποίο προβάλλουν. Κάτω από αυτή τη στιβάδα βρίσκεται ο υποεπιθηλιακός δόλος, μια κοιλότητα που περιέχει λεμφοκύτταρα ή/και μακροφάγα. Οι πλάκες του Peyer συνιστούν μέρος των λεμφοειδών ιστών του εντέρου. Τα Μ-κύτταρα προσλαμβάνουν και μεταφέρουν μικροσωματίδια (μικρού μεγέθους $0,1 < 10\mu\text{m}$) από τον εντερικό αυλό στους λεμφοειδείς ιστούς που σχετίζονται με το βλεννογόνο, παίζοντας καταλυτικό ρόλο στην ανοσιακή ομοιόσταση. Έτσι, ο υποεπιθηλιακός δόλος λειτουργεί ως μια δεξαμενή αποθήκευσης για τα μη αποικοδομήσιμα, αδιάσπαστα πλαστικά μικροσωματίδια. Τα Μ-κύτταρα χαρακτηρίζονται από μεγάλη ικανότητα σύλληψης και μεταφοράς μικροπλαστικών από τον εντερικό αυλό, δίνοντας τη σκυτάλη για δράση στα μακροφάγα και τα λεμφοκύτταρα. Ωστόσο, μια υπερσυσσώρευση μικροπλαστικών σε αυτή την περιοχή θα μπορούσε να υπονομεύσει την τοπική ανοσία (Wright and Kelly, 2017).

- Διήθηση, Απορρόφηση (persorption)

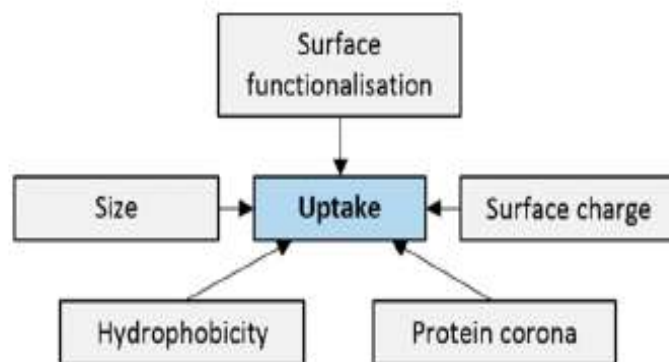
Ενας άλλος τρόπος πρόσληψης των μικροπλαστικών από το γαστρεντερικό σωλήνα αποτελεί το φαινόμενο της διήθησης ή απορρόφησης (persorption). Μάλιστα, ο τρόπος αυτός λειτουργεί συχνότερα, επειδή αφορά μικροπλαστικά μεγάλου εύρους μεγέθους. Η διήθηση / απορρόφηση είναι το φαινόμενο που περιγράφει τη μηχανική μάλαξη που ασκούν τα στερεά μικροσωματίδια, μεγέθους μέχρι $130\mu\text{m}$ διάμετρο, διαμέσου των κενών της μονής επιθηλιακής στιβάδας, στις κορυφές των εντερικών λαχνών με αποτέλεσμα την είσοδό τους στο κυκλοφορικό σύστημα (Wright and Kelly, 2017; Prata et al., 2020).



Εικόνα 25. Δυνητικά μονοπάτια πρόσληψης μικροπλαστικών από το γαστρεντερικό σωλήνα. Α. Μικροπλαστικά μικρού μεγέθους που βρίσκονται στον εντερικό αυλό προσλαμβάνονται από τα Μ-κύτταρα των πλακών του Peyer με ενδοκυττάρωση για να παραδοθούν στους λεμφοειδείς ιστούς που σχετίζονται με το βλεννογόνο. Β. Πρόσληψη μικροπλαστικών από τον αυλό του γαστρεντερικού σωλήνα δια της παρακυτταρικής διήθησης (persorption) (Wright and Kelly, 2017).

Δ.2.1.ε. Παράγοντες που Επηρεάζουν την Πρόσληψη των Μικροπλαστικών στο Εντερο

Μετά τη «σύλληψη» των μικροπλαστικών, η μετακίνησή τους μπορεί να συμβεί διαμέσου των μακροφάγων στους λεμφαδένες και διαμέσου του κυκλοφορικού συστήματος φτάνοντας, έτσι, στα δευτερογενή όργανα στόχους, όπως το ήπαρ, οι νεφροί, ο σπλήνας, η καρδιά και ο εγκέφαλος. Το μονοπάτι πρόσληψης των μικροπλαστικών που θα ακολουθηθεί, εν πολλοίς, εξαρτάται, από τον τύπο των κυττάρων και από τις ιδιότητες των προς πρόσληψη μικροπλαστικών και, κυρίως, τις χημικές ιδιότητες της επιφάνειάς τους και το μέγεδός τους (Wright and Kelly, 2017).



Εικόνα 26. Χαρακτηριστικά και ιδιότητες των μικροσωματιδίων (μικροπλαστικών & νανοπλαστικών) που επηρεάζουν τον τρόπο αφομοίωσης τους από τον οργανισμό (Wright and Kelly, 2017).

- Μέγεθος Μικροπλαστικών

Το μέγεθος των μικροπλαστικών αποτελεί καθοριστικό παράγοντα για το είδος της διαδικασίας που θα λάβει χώρα, δηλαδή, αν αυτά θα προσληφθούν από τους ιστούς που θα επιδράσουν (πεπτικό, αναπνευστικό) ή αν θα παγιδευτούν από τους αντίστοιχους μηχανισμούς κάθαρσης. Πολύ μικρά σωματίδια, π.χ. μικρότερα του 1 μm ή εκείνα με επίμονη παρουσία στην επιθηλιακή επιφάνεια θα προσληφθούν από τα κύτταρα και πιθανώς να «διασχίσουν» το επιθήλιο. Η αποδοτικότητα της μετακίνησης των πλαστικών μικροσωματιδίων αυξάνει όσο μειώνεται το μέγεδός τους, αλλά και διαφορετικοί μηχανισμοί κάθαρσης λαμβάνουν χώρα για διαφορετικά κλάσματα μεγέδους σωματιδίων. Έτσι, για παράδειγμα, τα εισπνεόμενα νανοπλαστικά αναμένεται ότι μπορούν να φτάσουν βαθιά στους πνεύμονες έχοντας διασχίσει το επιθήλιο της αναπνευστικής οδού, ενώ τα μικροπλαστικά εισερχόμενα στο γαστρεντερικό σωλήνα, ενδέχεται, να παγιδεύονται στις βλεννώδεις εκκρίσεις που αποτελούν μηχανισμό κάθαρσης του εντέρου (Wright and Kelly, 2017).

- Χημεία της Επιφάνειας και Υδροφοβικότητα των Μικροπλαστικών

Η «σύλληψη» των μικροπλαστικών και η μετακίνησή τους στον οργανισμό είναι, επίσης, πολύ πιθανό να συνδέονται με τη χημεία της επιφάνειάς τους, καθώς και με την υδροφοβικότητα αυτής. Συνεπώς, το πώς διαμορφώνεται η λειτουργικότητα της επιφάνειας παίζει καθοριστικό ρόλο στην αναγνώριση και την πρόσληψη των μικροπλαστικών στον οργανισμό. Το φορτίο της επιφάνειας των πλαστικών μικροσωματιδίων, επίσης, παίζει ρόλο στο ποιο μονοπάτι πρόσληψης θα ενεργοποιηθεί (Wright and Kelly, 2017).

Η υδροφοβικότητα των μικροσωματιδίων μπορεί να συμβάλλει στην καλύτερη μεταφορά τους διαμέσου της επιφανειακής βλέννας. Επιπλέον, η υδροφοβικότητα επηρεάζει την απορρόφηση / προσκόλληση πρωτεϊνών (οι οποίες υπάρχουν στο εντερικό περιεχόμενο που βρίσκεται στον αυλό) στην επιφάνεια των μικροσωματιδίων. Το φαινόμενο αυτό έχει σαν αποτέλεσμα τη διαμόρφωση ενός μοναδικού πρωτεϊνικού προτύπου, γνωστού ως «κορώνα» (“corona”). Ο σχηματισμός πρωτεϊνής κορώνα εξαρτάται σε πολύ μεγάλο βαθμό από τη χημική σύσταση των μικροσωματιδίων. Αλλά και το μέγεθος των μικροσωματιδίων παίζει ρόλο στο σχηματισμό πρωτεϊνής κορώνα. Για παράδειγμα, τα νανοπλαστικά έχουν σχετικά μεγάλη επιφάνεια ανά μονάδα μάζας με αποτέλεσμα να καδίστανται πιο επιδεκτικά απορρόφησης επί της επιφάνειάς τους οργανικών συστατικών από το γύρω περιβάλλον, όπως είναι ο αυλός του εντέρου. Έτσι, συστατικά της εντερικής έκκρισης, πρωτίστως ενδοπρωτεΐνες, πλήρως και μερικώς αφομοιωμένα βακτήρια και μη απορροφημένα αντιγόνα τροφίμων απορροφώνται πάνω στην επιφάνεια των μικροσωματιδίων των πλαστικών. Με τον τρόπο αυτό, τα κύτταρα, όπως τα Μ-κύτταρα, εκτίθενται σε συζεύγματα μη βιολογικών σωματιδίων με βιομόρια (Wright and Kelly, 2017).

Όμως, η χημεία της επιφάνειας των μικροπλαστικών επηρεάζεται και από το περιβάλλον που διαμορφώνει το πεπτικό περιεχόμενο. Για παράδειγμα, το όξινο pH που υπάρχει στο στομάχι ή το ουδέτερο pH στο λεπτό έντερο μπορούν να επηρεάζουν τη βιοδιαθεσιμότητα των μικρο- και νανοπλαστικών στον οργανισμό. Επίσης, η δράση των ενζύμων της πέψης είναι πιθανό να μεταβάλει τα χημικά χαρακτηριστικά των μικροπλαστικών, καθώς αυτά μεταφέρονται κατά μήκος του γαστρεντερικού σωλήνα. Πέρα από την κυτταρική πρόσληψη των μικροπλαστικών, το φορτίο της επιφάνειάς τους ενδέχεται να επηρεάσει την έκταση, αλλά και το μονοπάτι μετακίνησής τους στα δευτερογενή όργανα (Wright and Kelly, 2017).

Δ.2.2. Εισπνοή

Μικροπλαστικά απελευθερώνονται στον αέρα από διάφορες πηγές, κυρίως από συνθετικά υφάσματα, αλλά και από την τριβή διαφόρων συνθετικών πολυμερών υλικών, όπως τα λάστιχα των αυτοκινήτων, έπιπλα και λοιπά αντικείμενα εσωτερικών χώρων. Μετά από την άμεση απελευθέρωση των μικροπλαστικών στον αέρα, ορισμένα, λόγω μεγέθους και βάρους, καδίζουν πάνω σε επιφάνειες, με ενδεχόμενο όμως, να επαναιωρηθούν και έτσι να βρεθούν ξανά στον αέρα. Γενικά, όσο μεγαλύτερα σε μέγεθος είναι τα αιωρούμενα σωματίδια ($>20\mu\text{m}$) έχουν την τάση να κατακρημνίζονται λόγω βαρύτητας, οπότε και δεν καδίστανται αναπνεύσιμα (Dris et al., 2016; Gasperi et al., 2018).

Είναι εξαιρετικά σημαντικό να τονιστεί ότι και στην περίπτωση των βαρύτερων ινών μικροπλαστικών, ο άνθρωπος μπορεί να εκτεθεί δια της κατάποσης, όπως για παράδειγμα μέσω της οικιακής σκόνης που επικάθεται σε τρόφιμα ή σε σκεύη φαγητού, καθώς και δια της hand-to-mouth επαφής που είναι συχνή στα μικρά παιδιά (Dris et al., 2016).

Οι ιδιότητες των αερομεταφερόμενων μικροπλαστικών σωματιδίων, όπως το μέγεθος και η πυκνότητά τους, επηρεάζουν την εναπόθεσή τους στο αναπνευστικό σύστημα, με αποτέλεσμα τα πιο ελαφριά και πιο μικρά σωματίδια να φτάνουν βαθύτερα στους πνεύμονες (Prata et al., 2020). Άλλωστε, πλαστικές ίνες έχουν παρατηρηθεί στον πνευμονικό ιστό, γεγονός που υποδηλώνει ότι ορισμένα ινώδη μικροπλαστικά μπορούν δια της αναπνοής να «διατρέξουν» την αναπνευστική οδό και να φτάσουν βαθιά στον πνεύμονα (Gasperi et al., 2018).

Σε μια από τις πρώτες έρευνες, τα μικροπλαστικά στον εξωτερικό αέρα (outdoor) προσδιορίστηκαν από 0,3 έως 1,5 σωματίδια ανά m^3 και στον αέρα εσωτερικού χώρου (indoor) από 0,4 έως 56,5 σωματίδια ανά m^3 (33% εκ των οποίων ήταν πολυμερή). Στα σωματίδια που καταμετρήθηκαν και στις δύο περιπτώσεις συμπεριλαμβάνονταν μικροπλαστικά τέτοιων μεγεθών που μπορούσαν να εισέλθουν στο αναπνευστικό σύστημα δια της αναπνοής (Dris et al., 2017).

Η ημερήσια εισπνοή μικροπλαστικών ανά άτομο έχει υπολογιστεί από 26 έως 130 αερομεταφερόμενα μικροπλαστικά (Prata, 2018). Επίσης, σε άλλη έρευνα με ειδικού τύπου δειγματοληψία αέρα, εκτιμήθηκε ότι η ημερήσια πρόσληψη δια της εισπνοής από άρρεν άτομο με ήπια σωματική δραστηριότητα ανέρχονταν στα 272 μικροπλαστικά (Vianello et al., 2019). Οι διαφορετικές εκτιμήσεις εξαρτώνται από τις διαφορετικές μεθοδολογίες δειγματοληψίας, καθώς και από παράγοντες που αφορούν το χώρο των μετρήσεων, όπως η καθαριότητα (εφαρμογή προγράμματος καθαρισμού) του χώρου, τα υλικά των επίπλων, η εποχή, καθώς και η ανθρώπινη δραστηριότητα (Prata et al., 2020).

Οι αερομεταφερόμενες ίνες μικροπλαστικών (fibers) ανήκουν στα πιο συχνά απαντώμενα είδη μικροπλαστικών του αέρα, γι αυτό είναι πολύ πιθανό να εισπνευστούν. Η πιθανότητα των αερομεταφερόμενων ινών μικροπλαστικών να εισέλθουν στο αναπνευστικό σύστημα του ανθρώπου εξαρτάται από το μέγεθός τους. Για το λόγο αυτό, είναι αναγκαία η διάκριση των όρων: αναπνεύσιμα (inhalable) και εισπνεύσιμα (respirable) σωματίδια (Gasperi et al., 2018).

Τα αναπνεύσιμα σωματίδια έχουν αεροδυναμική διάμετρο $d \geq 5 \mu m$ και εναποτίθενται στο ανώτερο αναπνευστικό (ρινοφάρυγγας), ενώ τα εισπνεύσιμα σωματίδια έχουν αεροδυναμική διάμετρο $d < 5 \mu m$ και φτάνουν βαθύτερα στην αναπνευστική οδό (εναποτίθενται, κυρίως, στην τραχεία και τους βρόγχους), ενώ αυτά που έχουν διάμετρο $d < 1 \mu m$ φτάνουν ως και τις πνευμονικές κυψελίδες (Gasperi et al., 2018).

Επομένως, το μέγεθος των αιωρούμενων μικροπλαστικών και οι συγκεντρώσεις τους στον αέρα παίζουν καθοριστικό ρόλο για τη διακινδύνευση (risk) της ανθρώπινης υγείας,

εκτός άλλων παραμέτρων, όπως η σύσταση των ινών αυτών και, κυρίως, ο χρόνος έκθεσης. Για τους παραπάνω λόγους, η κατανόηση της διακινδύνευσης προϋποθέτει την τεκμηριωμένη γνώση της τρέχουσας συγκέντρωσης και του γενικότερου προφίλ των αναπνεύσιμων και των εισπνεύσιμων αιωρούμενων μικροπλαστικών στα οποία εκτίθεται ο άνθρωπος (Wright and Kelly, 2017).

Η βιοεπιμονή (biopersistence) των ινωδών μικροπλαστικών που εισέρχονται στο αναπνευστικό σύστημα σχετίζεται την εγγενή ανθεκτικότητα, τη σταθερότητα αυτών των πολυμερών, αλλά και την αντίσταση / σταθερότητά τους απέναντι στους μηχανισμούς κάθαρσης του αναπνευστικού συστήματος. *In vitro* δοκιμές έδειξαν ότι οι πλαστικές ίνες είναι εξαιρετικά ανθεκτικές στα φυσιολογικά υγρά. Συγκεκριμένα, ίνες πολυαιθυλενίου και πολυπροπυλενίου παρέμειναν σχεδόν αδιάλυτες ή δεν εμφάνισαν καθόλου αλλαγές στην επιφάνειά τους μετά από 180 ημέρες παραμονής τους σε συνδυαστικό εξωκυτταρικό πνευμονικό υγρό. Αυτό δηλώνει ότι οι πλαστικές ίνες είναι ανθεκτικές και πιθανώς να παρουσιάζουν επιμονή στην παρουσία τους στους πνεύμονες (Gasperi et al., 2018).

Η βιοεπιμονή συνδέεται, επίσης, και με το μήκος των ινών. Έτσι, οι μεγαλύτερες σε μήκος ίνες μικροπλαστικών είναι πιο πιθανό να διεξέρχονται των μηχανισμών κάθαρσης του αναπνευστικού συστήματος. Για παράδειγμα, σε ιστοπαθολογική εξέταση βιοψίας πνευμόνων από εργαζόμενους σε βιομηχανία κλωστοϋφαντουργίας (πολυαμίδιο, πολυεστέρας, πολυολεφίνες, και ακρυλικό) διαπιστώθηκαν κοκκιωματώδεις αλλοιώσεις εγκλωβισμού ξένων σωμάτων που θεωρήθηκαν ότι ήταν σκόνη ακρυλικού, πολυεστέρα ή και νάιλον. Οι παρατηρήσεις αυτές επιβεβαιώνουν ότι ορισμένες ίνες «ξεφεύγουν» των μηχανισμών κάθαρσης και έχουν επίμονη παραμονή στο πνευμονικό παρέγχυμα (Gasperi et al., 2018).

Από τη στιγμή της εισόδου των αερομεταφερόμενων μικροπλαστικών στον αναπνευστικό σωλήνα, κάποια εξ αυτών μπορεί να παγιδευτούν από τις βλεννώδεις εκκρίσεις του ανώτερου αναπνευστικού επιθηλίου (μηχανισμός κάθαρσης που περιλαμβάνει: κίνηση κροσσών και παραγωγή βλέννης). Μάλιστα, μέσω κατάποσης των βλεννώδων εκκρίσεων, τα παγιδευμένα σε αυτές μικροπλαστικά ενδέχεται να φτάσουν στο γαστρεντερικό σωλήνα δια της κατάποσης. Άλλα μικροπλαστικά σωματίδια μπορούν να υποστούν τη δράση μακροφάγων στο αναπνευστικό επιθήλιο. Όμως, υπάρχουν και περιπτώσεις που οι αναπνεύσιμες ίνες μικροπλαστικών δεν καταφέρνουν να παγιδευτούν στις βλεννώδεις εκκρίσεις και τους εν γένει μηχανισμούς κάθαρσης του αναπνευστικού συστήματος, όπως συχνά συμβαίνει για παράδειγμα σε ανθρώπους με σχετικά παθολογικά προβλήματα (Wright and Kelly, 2017; Gasperi et al., 2018).

Οι βιβλιογραφικές αναφορές που σχετίζονται με την επαγγελματική έκθεση σε αερομεταφερόμενα μικροπλαστικά και ιδίως στις ίνες, αποτελούν σημαντική πηγή άντλησης στοιχείων και δεδομένων για τους κινδύνους που αναμένονται από την έκθεση του ανθρώπου σε αυτού του είδους τα αιωρούμενα σωματίδια (Wright and Kelly, 2017).

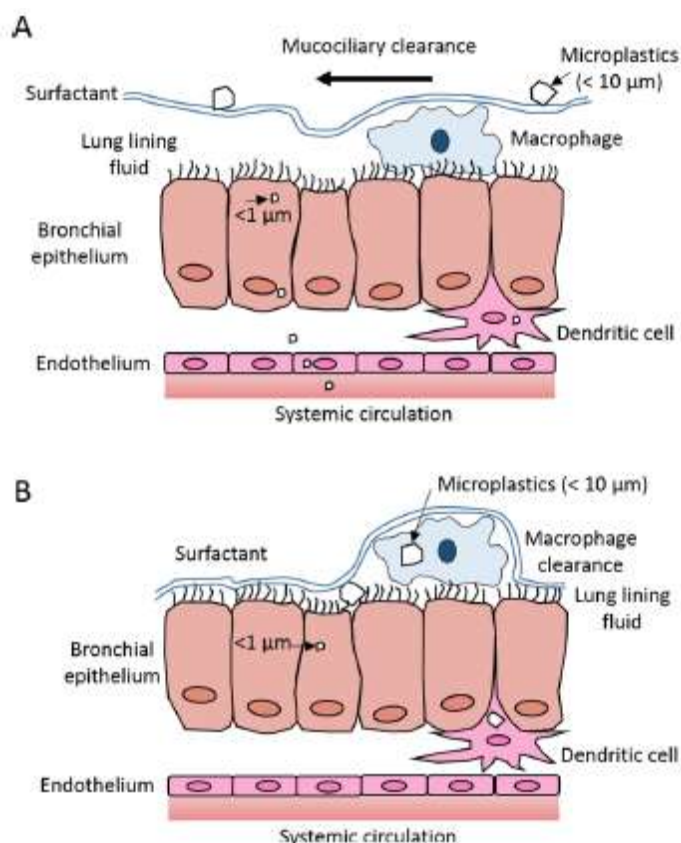
Από μελέτες σε εργαζόμενους που χειρίζονταν νάιλον υφάσματα δεν προέκυψε καμιά ένδειξη για αυξημένο κίνδυνο καρκίνου στο αναπνευστικό σύστημα, αν και στους εργαζόμενους αυτούς, ο επιπολασμός του αναπνευστικού ερεθισμού ήταν υψηλότερος (Warheit et al., 2001).

Επίσης, η διάμεση πνευμονοπάθεια που συνδέεται και με συνθήκες εργασίας και προκαλεί βήχα, δύσπνοια και μειωμένη ολική χωρητικότητα των πνευμόνων έχει παρατηρηθεί σε εργαζόμενους που επεξεργάζονται παρα-αραμιδικές ίνες, ίνες πολυεστέρα ή και ίνες νάιλον. Ακόμη, εργαζόμενοι που εκτίθενται σε συνθετικές ίνες σε επαγγελματικούς χώρους έχουν παρουσιάσει συμπτώματα παρόμοια με αυτά της αλλεργικής κυψελίτιδας. Τα παραπάνω συμπτώματα είναι ενδεικτικά για το ενδεχόμενο τα μικροπλαστικά να πυροδοτούν τοπικές βιολογικές αντιδράσεις, αφού έχουν εισέλθει δια της αναπνοής και εναποτεθεί στο πνευμονικό παρέγχυμα (Gasperi et al., 2018).

Μετά την εναπόθεσή των μικροπλαστικών στον πνευμονικό ιστό, η σύλληψή τους από τα μακροφάγα ή η μετακίνησή τους στην κυκλοφορία του αίματος ή στο λεμφικό σύστημα μπορεί να οδηγήσουν στη μετακίνηση, μετατόπιση (translocation) των μικροπλαστικών σε άλλα σημεία του σώματος. Ωστόσο, η μεγάλη επιφάνεια των μικρών σωματιδίων των μικροπλαστικών σε σχέση με το μέγεθος τους μπορεί να επιφέρει μια έντονη απελευθέρωση χημειοτακτικών παραγόντων στο αναπνευστικό σύστημα. Οι χημειοτακτικοί αυτοί παράγοντες εμποδίζουν τη μετανάστευση των μακροφάγων και αυξάνουν τη διαπερατότητα των αγγείων οδηγώντας σε χρόνια φλεγμονή, γνωστή ως υπερφόρτωση των πνευμόνων από σκόνη (dust overload) (Donaldson et al., 2003).

Πράγματι, νανοσφαιρίδια πολυστυρένιου (PS) μεγέθους 64 nm οδήγησαν σε εισροή ουδετερόφιλων και φλεγμονή στους πνεύμονες πειραματόζων (ποντίκια), αλλά και στην έκφραση ενός προφλεγμονώδους γονιδίου σε επιθηλιακά κύτταρα, εξαιτίας της επιβεβαιωμένης υψηλής οξειδωτικής δραστηριότητας προκαλούμενης από τη μεγάλη επιφάνεια μικροσωματιδίων που είχαν εισπνευστεί (Brown et al., 2001).

In vitro, μικροσωματίδια πολυβινυλοχλωρίδιου (PVC) μεγέθους 2μm επέφεραν σημαντική κυτταροτοξικότητα σε πνευμονικά κύτταρα ποντικού και ανθρώπου, καθώς και αιμόλυση (Xu et al., 2020).



Εικόνα 27. Α. Μηχανισμός κάθαρσης επιθηλίου ανώτερης αναπνευστικής οδού: κροσσοί και βλέννα παγιδεύουν και αποθoύν μικροπλαστικά. Β. Μηχανισμός κάθαρσης του αναπνευστικού επιθηλίου: μακροφάγα επί τω έργω εξουδετερώνουν μικροπλαστικά (Wright and Kelly, 2017).

Δ.2.2.α. Πιθανοί Μηχανισμοί Πρόσληψης των Μικροπλαστικών Ινών στο Αναπνευστικό Σύστημα

Η σχέση της συγκέντρωσης των μικροπλαστικών ινών στον αέρα με τη χρονική διάρκεια έκθεσης του ανθρώπου αποτελεί τη βάση για την εκτίμηση της διακινδύνευσης (risk). Όλων των ειδών οι αερομεταφερόμενες ίνες, είτε φυσικές, είτε συνθετικές, όταν εισπνέονται χρονίως φαίνεται να οδηγούν σε φλεγμονή (Greim et al., 2000).

Το γενικό πρότυπο τοξικότητας των ινωδών σωματιδίων με βάση τις ίνες αμιάντου και τις ανθρωπογενείς υαλώδεις ίνες είναι ότι μετά την επαφή των ινών με τα κύτταρα απελευθερώνονται ενδοκυτταρικοί αγγελιαφόροι και κυτταροτοξικοί παράγοντες που οδηγούν σε φλεγμονή των πνευμόνων. Αυτό με τη σειρά του, πιθανώς, οδηγεί σε δευτερογενή γενotoξικότητα (genotoxicty) μετά από τον εκτεταμένο και συνεχή σχηματισμό δραστικών μορφών οξυγόνου (Reactive Oxygen Species -ROS). Η ίνωση και ορισμένες μορφές καρκίνου μπορεί να εκδηλωθούν μετά από παρατεταμένη φλεγμονή. Η τοξικότητα είναι μεγαλύτερη για τις μακρύτερες ίνες, καθώς αυτές δεν μπορούν να φαγοκυτταρωθούν επαρκώς (Greim et al., 2000), διεγείροντας έτσι την απελευθέρωση διαμεσολαβητών φλεγμονής, οι οποίοι συμβάλλουν στην ίνωση (Gasperi et al., 2018).

Μικροσωματίδια μικρής διαλυτότητας και χαμηλής τοξικότητας έχει βρεθεί ότι προκαλούν όγκους στους πνεύμονες και φλεγμονή σε πειραματόζωα (ποντίκια) (Borm et al., 2000). Όμως δεν υπάρχουν στοιχεία για το αν και κατά πόσο αυτό συμβαίνει και στον άνθρωπο. Γενικά, το πλαστικό θεωρείται αδρανές υλικό. Ωστόσο, η βιοεπιμονή του (αντίσταση στη διάσπαση), αλλά και το σχήμα των ινών των μικροπλαστικών μπορούν να οδηγήσουν σε φλεγμονή (Gasperi et al., 2018).

Επιπλέον, οι αερομεταφερόμενες ίνες μικροπλαστικών ενδέχεται να μεταφέρουν ρυπαντές από το περιβάλλον, τους οποίους έχουν προσροφήσει στην υδρόφοβη επιφάνεια τους. Στα αστικά περιβάλλοντα, οι ίνες μικροπλαστικών συνυπάρχουν με ρυπαντές που εκλύονται από την κυκλοφορία τροχοφόρων οχημάτων για παράδειγμα. Οπότε, τα μικροπλαστικά μπορεί να μεταφέρουν πολυκυκλικούς αρωματικούς υδρογονάνθρακες (PAHs), καθώς και μεταβατικά μέταλλα. Τα δυσμενή για τους πνεύμονες αποτελέσματα από την επίδραση των προσροφημένων ρυπαντών πάνω στην επιφάνεια ινών αερομεταφερόμενων μικροπλαστικών που εισπνέονται είναι, μεταξύ άλλων, και η πρωτογενής γενετοξικότητα. Για παράδειγμα, τόσο σταθερές, όσο και ασταθείς βλάβες στο DNA μπορεί να προκύψουν μετά από το μεταβολισμό ινωδών μικροπλαστικών συνδεδεμένων με πολυκυκλικούς αρωματικούς υδρογονάνθρακες (PAHs) (Greim et al., 2000).

Όμως, τα μικροπλαστικά μπορεί να περιέχουν και ελεύθερα μονομερή, χρωστικές και διάφορες πρόσθετες χημικές ενώσεις (additives) που έχουν γενικότερα δυσμενείς επιδράσεις στην υγεία, συμπεριλαμβανομένης της τοξικότητας για την αναπαραγωγή, καρκινογένεση και μεταλλαξιογένεση, όταν αυτές οι χημικές ουσίες εκπλυθούν από τα μικροπλαστικά ή εξαερωθούν και συσσωρευτούν στον οργανισμό. Για παράδειγμα, η επιμόλυνση της οικιακής σκόνης με πολυβρωμιωμένους διφαινυλαιθέρους ή και φθαλικούς εστέρες είναι τεκμηριωμένο ότι οφείλεται στις εκπομπές από τα ινώδη μικροπλαστικά, τα οποία με τη σειρά τους βρίσκονται στο οικιακό περιβάλλον, κυρίως, από τη φθορά των οικιακών συνθετικών υφασμάτων (Gasperi et al., 2018).

Κατά συνέπεια, υφίσταται επείγουσα ανάγκη να ερευνηθεί περισσότερο, η επίδραση των εισπνεόμενων ινωδών μικροπλαστικών στην ανθρώπινη υγεία και, κυρίως, να υπάρξουν περισσότερα στοιχεία για το επίπεδο έκθεσης του ανθρώπου, τη σύνθεση των ινωδών μικροπλαστικών, το μέγεθος, το μήκος, τη διάμετρο αυτών, τη συγκέντρωσή τους στον εισπνεόμενο αέρα, τη χρονική διάρκεια έκθεσης. Ειδικά το μέγεθος και η διάμετρος των ινών είναι σημαντικό να παρακολουθούνται και να καταγράφονται (monitoring). Η διάμετρος είναι κρίσιμο στοιχείο, διότι καθορίζει αν οι ίνες είναι αναπνεύσιμες ή εισπνεύσιμες και κατά συνέπεια, πόσο βαθιά στην αναπνευστική οδό θα έχουν πρόσβαση προσβάλλοντας, έτσι, διαφορετικά σημεία. Αλλά και το μήκος των ινών παίζει καθοριστικό ρόλο στην επίμονη παρουσία τους και την τοξικότητά τους. Επίσης, η σύνθεση των ινών πρέπει να εξετάζεται. Όπως είναι γνωστό, υπάρχουν ίνες φυσικής προέλευσης, αλλά και συνθετικές. Οι συνθετικές, με τη σειρά τους, είναι ανθρωπογενούς

προέλευσης και διαφόρου σύστασης και κατά κύριο λόγο πετροχημικής δομής (Gasperi et al., 2018).

Επομένως, απαιτείται συνεργασία μεταξύ επιστημόνων διαφόρων ειδικοτήτων, συμπεριλαμβανομένων περιβαλλοντολόγων και επιδημιολόγων, καθώς και η λειτουργία διαφόρων προγραμμάτων, όπως αυτό της συστηματικής παρακολούθησης της ποιότητας του αέρα. Μέχρι σήμερα, οι σχετικές μελέτες παρακολούθησης της ποιότητας του αέρα είναι περιορισμένες και, κυρίως, δεν καλύπτουν τα πολύ μικρά μεγέθη των εισπνεόμενων ινών μικροπλαστικών (Gasperi et al., 2018).

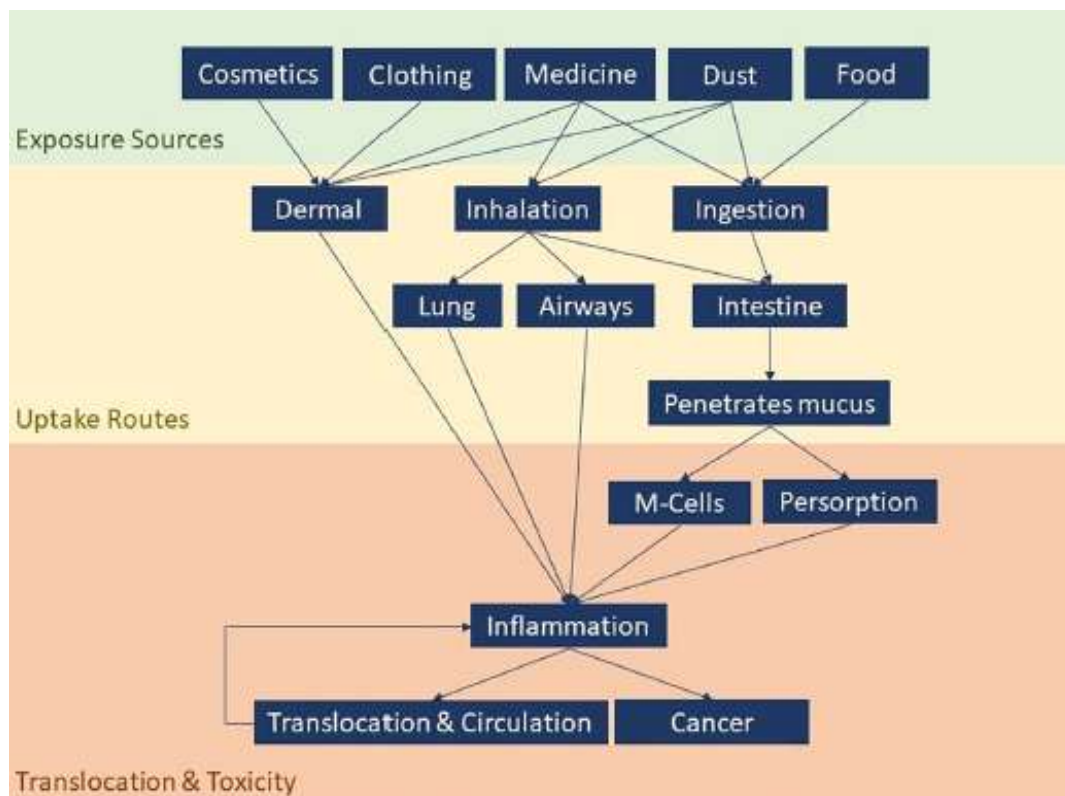
Δ.2.3. Δερματική Επαφή

Η δερματική επαφή με μικροπλαστικά θεωρείται ως η οδός έκθεσης με την μικρότερη σημασία. Στην πραγματικότητα, μόνο τα νανοπλαστικά (<100nm) θεωρείται ότι μπορούν να διαπεράσουν το φραγμό του δέρματος (Revel et al., 2018). Παρόλα αυτά, η πιθανότητα τα νανοπλαστικά να μπορούν να διαπεράσουν το δερματικό φραγμό και να δράσουν τοξικά θα πρέπει να αποδειχτεί. Η δερματική οδός συνδέεται περισσότερο με την έκθεση στα μονομερή και τα πρόσδετα των πλαστικών, όπως στους ενδοκρινικούς διαταράκτες: τη δισφαινόλη Α και τους φθαλικούς εστέρες που πραγματοποιείται μέσω της καθημερινής χρήσης οικιακών πλαστικών (συ)σκευών και αντικειμένων. (Prata et al., 2020).

Στην ιατρική, τα πλαστικά είναι γνωστό ότι προκαλούν ελαφρές φλεγμονώδεις αντιδράσεις και αντίδραση «ξένου σώματος» με ινώδη ενδυλάκωση (εγκύστωση) (Prata et al., 2020). Για παράδειγμα, τα χειρουργικά ράμματα που είναι κατασκευασμένα από πλεγμένο πολυεστέρα και από μονόινο πολυπροπυλένιο προκαλούν ηπιότερες φλεγμονώδεις αντιδράσεις και ινώδη ενδυλάκωση (εγκύστωση) μετά από 21 μέρες σε σχέση με το μετάξι (Prata et al., 2020).

Η υποδόρια εισαγωγή, τοποθέτηση πλαστικών δισκίων μεγέθους μικρότερου των 10mm σε πειραματόζωα (ποντίκια) αποκάλυψε ότι μετά από 98 ημέρες: α) τα δισκία πολυαιθυλενίου (PE) επέφεραν ενδυλάκωση (εγκύστωση) με ελάχιστη φλεγμονώδη αντίδραση, ενώ β) τα δισκία πολυβινυλοχλωριδίου (PVC) που περιείχαν οργανικό κασσίτερο ή πλαστικοποιητές επέφεραν ενδυλάκωση (εγκύστωση) με φλεγμονώδη διήθηση, μέτρια εκφύλιση και νέκρωση, πιθανώς, εξαιτίας της τοξικότητας των χημικών που εκχυλίστηκαν από τα πλαστικά δισκία στη δεύτερη αυτή περίπτωση (van Tienhoven et al., 2006). Από την παραπάνω μελέτη, καθίσταται σαφές ότι ακόμα και αν τα μικρο- και τα νανοπλαστικά μπορούν να επιφέρουν φλεγμονώδεις αντιδράσεις και αντιδράσεις ξένου σώματος στον οργανισμό, οι διαφορές των ιδιοτήτων της επιφάνειας τους είναι καθοριστικές, οδηγώντας έτσι σε διαφορετικά αποτελέσματα και έχοντας διαφορετικές επιπτώσεις (Prata et al., 2020).

Επίσης, τα ανθρώπινα επιθηλιακά κύτταρα υφίστανται οξειδωτικό stress μετά από την έκθεσή τους σε μικρο- και νανοπλαστικά (Schirinzi et al., 2017). Κατά συνέπεια, οι ενδεχόμενες δυσμενείς επιδράσεις, τόσο των νανοπλαστικών, όσο και της παρατεταμένης δερματικής έκθεσης σε (μικρο)πλαστικά σωματίδια γενικότερα, όπως συμβαίνει μέσω της σκόνης περιέχουσας συνθετικές ίνες και των καλλυντικών περιεχομένων μικροσφαιριδίων (microbeads), απαιτούν περαιτέρω έρευνα (Prata et al., 2020).



Εικόνα 28. Οδοί έκθεσης και τοξικότητας των μικροπλαστικών στο ανθρώπινο σώμα (Prata et al., 2020).

Δ.3. Αποβολή, Εξάλειψη Μικροπλαστικών Σωματιδίων από τον Οργανισμό

Τα μικροπλαστικά είναι πιθανώς ανθεκτικά στη διάσπαση, την αποικοδόμηση τους στον οργανισμό και γι' αυτόν το λόγο εμφανίζουν επιμονή (βιοεπιμονή) παραμένοντας στο ανθρώπινο σώμα, αν δεν αποβληθούν από αυτό (Wright and Kelly, 2017).

Δεν έχουν αναφερθεί στη βιβλιογραφία ένζυμα για τη διάσπαση των συνθετικών πολυμερών σε κανέναν οργανισμό (Karbalaei et al., 2018). Η αποβολή των μη διασπασμένων πλαστικών μικροσωματιδίων, τα οποία περνούν από τη διαδικασία της πέψης, έχει παρατηρηθεί. Τα πλαστικά μικροσωματίδια μπορούν να αποβληθούν δια της χολής και των ούρων, καθώς και δια των πνευμονικών κυψελίδων, της περιτοναϊκής κοιλότητας, του εγκεφαλονωτιαίου υγρού και του μητρικού γάλακτος. Η είσοδος μικροπλαστικών PVC δια του πλακούντα στην κυκλοφορία του εμβρύου έχει, επίσης,

αναφερθεί. Τα παραπάνω χρήζουν συστηματικής περαιτέρω έρευνας (Wright and Kelly, 2017).

Ειδικά για τα μικροπλαστικά που έχουν εισέλθει στον οργανισμό δια της εισπνοής, η αποβολή τους είναι πιθανό να επηρεάζεται από το μέγεθος και τις ιδιότητες της επιφάνειά τους (Wright and Kelly, 2017). Τα μικροπλαστικά που αποτίθενται στο ανώτερο τμήμα των αεραγωγών παγιδεύονται στη βλέννα (βλεννώδη κάθαρση) και έτσι, είτε απομακρύνονται εντελώς από τον οργανισμό, είτε είναι δυνατό να εισέρχονται στο γαστρεντερικό σωλήνα (μέσω της κατάποσης των βλεννώδων εκκρίσεων). Από την άλλη μεριά, τα μικροπλαστικά που φτάνουν στις κυψελίδες παραλαμβάνονται από τα μακροφάγα, τα οποία και έχουν τον πρώτο λόγο κάθαρσης και απομάκρυνσης των μικροπλαστικών από τα σημεία αυτά (Wright and Kelly, 2017).

Δ.4. Δυνητικά Μονοπάτια Τοξικότητας των Μικροπλαστικών

Αρχικά, τα πλαστικά μικροσωματίδια λογίζονταν ως αδρανή, χωρίς τοξικότητα. Σήμερα πλέον, θεωρούνται εν δυνάμει επιβλαβή για τους οργανισμούς ανάλογα πάντα με το βαθμό έκθεσης των οργανισμών σε αυτά, αλλά και την ευπάθεια που οι εκτιθέμενοι οργανισμοί επιδεικνύουν (Galloway, 2015). Η μεγάλη επιφάνεια (σε σχέση με τον όγκο) των μικροπλαστικών μπορεί να οδηγήσει σε οξειδωτικό stress, κυτταροτοξικότητα και μετακίνησή τους σε άλλους ιστούς. Επιπλέον, η επίμονη φύση τους περιορίζει την απομάκρυνση τους από τον οργανισμό οδηγώντας σε χρόνια φλεγμονή, γεγονός που με τη σειρά του αυξάνει τον κίνδυνο καρκίνου (Prata et al., 2020).

Από την άλλη πλευρά, τα μικροπλαστικά όντας υλικά με ιδιαιτερότητες ανάλογα με το είδος τους, ενδέχεται να εμπλέκονται σε ανοσολογικές και νευροεκφυλιστικές ασθένειες, οι οποίες παρουσιάζουν αύξηση στη συχνότητα εμφάνισής τους τα τελευταία χρόνια (Prata et al., 2020). Επιπρόσθετα, τα μικροπλαστικά ενδέχεται να απελευθερώνουν χημικές ουσίες, είτε λόγω των υλικών κατασκευής τους, είτε λόγω της προσρόφησης επιμολυντών από το περιβάλλον, αλλά και να λειτουργούν ως οχήματα μεταφοράς επιβλαβών μικροοργανισμών (Galloway, 2015; Vethaak and Leslie, 2016).

Δ.4.1. Οξειδωτικό Stress και Κυτταροτοξικότητα

Η σαρωτική αντιοξειδωτική απόκριση, αντίδραση ενδέχεται να οδηγήσει σε οξειδωτικό stress. Τα μικροπλαστικά μπορεί να αποτελέσουν το έναυσμα αυτού του οξειδωτικού stress, είτε εξαιτίας της μεγάλης τους επιφάνειας που απελευθερώνει οξειδωτικές ουσίες που είναι προσροφημένες σε αυτή, όπως μέταλλα, είτε εξαιτίας δραστικών μορφών οξυγόνου (reactive oxygen species ROS) που απελευθερώνονται κατά τη διάρκεια της

φλεγμονώδους απόκρισης, αντίδρασης (Prata et al., 2020). Για παράδειγμα, οξειδωτικό stress έχει αναφερθεί μετά από έκθεση σε μικροπλαστικά στο ψάρι ζέβρα: zebrafish (*Danio rerio*) (Lu et al., 2016), καθώς και σε ποντίκια (Deng et al., 2017).

Η κυτταροτοξικότητα είναι αποτέλεσμα της τοξικότητας του υλικού του μικροπλαστικού, του οξειδωτικού stress και της φλεγμονής (Prata et al., 2020). Η είσοδος στο κύτταρο μικροπλαστικών έχει περιγραφεί για μικροσωματίδια πολυστυρένιου (PS) σε κυτταρικές καλλιέργειες, όπως μακροφάγων, ερυθροκυττάρων (Geiser et al., 2005), καθώς και κυψελιδικών επιθηλιακών κυττάρων επίμυων (αρουραίων) (Yacobi et al., 2008).

Μέσα στο κύτταρο, τα μικροπλαστικά δεν περιβάλλονται από μεμβράνη και ενδεχομένως αλληλεπιδρούν με τις ενδοκυτταρικές δομές (Geiser et al., 2005). Με βάση *in vitro* δοκιμές, έχει αναφερθεί κυτταροτοξικότητα προκαλούμενη από πλαστικά μικροσωματίδια που είχαν συλλεχθεί από το περιβάλλον (Furukuma and Fuji, 2016). Από την άλλη μεριά, έκθεση εγκεφαλικών και επιθηλιακών ανθρώπινων κυττάρων σε μικροσωματίδια πολυστυρένιου (PS) και πολυαιθυλενίου (PE) δεν ήταν ικανή να επιφέρει κυτταρόλυση, προκάλεσε όμως, αύξηση της συγκέντρωσης των δραστικών μορφών οξυγόνου (reactive oxygen species, ROS), συμβάλλοντας με τον τρόπο αυτό στην κυτταροτοξικότητα (Schirinz et al., 2017).

Επίσης, η έκθεση καλλιιεργειών μακροφάγων και επιθηλιακών κυττάρων του πνεύμονα σε μικροπλαστικά πολυστυρένιου (PS) μεγέδους 60 μm προκάλεσε την παραγωγή δραστικών μορφών οξυγόνου, καθώς και stress του ενδοπλασματικού δικτύου οδηγώντας σε αυτοφαγικό κυτταρικό θάνατο (Chiu et al., 2015). Συνεπώς, η κυτταροτοξικότητα και το οξειδωτικό stress μπορεί να αποτελούν σημαντικούς μηχανισμούς της τοξικής δράσης των μικροπλαστικών (Prata et al., 2020).

Δ.4.2. Διαταραχή της Ενεργειακής Ομοιόστασης και του Μεταβολισμού

Η ενεργειακή ομοιόσταση σχετίζεται με την ισορροπία μεταξύ της διαθέσιμης ενέργειας (πρόσληψη και αποδέματα) και της ενέργειας που δαπανάται (Prata et al., 2020). Αρκετές μελέτες έχουν δείξει ότι τα μικροπλαστικά ενδέχεται να επιδρούν στην ενεργειακή ομοιόσταση. Για παράδειγμα, τα μικροπλαστικά μπορεί να μειώσουν την ενεργειακή πρόσληψη, λόγω: α) μειωμένης δραστηριότητας για σίτιση, όπως έχει παρατηρηθεί σε θαλάσσια σκουλήκια, καβούρια και μύδια (Wright et al., 2013; Watts et al., 2015; Xu et al., 2017), β) μειωμένης θηρευτικής απόδοσης, πιθανώς, προκύπτουσα από νευροτοξικότητα, όπως έχει παρατηρηθεί σε ψάρια (Wen et al., 2018), γ) ελλείμματος στην πεπτική ικανότητα προκαλούμενης από τροποποίηση, διαφοροποίηση (modulation) των δραστηριοτήτων πεπτικών ενζύμων με επακόλουθη μείωση στην πρόσληψη θρεπτικών συστατικών (Wen et al., 2018).

Από την άλλη πλευρά, τα μικροπλαστικά μπορεί να έχουν και αντίθετο αποτέλεσμα, δηλαδή την αύξηση της πρόσληψης τροφής ως απάντηση στις αυξανόμενες ενεργειακές απαιτήσεις ή/και στη μειωμένη αποτελεσματικότητα της απορρόφησης, όπως έχει παρατηρηθεί σε ποντίκια (Deng et al., 2017). Επιπρόσθετα, τα μικροπλαστικά μπορεί να οδηγήσουν σε αρνητικό ενεργειακό ισοζύγιο λόγω της αύξησης στην κατανάλωσης ενέργειας. Σε *in vivo* μελέτες, έχει παρατηρηθεί αυξημένη ενεργειακή κατανάλωση ως αποτέλεσμα: α) φλεγμονωδών αντιδράσεων που απαιτούν ενέργεια, β) αυξημένου χρόνου παραμονής του περιεχομένου στο έντερο με υψηλότερο ενεργειακό κόστος (Wright et al., 2013), γ) αυξημένης λειτουργίας μηχανισμών απέκκρισης, όπως η απέκκριση αμμωνίας ή η παραγωγή κοπράνων με τη μορφή pellets ή ψευδοκοπράνων (Watts et al., 2015; Xu et al., 2017).

Επίσης, τα μικροπλαστικά μπορεί να προκαλέσουν μεταβολικές αλλαγές άμεσα ή έμμεσα με συνέπεια το αρνητικό ενεργειακό ισοζύγιο (Prata et al., 2020). Για παράδειγμα, η έκθεση ψαριών και ποντικών σε μικροπλαστικά είχε ως αποτέλεσμα αύξηση της γαλακτικής δεϋδρογονάσης (LDH), ενός αναερόβιου ενζύμου (Deng et al., 2017; Wen et al., 2018). Επιπλέον, σε ήπαρ ποντικών που εκτέθηκαν σε μικροπλαστικά παρατηρήθηκε μείωση των επιπέδων της τριφωσφορικής αδενωσίνης (ATP), καθώς και μείωση του μεταβολισμού των λιπιδίων (Deng et al., 2017).

Τα μικροπλαστικά μπορεί να έχουν παρόμοια αποτελέσματα και στον άνθρωπο, δηλαδή αύξηση της κατανάλωσης ενέργειας, μείωση της πρόσληψης θρεπτικών συστατικών ή διαφοροποίηση του μεταβολισμού. Όμως, η εμφάνιση αυτών των επιπτώσεων ενδέχεται να είναι μικρής έκτασης, εξαιτίας της έκθεσης του ανθρώπου σε μικρότερες συγκεντρώσεις μικροπλαστικών, αλλά και εξαιτίας των μεγαλύτερων ενεργειακών αναγκών του ανθρώπου σε σχέση με τους υπό έρευνα οργανισμούς, πειραματόζωα (Prata et al., 2020).

Δ.4.3. Μετακίνηση Μικροπλαστικών στο Κυκλοφορικό Σύστημα και τους εξ Αποστάσεως Ιστούς

Μετά την έκθεση, τα μικροπλαστικά μπορεί να δρουν τοπικά ή να μετακινηθούν (translocation), προκαλώντας έτσι την έκθεση σε αυτά ιστών που βρίσκονται πιο μακριά από το αρχικό σημείο εισόδου τους. Η μετακίνηση είναι ιδιαίτερος πιθανή κατά τη διάρκεια της φλεγμονής, εξαιτίας της αυξημένης διαπερατότητας του επιθηλιακού φραγμού (Prata et al., 2020). Σημειώνεται, επίσης, ότι και ο γαστρεντερικός βλεννογόνος μπορεί να έχει αυξημένη διαπερατότητα ως αποτέλεσμα διαφόρων καταστάσεων, όπως λόγω υποσιτισμού, ή διατροφής πλούσιας σε κορεσμένα λίπη και σάκχαρα υψηλής περιεκτικότητας σε φρουκτόζη. Και στις δύο προαναφερθείσες περιπτώσεις αυτό

συμβαίνει εξαιτίας μεταβολών που προκαλούνται στο εντερικό μικροβίωμα (West-Eberhard, 2018).

Μετακίνηση μικροπλαστικών έχει αναφερθεί σε επίμυες μετά από εισπνοή και κατάποση μικροπλαστικών που έφτασαν μέσω του κυκλοφορικού συστήματος σε ιστούς, όπως αυτούς του ήπατος και του σπλήνα (Eyles et al., 2001). Στον άνθρωπο, ένα μοντέλο διάχυσης του πλακούντα έδειξε ότι μικροσωματίδια πολυστυρένιου (PS) μεγέθους 240 nm ήταν ικανά να διαπεράσουν τον πλακουντιακό φραγμό (Wick et al., 2010).

Επίσης, μικροπλαστικά που θα βρεθούν στην κυκλοφορία του αίματος μπορούν να φτάσουν στο ήπαρ και τους νεφρούς, όργανα που είναι επιφορτισμένα με το μεταβολισμό και την απέκκριση των ξενοβιοτικών (Prata et al., 2020). Σε ποντίκια, η μελέτη της κατανομής στους ιστούς, μετά τη χορήγηση από το στόμα φθοριζόντων μικροσωματιδίων πολυστυρένιου (PS) μεγέθους 5 μm και 20 μm σε συγκεντρώσεις 10^6 και 10^4 αντίστοιχα, έδειξε συσσώρευση των μικροπλαστικών αυτών στο ήπαρ, τους νεφρούς και το έντερο με ταυτόχρονη παρατήρηση ενδείξεων οξειδωτικού stress, διαταραχή της ενεργειακής ισορροπίας και νευροτοξικότητα. Τα μικρότερου μεγέθους μικροπλαστικά (5 μm) συσσωρεύτηκαν κυρίως στο έντερο, ενώ τα μεγαλύτερα (20 μm) συσσωρεύτηκαν σταθερά στους ιστούς (Deng et al., 2017).

Η συνεχής συσσώρευση μικροπλαστικών σε ένα όργανο, όπως για παράδειγμα στο νεφρό, όταν ξεπεραστεί ένα όριο ή αλλιώς κατώφλι ή ουδός (threshold), έχει σαν αποτέλεσμα την εμφάνιση σημαντικής βλάβης της νεφρικής λειτουργίας. Το ίδιο ισχύει και για τους άλλους ιστούς, για τους οποίους η υπέρβαση του ορίου συσσώρευσης μικροπλαστικών οδηγεί σε δυσμενείς επιπτώσεις: φλεγμονή και αυξημένο κίνδυνο εμφάνισης νεοπλασματικών αλλοιώσεων (Prata et al., 2020).

Δ.4.4. Διαταραχή της Λειτουργίας του Ανοσοποιητικού Συστήματος

Μετά την έκθεση, τα μικροπλαστικά μπορεί να προκαλέσουν τοπική ή συστηματική απόκριση του ανοσοποιητικού συστήματος ανάλογα με το βαθμό διασποράς τους. Ωστόσο, σε ορισμένες περιπτώσεις, όπως σε γενετική ευαισθησία, η περιβαλλοντική έκθεση σε μικροπλαστικά είναι αρκετή για να επιφέρει διαταραχή στην ανοσιακή λειτουργία ευνοώντας αυτοάνοσα νοσήματα ή ανοσοκαταστολή (Prata et al., 2020).

Αυτοάνοσα νοσήματα μπορεί να προκληθούν από την εισπνοή μικροσωματιδιακών υλικών διαμέσου μηχανισμών μετακίνησης των μικροσωματιδίων, οξειδωτικού stress, απελευθέρωσης ανοσορρυθμιστών και ενεργοποίησης ανοσοκυττάρων με αποτέλεσμα την έκθεση σε αυτο-αντιγόνα (self-antigens) και την παραγωγή αυτο-αντισωμάτων (autoantibodies) (Farhat et al., 2011). Για παράδειγμα, η έκθεση σε ορισμένης σύστασης

μικροσωματίδια φαίνεται να σχετίζεται με συστηματική αυτοάνοση ρευματική νόσο (Bernatsky et al., 2016) και συστηματικό ερυθηματώδη λύκο (Fernandes et al., 2015).

Από την άλλη μεριά, έχει αναφερθεί *in vivo* προσωρινή ανοσοκαταστολή σε ποντίκια που εκτέθηκαν σε πρώιμα στάδια της ζωής τους σε μικροσωματιδιακά υλικά προερχόμενα από καύση (Saravia et al., 2013). Μικροσωματιδιακά υλικά θρискόμενα στον εισπνεόμενο αέρα θα μπορούσαν, επίσης, να συμβάλλουν στη διαταραχή της ανοσολογικής λειτουργίας, παρόλο που κάτι τέτοιο δεν έχει βρεθεί, μέχρι στιγμής, στον άνθρωπο (Prata et al., 2020). Παρόλα αυτά, σε μύδια του είδους *Mytillus spp.* έχει παρατηρηθεί ανοσοκαταστολή (Canesi et al., 2015), καθώς και τροποποίηση της ανοσολογικής απάντησης, ανάλογα με το είδος του ιστού, μετά από έκθεση σε μικροπλαστικά. Επομένως, απαιτείται περαιτέρω διερεύνηση της επίδρασης των μικροπλαστικών στο ανοσοποιητικό σύστημα (Prata et al., 2020).

Δ.4.5. Νευροτοξικότητα και Αυξανόμενη Συχνότητα Εμφάνισης Νευροεκφυλιστικών Νοσημάτων

Η έκθεση σε επιμολυντές μπορεί να οδηγήσει σε νευροτοξικότητα, η οποία σχετίζεται με νευροεκφυλιστικά νοσήματα. Νευροτοξικότητα έχει αναφερθεί *in vivo*, μετά από έκθεση σε μικροσωματιδιακά υλικά. Αυτό συμβαίνει, πιθανώς, λόγω οξειδωτικού stress και ενεργοποίησης ανοσοκυττάρων του εγκεφάλου (μικρογλοία, microglia), εξαιτίας: α) είτε της άμεσης επαφής με τα μικροσωματίδια που έχουν μετακινηθεί εκεί, β) είτε της δράσης των κυκλοφορούντων προ-φλεγμονωδών κυτοκινών που έχουν φτάσει εκεί από άλλες περιοχές φλεγμονής. Το τελικό αποτέλεσμα, και στις δυο περιπτώσεις, είναι η βλάβη των νευρώνων (Mohankummar et al., 2008).

Πράγματι, η έκθεση στην κυκλοφοριακή ρύπανση των μεγαλουπόλεων που περιλαμβάνει και μικροσωματιδιακά υλικά έχει συσχετιστεί με ήπιες γνωστικές βλάβες σε ηλικιωμένους αυξάνοντας, τόσο τον κίνδυνο εμφάνισης της νόσου Alzheimer, όσο και τη συχνότητα εμφάνισης της άνοιας (Ranft et al., 2009). Μέσα από τους ίδιους μηχανισμούς και αναλόγως της εξατομικευμένης ευπάθειας, τα μικροπλαστικά ενδέχεται να συμβάλλουν στην αυξανόμενη συχνότητα εμφάνισης (επίπτωση, incidence) των νευροεκφυλιστικών νοσημάτων. Πράγματι, από *in vivo* δοκιμές τοξικότητας έχει προκύψει ότι τα μικροπλαστικά μπορούν να επιδράσουν στη νευρωνική λειτουργία και τη συμπεριφορά (Prata et al., 2020).

Στο εγκέφαλο του ψαριού ευρωπαϊκό λαβράκι (*Dicentrarchus labrax*) αναφέρθηκε ότι τα μικροπλαστικά προκάλεσαν: την αναστολή της ακετυλοχολινεστεράσης (AChE), οξειδωτικό stress με αύξηση του επιπέδου υπεροξειδωσής των λιπιδίων, καθώς και αύξηση της αναερόβιας οδού παραγωγής ενέργειας (Barboza et al., 2018b). Στο ίδιο είδος ψαριού, η έκθεση σε μικροπλαστικά έχει αποδειχτεί ότι επηρέασε την απόδοση

κολύμβησης που αποτελεί ένα δείκτη συμπεριφοράς των ψαριών (Barboza et al., 2018c). Επιπλέον, η έκθεση ποντικών σε μικροπλαστικά πολυστυρενίου (PS) έχει αναφερθεί ότι προκάλεσε δυσμενείς επιπτώσεις στη νευροδιαβίβαση, όπως αυξημένη δραστηριότητα της ακετυλοχολινεστεράσης (AChE), καθώς και μεταβολές σε νευροδιαβιβαστές του ορού (Deng et al., 2017).

Επομένως, λόγω των ενδείξεων νευροτοξικότητας που προκύπτουν από μελέτες, δοκιμές μικροπλαστικών σε οργανισμούς (πειραματόζωα) και σε κύτταρα, αλλά και λόγω της έκθεσης του ανθρώπου σε διάφορα μικροσωματιδιακά υλικά, μέρος των οποίων είναι και τα μικροπλαστικά, υφίσταται ανάγκη να κατανοηθεί το πώς, ακριβώς, τα μικροπλαστικά μπορούν να εμπλέκονται στην εμφάνιση νευροτοξικότητας στον άνθρωπο, συμβάλλοντας έτσι στον αυξημένο κίνδυνο ανάπτυξης νευροεκφυλιστικών νοσημάτων (Prata et al., 2020).

Δ.4.6. Τα Μικροπλαστικά ως Φορείς: Δυνητικά Τοξικών Χημικών Ουσιών και Μικροοργανισμών

Εκτός από την τοξικότητα των μικροσωματιδίων αυτών καθαυτών, τα μικροπλαστικά μπορούν, επίσης, να παρουσιάζουν χημικό και βιολογικό κίνδυνο. Τα μονομερή και τα πρόσδετα από το υλικό κατασκευής του μικροπλαστικού ενδέχεται να εκκρεύσουν, να διαχυθούν μέσα στον οργανισμό εκθέτοντας, με αυτόν τον τρόπο, τους ιστούς σε χημικές ουσίες, όπως σε φθαλικές ενώσεις και στη δισφαινόλη Α. Αυτές οι χημικές ουσίες είναι γνωστές ως ενδοκρινικοί διαταράκτες, οι οποίες ακόμη και σε πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις παρεμβαίνουν στις ενδογενείς ορμόνες (Cole et al., 2011).

Εκτός από τα συστατικά τους, η μεγάλη επιφάνεια των μικροπλαστικών τα καθιστά επιρρεπή να ενεργούν ως φορείς, ή αλλιώς, ως οχήματα μεταφοράς μικροοργανισμών και χημικών ουσιών με τα οποία, τα μικροπλαστικά έρχονται σε επαφή. Για παράδειγμα, έμμονοι οργανικοί ρυπαντές (Persistent Organic Pollutants, POPs) έχουν ταυτοποιηθεί σε μικροπλαστικά έχοντας ανακτηθεί από το περιβάλλον, συμπεριλαμβανομένων των πολυκυκλικών αρωματικών υδρογονανθράκων (PAHs) και των πολυχλωριωμένων διφαινυλίων (PCBs) (Grawford and Quinn, 2017).

Όταν προσλαμβάνονται δια της κατάποσης, τα μικροπλαστικά θα μπορούσαν να εκθέσουν τους οργανισμούς σε υψηλότερες συγκεντρώσεις αναφορικά με αυτούς, τους δυνητικά τοξικούς, επιμολυντές ή ακόμα θα μπορούσαν να ενισχύσουν την τοξικότητά τους. Ωστόσο, η συνεισφορά των μικροπλαστικών στην έκθεση σε έμμορους οργανικούς ρυπαντές φαίνεται ότι είναι αμελητέα σε σύγκριση με την πρόσληψη των ρυπαντών αυτών διαμέσου των επιμολυσμένων τροφίμων και του νερού (Bakir et al., 2016).

Παρόλα αυτά, οι επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία των μονομερών, των προσθέτων και των προϊόντων αποικοδόμησης που μεταναστεύουν από τα πλαστικά και τα μικροπλαστικά θα πρέπει να διερευνηθούν περαιτέρω (Rodrigues et al., 2019).

Μικροοργανισμοί μπορεί, επίσης, να αποικίσουν την επιφάνεια των μικροπλαστικών, όπως για παράδειγμα το *Vibrio* spp. Σε αυτή την περίπτωση, τα μικροπλαστικά λειτουργούν ως οχήματα μεταφοράς μικροοργανισμών στους ιστούς. Μάλιστα, τα μικροπλαστικά «παραδίδουν» τους μικροοργανισμούς που μεταφέρουν στους ιστούς, έχοντας τους προστατευμένους από τη δράση του ανοσοποιητικού συστήματος, το οποίο υπό φυσιολογικές συνθήκες ενεργοποιείται παρεμποδίζοντας και εξουδετερώνοντας τους μικροοργανισμούς - εισβολείς. Επιπλέον, τα μικροπλαστικά μπορεί να προκαλέσουν βλάβες στους ιστούς ευνοώντας, έτσι, τις μολύνσεις (Prata et al., 2020).

Παρόλα αυτά, οι αρνητικές επιπτώσεις από την απελευθέρωση χημικών ουσιών ή μικροοργανισμών που φέρουν τα μικροπλαστικά εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό: α) από τον τύπο, το είδος, τη σύνθεση του μικροπλαστικού, δηλαδή τα χαρακτηριστικά του, β) από το χρόνο κάθαρσης και τη μετακίνηση του μικροπλαστικού στον οργανισμό, γ) από το ρυθμό και το βαθμό απελευθέρωσης του επιμολυντή, καθώς και δ) από τη μετακίνηση και τις βλαβερές συνέπειες του επιμολυντή στον οργανισμό (Prata et al., 2020).

Δ.4.7. Επίδραση των Μικροπλαστικών στο Εντερικό Μικροβίωμα

Μέχρι σήμερα, οι περισσότερες τοξικολογικές μελέτες για τα μικροπλαστικά επικεντρώνονται στις άμεσες επιπτώσεις που επιφέρουν στους οργανισμούς που επιδρούν συμπεριλαμβανομένου του ανθρώπου. Ωστόσο, το εντερικό μικροβίωμα έχει χρησιμοποιηθεί ως τοξικολογικός στόχος για αρκετούς περιβαλλοντικούς ρυπαντές, οι οποίοι μπορούν να επηρεάσουν τις φυσιολογικές λειτουργίες του ξενιστή μέσω μεταβολών που προκαλούν στη δομή της εντερικής χλωρίδας (Zhang et al., 2019). Το εντερικό μικροβίωμα ή εντερική χλωρίδα αλληλεπιδρά με το ανοσοποιητικό σύστημα, γι' αυτό και αλλαγές στη δομή του μπορεί να οδηγήσουν σε μεταβολικές διαταραχές και ασθένειες στον ξενιστή (Thaiss et al., 2016).

Ως εντερική χλωρίδα νοείται ο μεγάλος αριθμός των μικροοργανισμών που φυσιολογικά αποικίζουν τον εντερικό σωλήνα ενός ζωικού οργανισμού και από τον οποίο εξαρτάται, μεταξύ άλλων παραγόντων, η φυσιολογική εντερική λειτουργία. Αυτό συμβαίνει, διότι η εντερική χλωρίδα υποστηρίζει την εκτέλεση μιας ευρείας γκάμας φυσιολογικών και βιοχημικών λειτουργιών στον οργανισμό του ξενιστή (Jin et al., 2017; Lu et al., 2019).

Στο ανθρώπινο σώμα, το μικροβίωμα περιλαμβάνει 10^{14} βακτηριακά κύτταρα, δηλαδή 10 φορές περισσότερα από τον αριθμό των ανθρώπινων σωματικών κυττάρων, με το κόλον

(τμήμα του παχέος εντέρου) να περιλαμβάνει το 70% των μικροβίων που βρίσκονται στο ανθρώπινο σώμα (Ley et al., 2006).

Όλο και περισσότερα στοιχεία αποδεικνύουν ότι η μικροβιακή χλωρίδα παίζει πολύ σημαντικό ρόλο στην υγεία του ξενιστή, καθώς το μικροβίωμα συμμετέχει στη ρύθμιση φυσιολογικών λειτουργιών του οργανισμού (Lu et al., 2019). Η μικροβιακή χλωρίδα μπορεί να ρυθμίζει την κινητικότητα και την έκκριση του εντέρου, την αποδόμηση μακρομοριακών συστατικών των τροφών (πολυσακχαρίτες), αλλά και να συμμετέχει στην πέψη και την απορρόφηση των θρεπτικών συστατικών. Επιπλέον, η μικροβιακή χλωρίδα συμβάλλει στη διατήρηση της ακεραιότητας του εντερικού επιθηλιακού φραγμού, ενώ προάγει και διατηρεί τη φυσιολογική ανάπτυξη του ανοσοποιητικού συστήματος και των λειτουργιών του (Round et al., 2010).

Σύγχρονες μελέτες έχουν δείξει ότι περιβαλλοντικοί ρυπαντές, όπως αντιβιοτικά, βαρέα μέταλλα, έμμονοι οργανικοί ρυπαντές, παρασιτοκτόνα, νανοϋλικά και πρόσδετα τροφίμων έχουν τη δυνατότητα να επηρεάζουν τη δομή του εντερικού μικροβιώματος, προκαλώντας δυσλειτουργίες στον ξενιστή, ακόμα και την εμφάνιση ορισμένων ασθενειών (Jakobsson et al., 2010; Jin et al., 2015; Zhang et al., 2015; Jin et al., 2017; Chen et al., 2018).

Λόγω της ευαισθησίας που παρουσιάζει η εντερική χλωρίδα αποτελεί, σήμερα, έναν νέο τοξικολογικό στόχο στη μελέτη ορισμένων περιβαλλοντικών ρυπαντών, όπως τα μυκητοκτόνα. Με τον τρόπο αυτό, η εντερική χλωρίδα μπορεί να λειτουργήσει ως ένα δυνητικό μέσο, ένα δείκτη δηλαδή, για τις έμμεσες επιπτώσεις των επιμολυντών στην υγεία του ξενιστή (Lu et al., 2019). Για παράδειγμα, από μελέτες έχει προκύψει ότι αλλαγές στη δομή του εντερικού μικροβιώματος που προκλήθηκαν από τη δράση μυκητοκτόνων οδήγησαν σε φλεγμονή και μεταβολικές διαταραχές σε ποντίκια (Jin et al., 2015; Wu et al., 2018).

Συνεπώς, είναι ξεκάθαρο ότι η εντερική χλωρίδα είναι ένας σημαντικός δείκτης για την τοξικολογική αξιολόγηση, γι' αυτό και η τοξικολογική έρευνα θα πρέπει να χρησιμοποιεί τη μικροβιακή χλωρίδα ως έναν από τους βασικότερους δείκτες στο πλαίσιο της διερεύνησης προβλημάτων υγείας του ξενιστή (Lu et al., 2019).

Ως νέος τύπος περιβαλλοντικού ρυπαντή, τα μικροπλαστικά έχουν εκτενώς μελετηθεί ως προς την τοξικότητά τους, ιδιαίτερα, για τους υδρόβιους οργανισμούς. Όμως, υπάρχουν λίγες διαθέσιμες μελέτες για τις επιπτώσεις των μικροπλαστικών στο εντερικό μικροβίωμα των οργανισμών. Παρόλα αυτά, από αρκετές μελέτες έχει προκύψει ότι τα μικροπλαστικά μπορούν να εισέλθουν στον εντερικό ιστό των ζώων προκαλώντας αμυχές (Lu et al., 2016; Vendel et al., 2017; Grigorakis et al., 2017).

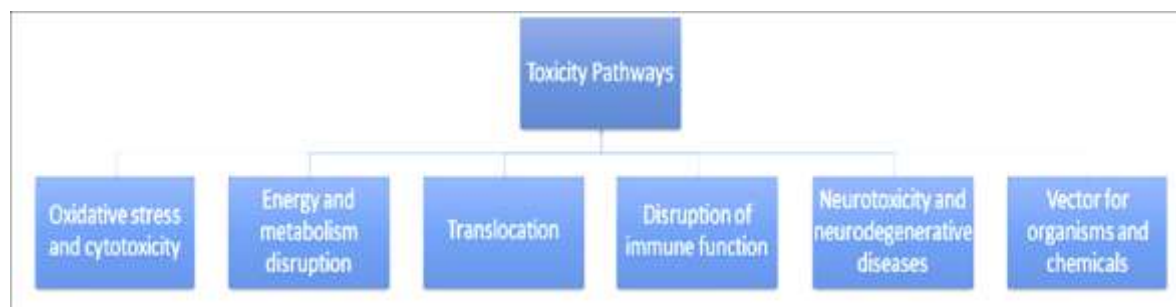
Είναι χαρακτηριστικό ότι σε χόμα που περιείχε μικροπλαστικά, το έντερο των γαιοσκώληκων που ζούσαν σε αυτό χαρακτηριζόταν από ιστοπαθολογικές αλλοιώσεις που σχετίζονται με εντερικές βλάβες, όπως ατροφία και αποκόλληση (detachment)

εντερικού επιθηλίου (Rodriguez-Seijo et al., 2017). Επιπρόσδετα, υπάρχουν και ορισμένες αναφορές για τις επιπτώσεις των μικροπλαστικών στο εντερικό μικροβίωμα ζωικών οργανισμών του εδάφους. Σχετική έρευνα έχει δείξει ότι η έκθεση στα μικροπλαστικά μείωσε σημαντικά τη βακτηριακή ποικιλότητα του εντέρου των κολεμβόλων του εδάφους και μετέβαλε την εντερική τους χλωρίδα σε σύγκριση με κολέμβολα που δεν είχαν εκτέθηκαν σε μικροπλαστικά (Zhu et al., 2018).

Αναφορικά με υδρόβιους οργανισμούς, στο ψάρι ζέβρα (zebrafish) έχει αποδειχτεί ότι τα μικροπλαστικά μπορούν, επίσης, να μεταβάλουν την εντερική του χλωρίδα. Συγκεκριμένα, η έκθεση του ψαριού ζέβρα σε μικροπλαστικά πολυστυρενίου προκάλεσε μεταβολές στη σύνθεση της εντερικής χλωρίδας, τόσο στα ενήλικα άτομα, όσο και στις προνύμφες με αποτέλεσμα την πρόκληση εντερικής φλεγμονής και μεταβολικών διαταραχών αντίστοιχα (Wan et al., 2019).

Ο κυριότερος λόγος που τα μικροπλαστικά μπορούν να επηρεάσουν την εντερική χλωρίδα είναι ότι αυτά μπορούν να εισέλθουν στο έντερο απευθείας και να συσσωρευτούν σε αυτό. Ως εκ τούτου, τα μικροπλαστικά ενδέχεται να επηρεάσουν την υγεία των ζωικών οργανισμών, συμπεριλαμβανομένου του ανθρώπου, μέσα από την αλλαγή στη σύνθεση της εντερικής χλωρίδας που προκαλούν. Γι' αυτόν ακριβώς το λόγο, το εντερικό μικροβίωμα αποτελεί έναν νέο στόχο της τοξικολογικής έρευνας σήμερα.

Αναμφίβολα, απαιτούνται περισσότερες έρευνες για την αξιολόγηση των επιδράσεων των μικροπλαστικών στο εντερικό μικροβίωμα, ώστε να εκτιμηθούν οι κίνδυνοι που ενέχονται για την υγεία του ξενιστή (Lu et al., 2019).



Εικόνα 29. Δινητικά μονοπάτια τοξικότητας των μικροπλαστικών στο ανθρώπινο σώμα (Prata et al., 2020).

Δ.5. Μικροπλαστικά και Ανθρώπινη Υγεία: Δυσχέρειες στην Εκτίμηση της Διακινδύνευσης και Προοπτικές.

Τα μικροπλαστικά μπορούν να βλάψουν τον άνθρωπο, τόσο μέσω φυσικών, όσο και μέσω χημικών μονοπατιών, τα οποία, ωστόσο, είναι άρρηκτα συνδεδεμένα (Smith et al., 2018). Παρά το γεγονός ότι τα επιστημονικά στοιχεία καταδεικνύουν την παρουσία μικροπλαστικών σε αρκετά είδη τροφίμων, δεν υπάρχουν πολλά διαδεσμένα στοιχεία για

την τύχη των μικροπλαστικών στον ανθρώπινο οργανισμό μετά την κατάποσή τους (Wright and Kelly, 2017; Rist et al., 2018).

Στο πλαίσιο αυτό, οι δυσμενείς επιπτώσεις για την ανθρώπινη υγεία εξακολουθούν να είναι αμφιλεγόμενες και όχι πλήρως κατανοητές. Μεταξύ πολλών σημαντικών ερωτημάτων που παραμένουν ανοικτά, και άρα προς έρευνα, είναι το αν και κατά πόσο τα μικροπλαστικά παίζουν ρόλο στην ανάπτυξη καρκίνου, αλλά και ποιες είναι οι επιπτώσεις της μακροχρόνιας έκθεσης του ανθρώπου σε αυτά, δεδομένου, μάλιστα, ότι η πεπτική οδός δεν αποτελεί τη μοναδική οδό έκθεσης (Wright and Kelly, 2017).

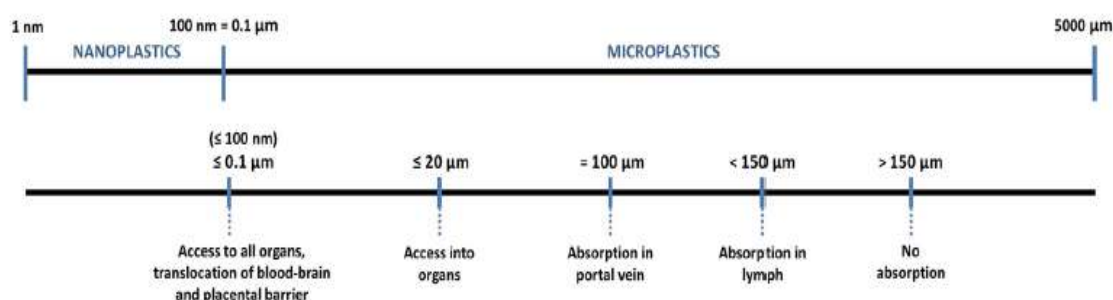
Άλλωστε, αξίζει να σημειωθεί ότι αν και τα μικροπλαστικά έχουν μελετηθεί εκτενώς σε επίπεδο θαλάσσιου περιβάλλοντος, όπου αυτά υπάρχουν σε μεγάλη αφθονία, μόλις πρόσφατα έχουν αναγνωριστεί οι εν δυνάμει οδοί της έκθεσης του ανθρώπου στα πλαστικά μικροσωματίδια. Μετά την έκθεση, λοιπόν, δια της κατάποσης ή και της εισπνοής, η πρόσληψη τους από τον ανθρώπινο οργανισμό είναι δεδομένη. Άλλωστε, αυτό έχει στοιχειοθετηθεί και από την παρατήρηση πλαστικών μικροϊνών σε δείγματα βιοψίας πνευμονικού ιστού (Wright and Kelly, 2017).

Ενας σημαντικός λόγος διχογνωμίας, σχετικά με τις επιδράσεις των μικροπλαστικών στην ανθρώπινη υγεία, είναι ότι σε αρκετές πειραματικές μελέτες που έχουν διεξαχθεί έως τώρα σε πειραματόζωα ή σε ανθρώπινες κυτταρικές σειρές, οι συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών που χρησιμοποιήθηκαν ήταν πολύ μεγαλύτερες σε σχέση με τις συγκεντρώσεις που αυτά απαντώνται στο περιβάλλον (Rainieri and Barranco, 2019).

Οι υποστηρικτές αυτής της άποψης θεωρούν ότι τα συμπεράσματα των συγκεκριμένων μελετών δεν είναι ρεαλιστικά. Όμως, επειδή τα μικροπλαστικά είναι ρυπαντές με επιμονή στην περιβαλλοντική τους παρουσία και σε συνδυασμό με το ότι οι ρυθμοί εισροής τους στο περιβάλλον αναμένεται να αυξηθούν σημαντικά τις επόμενες δεκαετίες (Rainieri and Barranco, 2019; Prata et al., 2020), τα αποτελέσματα των εν λόγω μελετών δεν πρέπει να αγνοηθούν. Μπορεί, πράγματι, για τα σημερινά δεδομένα, σε ορισμένες έρευνες, οι συγκεντρώσεις των προς μελέτη μικροπλαστικών να είναι υψηλές, όμως για τα επόμενα χρόνια είναι πολύ πιθανό να πρόκειται για ρεαλιστικές τιμές. Κατά συνέπεια, τα στοιχεία που προκύπτουν έχουν αξία και πρέπει να λαμβάνονται υπόψη (Rainieri and Barranco, 2019).

Πρωτίστως, οι επιπτώσεις των μικροπλαστικών σχετίζονται με το μέγεθός τους. Γενικά, σωματίδια μεγαλύτερα των 150 μm , προφανώς, δε απορροφώνται, αλλά ενδέχεται να προκαλούν φλεγμονώδεις εξεργασίες τοπικού χαρακτήρα, σε αντιδιαστολή με τα μικρότερου μεγέθους σωματίδια που δύνανται να επιφέρουν συστηματική έκθεση του οργανισμού. Ενώ, τα ακόμη μικρότερα του 1,5 μm κλάσματα μεγέθους αυτών μπορούν να διεισδύσουν σε όργανα (EFSA, 2016). Από αυτή την άποψη, επομένως, τα νανοπλαστικά εγείρουν πολύ μεγαλύτερο προβληματισμό (Rainieri and Barranco, 2019).

Ειδικότερα, οι επιστήμονες εικάζουν ότι τα μικροπλαστικά με μέγεθος μεγαλύτερο των 150 μm , προφανώς, δεν απορροφώνται στον πεπτικό σωλήνα, ενώ μικρότερα των 150 μm μπορεί να μετακινηθούν (translocate) από τον εντερικό σωλήνα στη λέμφο και την κυκλοφορία αίματος, προκαλώντας συστηματική έκθεση. Όμως, η απορρόφηση αυτών των μικροπλαστικών αναμένεται να είναι περιορισμένη ($\leq 0,3\%$). Μόνο τα μικροπλαστικά με μέγεθος $\leq 20 \mu\text{m}$ θα μπορούσαν να διεισδύσουν σε όργανα, ενώ ένα πολύ μικρό κλάσμα ($0,1 > 10 \mu\text{m}$) θα μπορούσε να έχει πρόσβαση σε όλα τα όργανα, διαπερνώντας την κυτταρική μεμβράνη, τον αιματοεγκεφαλικό φραγμό και τον πλακούντα (πλακουντιακό φραγμό) (Browne et al., 2008; EFSA, 2016; Lusher et al., 2017).



Εικόνα 30. Η τύχη των πλαστικών σωματιδίων ανάλογα με το μέγεθος τους στο οργανισμό των θηλαστικών (Lusher et al., 2017).

Αν τα παραπάνω ισχύουν, τότε τα μικροπλαστικά μπορούν να κατανέμονται σε δευτερογενείς ιστούς και όργανα, όπως στο ήπαρ, τους μύες και τον εγκέφαλο (Wright and Kelly, 2017). Επιπλέον, αναμένεται ότι η αλληλεπίδραση των μικροπλαστικών και των νανοπλαστικών με το ανοσοποιητικό σύστημα μπορεί να οδηγήσει σε ανοσοτοξικότητα, με αποτέλεσμα την πυροδότηση δυσμενών καταστάσεων, όπως ανοσοκαταστολή ή ανοσοενεργοποίηση, καθώς και φλεγμονώδεις αποκρίσεις (Lusher et al., 2017; Wright and Kelly, 2017).

Πρόσφατες in vivo έρευνες με ανθρώπινα εγκεφαλικά και επιθηλιακά κύτταρα έδειξαν, για πρώτη φορά, τη δυνατότητα των μικροπλαστικών (10 μm) και των νανοπλαστικών (40-250 nm) να επιφέρουν κυτταροτοξικά αποτελέσματα σε επίπεδο κυττάρου, υπό την πρόκληση οξειδωτικού stress (Schirinzi et al., 2017), ενισχύοντας την επιστημονική υπόθεση ότι τα πλαστικά μικροσωματίδια μπορούν να επιφέρουν αρνητικές επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία (Barboza et al., 2018a).

Οι επιπτώσεις των μικροπλαστικών στην ανθρώπινη υγεία, πέρα από το μέγεθός τους, εξαρτώνται και από τον τύπο του μικροπλαστικού, τη χημική του σύσταση (κυρίως τα ελεύθερα μονομερή και τα πρόσδετα που περιέχει), τους προσροφημένους χημικούς επιμολυντές και τη δυνατότητα της εύκολης απομάκρυνσής (απελευθέρωσης) τους από αυτά, όταν βρεθούν στον οργανισμό. Γι' αυτούς τους λόγους, τα πλαστικά πολυμερή

μικροσωματίδια παρουσιάζουν, εγγενώς, διαφορετικό βαθμό τοξικότητας (Rainieri and Barranco, 2019).

Ειδικά για τα προσροφημένα χημικά στην επιφάνεια των μικροπλαστικών και τη συμβολή τους στη βλαπτική επίδραση, ορισμένοι επιστήμονες υποστηρίζουν ότι α) δεν έχει βαρύτητα η άποψη ότι τα μικροπλαστικά συμβάλλουν στη διασπορά των έμμονων ρυπαντών στο περιβάλλον από τη στιγμή που οι έμμονοι ρύποι είναι, ήδη, παρόντες σε αυτό και μάλιστα σε αφθονία σε ορισμένες περιοχές (Lohmann, 2017) και β) η πρόσληψη μικροπλαστικών έχει αμελητέα συμβολή στην μεταφορά προσροφημένων χημικών από το θαλάσσιο περιβάλλον στους οργανισμούς (Bakir et al., 2016).

Ωστόσο, είναι γνωστό ότι στην ιατρική, τα μικροπλαστικά χρησιμοποιούνται σε φαρμακευτικά σκευάσματα ως (μετα)φορείς δραστικών ουσιών σε ιστούς στόχους. Σε σχετική έκθεση της Επιτροπής Ελέγχου Περιβαλλοντικών Θεμάτων του Κοινοβουλίου του Ηνωμένου Βασιλείου αναφέρεται ότι τα πρόσδετα και οι προσροφημένοι επιμολυντές στα μικροπλαστικά θα μπορούσαν να λειτουργούν με τον ίδιο τρόπο και κατά αντιστοιχία με τις δραστικές ουσίες που τα μικροπλαστικά μεταφέρουν όταν χρησιμοποιούνται στα φαρμακευτικά σκευάσματα για ιατρικούς σκοπούς στοχεύοντας σε συγκεκριμένους ιστούς (UK Parliament, 2016), παρότι δεν υπάρχουν επαρκή δεδομένα για να υποστηρίξουν αυτή την άποψη (Thompson et al., 2009).

Είναι σαφές ότι ακόμα δεν είναι πλήρως κατανοητό πως τα μικροπλαστικά αλληλεπιδρούν με τους ανθρώπινους ιστούς. Για παράδειγμα, αν πράγματι υφίσταται μια δυσμενής αλληλεπίδραση, τα αποτελέσματά της θα πρέπει να είναι προφανή και σημαντικά. Όμως, χωρίς επαρκείς και εκτενείς επιδημιολογικές μελέτες, τα δυσμενή αποτελέσματα είναι δύσκολο να ανιχνευτούν σε επίπεδο πληθυσμού. Άρα, οι επιδημιολογικές έρευνες είναι εξίσου σπουδαίες και τελείως αναγκαίες (Smith et al., 2018).

Τα μικροπλαστικά και τα χημικά συστατικά που τα συνοδεύουν μπορεί να επιφέρουν εστιακή σωματιδιακή τοξικότητα (Smith et al., 2018) μέσω της προκληθείσας φλεγμονής, οφειλόμενης στη βιοεπιμονή των μικροπλαστικών, την αξιοσημείωτη υδροφοβικότητα της επιφανείας τους, καθώς και στη χημεία αυτής (Wright and Kelly, 2017). Όμως, η χρόνια έκθεση σε αυτά δημιουργεί ένα σωρευτικό αποτέλεσμα που χρήζει μεγαλύτερης και ιδιαίτερης προσοχής (Smith et al., 2018). Η τοξικότητα είναι πολύ πιθανό να σχετίζεται με τη συσσωρευτική ικανότητα και να εξαρτάται από τη δόση (Wright and Kelly, 2017).

Αν και επί του παρόντος, δεν υπάρχουν στοιχεία που να αποδεικνύουν ότι η ανθρώπινη υγεία διατρέχει σημαντικό κίνδυνο από τα μικροπλαστικά ωστόσο, υφίσταται έντονη και άμεση ανάγκη κατανόησης της ανθρώπινης έκθεσης στα μικροπλαστικά μικρού μεγέδους, ιδίως κάτω των 10 μm (SAPEA, 2019).

Η άποψη ότι οι δυσμενείς επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία μπορούν να συμβούν μόνο κάτω από την έκθεση του ανθρώπου σε μεγάλες συγκεντρώσεις μικροπλαστικών, οι

οποίες, όμως, είναι μη ρεαλιστικές σε πραγματικές συνθήκες υποστηρίζεται από αρκετούς επιστήμονες. Σε αυτούς ανήκει και ο Yang, ο οποίος σε σχετική μελέτη απέδειξε ότι το κατώφλι της συγκέντρωσης των μικροπλαστικών για αρνητικές επιπτώσεις στην υγεία του ανθρώπου είναι πολύ μεγαλύτερο των ρεαλιστικών συγκεντρώσεων των μικροπλαστικών του περιβάλλοντος στις οποίες εκτίθεται ο άνθρωπος. Για την έρευνα αυτή, σχεδιάστηκε ένα μοντέλο (modeling) συμπεριφοράς μικροσωματιδίων πολυστυρενίου στον ανθρώπινο οργανισμό με στόχο να προσδιοριστεί το κατώφλι των συγκεντρώσεων των μικροπλαστικών που επηρεάζουν δυσμενώς την υγεία μέσα από την εξέταση συγκεκριμένων βιοδεικτών (Wright and Kelly, 2017; Yang et al., 2019; Prata et al., 2020).

Όμως, οι προβλέψεις περί χαμηλών επιπέδων συγκεντρώσεων των μικροπλαστικών που εκτίθεται ο άνθρωπος μπορεί, εν μέρει, να οφείλονται στους σύγχρονους τεχνικούς περιορισμούς δειγματοληψίας και ταυτοποίησης των μικροπλαστικών. Αυτή είναι μια πραγματικότητα που δεν μπορεί να αγνοηθεί, επειδή υποδεικνύει, ενδεχομένως, υποεκτίμηση των συγκεντρώσεων έκθεσης σήμερα. Η μέτρηση και η εκτίμηση των συγκεντρώσεων έκθεσης του ανθρώπου στα μικροπλαστικά παραμένει μια επιστημονική πρόκληση, κυρίως, λόγω της μεγάλης ποικιλίας του μεγέδους των σωματιδίων αυτών (Wright and Kelly, 2017).

Υφίσταται επείγουσα ανάγκη βελτίωσης και εναρμόνισης των αναλυτικών μεθόδων σχετικά με τον ποσοτικό προσδιορισμό των μικροπλαστικών, ώστε να αποφευχθεί η ενδεχόμενη υποεκτίμηση της παρουσίας τους στο περιβάλλον και τα τρόφιμα (Rainieri and Barranco, 2019). Από τη στιγμή που θα υπάρξει καλύτερη (αντικειμενικότερη και πραγματική) κατανόηση των επιπέδων έκθεσης του ανθρώπου στα μικροπλαστικά και ακολούθως, των συγκεντρώσεων πρόσληψης και μετακίνησης αυτών στους ιστούς, τότε θα αρχίσουν να ξεδιπλώνονται οι δυνατοί τοξικολογικοί μηχανισμοί και συνεπώς, οι πιθανές επιδράσεις στην ανθρώπινη υγεία (Wright and Kelly, 2017).

Όμως, επί του παρόντος, η έλλειψη στοιχείων για την εκτίμηση της διακινδύνευσης (risk assessment) της ανθρώπινης υγείας από τα πλαστικά μικροσωματίδια είναι γεγονός. Η εκτίμηση της διακινδύνευσης δυσχεραίνεται από πολλούς παράγοντες, όπως από: α) την περιπλοκότητα της τοξικότητας των διαφόρων ειδών μικροπλαστικών, β) την αλληλεπίδρασή τους με άλλους ρυπαντές, όπως τα μέταλλα, γ) την ομοιότητα των επιπτώσεων που έχουν στην υγεία με άλλες κατηγορίες επιμολυντών με αποτέλεσμα, ενδεχομένως, δικές τους επιπτώσεις να αποδίδονται λανθασμένα σε άλλους παράγοντες (Prata et al., 2020).

Επιπρόσθετα, τα πλαστικά που χρησιμοποιούνται σε πειραματικές τοξικολογικές δοκιμές είναι, συχνά, πολύ διαφορετικά από τα αντίστοιχα πραγματικά απαντώμενα στο περιβάλλον, αναφορικά με: α) τις ιδιότητες αυτών καθαυτών των σωματιδίων, ιδίως τις ιδιότητες της επιφάνειάς τους, β) τις καιρικές συνθήκες που επέδρασαν στο σχηματισμό και τη διαμόρφωσή τους, γ) τα προσροφημένα χημικά που ενδεχομένως φέρουν, δ) τους

μικροοργανισμούς που μπορεί να μεταφέρουν, οδηγώντας έτσι σε ανακριβή αποτελέσματα. Συνεπώς, για την ορθότητα στην εκτίμηση της διακινδύνευσης, θα πρέπει οπωσδήποτε στις μελέτες δοκιμών να χρησιμοποιούνται, όχι μόνο πραγματικές περιβαλλοντικές συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών, αλλά και μικροπλαστικά ιδιοτήτων αντίστοιχων με αυτά που απαντώνται στο περιβάλλον (Prata et al., 2020).

Για αυτόν, άλλωστε, το λόγο, το Διεθνές Συμβούλιο για την Εξερεύνηση της Θάλασσας (International Council for the Exploration of the Sea, ICES) ανέπτυξε ειδικά κοινά πρωτόκολλα παρακολούθησης για τα πλαστικά σωματίδια στα ψάρια βάσει των οποίων, μεταξύ άλλων, απαιτείται η καταγραφή όσων περισσότερων παραμέτρων των πλαστικών μικροσωματιδίων είναι δυνατές, όπως ο αριθμός τους, το μέγεθος, το βάρος, το σχήμα, το χρώμα και ο τύπος τους (ICES, 2015).

Η οπτική εξέταση με μικροσκόπιο, καθώς και φασματοσκοπικές τεχνικές, όπως η μετασχηματισμού Fourier- υπέρυθρη φασματοσκοπία (Fourier Transformation – Infrared Spectroscopy, FT-IR) και η φασματοσκοπία Raman (Raman Spectroscopy), αποτελούν σήμερα τις προτεινόμενες τεχνικές για την εξακρίβωση της συνθετικής φύσης του μικροπλαστικού. Αν και υπάρχουν διαθέσιμες αρκετές μέθοδοι ανίχνευσης μικροπλαστικών, ωστόσο απαιτείται η περαιτέρω βελτίωσή τους. Η βελτίωση των μεθόδων επιβάλλεται, κυρίως, για την αποφυγή της καταστροφής, αποδόμησης των μικροπλαστικών κατά τη διάρκεια της αναλυτικής διαδικασίας ή ακόμη και για την αποφυγή εργαστηριακών επιμολύνσεων των υπό εξέταση δειγμάτων (Rainieri and Barranco, 2019).

Επιπλέον, νέες μέθοδοι θα πρέπει να αναπτυχθούν ειδικά για την ανίχνευση των νανοπλαστικών, καθώς η τοξικότητά τους είναι σαφέστερα υψηλότερη από αυτή των μικροπλαστικών. Η εναρμόνιση των αναλυτικών μεθόδων είναι ζήτημα κρίσιμης σημασίας. Ειδικά για τις μελέτες τοξικότητας, όταν δεν υφίστανται εναρμονισμένες μέθοδοι, τα δεδομένα και τα εν γένει προκύπτοντα στοιχεία δεν είναι συγκρίσιμα (Rainieri and Barranco, 2019).

Ο προσδιορισμός της ανθρωπίνης έκθεσης στα μικροπλαστικά μπορεί, επίσης, να επιτευχθεί με μεγαλύτερη ακρίβεια και με την προσαρμογή τυπικών διαγνωστικών διαδικασιών. Η έκθεση δια της κατάποσης θα μπορούσε να προσδιοριστεί με την ανάλυση δειγμάτων κοπράνων, ενώ οι βρογχικές πλύσεις μπορούν να παράσχουν σχετικά στοιχεία για το αναπνευστικό σύστημα. Βιοψίες, ιστοί που λαμβάνονται από νεκροτομές και αίμα μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τον προσδιορισμό μικροπλαστικών σε ιστούς. Ωστόσο, η ανάπτυξη μεθόδων ταυτοποίησης μικροπλαστικών σε τέτοιου είδους δείγματα δεν έχει ακόμα λάβει χώρα, κάτι, που ενδεχομένως θα μπορούσε να γίνει με την πέψη ιστών ή την κατάλληλη χρώση ιστολογικών παρασκευασμάτων. Τέτοιες μέθοδοι, βέβαια, ενέχουν πάντοτε τον περιορισμό της διαθεσιμότητας ιστών, καθώς επίσης και την ενδεχόμενη επιμολύνση των δειγμάτων, δεδομένης της ευρείας χρήσης πλαστικών υλικών στην ιατρική (Prata et al., 2020).

Βεβαίως, οι επιπτώσεις των μικροπλαστικών στην ανθρώπινη υγεία μπορούν να προσεγγιστούν και μέσα από μελέτες στις οποίες γίνεται χρήση ζωικών μοντέλων (πειραματόζων), όπως ποντίκια (mice), επίμυες (rats) ή καλλιέργειες κυττάρων, καθώς και με την εξέταση διαφορετικών τελικών σημείων δράσης των μικροπλαστικών (endpoints). Τέλος, επιδημιολογικές έρευνες και συγκεκριμένα μελέτες παρατήρησης (observational studies) σχετικά με την έκθεση ανθρώπων στα μικροπλαστικά με παράλληλη εκδήλωση αρνητικών επιδράσεων, είναι αναγκαίο να πραγματοποιηθούν. Όμως, για τις μελέτες παρατήρησης θα απαιτηθούν αφενός μεν μεγάλα δείγματα πληθυσμού και αφετέρου θα χρειαστεί πολύ προσεκτική εξέταση των επιπτώσεων από τα μικροπλαστικά που μπορεί να βρεθούν προκειμένου να αποφευχθούν συγχυτικοί παραγόντες (cofounder effects) που ενδεχομένως παρεμβάλλονται επηρεάζοντας τα αποτελέσματα (Prata et al., 2020).

Σίγουρο είναι, πάντως, ότι η γνώση για τις επιπτώσεις στην υγεία από την περιβαλλοντική έκθεση του ανθρώπου στα μικροπλαστικά είναι περιορισμένη επί του παρόντος. Το γεγονός αυτό οδηγεί σε μεγάλες αβεβαιότητες που σε καμιά περίπτωση δε θα πρέπει να μεταφραστούν σε κινδυνολογίες και πανικό, ακόμα και όταν χρειαστεί να εφαρμοστεί η αρχή της προφύλαξης. Με βάση την προβλεπόμενη αύξηση των συνθετικών υλικών στο περιβάλλον, περισσότερη έρευνα απαιτείται για την πλήρη κατανόηση της διακινδύνευσης, του ρίσκου (risk) που διατρέχει η ανθρώπινη υγεία από τα μικροπλαστικά. Αυτό, όμως, προϋποθέτει τη γνώση: α) της έκθεσης του ανθρώπου σε αυτά (exposure), β) των επιδράσεων των μικροπλαστικών, αλλά και γ) της παθογένειας, δηλαδή του συνόλου των μηχανισμών που εμπλέκονται στην εκδήλωση της βλάβης (pathogenesis) (Prata et al., 2020).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ Ε΄

ΚΕΝΑ ΣΤΗΝ ΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΗ ΓΝΩΣΗ, ΚΑΤΑΝΟΗΣΗ ΤΟΥ ΠΡΟΒΛΗΜΑΤΟΣ & ΑΝΤΙΜΕΤΩΠΙΣΗ

Ε.1. Κενά στην Επιστημονική Γνώση και Περαιτέρω Έρευνα για τα Μικροπλαστικά

Η έρευνα για τα μικροπλαστικά και τις ενδεχόμενες απειλές για τα οικοσυστήματα και τον άνθρωπο βρίσκεται σε πρώιμο στάδιο και με δεδομένη την περιπλοκότητα του ζητήματος υφίσταται, επί του παρόντος, μεγάλη αβεβαιότητα (SAM, 2019).

Υπάρχουν λίγες σχετικά μελέτες που καταγράφουν μικροπλαστικά στο φυσικό περιβάλλον με εύρος μεγέδους 10-50 μ m και κάτω, επειδή τέτοια μεγέδη βρίσκονται κάτω από το όριο ανίχνευσης του συχνότερα χρησιμοποιούμενου αναλυτικού εξοπλισμού. Επίσης, ορισμένες πειραματικές μελέτες έχουν δείξει ότι οι συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών αυξάνονται, όσο μειώνεται το μέγεδός τους υποδηλώνοντας ότι οι πραγματικές συγκεντρώσεις τους στο περιβάλλον μπορεί να είναι υψηλότερες από αυτές που καταγράφονται σήμερα. Επιπλέον, η τοξικότητα και η σχετική ευκολία με την οποία τα μικροπλαστικά ξεπερνούν τους βιολογικούς φραγμούς αναμένεται ότι αυξάνει όσο μειώνεται το μέγεδος τους. Συνεπώς, αυτό εγείρει ακόμα μεγαλύτερη ανησυχία σχετικά με τα μικρότερου μεγέδους μικροπλαστικά και, ιδίως, για τα νανοπλαστικά. Γενικά, υπάρχει μεγάλη ανάγκη καλύτερης κατανόησης των επιπτώσεων που τα μικροπλαστικά επιφέρουν στα οικοσυστήματα και τον άνθρωπο, ανάλογα με τη συγκέντρωση, τη σύνθεση, το μέγεδος και το σχήμα τους, προκειμένου να εξαχθούν καλά τεκμηριωμένα συμπεράσματα για την πραγματική διακινδύνευση σε κάθε περίπτωση: περιβάλλον και ανθρώπινη υγεία (SAM, 2019).

Τα βασικά πεδία για τα μικροπλαστικά που απαιτούν περαιτέρω έρευνα, διαλεύκανση και καλύτερη κατανόηση, λόγω των υφιστάμενων επιστημονικών κενών, εστιάζονται στα εξής:

1. *Μέθοδοι.* Οι μέθοδοι αποτελούν το σημαντικότερο, ίσως, πεδίο για την έρευνα, επειδή η βελτίωση των ήδη υπαρχόντων και η ανάπτυξη νέων επίσημων μεθόδων θα υποστηρίξουν την ουσιαστική εξέλιξη των άλλων πεδίων. Επομένως, απαιτείται η καδιέρωση μεθόδων, και όχι μόνο αναλυτικών, οι οποίες πρέπει να πληρούν στοιχειώδη κριτήρια, όπως η πιστότητα (precision), η αναπαραγωγιμότητα (reproducibility), η επαναληψιμότητα (repeatability), η ακρίβεια (accuracy). Επιπλέον, αυτές πρέπει να εξασφαλίζουν αντιπροσωπευτικότητα (representative), όταν απαιτείται, να είναι αναγνωρισμένες και να υπόκεινται σε έλεγχο και διασφάλιση ποιότητας (quality control and quality assurance,

QC/QA). Οι πληρούσες τα αναγκαία κριτήρια μέθοδοι πρέπει να καλύπτουν όλο το φάσμα των αναγκών: α) τη συλλογή δείγματος για ανίχνευση μικροπλαστικών, β) την εκχύλιση μικροπλαστικών από τα διάφορα είδη δειγμάτων, όπως υδάτινη στήλη, ίζημα, σκόνη, αέρας, τρόφιμα, ιστοί κ.α., γ) τον προσδιορισμό των μικροπλαστικών ως προς το μέγεθος, το σχήμα, τη χημική σύστασή τους (πολυμερή, πρόσδετα, προσροφημένες χημικές ενώσεις) και κυρίως τον ποσοτικό προσδιορισμό τους. Ο ποσοτικός προσδιορισμός των μικροπλαστικών έχει εξαιρετική σημασία, ιδίως για τα σωματίδια της κλίμακας micron ($\geq 1\mu\text{m}$ και $\leq 1\mu\text{m}$ σε μέγεθος) για τα οποία αφενός μεν, οι πληροφορίες είναι περιορισμένες, αφετέρου δε, η συσχέτισή τους με την οικολογική διακινδύνευση (ecological risk) και τη διακινδύνευση της ανθρώπινης υγείας (human health risk) είναι υψηλή (Murphy et al., 2017). Με την καθιέρωση έγκυρων μεθόδων, αποδεκτών στην επιστημονική κοινότητα, δεν επιτυγχάνεται μόνο η συγκρισιμότητα των αποτελεσμάτων ομοειδών ερευνών, αλλά ενισχύεται και η αποτελεσματικότητα των προγραμμάτων παρακολούθησης (monitoring programs) που επιβάλλονται, προκειμένου να αξιολογείται η παρουσία των μικροπλαστικών στα διάφορα μέρη της βιόσφαιρας (Barboza et al., 2018a).

2. *Πηγές, μεταφορά και τύχη των μικροπλαστικών.* Απαιτείται να διεξαχθεί συστηματικότερη έρευνα στα σημεία παραγωγής και απελευθέρωσης μικροπλαστικών, στον τρόπο μεταφοράς τους, κατανομής και τύχης τους στο περιβάλλον με σκοπό την πλήρη κατανόηση για το πως α) η χρήση και η φθορά των καταναλωτικών προϊόντων, των γεωργικών πρακτικών και η διαχείριση των αποβλήτων (συμπεριλαμβανομένων της λυματολάσπης, όταν εφαρμόζεται σε αγροτικές εκτάσεις, καθώς και των στραγγισμάτων που δημιουργούνται στους χώρους υγειονομικής ταφής απορριμμάτων) επηρεάζουν τη διασπορά και την κατανομή των μικροπλαστικών στο περιβάλλον και β) τα χαρακτηριστικά των μικροσωματιδίων, όπως η χημική τους σύνθεση (π.χ. τύπος πολυμερούς) επηρεάζουν τη συμπεριφορά των μικροπλαστικών: μεταφορά, αποικοδόμηση και κατανομή. Η πλήρης κατανόηση για τις πηγές, τον τρόπο μεταφοράς και την τύχη των μικροπλαστικών θα εξασφαλίσει αποτελεσματικότερες παρεμβάσεις και αποδοτικότερα μέτρα, όχι μόνο για την αντιμετώπιση, αλλά την πρόληψη της μικροπλαστικής ρύπανσης (Murphy et al., 2017).
3. *Εκτίμηση της οικολογικής διακινδύνευσης.* Απαιτείται να δημιουργηθούν προτυποποιημένες δοκιμές τοξικότητας (standardized toxicity tests) για τα μικροπλαστικά και βάσει αυτών να εξετάζονται διάφοροι οργανισμοί, οικολογικά αντιπροσωπευτικοί οργανισμοί και συστήματα, ώστε να κατανοηθεί πλήρως η οικολογική επίπτωση των μικροπλαστικών στο περιβάλλον. Οι εν λόγω δοκιμές πρέπει να εφαρμόζονται υποχρεωτικά και σε μελέτες πεδίου και όχι να περιορίζονται αποκλειστικά και μόνο εντός εργαστηρίου. Τα αποτελέσματα ορδά

σχεδιασμένων, βάσει πρωτοκόλλων, μελετών (SAPEA, 2019) που πληρούν τα παραπάνω κριτήρια θα δώσουν στοιχεία για την εκτίμηση της τοξικότητας, της βιοδιαθεσιμότητας των μικροπλαστικών και των χημικών τους προσθέτων (additives), της βιοσυσσωρεύσης, αλλά και το πως εξελίσσεται η σχέση δόσης – απόκρισης, ώστε να θεμελιωθεί η κατανόηση όλου του φάσματος των επιπτώσεων των μικροπλαστικών (Murphy et al., 2017).

4. *Εκτίμηση της διακινδύνευσης της ανθρώπινης υγείας.* Απαιτείται να δημιουργηθούν μέθοδοι και να διεξαχθεί έρευνα για τον προσδιορισμό της ανθρώπινης έκθεσης στα μικροπλαστικά και των επιπτώσεων της, λαμβάνοντας υπόψη τις διαφορετικές οδούς έκθεσης, αλλά και τη συνολική έκθεση, ώστε να εκτιμηθεί η ενδεχόμενη διακινδύνευση της ανθρώπινης υγείας (Murphy et al., 2017).

Ειδικά για τις επιπτώσεις των μικροπλαστικών στην επισιτιστική ασφάλεια, την ασφάλεια των τροφίμων και την ανθρώπινη υγεία, η επιστημονική έρευνα πρέπει να εστιαστεί, για να δώσει απαντήσεις, στα εξής βασικά σημεία:

- ✚ Δεδομένου ότι οι συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών αναμένεται να αυξηθούν στο μέλλον, είναι εξαιρετικά σημαντικό να παρακολουθούνται και να εκτιμώνται τα επίπεδα των μικροπλαστικών στα αλιεύματα και τα λοιπά είδη τροφίμων (Barboza et al., 2018a). Αυτό, βέβαια, προϋποθέτει τη βελτίωση των σχετικών αναλυτικών μεθόδων, την ανάπτυξη νέων, καθώς και την τυποποίησή τους, ώστε να μπορούν να εκτιμηθούν η ανίχνευση, η ταυτοποίηση και ο ποσοτικός προσδιορισμός των μικροπλαστικών στα διάφορα είδη τροφίμων (EFSA, 2016).
- ✚ Είναι απαραίτητη η παρακολούθηση και η καταγραφή στοιχείων σχετικά με την ανίχνευση και τον ποσοτικό προσδιορισμό των μικροπλαστικών στους εδώδιμους ιστούς των ιχθύων και των οστρακοειδών. Το ίδιο απαιτείται και για τα εδώδιμα εχινόδερμα, χιτωνόζωα και τις άλγες, επειδή αυτά καταναλώνονται σε αρκετές χώρες (Barboza et al., 2018a). Η εξασφάλιση στοιχείων για τα τρόφιμα: νωπά και επεξεργασμένα σχετικά με την παρουσία σε αυτά μικροσωματιδίων πλαστικών μικρού μεγέθους, και ιδίως <150μm, είναι πολύτιμη, διότι θα βοηθήσει στην εκτίμηση της έκθεσης του ανθρώπου στα μικροπλαστικά μέσω της διατροφής (EFSA, 2016).
- ✚ Συνεχή προγράμματα παρακολούθησης των μικροπλαστικών στο περιβάλλον είναι αναγκαίο να εκπονηθούν και να υλοποιούνται συστηματικά, στο πλαίσιο της αποτροπής της μείωσης των ιχθυοαποδεμάτων και οστρακοειδών παγκοσμίως (Barboza et al., 2018a).

- ✚ Η έρευνα, επίσης, θα πρέπει να επικεντρωθεί στη συμβολή των χημικών και μικροβιολογικών κινδύνων, οι οποίοι σχετίζονται με τα μικροπλαστικά και έχουν επίπτωση στη διακινδύνευση της ανθρώπινης υγείας. Επιπλέον, θα πρέπει να βελτιωθούν οι μέθοδοι που χρησιμοποιούνται για την αξιολόγηση της πρόσληψης των μικροπλαστικών και ακολούθως της μετακίνησής τους στον ανθρώπινο οργανισμό (Barboza et al., 2018a).
- ✚ Είναι σημαντικό να υιοθετηθεί ένα πλαίσιο ανάλυσης κινδύνου για την ασφάλεια των τροφίμων που να αξιολογεί τους κινδύνους και τη διακινδύνευση από την κατανάλωση αλιευμάτων και άλλων ειδών τροφίμων επιμολυσμένων με μικροπλαστικά (Barboza et al., 2018a).
- ✚ Είναι εξαιρετικά αναγκαίο να μελετηθεί η αφομοίωση των μικροπλαστικών από τον ανθρώπινο οργανισμό σε σχέση με το εύρος του μεγέθους τους. Ακολούθως, θα πρέπει να προσδιοριστεί η παρουσία και η ποσοτική τους κατανομή στα διάφορα είδη ιστών, κάτι που προϋποθέτει την ανάπτυξη κατάλληλων τεχνικών και μεθόδων, όπως βιοψίες και τράπεζες ιστών (Barboza et al., 2018a).
- ✚ Ένα άλλο σημείο που χρήζει επείγουσας προσοχής είναι η παρουσία ναοπλαστικών στα αλιεύματα, επειδή υπάρχουν ελάχιστα σχετικά βιβλιογραφικά στοιχεία έως τώρα (Barboza et al., 2018a).
- ✚ Η έρευνα επί των αναλυτικών μεθόδων, της τοξικοκινητικής και της τοξικότητας των μικροπλαστικών και των ναοπλαστικών είναι υψηλής σπουδαιότητας για τη βελτίωση της κατανόησης των ενδεχόμενων επιπτώσεων τους στην ασφάλεια των τροφίμων και την ανθρώπινη υγεία (EFSA, 2016; Barboza et al., 2018a).
- ✚ Απαιτείται να διερευνηθεί η αποικοδόμηση των μικροπλαστικών και ο ενδεχόμενος σχηματισμός ναοπλαστικών εντός του ανθρώπινου γαστρεντερικού σωλήνα, όταν καταναλώνονται τροφές που περιέχουν μικροπλαστικά (EFSA, 2016).

Ε.2. Μελλοντικές Προκλήσεις της Έρευνας για τα Μικροπλαστικά

Τα μικροπλαστικά, ο αναδυόμενος αυτός ρύπος, δεν αποτελούν παρά ένα μέρος ενός συνόλου επιβαρυντικών παραγόντων που ασκούν ισχυρές πιέσεις στο γήινο περιβάλλον σήμερα. Για το λόγο αυτό, μια πρόσθετη πρόκληση της μελλοντικής έρευνας είναι να εξετάσει τα μικροπλαστικά μεμονωμένα, αλλά και σε σχέση με άλλους ρυπαντές, υπό το πρίσμα των περιβαλλοντικών συνθηκών που μεταβάλλονται δραματικά (Barboza et al., 2018a).

Ετσι, κρίσιμα ζητήματα που πρέπει να απαντηθούν, σχετικά με την υγεία των οικοσυστημάτων, των ζώων και των ανθρώπων, είναι οι τοξικολογικές αλληλεπιδράσεις

μεταξύ μικροπλαστικών και άλλων περιβαλλοντικών ρυπαντών. Τεράστιο ενδιαφέρον παρουσιάζει, επίσης, η επίδραση των αλλαγών σε παγκόσμιο επίπεδο που οφείλονται στην κλιματική αλλαγή και, ιδίως, η επίπτωση των διακυμάνσεων της θερμοκρασίας στις αλληλεπιδράσεις μεταξύ μικροπλαστικών και άλλων ρυπαντών. Πολλές μελέτες στους θαλάσσιους οργανισμούς που δημοσιεύτηκαν τα τελευταία χρόνια δείχνουν ότι τα μικροπλαστικά επηρεάζουν την τοξικότητα μιας μεγάλης γκάμας ρυπαντών, όπως των πολυκυκλικών υδρογονανθράκων (Oliveira et al., 2013), των μετάλλων (Luís et al., 2015; Barboza et al., 2018a) και των φαρμακευτικών ουσιών (Fonte et al., 2016). Στην περίπτωση αυτή, τα μικροπλαστικά έχει βρεθεί ότι, είτε αυξάνουν την τοξικότητα των άλλων ρυπαντών, είτε αλλάζουν τον τύπο ή το πρότυπο των αποτελεσμάτων της (Barboza et al., 2018a).

Επιπλέον, οι θερμοκρασιακές μεταβολές και, κυρίως, η αύξηση της θερμοκρασίας έχει βρεθεί ότι επηρεάζει τέτοιες τοξικολογικές αλληλεπιδράσεις (Fonte et al., 2016). Οι ιδιότητες και οι συγκεντρώσεις των μικροπλαστικών και των άλλων χημικών ουσιών που εξετάστηκαν, οι συνθήκες των βιοδοκιμασιών και τα είδη των οργανισμών που πήραν μέρος σε αυτές τις δοκιμές επηρέασαν τα αποτελέσματα που προέκυψαν. Επομένως, περισσότερη έρευνα απαιτείται και στο συγκεκριμένο πεδίο που αφορά τις τοξικολογικές αλληλεπιδράσεις μεταξύ μικροπλαστικών και άλλων περιβαλλοντικών ρυπαντών, καθώς και των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής σε αυτές τις αλληλεπιδράσεις (Barboza et al., 2018a).

Ε.3. Διασύνδεση Επιστήμης και Πολιτικής στην Αντιμετώπιση του Προβλήματος

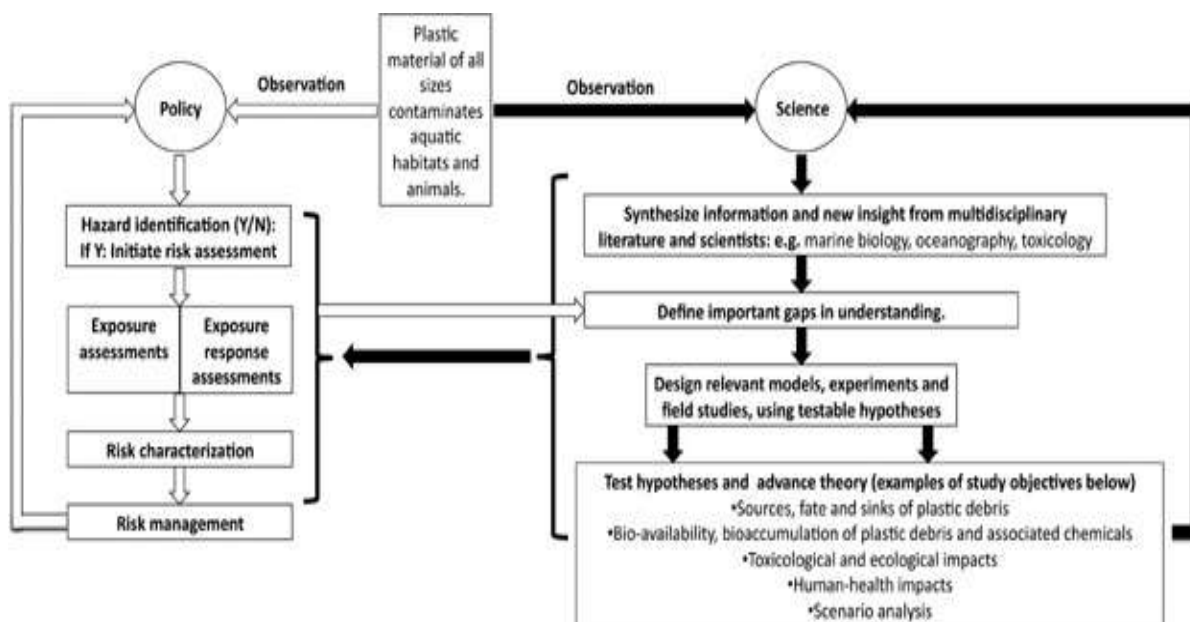
Χωρίς αμφιβολία, σήμερα, η ενδεχόμενη διακινδύνευση, τόσο της ανθρώπινης υγείας, όσο και του περιβάλλοντος από τα (μικρο)πλαστικά σωματίδια συγκεντρώνει αυξανόμενο ενδιαφέρον από πλευράς της επιστημονικής κοινότητας, των φορέων διαμόρφωσης πολιτικής (policy makers), των πολιτών και των μέσων ενημέρωσης. Κι ενώ για άλλους χημικούς παράγοντες πρόκλησης βλαβών (chemical stressors) έχει καθοριστεί η εκτίμηση της διακινδύνευσης με σαφή προσδιορισμό της πιθανότητας πρόκλησης βλάβης και της σοβαρότητας των εν γένει επιπτώσεων τους (βλαβών), για τα (μικρο)πλαστικά σωματίδια τα απαιτούμενα επίπεδα γνώσης για κάτι τέτοιο είναι, ακόμα, ανεπαρκή (Koelmans et al., 2017).

Σαφώς και η παρουσία των πλαστικών σωματιδίων στη βιόσφαιρα είναι ανεπιθύμητη από κάθε άποψη: αισθητική, ηθική, οικονομική και οικολογική. Ωστόσο, η πραγματική διακινδύνευση της ανθρώπινης υγείας, αλλά και του περιβάλλοντος από αυτά διατηρεί, επί του παρόντος, υψηλή αβεβαιότητα. Υπάρχουν πολλές περιπτώσεις στη βιβλιογραφία δημοσιευμένων επιστημονικών μελετών και απόψεων, οι οποίες συχνά είναι είτε μη

ολοκληρωμένες, είτε αντικρουόμενες. Είναι ξεκάθαρο ότι η έρευνα για τα (μικρο)πλαστικά σωματίδια είναι ακόμη σε πρώιμο στάδιο, με τα επιστημονικά κενά και την αβεβαιότητα δεδομένα. Όμως, αυτό δε θα πρέπει, επ' ουδενί, να μειώσει την προσοχή για την παρουσία των πλαστικών (μικρο)σωματιδίων στο περιβάλλον και τους τρόπους δράσης για την αντιμετώπισή τους. Εξάλλου, όσο υφίσταται αβεβαιότητα για τη διακινδύνευση, αλλά ταυτόχρονα μεγάλος σκεπτικισμός για τις ενδεχόμενες αρνητικές συνέπειες, τα πλαστικά απορρίμματα προσλαμβάνουν και χαρακτήρα αναδυόμενου μέγιστου πολιτικού ζητήματος (Koelmans et al., 2017).

Στο πλαίσιο, λοιπόν, αντιμετώπισης τέτοιων ζητημάτων, η επιστήμη (science) με την ευρεία έννοια της διεπιστημονικής κοινότητας αποτελεί τον έναν βασικό πυλώνα που τροφοδοτεί με θεμελιωμένα στοιχεία τον έτερο βασικό πυλώνα που είναι οι φορείς διαμόρφωσης πολιτικής (policy makers). Οι δύο αυτοί πυλώνες επικοινωνούν, συνδιαλέγονται και ανατροφοδοτούνται με στοιχεία, ερωτήματα και απαντήσεις, ώστε μέσα από σχεδόν τυποποιημένες διαδικασίες να μπορούν να προκύπτουν δεσμοδετημένα μέτρα αντιμετώπισης, όπως σχηματικά αυτό αναπαριστάται στην παρακάτω εικόνα. Αποτυπώνεται, λοιπόν, μέσα από το διάγραμμα ροής, το πώς οι επιστήμονες εργάζονται παράλληλα με τους φορείς διαμόρφωσης πολιτικής για την υιοθέτηση τρόπων και μέτρων αντιμετώπισης της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης. Το διάγραμμα ροής απεικονίζει μια σειρά βημάτων που ακολουθεί η επιστημονική μεθοδολογία (έντονα μαύρα βέλη), όταν τίθεται ένα επιστημονικό ερώτημα ή μια παρατήρηση (ορθογώνιο σχήμα). Κατόπιν, η πολιτική ακολουθεί μια σειρά βημάτων (λευκά βέλη) που αποτελούν τη διαδικασία, η οποία θα οδηγήσει στην εκτίμηση της διακινδύνευσης. Τα βέλη μεταξύ των δύο ανεξάρτητων διαδικασιών αναπαριστούν το πώς η επιστήμη τροφοδοτεί με στοιχεία την πολιτική για τον καθορισμό της εκτίμησης της διακινδύνευσης και αντίστροφα το πώς η πολιτική θέτει νέα σειρά ερωτημάτων στην επιστήμη προκειμένου να θεμελιώσει την εκτίμηση αυτή. Αυτή η αμφίδρομη επικοινωνία είναι αέναη και αναπροσαρμόζεται σε κάθε τιθέμενο ερώτημα ή παρατήρηση ή υπόθεση (ορθογώνιο σχήμα) (Rochman et al., 2016).

Είναι σαφές ότι η προαναφερθείσα αλληλεπίδραση μεταξύ επιστήμης και πολιτικής αποτελεί μια χρονοβόρα διαδικασία, γεγονός που εξηγεί το λόγο καθυστέρησης στη δεσμοδέτηση μέτρων και τρόπων αντιμετώπισης. Άλλωστε, όπως συμβαίνει για κάθε επιστημονικό ζήτημα, κάθε φορά που κατανοείται ένα τιθέμενο επιστημονικό ερώτημα και φωτίζεται ένα επιστημονικό κενό γνώσης προκύπτει ένα νέο πακέτο ερωτημάτων που πρέπει να απαντηθούν. Αυτό αποτελεί ένα εγγενές και ταυτόχρονα συναρπαστικό χαρακτηριστικό της φύσης της επιστήμης (Rochman et al., 2016).



Εικόνα 31. Διασύνδεση, αλληλεπίδραση επιστήμης και πολιτικής. Παράδειγμα που απεικονίζει το πώς οι επιστήμονες εργάζονται παράλληλα με τους φορείς διαμόρφωσης πολιτικής για να προκύψουν θεσμοθετημένοι τρόποι και μέτρα αντιμετώπισης της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης (Rochman et al., 2016).

Παραδείγματα της λειτουργικής διασύνδεσης επιστήμης και πολιτικής που εργάστηκαν παράλληλα για την επίτευξη θετικών αλλαγών, μέσα από τη θεσμοδότηση μέτρων, στο πλαίσιο αντιμετώπισης της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης, αποτυπώνονται στον παρακάτω πίνακα. Χαρακτηριστική είναι η περίπτωση της νομοδεδειγμένης απαγόρευσης των μικροκόκκων (microbeads) από τα προϊόντα προσωπικής υγιεινής που έχει υιοθετηθεί σε ορισμένες χώρες (Rochman et al., 2016).

Observation	Scientific evidence	Policy reform
Widespread contamination of plastic debris in ocean gyres	Law et al., 2010; Goldstein et al., 2012; Eriksen et al., 2014	Amendment to MARPOL Annex V
Reproduction pellets littered in aquatic habitats globally	Ogata et al., 2009; van Franeker and Law, 2015	International Clean Sweep, California Nurdle Law (AB258)
Plastic entering coastal habitats via urban runoff	Browne et al., 2011	Total maximum daily loads, trash collecting technologies in storm drains
Microbeads in aquatic habitats	Eriksen et al., 2013; Castañeda et al., 2014	Legislation to ban microbeads from personal care products

Πίνακας 2. Παραδείγματα αποτελεσματικής συνεργασίας επιστήμης και πολιτικής που επέφεραν θετικές αλλαγές για τον περιορισμό της ρύπανσης από τα πλαστικά σωματίδια (Rochman et al., 2016).

Ε.4. Η Αρχή της Προφύλαξης

Ενας τρόπος δράσης κάτω από συνθήκες αβεβαιότητας ή /και σοβαρών κενών γνώσης για τις επιπτώσεις των (μικρο)πλαστικών σωματιδίων θα ήταν αυτά να αναγνωριστούν ως δυνητικά υψηλής διακινδύνευσης παράγοντες που απαιτούν επείγουσα δράση αντιμετώπισης. Όμως, μια τέτοια στάση είναι ακραία και σίγουρα όχι λελογισμένη. Από την άλλη μεριά, εξίσου ακραία και παράλογη είναι στάση της αδράνειας, μέχρι να καταστεί εφικτή η συμπλήρωση των κενών της γνώσης, η ολοκλήρωση της κατανόησης των μηχανισμών των δυσμενών επιπτώσεων και τελικά η εκτίμηση της διακινδύνευσης από τα (μικρο)πλαστικά σωματίδια. Άλλωστε, μια τέτοια στάση ήταν αυτή που καθυστέρησε την έκδοση νομοθεσίας για το κάπνισμα επί δεκαετίες. Επίσης, η ίδια στάση της αδράνειας εμποδίζει και καθυστερεί, έως σήμερα, τον έλεγχο των εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου. Σίγουρα, οι δύο παραπάνω ακραίες στάσεις στο πρόβλημα των (μικρο)πλαστικών σωματιδίων είναι απευκταίες, ενώ ο όποιος στρατηγικός σχεδιασμός για τη μείωση των πλαστικών απορριμμάτων στο περιβάλλον θα πρέπει να βασίζεται στην εκτίμηση του κόστους προς το όφελος (Koelmans et al., 2017).

Βέβαια, μεταξύ των δύο ακραίων στάσεων προσέγγισης του ζητήματος, σημαντική είναι και η αξιοποίηση της αρχής της προφύλαξης, μιας σπουδαίας πρόβλεψης της Ευρωπαϊκής ή Ενωσιακής νομοθεσίας. Συγκεκριμένα, υπάρχουν τρεις γενικές αρχές που διέπουν τη νομοθεσία της Ευρωπαϊκής Ένωσης για την προστασία του περιβάλλοντος που είναι οι εξής:

- ✓ Η Αρχή της Προφύλαξης (Precautionary Principle)
- ✓ Η Αρχή της Αναλογικότητας (Proportionality Principle)
- ✓ Η Αρχή «ο Ρυπαίνων Πληρώνει» (Polluter Pays Principle).

Οι αρχές αυτές που συνιστούν πλεονέκτημα της Ευρωπαϊκής νομοθεσίας θα μπορούσαν να ενεργοποιηθούν κάτω από καθορισμένες συνθήκες και για την περίπτωση της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης (SAPEA, 2019). Η αρχή της προφύλαξης δεν έχει ρητώς συμπεριληφθεί στους κανονιστικούς μηχανισμούς των Ηνωμένων Πολιτειών. Ωστόσο, ορισμένες πτυχές της είναι ενσωματωμένες σε συστήματα αντιμετώπισης περίπλοκων προβλημάτων παγκοσμίως (Meidl, 2019).

Γενικά, η περιβαλλοντική πολιτική της Ευρωπαϊκής Ένωσης βασίζεται στις αρχές της προφύλαξης, της πρόληψης και της επανόρθωσης των καταστροφών του περιβάλλοντος στην πηγή, καθώς και στην αρχή «ο ρυπαίνων πληρώνει». Η αρχή της πρόληψης είναι ένα εργαλείο διαχείρισης κινδύνων που δύναται να ενεργοποιηθεί εάν υπάρχει επιστημονική αβεβαιότητα ως προς κάποιον εικαζόμενο κίνδυνο για την ανθρώπινη υγεία ή για το περιβάλλον. Τα μέτρα που λαμβάνονται δε θα πρέπει να εισάγουν διακρίσεις, να είναι αναλογικά και να αναθεωρούνται μόλις γίνονται διαθέσιμα περισσότερα επιστημονικά στοιχεία (European Parliament, 2019).

Η αρχή της προφύλαξης, η οποία αναφέρεται στο άρθρο 191 της Συνθήκης για τη λειτουργία της Ευρωπαϊκής Ένωσης, δίνει τη δυνατότητα στους υπευθύνους λήψης αποφάσεων / φορείς χάραξης πολιτικής (policy makers) να λαμβάνουν κατάλληλα μέτρα προφύλαξης, όταν υφίσταται επιστημονική αβεβαιότητα και ταυτόχρονα οι πιθανές αρνητικές συνέπειες της μη λήψης μέτρων είναι υψηλές. Στην ουσία, η αρχή της προφύλαξης στοχεύει να καθοδηγήσει τις δράσεις σε περιπτώσεις που δεν υπάρχει πλήρης επιστημονική βεβαιότητα (SAPEA, 2019).

Από την άλλη πλευρά, όπως συμβαίνει με πολλές αρχές, έτσι και για την αρχή της προφύλαξης, το γεγονός ότι δεν υφίσταται ένα καθορισμένο πρότυπο εφαρμογής της έχει οδηγήσει στην παραγωγή διαφορετικών, ανομοιογενών ρυθμιστικών και πολιτικών δράσεων. Επίσης, η αρχή της προφύλαξης έχει εν δυνάμει τη δυνατότητα να μεταλλαχθεί σε μια φιλοσοφική υπόθεση αποτροπής του κινδύνου. Βέβαια, είναι αδιαμφισβήτητο ότι η αρχή της προφύλαξης είναι μια κατευθυντήρια αρχή που μπορεί να συμβάλλει στην αποτροπή της περιβαλλοντικής υποβάθμισης. Κατά συνέπεια, η αντιμετώπιση του σύνθετου προβλήματος της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης, το οποίο προϋποθέτει, μεταξύ άλλων, το μετασχηματισμό και τη μεταρρύθμιση της παγκόσμιας αγοράς των πλαστικών, απαιτεί μια ευρεία γκάμα στρατηγικών από κρατικές παρεμβάσεις, οικονομικά κίνητρα και δεσμεύσεις της βιομηχανίας έως και αλλαγές στην ανθρωπίνη συμπεριφορά (Meidl, 2019).

Ε.5. Εξέλιξη του Προβλήματος σε Κρίση

Η ρύπανση της θιόσφαιρας από τα πλαστικά ξεκινά στο μεγαλύτερο βαθμό από χερσαίες πηγές και περιλαμβάνει τη ρύπανση από α) μακροπλαστικά, β) μικροπλαστικά, τα οποία, είτε προκύπτουν από τον κατακερματισμό των μακροπλαστικών, είτε παράγονται για να χρησιμοποιηθούν ως έχουν και γ) νανοπλαστικά, τα οποία, είτε προκύπτουν από την αποικοδόμηση των μικροπλαστικών, είτε παράγονται για να χρησιμοποιηθούν ως έχουν σε διάφορες εφαρμογές (Vince and Stoett, 2018).

Όλες οι παραπάνω κατηγορίες πλαστικών απορριμμάτων έχουν εντοπιστεί σε διάφορα σημεία από τον Ισημερινό ως τους πόλους και γενικότερα, ακόμα και στα πιο απομακρυσμένα μέρη του πλανήτη, τόσο σε θαλάσσια, όσο και σε χερσαία οικοσυστήματα, στα οποία και συσσωρεύονται σε τακτική βάση. Η αθρόα εισροή αυτού του επίμονου ρυπαντή στα φυσικά οικοσυστήματα έχει προκαλέσει εύλογες και έντονες ανησυχίες για τις παρελκόμενες, και παρατηρούμενες πια, περιβαλλοντικές αλλαγές, καθώς και για την ευθεία απειλή της βιοποικιλότητας και της επισιτιστικής ασφάλειας. Για τους παραπάνω λόγους, ορισμένοι επιστήμονες θεωρούν ότι πρέπει να συμπεριληφθούν οι ρύποι από τα πλαστικά στον υπολογισμό των πλανητικών ορίων (planetary boundaries calculus) (Vince and Stoett, 2018).

Σε σχετικό άρθρο, οι επιστήμονες αναφέρουν ότι η πλαστική κρίση απαιτείται να ενταχθεί στον υπολογισμό των πλανητικών ορίων παράλληλα με άλλα ζητήματα, όπως η απώλεια της βιοποικιλότητας, η εκτεταμένη απώλεια φωσφορικών αλάτων από τις γεωργικές καλλιέργειες, η κλιματική αλλαγή. Επίσης, επισημαίνουν ότι η (μικρο)πλαστική ρύπανση προκαλεί τέτοιες αλλαγές στα φυσικά οικοσυστήματα, οι οποίες με τη σειρά τους μεταβάλλουν τη συνεισφορά των χημικών παραμέτρων που παίρνουν μέρος στον καθορισμό των πλανητικών ορίων. Σύμφωνα με το ίδιο άρθρο, το σπουδαιότερο χαρακτηριστικό της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης, ικανό για να την κατατάξει στους παράγοντες που δοκιμάζουν τα πλανητικά όρια, είναι ο μη αντιστρεπτός χαρακτήρας της (Villarrubia-Gómez et al., 2017).

Τα πλανητικά όρια συνιστούν «κατώφλια» βιωσιμότητας των πόρων του περιβάλλοντος. Το πλαίσιο των πλανητικών ορίων οριοθετεί έναν ασφαλή χώρο λειτουργίας για την ανθρωπότητα με βάση τις εγγενείς βιοφυσικές διεργασίες που ρυθμίζουν τη σταθερότητα του γήινου συστήματος. Ιδεατά, μια χώρα πρέπει να ικανοποιεί τους κοινωνικούς δείκτες ανάπτυξης, χωρίς να παραβιάζει τα πλανητικά όρια και η αξιολόγηση γίνεται με βάση συγκεκριμένους βιοφυσικούς δείκτες. Με άλλα λόγια, κάθε χώρα πρέπει να κατορθώνει να ικανοποιεί τις ανάγκες των πολιτών της με τρόπο που να είναι περιβαλλοντικά βιώσιμος. Η υπέρβαση των ορίων της γης συντελεί στην απώλεια του φυσικού κεφαλαίου και κατ'επέκταση στην υπονόμευση της ανάπτυξης και της ευημερίας των μελλοντικών γενεών. Τα δύο κυρίαρχα, βασικά πλανητικά όρια είναι η αλλαγή του κλίματος και η ακεραιότητα της βιόσφαιρας. Καθένα από αυτά έχει από μόνο του τη δυνατότητα να οδηγήσει το σύστημα της γης σε νέο καθεστώς, εάν υποστεί ουσιαστική και συνεχή παραβίαση (Steffen et al., 2015).

Η (μικρο)πλαστική ρύπανση έχει φτάσει, σήμερα, σε τέτοιο σημείο, ώστε να συνιστά παγκόσμια κρίση που συνδέεται άρρηκτα και με άλλες πλανητικές απειλές. Υπό το πρίσμα αυτό, η διεπιστημονική προσέγγιση για την εξεύρεση λειτουργικών λύσεων είναι επιβεβλημένη (Vince and Stoett, 2018).

Η χρήση του όρου «κρίση» δεν αποτελεί λεκτική υπερβολή, απεναντίας χαρακτηρίζει ένα ζήτημα, όπως η (μικρο)πλαστική ρύπανση όταν:

- α) γι αυτό το ζήτημα δεν μπορεί να εξευρεθεί μια άμεση λύση, παρά το ότι προκαλεί ξεκάθαρα βλαβερές συνέπειες, οι οποίες μάλιστα συντελούνται σε καθημερινή βάση,
- β) είναι ευρέως αντιληπτό ότι μια κατάσταση έκτακτης ανάγκης συνυπάρχει με ένα δυσεπίλυτο πρόβλημα (wicked problem) παγκόσμιας κλίμακας, για το οποίο κανένας φορέας από μόνος του δεν μπορεί να προσδώσει αποτελεσματική λύση και

- γ) το κόστος της αδράνειας υπερβαίνει δραματικά το κόστος άμεσης δράσης έναντι του ζητήματος και ταυτόχρονα καμιά κυρίαρχη άμεση λύση δεν είναι εφικτή.

Επιπλέον, θα πρέπει επισημανθεί ότι το πρόβλημα της ρύπανσης του περιβάλλοντος από τα (μικρο)πλαστικά είναι εξαιρετικά δύσκολο να επιλυθεί, και για έναν πρόσθετο λόγο. Επειδή υπάρχουν πολλές διαφορετικές γωνίες αντίληψης του ζητήματος, τόσες όσες και τα εμπλεκόμενα μέρη: επιστήμονες, πολιτεία, βιομηχανία, καταναλωτές, μέσα μαζικής ενημέρωσης. Στην ουσία, πρόκειται για σύνθετο και περίπλοκο πρόβλημα, χαρακτηριζόμενο και ως “wicked problem”, με διαστάσεις ηθικές, πολιτικές και επαγγελματικές με συνέπεια την αδυναμία επαρκών και βέλτιστων λύσεων (Koelmans et al., 2017).

Όσο ισχύει ότι κάθε κρίση «γεννά» μια ευκαιρία, άλλο τόσο μπορεί μια κρίση να επιφέρει παραλυτική αδράνεια για ριζοσπαστικές και αποτελεσματικές λύσεις, ενώ ταυτόχρονα, παγιωμένα συμφέροντα ενδέχεται να πυροδοτήσουν μακροχρόνιες συγκρούσεις υπονομεύοντας τις αναγκαίες άμεσες δράσεις (Vince and Stoett, 2018).

Ε.6. Βασικές Στρατηγικές Αντιμετώπισης της Μικροπλαστικής Ρύπανσης

Αναμφίβολα, τα κοινωνικά οφέλη από την επινόηση των συνθετικών πολυμερών ήταν, και εξακολουθούν να είναι, ανεκτίμητα. Παρόλα αυτά, στην πορεία των χρόνων, αποδεικνύεται ότι η χρήση του υλικού με τις εξαιρετικές ιδιότητες έχει οδηγήσει σε περίπλοκη κατάσταση με δυσμενείς περιβαλλοντικές και κοινωνικοοικονομικές συνέπειες που ο σύγχρονος άνθρωπος καλείται να αντιμετωπίσει (van Cauwenberghe, 2015). Η παρούσα κατάσταση σε παγκόσμιο επίπεδο είναι εξόχως ανησυχητική και απαιτεί άμεσα την αυστηρότερη ρύθμιση της διαχείρισης των πλαστικών συνολικά, συμπεριλαμβανομένων και των απορριμμάτων τους (PlasticsEurope, 2015).

Η (μικρο)πλαστική ρύπανση κλιμακώνεται σε ετήσια βάση και σε παγκόσμια κλίμακα λόγω: α) της αυξανόμενης παραγωγής πλαστικών, β) του ελλείμματος στις πρακτικές διαχείρισης των πλαστικών απορριμμάτων από τους καταναλωτές, αλλά και από τις επιχειρήσεις, καθώς και γ) της εγγενούς αδυναμίας των συνθετικών πολυμερών να αποικοδομηθούν στο περιβάλλον, όπου και τελικά συσσωρεύονται. Επιπλέον, οι ακραίες καιρικές συνθήκες, όπως οι ισχυρές βροχοπτώσεις και οι άνεμοι συμβάλλουν έντονα στη μετακίνηση των μικροπλαστικών, όπως για παράδειγμα από την ξηρά στους υδάτινους αποδέκτες με συνέπεια τη διασπορά της ρύπανσης. Αυτό σημαίνει πως η προκαλούμενη ρύπανση δεν περιχαράκωνεται στο σημείο που δημιουργείται, αλλά εκλαμβάνει οικουμενικές διαστάσεις και λόγω της διασποράς. Είναι κοινώς αποδεκτό παγκοσμίως ότι η ρύπανση από τα μακρο- και μικροπλαστικά αποτελεί σοβαρό παράγοντα πρόκλησης αρνητικών συνεπειών στα οικοσυστήματα που μπορεί να συμβάλλει ακόμα και στην εξαφάνιση απειλούμενων ειδών διαφόρων οργανισμών (Ogunola et al., 2018).

Παρά την ύπαρξη αρκετών παρεμβάσεων για να αντιμετωπιστεί το πρόβλημα της ρύπανσης που τα πλαστικά προκαλούν, αυτό εξακολουθεί να υφίσταται. Πρέπει να τονιστεί ότι οι όποιες προσπάθειες διαχείρισης του προβλήματος έχουν καταβληθεί μέχρι σήμερα παγκοσμίως στόχευαν, κυρίως, στη μείωση των μακροπλαστικών. Στο πλαίσιο αυτό, η κοινή γνώμη είναι πια ενήμερη και αφυπνισμένη για τις αρνητικές επιπτώσεις των μακροπλαστικών, όχι όμως και γι' αυτές που τα μικροπλαστικά προκαλούν. Το γεγονός αυτό αποτελεί σοβαρό κενό και τροχοπέδη, τόσο στην άσκηση πίεσης για δυναμικότερες παρεμβάσεις σε κυβερνητικό επίπεδο, όσο και στην επιδραστική δύναμη, μέσω της αλλαγής συμπεριφοράς, που η μάζα των πολιτών μπορεί να επιφέρει (Ogunola et al., 2018).

Οι βασικότερες τρέχουσες στρατηγικές αντιμετώπισης της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης, διαθέσιμες στους φορείς χάραξης πολιτικής (policy makers), έχουν είτε προληπτικό, είτε ρυθμιστικό χαρακτήρα και είναι οι ακόλουθες:

E.6.1. Οικολογική Σήμανση (Ecolabelling)

Η οικολογική σήμανση αποτελεί ένα αποτελεσματικό εργαλείο για την πρόληψη και τη μείωση της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης. Η οικολογική σήμανση προσδιορίζει τις συνολικές περιβαλλοντικές επιδόσεις ενός προϊόντος που το διαφοροποιούν και το διακρίνουν μεταξύ ομοειδών βάσει εκτιμήσεων του κύκλου ζωής του. Η ανάγκη για αυτού του είδους τη σήμανση των προϊόντων έχει προκύψει από τον αυξανόμενο προβληματισμό για την προστασία του περιβάλλοντος από πλευράς κυβερνήσεων, επιχειρήσεων, αλλά και καταναλωτών. Τα σήματα που επιτίθενται σε χιλιάδες προϊόντα περιλαμβάνουν τις εξής αναγραφές: «ανακυκλώσιμο», «οικολογικά φιλικό», «χαμηλής ενέργειας» ή «χαμηλής ενεργειακής κατανάλωσης», «από ανακυκλωμένα υλικά». Στα προϊόντα αυτά, μεταξύ άλλων, περιλαμβάνονται πλαστικά αντικείμενα, σαπούνια και απορρυπαντικά, υφάσματα, καλλυντικά, υλικά συσκευασίας, φάρμακα, ηλεκτρικά και ηλεκτρονικά αγαθά (Auta et al., 2017).

Οι κυριότεροι στόχοι της οικολογικής σήμανσης είναι α) η μείωση των περιβαλλοντικών συνεπειών που τα προϊόντα επιφέρουν, β) η συμβολή στην αφύπνιση της συνείδησης και της υπευθυνότητας των καταναλωτών διαμέσου της παροχής πληροφόρησης που πρέπει να λαμβάνουν υπόψη για τις αγοραστικές τους επιλογές και γ) η συμβολή στην ενίσχυση της κυκλοφορίας αγαθών με λιγότερες βλαπτικές συνέπειες για το περιβάλλον και τη βιώσιμη διαχείριση των πόρων, επειδή καθίσταται διακριτό το συγκριτικό πλεονέκτημα που έχουν έναντι των συμβατικών ομοειδών τους (Ogunola et al., 2018).

Η χρήση των οικολογικών σημάτων στα διάφορα προϊόντα κερδίζει συνεχώς έδαφος στις αναπτυγμένες χώρες, ιδίως της Ευρώπης. Έχει περάσει πλέον και στην αντίληψη των καταναλωτών ότι η ετικέτα είναι ένας απλός τρόπος μεταφοράς πληροφοριών για ένα

αγαθό και οι επιχειρήσεις οφείλουν να την παρέχουν. Τα οικολογικά σήματα ενημερώνουν τον καταναλωτή για τον περιβαλλοντικό αντίκτυπο του αγαθού που αγοράζει δια της πολιτικής της εταιρίας που το παρήγαγε ως προς την εκπομπή αερίων, την κατανάλωση των πόρων και τη διαχείριση των απορριμμάτων. Επομένως, υπό αυτήν την οπτική, το οικολογικό σήμα έχει το χαρακτήρα ενός σήματος ποιότητας (Ogunola et al., 2018).

E.6.2. Ανακύκλωση (Recycling)

Η ανακύκλωση αποτελεί μια από τις σημαντικότερες ενέργειες μείωσης των επιπτώσεων των πλαστικών αποβλήτων, λόγω των τεράστιων ποσοτήτων πλαστικών απορριμμάτων που συσσωρεύονται, όχι μόνο στους χώρους υγειονομικής ταφής, αλλά και στα φυσικά ενδιαιτήματα παγκοσμίως. Επίσης, σήμερα η ανακύκλωση αντιπροσωπεύει ένα δυναμικό κλάδο της βιομηχανίας των πλαστικών (Hopewell et al., 2009).

Στην ουσία, πρόκειται για μια στρατηγική διαχείρισης των απορριμμάτων που στοχεύει, τόσο στη μείωση των αρνητικών επιπτώσεων των πλαστικών απορριμμάτων στο περιβάλλον, όσο και στη μείωση της εξάντλησης των φυσικών πόρων. Από πολλούς χαρακτηρίζεται ως η κορυφαία στρατηγική διαχείρισης των πλαστικών που έχουν ολοκληρώσει τον κύκλο ζωής τους. Η άποψη αυτή στηρίζεται στο ότι η ανακύκλωση συμβάλλει σημαντικά στη βελτίωση των ρυθμών ανάκτησης πλαστικών απορριμμάτων, παρακάμπτοντας τους χώρους υγειονομικής ταφής που στην καλύτερη περίπτωση αποτελούν χώρους συγκέντρωσης πλαστικών απορριμμάτων, όταν αυτά δε καταλήγουν άκριτα στο περιβάλλον (Ogunola et al., 2018). Η ανακυκλωσιμότητα των πλαστικών εξαρτάται, καταρχήν, από τον τύπο της πλαστικής ρητίνης ή του μίγματος των ρητινών, καθώς και από τις διαθέσιμες τεχνολογίες (Dahlbo et al., 2018).

Η Προστασία Περιβάλλοντος των Ηνωμένων Εθνών έχει εκπονήσει σχετικό πρόγραμμα με τη συμμετοχή πάνω από 40 εκατομμυρίων ανθρώπων από 120 χώρες σε σκοπό την εκπαίδευση, την ευαισθητοποίηση και την ενθάρρυνση της χρήσης των υποδομών ανακύκλωσης (UNEP, 2014). Ειδική επιτροπή επιστημόνων συστήνει ότι όλα τα έθνη οφείλουν να καταβάλουν, επειγόντως, προσπάθειες μείωσης του ποσοστού των αποβλήτων που εισέρχονται στους ωκεανούς υιοθετώντας την «ανακύκλωση», δηλαδή το τελευταίο στάδιο της κυκλικής οικονομίας: Reduce – Reuse – Recycle (GESAMP, 2015).

Σύμφωνα με σχετική έκθεση του 2016 του Ιδρύματος Ellen MacArthur, παγκοσμίως μόνο το 14% των πλαστικών συσκευασιών συλλέγεται για ανακύκλωση, και ακόμα μικρότερο είναι το ποσοστό αυτών που μετά τη συλλογή τους οδηγούνται σε περαιτέρω χρήση, εξαιτίας των απωλειών στη διαλογή και την εκ νέου επεξεργασία (World Economic Forum, 2016). Βέβαια, ο ρυθμός ανακύκλωσης των πλαστικών υλικών και αντικειμένων ποικίλει στις διάφορες χώρες. Για παράδειγμα, ο ρυθμός αυτός για τη

Γερμανία, τη Σουηδία, την Ολλανδία και την Τσεχία ανέρχεται, περίπου, στο 50%, για τη Γαλλία στο 20% (PlasticsEurope, 2015), για την Ινδία στο 7%, για την Κίνα στο 25% και για τις ΗΠΑ το αντίστοιχο ποσοστό είναι μικρότερο του 10%. Ωστόσο, έρευνες αποδεικνύουν ότι η ανακύκλωση κερδίζει ολοένα και περισσότερο την ευαισθητοποίηση του κοινού, ιδιαίτερα των προηγμένων χωρών (Ogunola et al., 2018).

Ε.6.3. Απαγορεύσεις, Επιβολή Τελών και Επιβαρύνσεων

Χαρακτηριστικό παράδειγμα του μέτρου περί απαγορεύσεων και επιβαρύνσεων είναι ότι οι κυβερνήσεις πολλών χωρών στον κόσμο έχουν εφαρμόσει ανάλογα σχέδια για α) την πώληση και χρήση *lightweight* πλαστικών σακουλών αγορών και β) τη χρήση μικροπλαστικών σε διάφορα προϊόντα. Στην Ευρώπη, η Γερμανία και η Δανία ήταν οι πρώτες χώρες που υιοθέτησαν την απαγόρευση πλαστικών σακουλών αγορών εδώ και πάνω από δύο δεκαετίες. Στον αντίποδα, θα μπορούσε να αναφερθεί η Νέα Ζηλανδία, στην οποία δεν έχει εφαρμοστεί καμία σχετική διάταξη περί απαγόρευσης της χρήσης πλαστικών σακουλών. Η πλήρης απαγόρευση ή οι περιορισμοί και επιβολή επιβαρύνσεων για τους χρήστες πλαστικών σακουλών μιας χρήσης στα σημεία λιανικής πώλησης είναι ένα από τα μέτρα που στοχεύουν στη μείωση των πλαστικών απορριμμάτων και την αποτροπή της συσσώρευσής τους στους θαλάσσιους αποδέκτες (Ogunola et al., 2018).

Επίσης, ανάλογο μέτρο είναι η πλήρης απαγόρευση της χρήσης μικροκόκκων (*microbeads*) στην παρασκευή προϊόντων προσωπικής υγιεινής, καλλυντικών, φυσικών προϊόντων υγείας και μη συνταγογραφούμενων φαρμάκων σε διάφορες χώρες. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελούν χώρες, όπως το Ηνωμένο Βασίλειο, η Ολλανδία, η Αυστρία, το Βέλγιο, το Λουξεμβούργο και η Σουηδία, των οποίων οι κυβερνήσεις έχουν εξαγγείλει προγράμματα απαγόρευσης της χρήσης μικροκόκκων σε καλλυντικά και είδη προσωπικής υγιεινής. Το σκεπτικό και σε αυτή την περίπτωση είναι ο περιορισμός της μικροπλαστικής ρύπανσης των θαλασσών (UNEP, 2015).

Στην ίδια κατεύθυνση, οι συμβάσεις UNCLOS / MARPOL / Honolulu επανέλαβαν την πλήρη απαγόρευση διάθεσης πλαστικών αποβλήτων στις θάλασσες από τα σκάφη όλων των κρατών μελών που υπέγραψαν τις σχετικές συμφωνίες. Ωστόσο, η εφαρμογή αυτών των απαγορεύσεων παρουσιάζει σοβαρό έλλειμμα, εξαιτίας αδυναμιών του συστήματος αποτελεσματικής παρακολούθησης και επιβολής συνεπειών (UNEP, 2015). Είναι, άλλωστε, κανόνας ότι η επιτυχής εφαρμογή οποιουδήποτε μέτρου προϋποθέτει κατάλληλο σύστημα ελέγχου και επιβολής.

Γενικά, έχει διατυπωθεί η άποψη ότι οι απαγορεύσεις είναι αρκετά αποτελεσματικές, επειδή μπορούν να διακόψουν μια καταναλωτική συμπεριφορά μέσα από τον περιορισμό των επιλογών και της ασύδοτης ελευθερίας (Carrigan et al., 2010). Η αποτελεσματικότητα της απαγόρευσης στη χρήση πλαστικής σακούλας, για παράδειγμα,

μπορεί να εξασφαλιστεί, όταν μια ουσιαστική χρηματική επιβάρυνση, εισφορά επιβληθεί στους καταναλωτές. Αυτό είναι ικανό να επιφέρει αλλαγή συμπεριφοράς των καταναλωτών και γενικότερα των προτύπων κατανάλωσης πλαστικών (Homopoff, 2018). Κατά άλλους, η επιβολή ακόμη και πολύ μικρού τέλους στις πλαστικές σακούλες μιας χρήσης δεν αποτελεί απλώς μια ρύθμιση, αλλά διαμορφώνει πρότυπα επιθυμητής καταναλωτικής συμπεριφοράς (Rivers et al., 2016).

Το μέτρο της μερικής ή πλήρους απαγόρευσης και των τελών για τις πλαστικές σακούλες έχει αποδώσει σπουδαία αποτελέσματα στις περισσότερες των χωρών που εφαρμόστηκε. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί η Πορτογαλία στην οποία, μια έρευνα έδειξε ότι μετά την επιβολή φόρου στις πλαστικές σακούλες, υπήρξε δραστική μείωση στο ρυθμό κατανάλωσής τους από 2,22 σε 0,59 ανά άτομο, ανά αγορά (Martinho et al., 2017). Στον αντίποδα, ανάλογο μέτρο απαγόρευσης χρήσης πλαστικού στην Νότια Αφρική και σε ορισμένες χώρες ακόμα δεν είχε επιτυχή αποτελέσματα, είτε επειδή η επιβάρυνση του τέλους ήταν πολύ μικρή, είτε εξαιτίας της ανεπάρκειας του συστήματος ελέγχου εφαρμογής του μέτρου από τις αρχές (Dikgang et al., 2012).

E.6.4. Νομοθετικά Μέτρα (Συμβάσεις), Κανονιστικές Συμφωνίες

Δεδομένου ότι η ρύπανση από (μικρο)πλαστικά δε γνωρίζει σύνορα, είτε επειδή η χρήση και άρα η παραγωγή πλαστικών απορριμμάτων έχει παγκόσμια εμβέλεια, είτε λόγω παραγόντων που ευνοούν τη διασπορά των (μικρο)πλαστικών ρύπων, ακόμα και στα πιο απομακρυσμένα σημεία του πλανήτη, τα νομοθετικά μέτρα σε διεθνές επίπεδο έχουν εξαιρετική σημασία. Τέτοιου είδους μέτρα με τη μορφή συμβάσεων ή κανονιστικών συμφωνιών συνιστούν μια μορφή δέσμευσης των συμβαλλόμενων μερών στην υιοθέτηση και υλοποίηση συγκεκριμένων πλάνων δράσης με στόχο τη μείωση των εισροών των (μικρο)πλαστικών χερσαίας ή θαλάσσιας προέλευσης στο φυσικό περιβάλλον (Ogunola et al., 2018).

Αρκετές διεθνείς συμβάσεις και συμφωνίες έχουν μέχρι σήμερα δεσπιστεί με σκοπό την πρόληψη ή τον έλεγχο της απελευθέρωσης πλαστικών και μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον. Ενδεικτικά παραδείγματα αποτελούν η Σύμβαση OSPAR και η Σύμβαση HELCOM. Το σκεπτικό τέτοιων διεθνών παρεμβάσεων είναι ότι το ζήτημα της ρύπανσης από τα πλαστικά πρέπει να θεωρείται ως «κοινό πρόβλημα για την ανθρωπότητα» (Chávarro, 2017). Γ' αυτόν ακριβώς το λόγο και υπό την έννοια του Διεθνούς Δικαίου, θα πρέπει να καταβληθούν κοινές προσπάθειες και ενισχυμένη συνεργασία σε παγκόσμιο επίπεδο για την αντιμετώπιση του ζητήματος αυτού, προκειμένου να εξασφαλιστεί μια μακράς διάρκειας λύση σε ευρεία κλίμακα (Ogunola et al., 2018).

Πολλές από τις περιφερειακές συμβάσεις συνέβαλαν στη θέσπιση εναρμονισμένων τεχνικών, δεικτών και αξιολογήσεων, αλλά και στην εφαρμογή κοινών δράσεων μείωσης

των πλαστικών απορριμμάτων και μέτρησης της αποτελεσματικότητάς τους. Ωστόσο, πέρα από τον άρτιο σχεδιασμό τους, το μελανό τους σημείο έγκειται στην προβληματική εφαρμογή, την αδυναμία παρακολούθησης και τα μέτρα επιβολής στις περιπτώσεις καταστρατήγησής τους (da Costa, 2018).

Συνεπώς, τα νομοθετικά μέτρα (συμβάσεις) θα μπορούσαν και αυτά να συμβάλλουν στον περιορισμό των επιπτώσεων της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης υπό τις εξής προϋποθέσεις: α) ενός ισχυρού μηχανισμού παρακολούθησης, ελέγχου και επιβολής των προβλεπομένων σε περίπτωση καταστρατήγησης, β) της ευρείας κάλυψης του περιβάλλοντος, δηλαδή, χωρίς τα μέτρα να περιορίζονται μόνο στο θαλάσσιο περιβάλλον, καθώς και γ) της ευρείας συμμετοχής συμβαλλόμενων κρατών (Ogunola et al., 2018). Αξίζει να επισημανθεί ότι μέτρα, καθορισμένα επίπεδα προστασίας και εν γένει προβλέψεις που επιβάλλονται μέσα από νομικά δεσμευτικά κείμενα έχουν τη δυναμική να δημιουργήσουν μια νέα αγορά για καινοτόμες και πρωτοποριακές λύσεις και το στοιχείο αυτό αποτελεί ένα παράπλευρο όφελος (SAPEA, 2019).

Ε.6.5. Απομάκρυνση Πλαστικών, Καθαρισμός

Η απομάκρυνση, η αφαίρεση πλαστικών απορριμμάτων, είτε από τις ακτές, είτε από την υδάτινη στήλη, συνιστά ένα μέτρο που στοχεύει στον καθαρισμό του θαλάσσιου περιβάλλοντος και έχει αποδειχτεί ότι είναι πολύ αποτελεσματικό στον περιορισμό της απειλής από τα μικροπλαστικά (Andrady, 2011).

Ειδικά, ο καθαρισμός των παραλιών είναι μια δραστηριότητα που συνήθως ενεργοποιείται σε επίπεδο τοπικών κοινωνιών και με τη συμμετοχή εθελοντών. Έχει αποδειχτεί ότι αποδίδει στην πράξη, όχι μόνο επειδή αφαιρούνται μεγάλες ποσότητες πλαστικών απορριμμάτων που συσσωρεύονται στις παράκτιες περιοχές, αλλά κυρίως, επειδή αποτρέπεται: α) η περαιτέρω παραμονή των πλαστικών στη θάλασσα που οδηγεί στον κατακερματισμό τους λόγω συνθηκών, β) ο σχηματισμός θραυσμάτων και μικροπλαστικών και γ) η έκπλυσή τους (Ogunola et al., 2018).

Σε διεθνές επίπεδο οργανώνονται καθαρισμοί ακτογραμμών, θαλάσσιων οδών και ωκεανών ετησίως ή ανά διετία με την εμπλοκή πολλών εθελοντών (Ocean Conservancy, 2013). Τα προγράμματα αυτά είναι χρονοβόρα και δαπανηρά. Επίσης, σε σχέση με το μέγεθος της θαλάσσιας ρύπανσης, αυτά μπορούν να στοχεύσουν σε ένα μικρό μόνο μέρος του συνολικού κλάσματος των πλαστικών απορριμμάτων των θαλασσών, ενώ δεν έχουν κανένα αποτέλεσμα ως προς τα πρωτογενή μικροπλαστικά. Όμως, τα εν λόγω προγράμματα είναι εξαιρετικά αποτελεσματικά στην αποφυγή δημιουργίας δευτερογενών μικροπλαστικών (Ogunola et al., 2018).

Ε.6.6. Αλλαγή Νοοτροπίας και Συμπεριφοράς

Υπάρχει ανάγκη οι άνθρωποι να αντιληφθούν τη σχέση μεταξύ προτύπων κατανάλωσης πλαστικών και των συνεπειών τους ως προς την περιβαλλοντική υποβάθμιση που προκαλείται. Σε μια έρευνα που διεξήχθη στην Ευρώπη για την εκτίμηση της αντίληψης του κοινού σε θέματα περιβαλλοντικής ρύπανσης από πλαστικά, προέκυψε ότι μεγάλος αριθμός ερωτηθέντων αγνοούσε την περιβαλλοντική διάσταση του ζητήματος, παρότι ήταν ενήμερος για άλλα ζητήματα, όπως η κλιματική αλλαγή για παράδειγμα. Το γεγονός αυτό προσδίδει ένα αρνητικό πρόσημο σχετικά με τη στάση των πολιτών απέναντι στο εν λόγω ζήτημα. Δεν είναι δυνατή, σε καμία περίπτωση, η όποια αλλαγή στάσης, νοοτροπίας και συμπεριφοράς με έλλειμμα στην πληροφόρηση και τη γνώση (Vignola et al., 2012).

Συνεπώς, γίνεται πρόδηλο ότι εκπαιδευτικά προγράμματα, προγράμματα ευαισθητοποίησης του κοινού και λοιπές παρεμβάσεις από κυβερνητικούς και μη φορείς είναι αναγκαία για την προώθηση της αλλαγής της αντίληψης, της στάσης, της συμπεριφοράς και της νοοτροπίας των ανθρώπων προκειμένου να περιοριστεί η απερίσκεπτη, άκριτη και αλόγιστη απόρριψη πλαστικών στο περιβάλλον (Auta et al., 2017). Η ευαισθητοποίηση αποτελεί ένα ισχυρό και επιταχυντικό εργαλείο, τόσο για την ανάληψη εθελοντικών πρωτοβουλιών και δράσεων, όσο και για την αυτορρύθμιση της συμπεριφοράς σε ατομικό επίπεδο. Το σύνθημα ότι «η αλλαγή ξεκινάει με εσένα» αποτελεί τη βάση κάθε ζητήματος περιβαλλοντικής διαχείρισης. Κατόπιν, ένα σύνολο ευαισθητοποιημένων ατόμων αποκτά ισχυρή δυναμική για την άσκηση πίεσης και πρόκλησης αλλαγών από την πολιτεία, τη βιομηχανία και λοιπούς παράγοντες (Ogunola et al., 2018). Μια τέτοια προσέγγιση είναι εξαιρετικά αναγκαία, ιδίως για τις αναπτυσσόμενες χώρες, επειδή αυτές, ως επί τω πλείστον, δε διαθέτουν αποτελεσματικά συστήματα διαχείρισης απορριμμάτων για την αντιμετώπιση των αυξημένων επιπέδων της πλαστικής ρύπανσης (Koushal et al., 2014).

Οι εκστρατείες ευαισθητοποίησης και εκπαίδευσης που στόχευαν σε σχολεία, κοινότητες, αλλά και τη βιομηχανία έχουν αποδειχτεί επιτυχείς ως προς την επίτευξη αποτελεσμάτων, επειδή οδήγησαν σε αλλαγές της συμπεριφοράς, τόσο παιδιών, όσο και ενηλίκων. Στις μέρες μας, η ευαισθητοποίηση του κοινού μπορεί άριστα να επιτευχθεί και με τη χρήση των μέσων κοινωνικής δικτύωσης και τη βοήθεια της τεχνολογίας. Η διαφήμιση, οι φωτογραφίες και τα videos αποτελούν τρόπους άμεσης και γρήγορης μεταφοράς μηνυμάτων και μάλιστα σε μεγάλη μάζα πληθυσμού. Επίσης, η εμπλοκή των κατοίκων τοπικών κοινωνιών σε σχετικά προγράμματα και δράσεις αποδείχτηκε εξόχως αποτελεσματική, διότι η βιωματική γνώση έχει ισχυρή αξία (Ogunola et al., 2018).

Καμπάνιες ενημέρωσης, σεμινάρια, προγράμματα και παρεμφερείς δράσεις συμβάλλουν στη διάδοση της πληροφορίας, στην απόκτηση γνώσης, στην ανάπτυξη δεξιοτήτων και τελικά στην καλλιέργεια θετικής στάσης απέναντι στην κατανάλωση

πλαστικών σε σχέση με την προστασία του περιβάλλοντος από αυτά. Η στόχευση στα παιδιά και τους νέους έχει αποδειχτεί ότι είναι καταλυτικής σημασίας για την προαγωγή της θετικής αλλαγής της συμπεριφοράς σε επίπεδο κοινωνίας και αυτό δεν πρέπει να αγνοείται (Pettipas et al., 2016).

Μεταξύ όλων των τρεχουσών στρατηγικών πρόληψης και περιορισμού της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης, η θετική αλλαγή της ανθρώπινης συμπεριφοράς και νοοτροπίας διακρίνεται και ενδείκνυται να αξιοποιείται με κάθε πρόσφορο μέσο επίτευξής της, καθώς μπορεί να προσφέρει μακροχρόνια λύση στο ακανθώδες αυτό περιβαλλοντικό ζήτημα. Άλλωστε, η αλλαγή συμπεριφοράς που προϋποθέτει την ευαισθητοποίηση και τη γνώση είναι προαπαιτούμενο για την κοινωνική δράση, την κοινωνική εξέλιξη και την αλλαγή (Ogunola et al., 2018).

E.6.7. Αξιοποίηση της Βιοτεχνολογίας

Παρόλο που είναι αδύνατη η απομάκρυνση των μικροπλαστικών ρύπων από το περιβάλλον λόγω του μικρού τους μεγέθους, η βιοτεχνολογία μπορεί να προσφέρει μια αξιόπιστη προσέγγιση για την αντιμετώπιση της πλαστικής ρύπανσης που έχει λάβει σοβαρές διαστάσεις στις μέρες μας (Ogunola et al., 2018).

Η πολλά υποσχόμενη βιοτεχνολογία προσφέρει μια νέα δυναμική προσέγγιση για τη διαχείριση και τη μερική ή πλήρη εξάλειψη της πλαστικής περιβαλλοντικής ρύπανσης με την παραγωγή βιοπλαστικών που είναι φιλικά προς το περιβάλλον και μπορούν να αποικοδομηθούν με τη χρήση μικροοργανισμών ή ενζύμων τους, όπως λιπάσες, εστεράσες, υδρολάσες, υπεροξειδάσες (Kalogerakis et al., 2015). Αυτά, τα προσφάτως αναπτυγμένα βιοπλαστικά, έχουν παρόμοια λειτουργικότητα και ιδιότητες με τα συμβατικά πλαστικά, αλλά χωρίς τις ίδιες αρνητικές επιπτώσεις για το περιβάλλον (Song et al., 2009). Μικροοργανισμοί χρησιμοποιούν τα πλαστικά πολυμερή ως πηγή θρεπτικών συστατικών. Εργαστηριακές έρευνες έχουν δείξει ότι ορισμένοι μικροοργανισμοί επιδρούν σε διάφορους τύπους πλαστικών πολυμερών, είτε βιοπλαστικής, είτε πετροχημικής βάσης μέσω υδρολυτικών ή οξειδωτικών αντιδράσεων οδηγώντας στην αποικοδόμησή τους. Βέβαια, τα πιο κοινά πλαστικά έχει αποδεχτεί ότι δεν επιδέχονται αποικοδόμηση από μικροοργανισμούς υπό συνθήκες που ευνοούν αυτό το φαινόμενο (Krueger et al., 2015).

Η βιοαποικοδόμηση των πλαστικών επηρεάζεται, τόσο από τα χαρακτηριστικά του ίδιου του πολυμερούς, όσο και από περιβαλλοντικούς παράγοντες, όπως η θερμοκρασία, το φως, η υγρασία. Σήμερα, η ανάπτυξη των βιοπλαστικών και οι εφαρμογές τους δεν περιορίζονται μόνο σε ορισμένους τομείς, όπως στη συσκευασία προϊόντων για παράδειγμα, αλλά επεκτείνονται και σε περισσότερο εξελιγμένες εφαρμογές στους τομείς της βιοιατρικής και της μηχανικής. Τα βιο και πετροχημικής βάσης πλαστικά παράγονται από ανανεώσιμες και μη ανανεώσιμες πρώτες ύλες, δηλαδή από βιολογικής προέλευσης

πρώτες ύλες (π.χ. άμυλο, φυτικά λίπη και έλαια), καθώς και από το αργό πετρέλαιο και είναι πλήρως ή μερικώς βιοαποικοδομήσιμα (Krueger et al., 2015). Ένα παράδειγμα νέου βιοπλαστικού είναι αυτό που έχει αναπτυχθεί πρόσφατα από χιτοζάνη (chitosan) προερχόμενη από έναν πολυσακχαρίτη του κελύφους καρκινοειδών και του εξωσκελετού ορισμένων εντόμων. Το βιοπλαστικό αυτό έχει πολλά πλεονεκτήματα μεταξύ των οποίων και την τάση να διασπάται εντός δύο εβδομάδων σε περιβαλλοντικά υλικά. Η βιομηχανικής κλίμακας παραγωγή του εν λόγω βιοπλαστικού αξιοποιεί τα ζωικά υποπροϊόντα που προκύπτουν από εγκαταστάσεις επεξεργασίας καρκινοειδών, όπως τα κελύφη γαρίδων που είναι πλούσια σε χιτίνη (Ogunola et al., 2018).

Τα βιοπλαστικά δεν τυγχάνουν εμπορικής αξιοποίησης σήμερα, αλλά η ζήτησή τους αναμένεται να κλιμακωθεί στο άμεσο μέλλον και προβλέπεται ότι θα αποκτήσουν ένα διακεκριμένο και σημαντικό ρόλο στην παγκόσμια αγορά του πλαστικού. Ο τρέχων όγκος παραγωγής βιοπλαστικών παγκοσμίως ανέρχεται σε 350.000 τόνους και αντιπροσωπεύει λιγότερο από το 0,2% των συμβατικών πλαστικών πετροχημικής βάσης (Bioplastics, 2013; Krueger et al., 2015). Επί του παρόντος, τα βιοπλαστικά βρίσκονται σε φάση έρευνας και ανάπτυξης, ώστε να καταστεί βιώσιμη η παραγωγή και η χρήση τους. Αυτό οφείλεται σε τρεις, κυρίως, λόγους: α) έχουν, ακόμη, υψηλό κόστος παραγωγής, β) υφίσταται έλλειψη υποδομών κομποστοποίησής τους και γ) οι πρώτες ύλες παραγωγής τους ανταγωνίζονται στη χρήση γεωργικών εκτάσεων με τις καλλιέργειες για την παραγωγή τροφίμων (Ogunola et al., 2018). Σίγουρα, απαιτείται περαιτέρω έρευνα στον τομέα ανάπτυξης των βιοπλαστικών, ώστε η μαζική τους παραγωγή, η εμπορική τους εκμετάλλευση, η χρήση τους, αλλά και η επακόλουθη διαχείριση των απορριμμάτων τους να είναι οικονομικά αποδοτικές και συμφέρουσες. Στην κατεύθυνση αυτή, λύσεις μπορούν να δοθούν από κλάδους επιστημών, όπως η σύγχρονη μοριακή βιολογία, η μικροβιακή βιοτεχνολογία, η μεταβολική μηχανική (Iles and Martin, 2013).

Πέρα από την ανάπτυξη και τη βελτίωση της παραγωγής των βιοπλαστικών, σημαντική είναι και η έρευνα για την αξιοποίηση των μικροοργανισμών στην αποικοδόμηση των πλαστικών. Αρκετά είδη βακτηρίων και μυκήτων, αλλά και η συνεργιστική τους δράση για τη δυνατότητα βιοαποικοδόμησης των πλαστικών βρίσκονται κάτω από το μικροσκόπιο της σύγχρονης έρευνας (Zettler et al., 2013). Τα βακτήρια μπορούν να δρουν ευκαιριακά, να εισβάλλουν και να προσαρμόζονται σε ένα περιβάλλον. Ορισμένα στελέχη βακτηρίων, όπως *Staphylococcus*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus* έχει αναφερθεί ότι αποικοδομούν αποτελεσματικά πολυάρισμα πλαστικά πολυμερή, όπως το πολυαιθυλένιο, το πολυπροπυλένιο, το πολυβινυλοχλωρίδιο και το πολυστυρένιο (Carouso, 2015; Auta et al., 2018). Η διαδικασία της βιοαποικοδόμησης, κάτω από έναν περιβαλλοντικά ασφαλή σχεδιασμό, θα μπορούσε να εξασφαλίσει τη διαχείριση των πλαστικών αποβλήτων, χωρίς αρνητικές επακόλουθες συνέπειες, αλλά και χρησιμοποιηθεί ως όπλο στο φυσικό καθαρισμό του περιβάλλοντος από τα μικροπλαστικά (Ogunola et al., 2018).

Είναι σαφές ότι για την αντιμετώπιση της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης σημαντικός αρωγός είναι η επιστήμη. Συνεπώς, θα πρέπει να δοθεί προτεραιότητα στην επιστήμη και την προηγμένη τεχνολογία για την εξεύρεση επωφελών λύσεων, όπως η ανάπτυξη νέων μη τοξικών υλικών, κομποστοποιήσιμων, πλήρως βιοαποικοδομήσιμων που να μπορούν να παράγονται μαζικά με οικονομικά αποδοτικό τρόπο και ταυτόχρονα να διαθέτουν ιδιότητες και χαρακτηριστικά εφάμιλλα των συμβατικών πλαστικών, αλλά και να είναι οικονομικά προσιτά (Ogunola et al., 2018).

Ε.6.8. Διευρυμένη Ευθύνη Παραγωγού

Η διευρυμένη ευθύνη του παραγωγού ή αλλιώς επέκταση της ευθύνης του παραγωγού (Extended Producer Responsibility, EPR) είναι μια αποτελεσματική πολιτική διαχείρισης των απορριμμάτων που αναγνωρίζεται παγκοσμίως, ιδίως σε προηγμένες χώρες, όπως σε Ευρωπαϊκές χώρες, τον Καναδά, την Ιαπωνία, τη Νότια Κορέα, διότι συμβάλλει στη βελτίωση της ανακύκλωσης των πλαστικών απορριμμάτων περιορίζοντας την υγειονομική τους ταφή (OECD, 2014). Μάλιστα, η διευρυμένη ευθύνη του παραγωγού μπορεί να θεωρηθεί ως μια εφαρμογή της αρχής: «ο ρυπαίνων πληρώνει» που αποτελεί βασικό άξονα της περιβαλλοντικής πολιτικής της Ευρωπαϊκής Ένωσης (SAPEA, 2019). Βάσει αυτής της πολιτικής, οι παραγωγοί, δηλαδή η βιομηχανία παραγωγής πλαστικών, οι κατασκευαστές και οι εισαγωγείς πλαστικών προϊόντων και πλαστικών υλικών συσκευασίας φέρουν την αποκλειστική νομική ευθύνη για τη συλλογή, την ανακύκλωση και την τελική διαχείριση των πλαστικών προϊόντων τους, τα οποία έχουν ολοκληρώσει τον κύκλο χρήσης τους (Ogunola et al., 2018).

Η διευρυμένη ευθύνη επιδιώκει να καταστήσει τους παραγωγούς υπεύθυνους για τα πάσης φύσης πλαστικά προϊόντα τους, των οποίων όταν ολοκληρωθεί η χρήση μπορεί να βρεθούν ως απόβλητα σε δημόσιους χώρους και στο περιβάλλον γενικότερα. Αυτό εκπληρώνεται με την παροχή επαρκών και εύκολης πρόσβασης κάδων απορριμμάτων, καθώς και σημείων ανακύκλωσης, με στόχο τον περιορισμό της παραγωγής χερσαίων πλαστικών αποβλήτων, μέρος των οποίων θα οδηγηθεί μοιραία στους υδάτινους αποδέκτες. Στη Σουηδία, για παράδειγμα, η διευρυμένη ευθύνη του παραγωγού βασίζεται σε ένα γενικό νόμο που καλύπτει πλαστικά υλικά συσκευασίας, ελαστικά, οχήματα, έπιπλα και ηλεκτρικές συσκευές. Το επακόλουθο μιας τέτοιας πολιτικής είναι ότι η απαίτηση επιστροφής άχρηστων πλαστικών υλικών θα επιταχύνει το σχεδιασμό προϊόντων ανακυκλώσιμων, θα ενισχύσει τη ζήτηση και την κυκλοφορία ανακυκλώσιμων υλικών, τα οποία δε θα προκαλούν απειλή για το περιβάλλον, ούτε θα εισέρχονται σε περίπλοκα κανάλια ανακύκλωσης (Ogunola et al., 2018).

Επιπλέον, η διευρυμένη ευθύνη του παραγωγού χαρακτηρίζεται ως επικερδές μέτρο, διότι επιφέρει αύξηση της συλλογής και της ανακύκλωσης των άχρηστων πλαστικών και μείωση του δημοσιονομικού και του συνολικού κόστους διαχείρισης των απορριμμάτων,

ελαφρύνοντας το βάρος των κρατικών αρχών για αναγκαίους λειτουργικούς σχεδιασμούς σε αυτό το πεδίο. Το μόνο τρωτό σημείο που μπορεί να παρεμποδίσει την ορδή εφαρμογή της διευρυμένης ευθύνης του παραγωγού αποτελεί η έλλειψη μηχανισμών ελέγχου και επιβολής (Ogunola et al., 2018).

Ε.6.9. Παροχή Κινήτρων

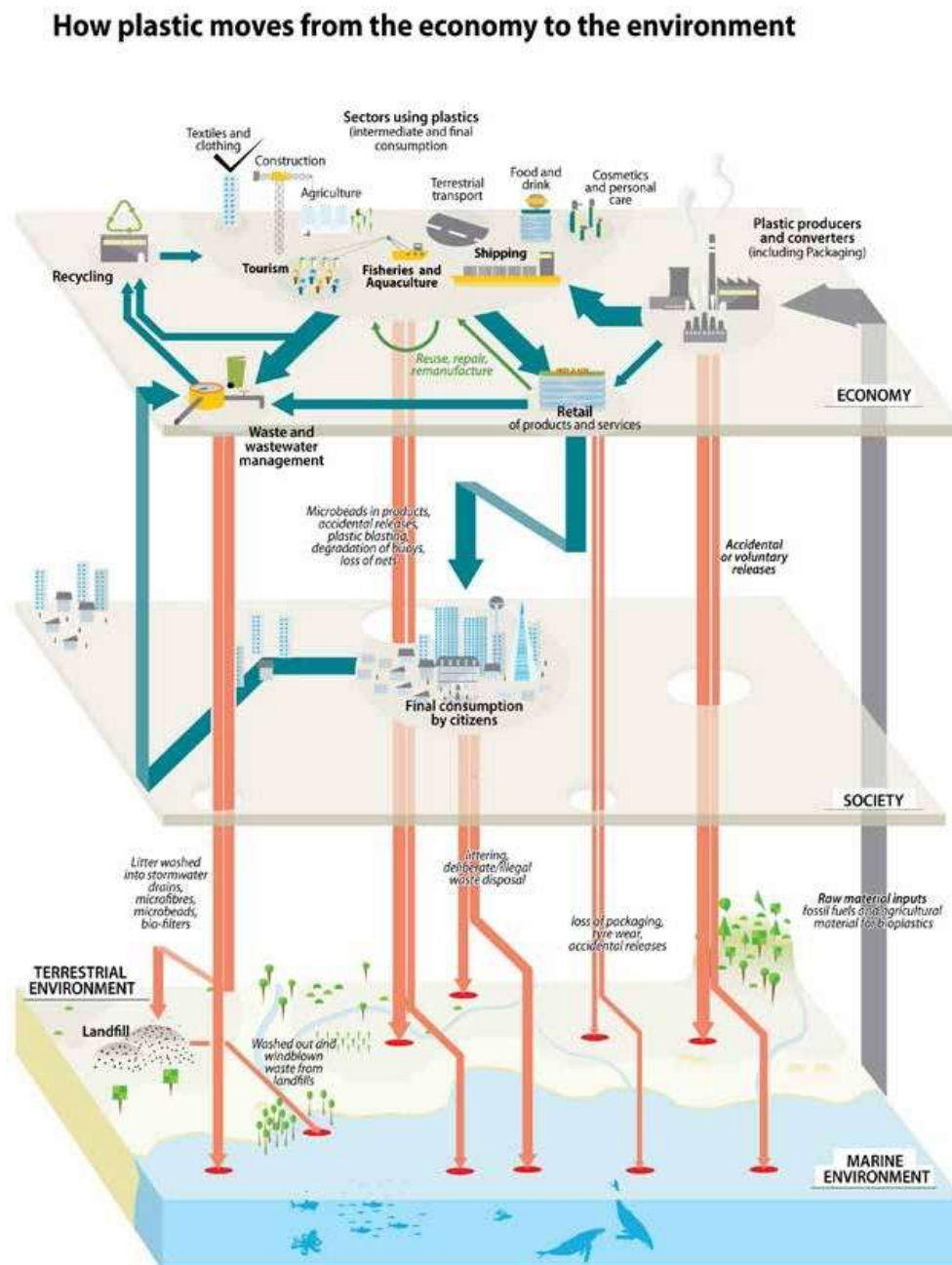
Η παροχή κινήτρων για υπεύθυνη απόρριψη, συλλογή και ανακύκλωση πλαστικών που έχουν ολοκληρώσει τον κύκλο χρήσης τους έχει υιοθετηθεί σε κάποιες προηγμένες χώρες παγκοσμίως για να μειωθεί ο αριθμός πλαστικών αποβλήτων που καταλήγουν στο θαλάσσιο περιβάλλον έχοντας χερσαία προέλευση. Για παράδειγμα, σε ορισμένες περιοχές των Ηνωμένων Πολιτειών, όπως η Νέα Υόρκη και η Καλιφόρνια, έχει λειτουργήσει η προσέγγιση της «πρόβλεψης επιστροφής στο σημείο λιανικής πώλησης», παρέχοντας στους καταναλωτές τη δυνατότητα και την ευχέρεια να επιστρέφουν τις πλαστικές σακούλες μιας χρήσης για ανακύκλωση στο σημείο αγοράς (McLaughlin, 2016).

Ενα επιπλέον επιτυχημένο πρόγραμμα κινήτρων ήταν αυτό που λειτούργησε στη Νότια Κορέα. Το συγκεκριμένο, κρατικής επιχορήγησης, πρόγραμμα προέβλεπε την επιστροφή άχρηστων αλιευτικών εργαλείων με χρηματική επιδότηση των αλιέων. Το πρόγραμμα υλοποιήθηκε για δέκα χρόνια (2003-2013) δίνοντας τη δυνατότητα επιστροφής διαφόρων πλαστικών πολυμερών αλιευτικής χρήσης, όπως δίχτυα, σχοινιά, πετονιές κ.α. σε προβλεπόμενα, συγκεκριμένα σημεία με συμφέρουσα χρηματική επιδότηση. Κατόπιν, τα συλλεχθέντα πλαστικά απορρίμματα οδηγούνταν σε κατάλληλες υποδομές αποτέφρωσης για παραγωγή ενέργειας. Στο πλαίσιο αυτού του προγράμματος παροχής κινήτρων συλλέχτηκαν πάνω από 700 τόνοι άχρηστων πλαστικών υλικών από 200 αλιευτικά σκάφη κατά την χρονική περίοδο 2007 – 2011. Είναι προφανές ότι το συγκεκριμένο πρόγραμμα είχε τεράστια αξία, κυρίως, για τους εξής λόγους: α) σε πρώτη φάση αποθάρρυνε τους αλιείς από την αλόγιστη απόρριψη του άχρηστου πλαστικού εξοπλισμού τους στη θάλασσα με ότι αυτό συνεπάγεται αναφορικά με τη (μικρο)πλαστική ρύπανση, και β) σε δεύτερη φάση ευαισθητοποίησε, τουλάχιστον ως ένα βαθμό, τους αλιείς περί της συνεισφοράς τους στην περιβαλλοντική υποβάθμιση, ωθώντας τους σε αλλαγή στάσης, τόσο ως προς την άκριτη απόρριψη πλαστικών στη θάλασσα, όσο και ως προς τη στροφή τους σε οικολογικά και βιοδιασπώμενα πλαστικά αλιευτικά εργαλεία (Kim et al., 2014).

Οι διάφορες στρατηγικές αντιμετώπισης έχουν μεγάλη αξία γιατί αποτελούν εργαλεία χάραξης πολιτικής στην αντιμετώπιση της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης του πλανήτη, ενός προβλήματος που εξελίσσεται σε κρίση. Καθεμία από αυτές ενδέχεται να παρουσιάζει διαφορετική αποτελεσματικότητα και αποδοτικότητα ανάλογα και με τις ιδιαίτερες συνθήκες, τόσο του χωρικού σημείου εφαρμογής της, όσο και της χρονικής

διάρκειας εφαρμογής της (spatial and short or long run). Είναι απαραίτητο να διεξαχθούν εμπειρισματοωμένες έρευνες αποτίμησης της δετικής επίπτωσης για καθεμία από αυτές, αλλά και συγκριτικά μεταξύ τους (Ogunola et al., 2018).

Ωστόσο, ένας επιτυχημένος στρατηγικός σχεδιασμός για την αντιμετώπιση της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης προϋποθέτει την κατανόηση της διασύνδεσης των οικονομικών, των κοινωνικών και των περιβαλλοντικών πτυχών της. Τα σημεία σύνδεσης των τριών αυτών επιπέδων αποτελούν και τα κρίσιμα σημεία για αποτελεσματικές παρεμβάσεις. Άλλωστε ένα σύνδετο ζήτημα απαιτεί ολιστική προσέγγιση (SAPEA, 2019).



Εικόνα 32. Διασύνδεση των πλαστικών με την Οικονομία, την Κοινωνία και το Περιβάλλον. Η κατανόηση των κρίσιμων σημείων διασύνδεσής τους εξασφαλίζει αποτελεσματικές παρεμβάσεις (SAPEA, 2019).

Ε.7. Πρακτική Εφαρμογή Στρατηγικού Σχεδιασμού: Προτεινόμενη Δέσμη Μέτρων για την Αντιμετώπιση της (Μικρο)πλαστικής Ρύπανσης

Αξιοποιώντας συνδυαστικά τις δυνατότητες των διαφόρων ειδών στρατηγικής για την αντιμετώπιση της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης, ένα ολοκληρωμένο πακέτο μέτρων θα μπορούσε να σχεδιαστεί και να εφαρμοστεί σε επίπεδο κράτους. Πρόκειται για ένα πρακτικό παράδειγμα συνδυαστικών μέτρων του οποίου η αποτελεσματικότητα μπορεί να ενισχυθεί με μικρές τροποποιήσεις ανάλογα με τις ιδιαιτερότητες του τόπου εφαρμογής του. Η προτεινόμενη δέσμη μέτρων προληπτικού και διαχειριστικού χαρακτήρα στοχεύει στη μείωση των εισροών (μικρο)πλαστικών στο περιβάλλον με παρεμβάσεις από το σχεδιασμό, τη χρήση έως και την απόρριψη των πλαστικών, αλλά με έμφαση στην αποφυγή της κακής διαχείρισης των απορριμμάτων τους (Prata et al., 2019).

Τα εν λόγω προτεινόμενα μέτρα προτεραιοποιούνται χρονικά ως εξής:

• Βραχυπρόθεσμα μέτρα

1. *Ρύθμιση* της παραγωγής και της κατανάλωσης των πλαστικών προϊόντων μέσω της επιβολής απαγορεύσεων ή/και φόρων, όταν αυτά είναι επιβλαβή για το περιβάλλον ή θέτουν σε κίνδυνο τη δημόσια υγεία και την ασφάλεια των τροφίμων (Prata et al., 2019).
2. *Μείωση της κατανάλωσης* πλαστικών μέσω α) της αποτροπής της περιττής συσκευασίας π.χ. της διπλής συσκευασίας προϊόντων, β) της ενημέρωσης του καταναλωτή δια της επισήμανσης, γ) της ευαισθητοποίησης και της εκπαίδευσης των πολιτών με έμφαση στα παιδιά, καθώς και ε) της παροχής φιλικών προς το περιβάλλον εναλλακτικών λύσεων και επιλογών έναντι των συμβατικών πλαστικών (Prata et al., 2019).
3. *Αύξηση της ζήτησης* για τα ανακυκλωμένα πλαστικά μέσω της εξασφάλισης ουσιαστικών κινήτρων ή ακόμα και με την επιβολή φόρων και προστίμων στα πλαστικά που κατασκευάζονται από πρώτες ύλες που χρησιμοποιούνται για πρώτη φορά (virgin plastics), μη προερχόμενες δηλαδή από ανακύκλωση (Prata et al., 2019).

• Μεσοπρόθεσμα μέτρα

1. Εφαρμογή συστημάτων συλλογής αποβλήτων που στοχεύουν στη μείωση της παραγωγής αποβλήτων και τη βελτίωση του ρυθμού ανακύκλωσης. Για τη βελτίωση

του ρυθμού ανακύκλωσης μπορούν να υιοθετηθούν, μεταξύ άλλων, α) η τήρηση της αρχής: «πληρώνεις όταν απορρίπτεις» (“pay-as-you-throw”), όταν παραβιάζονται οι κανόνες της ορθής απόρριψης των πλαστικών υλικών, καθώς και β) η επιστροφή χρημάτων, όταν επιστρέφονται στα κατάλληλα σημεία πλαστικά απορρίμματα (Prata et al., 2019).

2. Προτεραιοποίηση της ανακύκλωσης, βάσει της οποίας, θα πρέπει να έχουν προτεραιότητα στην ανακύκλωση πλαστικά απορρίμματα από συγκεκριμένες πρώτες ύλες, καθώς και αυτά που έχουν ενεργοβόρα παραγωγή. Με τον τρόπο αυτό εξασφαλίζεται η ανάκτηση πολύτιμων χημικών και ενέργειας. Η υγειονομική ταφή θα πρέπει να χρησιμοποιείται μόνο για ό,τι προκύπτει από τις διαδικασίες ανάκτησης χημικών και ενέργειας (Prata et al., 2019).
3. Μείωση και ανακύκλωση των απορριμμάτων που προκύπτουν κατά την παραγωγική διαδικασία παραγωγής πλαστικών προϊόντων. Στους παραγωγούς, κατασκευαστές πλαστικών προϊόντων ή /και πρώτων υλών πλαστικών προϊόντων αποδίδεται, πλέον, διευρυμένη ευθύνη επί των αποβλήτων / απορριμμάτων και των επιπτώσεων αυτών. Με άλλα λόγια, η βιομηχανία του κλάδου των πλαστικών επωμίζεται με αυξημένη ευθύνη για την εν γένει ορθή διαχείρισή των υλικών που διαχειρίζεται (Διευρυμένη Ευθύνη Παραγωγού – Extended Producer Responsibility, EPR) (Prata et al., 2019).

- **Μακροπρόθεσμα μέτρα**

1. Χρήση ανανεώσιμων πηγών ενέργειας κατά τη συλλογή των απορριμμάτων και της ανακύκλωσης με στόχο τη μείωση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων των ανακυκλωμένων πλαστικών (Prata et al., 2019).
2. Εφαρμογή της αξιολόγησης του κύκλου ζωής (Life Cycle Assessment, LCA) κάθε προϊόντος, καθώς και εφαρμογή διαδικασίας βελτίωσης του οικολογικού σχεδιασμού για κάθε προϊόν. Στις διαδικασίες βελτίωσης πρέπει να περιλαμβάνονται και ο σχεδιασμός της επαναχρησιμοποίησης, της επισκευής και της ανακυκλωσιμότητας του προϊόντος, λαμβάνοντας υπόψη την τελική διάρκεια ζωής του (Prata et al., 2019).
3. Χρήση βιοτεχνολογικών πλαστικών ή βιοπλαστικών (bio-based plastics) για τη μείωση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων που τα πλαστικά προερχόμενα από ορυκτά καύσιμα (fuel-based plastics) επιφέρουν. Μείωση της παραγωγής πλαστικών που κατακερματίζονται στις περιβαλλοντικές συνθήκες, αποδίδοντας πλαστικά θραύσματα και εν συνεχεία μικροπλαστικά & νανοπλαστικά και αντικατάστασή τους με βιοαποικοδομήσιμα πλαστικά. Η χρήση των βιοαποικοδομήσιμων πλαστικών πρέπει να ενθαρρύνεται, ιδίως, σε εφαρμογές που η λιπασματοποίηση είναι

επωφελής, όπως στην περίπτωση των γεωργικών μεμβρανών (films) στις καλλιέργειες. Βέβαια, στην περίπτωση των βιοαποικοδομήσιμων πλαστικών πρέπει να εξασφαλίζεται η κατάλληλη, ειδική συλλογή και επεξεργασία των απορριμμάτων, διότι η βιοαποικοδόμηση ενδέχεται να είναι βραδύτερη και σε ορισμένες περιπτώσεις μη εφικτή στις συνθήκες περιβάλλοντος (Prata et al., 2019).

4. Βελτίωση της ανακυκλωσιμότητας των ηλεκτρονικών απορριμμάτων με κατάλληλο διαχωρισμό των πλαστικών μερών τους και διάθεση αυτών για παραγωγή ενέργειας (Prata et al., 2019).

ΣΥΖΗΤΗΣΗ - ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Το πλαστικό, το επαναστατικό υλικό με τις πολύτιμες ιδιότητες και τις αναρίθμητες εφαρμογές, οδήγησε σε τέτοια κοινωνική και οικονομική πρόοδο, ώστε ένας κόσμος χωρίς αυτό σήμερα μοιάζει ουτοπία. Παράλληλα όμως, η παγκόσμια απειλή από τα πλαστικά απορρίμματα που χαρακτηρίζονται από δρασματοποίηση, συσσώρευση και επιμονή στα θαλάσσια και τα χερσαία περιβάλλοντα γίνεται ολοένα και περισσότερο ορατή στις μέρες μας. Ίσως, μια από τις μεγαλύτερες επιστημονικές προκλήσεις, η οποία κληροδοτείται στην επόμενη γενιά των επιστημόνων και των φορέων που λαμβάνουν αποφάσεις και καθορίζουν πολιτικές, αποτελεί η τεράστια ποσότητα των πλαστικών, τα οποία απελευθερώνονται στο περιβάλλον, οι συνέπειες και η αντιμετώπισή του φαινομένου (Jovanović, 2017).

Ο διαρκής κατακερματισμός των πλαστικών που οδηγεί σε μικροσωματίδια πλαστικών, η διασπορά τους, αλλά και η απελευθέρωση χημικών ουσιών από αυτά αφορά τη βιόσφαιρα στο σύνολό της περιλαμβάνοντας τον αέρα εξωτερικών και εσωτερικών χώρων, τα υδάτινα και τα χερσαία οικοσυστήματα. Ο άνθρωπος εκτίθεται στα πλαστικά μικροσωματίδια, αλλά και τις χημικές ουσίες που αυτά φέρουν και απελευθερώνουν. Αρχικά, η μελέτη των πλαστικών μικροσωματιδίων ξεκίνησε ως σοβαρό ζήτημα θαλάσσιας περιβαλλοντικής ρύπανσης, οικονομικής ζημίας και αισθητικής υποβάθμισης (Koelmans et al., 2017). Αργότερα όμως, αποκαλύφθηκε ότι το ζήτημα αυτό επεκτείνεται και αγγίζει και τα χερσαία οικοσυστήματα με προεκτάσεις σαφούς απειλής της βιοποικιλότητας, της ασφάλειας των τροφίμων μέχρι και της επισιτιστικής ασφάλειας.

Σήμερα, είναι, επίσης, ξεκάθαρο ότι πρόκειται για ζήτημα που αφορά άμεσα και την ανθρώπινη υγεία. Αυτό αιτιολογείται από το γεγονός ότι ο άνθρωπος εκτίθεται στα πλαστικά μικροσωματίδια μέσω της πρόσληψης τροφής και πόσιμου νερού, αλλά και μέσω του αέρα με αποτέλεσμα την πρόκληση δυσμενών επιπτώσεων για την υγεία (Vethaak and Leslie, 2016). Το μέγεθος, το σχήμα και οι φυσικοχημικές ιδιότητες της επιφάνειας των πλαστικών μικροσωματιδίων είναι οι κυριότεροι παράγοντες που καθορίζουν τις βιολογικές επιδράσεις τους (Xu et al., 2020). Οι δυσμενείς επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία επισυμβαίνουν μέσω, τουλάχιστον, τριών μηχανισμών τοξικότητας: α) της τοξικότητας που επιφέρουν αυτά καθαυτά τα πλαστικά μικροσωματίδια εισερχόμενα στον ανθρώπινο οργανισμό, β) της χημικής τοξικότητας δια των χημικών ουσιών των οποίων είναι φορείς και γ) δια των παθογόνων και μη μικροοργανισμών και παρασίτων των οποίων τα μικροπλαστικά δύνανται να είναι φορείς (Vethaak and Leslie, 2016).

Όμως, το επίπεδο της ανθρώπινης έκθεσης, η χρονιότητα της έκθεσης σε τοξικά επίπεδα, αλλά και οι υποκείμενοι τοξικολογικοί μηχανισμοί, μέσω των οποίων, τα μικροπλαστικά και τα νανοπλαστικά επιφέρουν τις αρνητικές τους συνέπειες δεν είναι πλήρως γνωστά, κατανοητά και ξεκάθαρα. Επί του παρόντος τα κενά στην επιστημονική

γνώση δυσχεραίνουν την εκτίμηση, τόσο της περιβαλλοντικής, όσο και της ανθρώπινης διακινδύνευσης από τα συνθετικά πολυμερή, γεγονός που απαιτεί περισσότερη επιστημονική έρευνα (Vethaak and Leslie, 2016). Αναμφισβήτητα, η εκτίμηση της περιβαλλοντικής διακινδύνευσης και η εκτίμηση της διακινδύνευσης της ανθρώπινης υγείας είναι αναγκαίες και θα επιτρέψουν στους φορείς χάραξης πολιτικής να λάβουν μέτρα για επιστημονικά ορθούς και τεκμηριωμένους λόγους με ισορροπημένο τρόπο. Ωστόσο, τα τρέχοντα κενά στην επιστημονική γνώση δεν μπορούν σε καμία περίπτωση να αποτελούν το άλλοθι της ολιγωρίας και πολύ περισσότερο της αδράνειας απέναντι στο ζήτημα της (μικρο)πλαστικής ρύπανσης.

Από την άλλη πλευρά, όπως συμβαίνει συχνά για επιστημονικά ζητήματα, υπάρχει και η διαφορετική άποψη. Πρόκειται για επιχειρηματολογία βασισμένη σε διαφορετική οπτική γωνία αντίληψης της πραγματικότητας με βάση, κυρίως, το διαφορετικό υπόβαθρο, αλλά ενδεχομένως, και τη διαφορετική βάση υποκίνησης αποτελώντας μια αναμενόμενη κατάσταση. Στο πλαίσιο αυτό, διατυπώνονται οι εξής απόψεις:

- α) η περιβαλλοντική διακινδύνευση από τα μικροπλαστικά είναι «επιφανειακή», «υπερβολική» και ίσως «υπερεκτιμημένη» (Burton, 2017),
- β) η εκτίμηση της διακινδύνευσης πρέπει να βασίζεται στις δυσμενείς επιπτώσεις που παρατηρούνται στους οργανισμούς σε μελέτες πεδίου και άρα σε πραγματικές συνθήκες, ενώ οι περισσότερες τοξικολογικές έρευνες έχουν διεξαχθεί *ex-situ* εξετάζοντας τη σχέση μικροπλαστικών και οργανισμών σε συγκεντρώσεις και συνθήκες διαφορετικές των ρεαλιστικών (Burton, 2017),
- γ) δεν υφίσταται καθορισμός της κρίσιμης συγκέντρωσης (κατώφλι ή ουδός) (threshold concentration) των πλαστικών σωματιδίων πάνω από την οποία οι δυσμενείς επιπτώσεις παρατηρούνται αντικειμενικά (Burton, 2017; Koelmans et al., 2017), καθώς και ότι
- δ) η διακινδύνευση από άλλους περιβαλλοντικούς επιμολυντές είναι σοβαρότερη σε σχέση με τη διακινδύνευση από τα μικροπλαστικά και άρα είναι περισσότερο επείγουσα για αυτούς η ανάγκη διαμόρφωσης ρυθμιστικού πλαισίου, παρά για τα μικροπλαστικά. (Burton, 2017).

Βέβαια, όλοι οι επιστήμονες συμφωνούν και επισημαίνουν ότι τα πολύ μικρού μεγέθους πλαστικά μικροσωματίδια έχουν μελετηθεί ελάχιστα (Hale, 2018). Πέρα από κάθε αμφιβολία, οι διαφορετικές απόψεις για κάθε ζήτημα είναι, όχι μόνο δεμιτές, αλλά και αναγκαίες για την εξέλιξη στην προσπάθεια ανάδειξης της αλήθειας. Όμως, σε καμία περίπτωση, δε θα πρέπει να θεωρηθεί ασήμαντη η διακινδύνευση από τα μικροπλαστικά, εξαιτίας της «περιορισμένης» έκδοσης σε αυτά. Τεράστιες ποσότητες πλαστικών έχουν ήδη απελευθερωθεί έως σήμερα στο περιβάλλον συμπεριλαμβανομένων και των πρωτογενών μικροπλαστικών. Μάλιστα, προβλέπεται ότι τα πλαστικά δραστικά στους ωκεανούς θα διπλασιαστούν την επόμενη δεκαετία (Jambeck et al., 2015). Τα συνθετικά

πολυμερή αναπόφευκτα οδηγούνται σε κατακερματισμό, αποδίδοντας ένα εξαιρετικά πολυπληθές φάσμα μικρότερων σε μέγεθος πλαστικών μικροσωματιδίων, ανάλογα με τις ιδιότητες του αρχικού υλικού, καθώς του χρόνου και των συνθηκών του περιβάλλοντος που επιδρούν (Hale, 2018).

Επίσης, οι μέχρι σήμερα υφιστάμενες τεχνικές δυσκολίες στις μεθόδους ποσοτικού και ποιοτικού προσδιορισμού των μικροπλαστικών καθιστούν ανεπαρκείς τις προσπάθειες αντικειμενικής και άρα πραγματικής εκτίμησης της ποσότητάς τους. Αυτό σημαίνει ότι είναι πολύ πιθανόν, η έκθεση στα μικροπλαστικά να είναι πολύ μεγαλύτερη από αυτή που σήμερα εκτιμάται. Όμως, το σημαντικότερο είναι ότι η ανησυχία για τα μικροπλαστικά δε συνδέεται μόνο με το μέγεθος και την αφθονία τους στο περιβάλλον. Πρέπει, με έμφαση, να τονιστεί πως οι παράμετροι:

- α) της σύνθεσης και του είδους του πολυμερούς των μικροπλαστικών,
- β) το σχήμα τους, η επιφάνειά τους και η χημεία αυτής,
- γ) η πυκνότητα των μικροπλαστικών,
- δ) η επιμονή τους που σχετίζεται με τη δυσκολία αποικοδόμησης και τη μακρά παραμονή τους στο περιβάλλον,
- ε) η περιεκτικότητά τους σε πρόσθετες χημικές ενώσεις (additives) και ελεύθερα μονομερή από την κατασκευή τους,
- στ) η δυνατότητα της προσρόφησης επιμολυντών (οργανικών ή/και ανόργανων) από το περιβάλλον, καθώς και
- ζ) η δυνατότητα τους να αποτελούν οχήματα μεταφοράς παθογόνων και μη μικροοργανισμών και παρασίτων,

επηρεάζουν σοβαρά την τύχη και τις τοξικολογικές επιπτώσεις των μικροπλαστικών. Για τους λόγους αυτούς, η καλύτερη κατανόηση όλων των παραπάνω παραμέτρων αποτελεί προαπαιτούμενο για την εκτίμηση της διακινδύνευσης (Hale, 2018).

Επιπλέον, πρόσφατα ευρήματα επιβεβαιώνουν ότι η αφθονία των μικροπλαστικών στο περιβάλλον αυξάνει, όσο μειώνεται το μέγεθος αυτών (Erni-Cassola et al., 2017). Τα πολύ μικρά μικροσωματίδια συνδετικών πολυμερών είναι, πράγματι, λιγότερο μελετημένα και αποτελούν ιδιαίτερη επιστημονική πρόκληση, επειδή διαθέτουν μεγαλύτερη επιφάνεια σε σχέση με τον όγκο τους. Για το λόγο αυτόν, παρουσιάζουν μεγαλύτερη χημική αντιδραστικότητα, ενώ ταυτόχρονα καθίστανται αφομοιώσιμα από μεγαλύτερο κλάσμα οργανισμών της τροφικής αλυσίδας.

Συνεπώς, τα πολύ μικρά μικροσωματίδια πλαστικών, ενδέχεται, να εγκυμονούν πρόσθετους κινδύνους και έτσι να επιφέρουν μεγαλύτερη διακινδύνευση. Ως χαρακτηριστικό παράδειγμα μπορεί να αναφερθεί η εισπνοή μικροπλαστικών διαμέτρου $<10\mu\text{m}$. Τα μικροπλαστικά αυτά παρουσιάζουν μεγαλύτερο τοξικολογικό κίνδυνο από τα

μεγαλύτερου μεγέδους αιωρούμενα μικροπλαστικά όταν εισπνέονται, επειδή τα πρώτα μπορούν να υπερσκελίσουν τους μηχανισμούς κάθαρσης του αναπνευστικού συστήματος και να φτάσουν βαθύτερα στο πνευμονικό παρέγχυμα, μέχρι και σε επίπεδο πνευμονικών κυψελίδων (Hale, 2018). Αλλά και τα νανοπλαστικά μπορούν να εισέλθουν στο εσωτερικό του κυττάρου (Galloway, 2015; EFSA, 2016) καθιστώντας σαφή τη διαφορετική τοξικολογική επίπτωση των συνθετικών πολυμερών μικροσωματιδίων από πλευράς μεγέδους και μόνο.

Ακόμη και αν τα μικροπλαστικά, σήμερα, δεν απαντώνται σε τοξικά επίπεδα για τα περισσότερα τουλάχιστον περιβάλλοντα, αυτό δεν πρέπει να αποτελεί τροχοπέδη για τις δέουσες πολιτικές που είναι αναγκαίες για την αποτροπή του φαινομένου, δηλαδή τα μικροπλαστικά να φτάσουν σε τοξικά επίπεδα στο άμεσο μέλλον (Tagg and Labrenz, 2018). Παρά το γεγονός ότι τα τελευταία χρόνια έχουν αναληφθεί κάποιες πρωτοβουλίες για τον περιορισμό των μικροπλαστικών, όπως η σταδιακή κατάργηση της χρήσης πλαστικών μικροκόκκων σε ορισμένα προϊόντα καλλυντικών σε αρκετές χώρες, τέτοιες δράσεις, ακόμη κι όταν είναι συλλογικές, είναι μηδαμινές σε σχέση με όσα θα πρέπει να γίνουν και δυστυχώς δεν έχουν τη δυναμική για την απάλειψη του προβλήματος των πλαστικών απορριμμάτων που κατακλύζουν τον πλανήτη.

Μάλιστα, αν ο άνθρωπος αποφάσιζε σήμερα να εφαρμόσει την πιο ρηζικέλευδη και ακραία δράση: την καθολική απαγόρευση της παραγωγής πλαστικών, τα υδάτινα οικοσυστήματα ελάχιστα θα επωφελούνται για τα επόμενα χρόνια. Βάσει μιας ανάλυσης πρόβλεψης απαιτούνται 320 χρόνια για τη μείωση ενός πλαστικού σωματιδίου μεγέδους 1mm σε ένα πλαστικό νανοσωματίδιο μέσα σε ένα τυπικό θαλάσσιο περιβάλλον (Koelmans et al., 2015). Προϊόντος του χρόνου, όλα τα πλαστικά απορρίμματα που βρίσκονται στους ωκεανούς, αρχικά, θα μετατραπούν σε μικροπλαστικά και ακολούθως, τα μικροπλαστικά θα μετατραπούν σε νανοπλαστικά. Όμως, για την αποτροπή αυτής της ακολουθίας, δυστυχώς, ελάχιστα μπορούν να γίνουν.

Σήμερα είναι επιτακτική η ανάγκη ενίσχυσης της έρευνας στον τομέα των πλαστικών μικροσωματιδίων από κάθε άποψη, έτσι ώστε να καλυφθούν τα κενά της γνώσης και να αποτιμηθεί αντικειμενικά η διακινδύνευση, ώστε να διαμορφωθούν αποτελεσματικές πολιτικές και μέτρα αντιμετώπισης για την προστασία, τόσο του περιβάλλοντος όσο και της δημόσιας υγείας. Η μεγαλύτερη, ίσως, τεχνική πρόκληση αφορά στις μεθόδους ανίχνευσης και ποσοτικού προσδιορισμού των μικρότερης κλίμακας μεγέδους μικροπλαστικών, καθώς και των νανοπλαστικών στα τρόφιμα, τον αέρα, το νερό και τα βιολογικά υλικά (Vethaak and Leslie, 2016).

Η επιμονή των πλαστικών μικροσωματιδίων λόγω της υψηλής ανθεκτικότητάς τους και οι ζημιογόνες επιπτώσεις τους στα οικοσυστήματα και τους έμβιους οργανισμούς δικαιολογούν τον έντονο προβληματισμό και ταυτόχρονα εξηγούν γιατί τα συνθετικά πολυμερή μικροσωματίδια βρίσκονται στο επίκεντρο της περιβαλλοντικής ανησυχίας. Σήμερα, η ρύπανση από τα πλαστικά μικροσωματίδια τίθεται υψηλά στην ατζέντα των

κρίσιμων περιβαλλοντικών ζητημάτων μαζί με την κλιματική αλλαγή και την οξίνιση των ωκεανών (Vethaak and Leslie, 2016).

Η πλαστική ρύπανση, όπως και κάθε άλλη μορφή ρύπανσης, συνδέεται με την οικονομία, τους νόμους της αγοράς: προσφορά και ζήτηση, αλλά και με τη στάση και συμπεριφορά του πολίτη - καταναλωτή. *Η τιμή αγοράς των πλαστικών προϊόντων δεν αντικατοπτρίζει το πραγματικό τους κόστος*, διότι το πραγματικό κόστος εμπερικλείει το κόστος της απόρριψης, το κόστος της ανακύκλωσης, αλλά κυρίως, το κόστος της ρύπανσης που προκαλούν. Όμως, ούτε οι καταναλωτές, ούτε η βιομηχανία παραγωγής πλαστικών επιβαρύνονται το πραγματικό κόστος άμεσα, κάτι που επωμίζεται, τελικά, η κοινωνία. Αυτό το συστημικό σφάλμα επιτρέπει την παραγωγή και την κατανάλωση μεγάλων ποσοτήτων πλαστικού σε χαμηλές τιμές. Στην πραγματικότητα, το κόστος διαχείρισης των πλαστικών αποβλήτων διαφεύγει της αντίληψης του καταναλωτή, γεγονός που τον εμποδίζει να συνειδητοποιήσει το πραγματικό κόστος ενός πλαστικού προϊόντος καθόλη τη διάρκεια της ζωής του (SAPEA, 2019).

Οι αρνητικές επιπτώσεις που προκαλούνται από την αφθονία των πλαστικών απορριμμάτων είναι ένα τρανταχτό παράδειγμα αποτυχίας της αγοράς που συνοδεύεται από υπερβολικό κοινωνικό κόστος αποτιμώμενο σε δισεκατομμύρια ευρώ, αλλά και πρόκληση βλαβών στην ανθρωπίνη υγεία και ευημερία (GESAMP, 2015). Αυτά τα προβλήματα που έχουν παγκόσμιο χαρακτήρα, δεν είναι παρά συμπτώματα του σύγχρονου γραμμικού μοντέλου παραγωγής, μεταφοράς και κατανάλωσης αγαθών, τα οποία δεν έχουν σχεδιαστεί υπό τις αρχές της αειφόρου ανάπτυξης. Φυσικά, η υπαιτιότητα ανήκει στον ίδιο το δημιουργό του προβλήματος, τον άνθρωπο, που συνεχίζει να δημιουργεί ολοένα και περισσότερα πλαστικά απορρίμματα και ταυτόχρονα πιθανούς κινδύνους (Jovanović, 2017).

Εκτός από την έλλειψη βιώσιμων συστημάτων, ένας επιπλέον σημαντικός παράγοντας που επιτείνει το πρόβλημα της μικροπλαστικής ρύπανσης είναι και η έλλειψη πληροφόρησης. Η πληροφόρηση, η γνώση και η ευαισθητοποίηση είναι ικανές να οδηγήσουν σε αλλαγή συμπεριφοράς σε ατομικό επίπεδο που αποτελεί αναγκαία προϋπόθεση για συλλογικά αποτελέσματα. Η έγκαιρη διαθεσιμότητα δεδομένων και πληροφοριών σχετικά με τους κινδύνους των πλαστικών μικροσωματιδίων στην ανθρωπίνη υγεία θα βοηθήσει τις ρυθμιστικές αρχές και τους βιομηχανικούς κλάδους να λάβουν τεκμηριωμένες αποφάσεις σχετικά με τον οικολογικό σχεδιασμό και τη διαχείριση των αποβλήτων (Vethaak and Leslie, 2016), αλλά και την κοινή γνώμη στην άσκηση πίεσης (Jovanović, 2017).

Χωρίς αμφιβολία, τα πλαστικά μικροσωματίδια αποτελούν ένα *διαβόητο, αποδεδειγμένο, επίμονο και αναπόφευκτο* περιβαλλοντικό ρυπαντή απότοκο της πλαστικής και καταναλωτικής κοινωνίας, αλλά και της εγωιστικής και απερίσκεπτης στάσης του σύγχρονου ανθρώπου. Παράλληλα, όμως, τα μικροσωματίδια αυτά

αναγνωρίζονται πια και ως ένα αναδυόμενο ζήτημα για την ανθρώπινη υγεία (Vethaak and Leslie, 2016).

Σήμερα, η (μικρο)πλαστική ρύπανση έχει εξελιχθεί από πρόβλημα σε οριζόντια κρίση που επηρεάζει την οικονομία, το φυσικό περιβάλλον και την υγεία του ανθρώπου σε ολόκληρο τον κόσμο. Μια κρίση ικανή να θέσει σε δοκιμασία ακόμα και τα πλανητικά όρια. Σε αυτό το πλαίσιο, η ολιστική προσέγγιση για την επείγουσα αντιμετώπιση αυτού του πολύπλευρου, ευρείας έκτασης και πολύπλοκου ζητήματος είναι μονόδρομος. Μια νεωτεριστική προσέγγιση από πλευράς διακυβέρνησης σε παγκόσμιο επίπεδο είναι αναγκαία, καθώς η (μικρο)πλαστική ρύπανση δε γνωρίζει σύνορα, ούτε περιορίζεται. Αυτή θα πρέπει να ευθυγραμμίζεται με διεπιστημονικές λύσεις βασισμένες σε τεκμηριωμένα επιστημονικά στοιχεία και δεδομένα, αλλαγές στη συμπεριφορική ψυχολογία, στη χρήση της εκπαίδευσης ως εργαλείο, αλλά και με αλλαγές στις διαδικασίες διαχείρισης και πολιτικής. Η πραγματικά αποτελεσματική πρόληψη είναι μια μακροπρόθεσμη διαδικασία και ξεκινά από στοιχειώδεις αλλαγές που περιλαμβάνουν, μεταξύ άλλων, εξυπνότερες επιλογές από μέρους των καταναλωτών, συνείδηση και υπευθυνότητα από μέρους της βιομηχανίας, καθώς και ένα βασικό πλαίσιο από μέρους της διακυβέρνησης σε τοπικό και παγκόσμιο επίπεδο (Vince and Stoett, 2018).

Εν κατακλείδι, ο αναδυόμενος κίνδυνος των μικροπλαστικών, ενδεχομένως, αποτελεί μια επιπλέον πτυχή που δικαιώνει τους στοχασμούς του κοινωνιολόγου Ulrich Beck περί «της κοινωνίας της διακινδύνευσης». Πράγματι, η παγκοσμιοποιημένη κοινωνία δημιουργεί η ίδια τους κινδύνους που την απειλούν, ενώ ταυτόχρονα υποφέρει από τέσσερις συστημικές ατέλειες που συνεργούν στην αναπαραγωγή του ρίσκου (διακινδύνευσης): α) την υπέρβαση των ορίων, β) την αδυναμία ελέγχου, γ) την ελλιπή αντιστάθμιση των ζημιών που προξενούνται και γ) την έλλειψη γνώσης και επίγνωσης των κινδύνων (Jarvis, 2007). Συνεπώς, η αχαρτογράφητη επί του παρόντος, αλλά προφανής διακινδύνευση, τόσο του περιβάλλοντος όσο και της υγείας από τα μικροπλαστικά, θέτουν το σύγχρονο άνθρωπο άλλη μια φορά προ των ευθυνών του για την επείγουσα και απαρέγκλιτη λήψη μέτρων και μέσων ελέγχου που βάση των οποίων αποτελεί η αναθεώρηση της στάσης του στον πλανήτη.

ΞΕΝΗ BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2018). Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. *Environmental Pollution*, 232, 154–163. doi: 10.1016/j.envpol.2017.09.028

Andrady, A. L., Pegram, J. E., & Tropsha, Y. (1993). Changes in carbonyl index and average molecular weight on embrittlement of enhanced-photodegradable polyethylenes. *Journal of Environmental Polymer Degradation*, 1(3), 171–179. doi: 10.1007/bf01458025

Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977–1984. doi: 10.1098/rstb.2008.0304

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.082

Amato, J. A. (2012). Plastic: A Toxic Love Story. By Susan Freinkel (Boston: Houghton Mifflin Harcourt, 2011. 324 pp.). *Journal of Social History*, 46(3), 811–814. doi: 10.1093/jsh/shs055

Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. (Eds). (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. September 9–11, 2008*. NOAA Technical Memorandum. USA: National Oceanic and Atmospheric Administration Office of Response & Restoration -30. NOAA Marine Debris Division. Retrieved on 08-10-2019 from: https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/TM_NOS-ORR_30.pdf

Auta, H., Emenike, C., & Fauziah, S. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165–176. doi: 10.1016/j.envint.2017.02.013

Auta, H., Emenike, C., Jayanthi, B., & Fauziah, S. (2018). Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by *Bacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. isolated from mangrove sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 15–21. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.11.036

- Bakir, A., Oconnor, I. A., Rowland, S. J., Hendriks, A. J., & Thompson, R. C. (2016). Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environmental Pollution*, 219, 56–65. doi: 10.1016/j.envpol.2016.09.046
- Barboza, L. G. A., Vethaak, A. D., Lavorante, B. R., Lundebye, A.-K., & Guilhermino, L. (2018a). Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 336–348. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.05.047
- Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., & Guilhermino, L. (2018b). Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology*, 195, 49–57. doi: 10.1016/j.aquatox.2017.12.008
- Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., & Guilhermino, L. (2018c). Single and combined effects of microplastics and mercury on juveniles of the European seabass (*Dicentrarchus labrax*): Changes in behavioural responses and reduction of swimming velocity and resistance time. *Environmental Pollution*, 236, 1014–1019. doi: 10.1016/j.envpol.2017.12.082
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. doi: 10.1098/rstb.2008.0205
- Bernatsky, S., Smargiassi, A., Barnabe, C., Svenson, L. W., Brand, A., Martin, R. V., Hudson, M., Clarke, A. E., Fortin P. R., Donkelaar, A., Edworthy, S., Bélisle, P., & Joseph, L. (2016). Fine particulate air pollution and systemic autoimmune rheumatic disease in two Canadian provinces. *Environmental Research*, 146, 85–91. doi: 10.1016/j.envres.2015.12.021
- Boucher, J., & Friot, D. (2017). Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. Switzerland: IUCN doi: 10.2305/iucn.ch.2017.01.en
- Brown, D., Wilson, M., Macnee, W., Stone, V., & Donaldson, K. (2001). Size-Dependent Proinflammatory Effects of Ultrafine Polystyrene Particles: A Role for Surface Area and Oxidative Stress in the Enhanced Activity of Ultrafines. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 175(3), 191–199. doi: 10.1006/taap.2001.9240
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13), 5026–5031. doi: 10.1021/es800249a

Browne, M. A., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2010). Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environmental Science & Technology*, 44(9), 3404–3409. doi: 10.1021/es903784e

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175–9179. doi: 10.1021/es201811s

Burton, G. A. (2017). Stressor Exposures Determine Risk: So, Why Do Fellow Scientists Continue To Focus on Superficial Microplastics Risk? *Environmental Science & Technology*, 51(23), 13515–13516. doi: 10.1021/acs.est.7b05463

Canesi, L., Ciacci, C., Bergami, E., Monopoli, M., Dawson, K., Papa, S., Canonico, B., & Corsi, I. (2015). Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve *Mytilus*. *Marine Environmental Research*, 111, 34–40. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.06.008

Cao, D., Wang, X., Luo, X., Liu, G., & Zheng, H. (2017). Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 61, 012148. doi: 10.1088/1755-1315/61/1/012148

Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182. doi: 10.1016/j.watres.2016.01.002

Carrigan, M., Moraes, C., & Leek, S. (2010). Fostering Responsible Communities: A Community Social Marketing Approach to Sustainable Living. *Journal of Business Ethics*, 100(3), 515–534. doi: 10.1007/s10551-010-0694-8

Caruso, G. (2015). Plastic Degrading Microorganisms as a Tool for Bioremediation of Plastic Contamination in Aquatic Environments. *Journal of Pollution Effects & Control*, 03(03). doi: 10.4172/2375-4397.1000e112

Castañeda, R. A., Avlijas, S., Simard, M. A., & Ricciardi, A. (2014). Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(12), 1767–1771. doi: 10.1139/cjfas-2014-0281

Catarino, A. I., Macchia, V. G., Sanderson, W. C., Thompson, R. B., & Henry, T. B. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, 237, 675–684. doi: 10.1016/j.envpol.2018.02.069

Chávarro, J. M. (2017). Common Concern of Humankind and Its Implications in

International Environmental Law. *Globalization and Common Responsibilities of States*, 337–351. doi: 10.4324/9781315254135-13

Chen, L., Lam, J. C. W., Hu, C., Tsui, M. M. P., Wang, Q., Giesy, J. P., & Lam, P. K. S. (2018). Perfluorobutanesulfonate Exposure Causes Durable and Transgenerational Dysbiosis of Gut Microbiota in Marine Medaka. *Environmental Science & Technology Letters*, 5(12), 731–738. doi: 10.1021/acs.estlett.8b00597

Cheshire A, Adler E, Barbière J, Cohen Y, Evans S, Jarayabhand S, Jeftic L, Jung RT, Kinsey S, Kusui ET, Lavine I, Manyara P, Oosterbaan L, Pereira MA, Sheavly S, Tkalin A, Varadarajan S, Wenneker B, Westphalen, G. (2009). UNEP/IOC Guidelines on survey and monitoring of marine litter. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 186; IOC Technical Series No 83. Retrieved on 01-09-2019 from: http://www.unep.org/regionalseas/marinelitter/publications/docs/Marine_Litter_Survey_and_Monitoring_Guidelines.pdf

Chiu, H.-W., Xia, T., Lee, Y.-H., Chen, C.-W., Tsai, J.-C., & Wang, Y.-J. (2015). Cationic polystyrene nanospheres induce autophagic cell death through the induction of endoplasmic reticulum stress. *Nanoscale*, 7(2), 736–746. doi: 10.1039/c4nr05509h

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the Open Ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 111(28), 10239. doi: 10.1073/pnas.1314705111

Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). The interactions of microplastics and chemical pollutants. *Microplastic Pollutants*, 131–157. doi: 10.1016/b978-0-12-809406-8.00006-2

da Costa, J. P. D. (2018). Micro- and nanoplastics in the environment: Research and policymaking. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 12–16. doi: 10.1016/j.coesh.2017.11.002

Dahlbo, H., Poliakova, V., Mylläri, V., Sahimaa, O., & Anderson, R. (2018). Recycling potential of post-consumer plastic packaging waste in Finland. *Waste Management*, 71, 52–61. doi: 10.1016/j.wasman.2017.10.033

de Souza Machado, A. A. D. S., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405–1416. doi: 10.1111/gcb.14020

Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B., & Ren, H. (2017). Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of

exposure. *Scientific Reports*, 7(1). doi: 10.1038/srep46687

Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852. doi: 10.1016/s0025326x(02)00220-5

Deudero, S., & Alomar, C. (2015). Mediterranean marine biodiversity under threat: Reviewing influence of marine litter on species. *Marine Pollution Bulletin*, 98(1-2), 58–68. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.012

Di, M., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment*, 616-617, 1620–1627. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.150

Dikgang, J., Leiman, A., & Visser, M. (2012). Analysis of the plastic-bag levy in South Africa. *Resources, Conservation and Recycling*, 66, 59–65. doi: 10.1016/j.resconrec.2012.06.009

Donaldson, K., Stone, V., Gilmour, P. S., Brown, D. M., & Macnee, W. (2003). Ultrafine Particles: Mechanisms Of Lung Injury. *Ultrafine Particles in the Atmosphere*, 231–242. doi: 10.1142/9781848161221_0013

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1-2), 290–293. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006

Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453–458. doi: 10.1016/j.envpol.2016.12.013

Duweze, A.-S., & Nysten, B. (2001). Mapping Aging Effects on Polymer Surfaces: Specific Detection of Additives by Chemical Force Microscopy. *Langmuir*, 17(26), 8287–8292. doi: 10.1021/la0113623

Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2), 177–182. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.007

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the Worlds Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12). doi: 10.1371/journal.pone.0111913

Erni-Cassola, G., Gibson, M. I., Thompson, R. C., & Christie-Oleza, J. A. (2017). Lost,

but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20 μ m) in Environmental Samples. *Environmental Science & Technology*, 51(23), 13641–13648. doi: 10.1021/acs.est.7b0451

Eubeler, J. P., Zok, S., Bernhard, M., & Knepper, T. P. (2009). Environmental biodegradation of synthetic polymers I. Test methodologies and procedures. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 28(9), 1057–1072. doi: 10.1016/j.trac.2009.06.007

European Bioplastics (2013). Bioplastics—facts and figures. European Bioplastics, Berlin. Retrieved on 28-10-2019 from: https://docs.european-bioplastics.org/publications/EUBP_Facts_and_figures.pdf

European Food Safety Authority (EFSA) (2016). Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 14(6), 4501. doi:10.2903/j.efsa.2016.4501

European Parliament (2019). Environment policy: general principles and basic framework. Retrieved on 30-11-2019 from: <https://www.europarl.europa.eu/factsheets/en/sheet/71/environment-policy-general-principles-and-basic-framework>

European Union (EU) project Mermaids (2015). Newsletters 2 Life+ project Mermaids. European Union. Retrieved on 22-10-2019 from: <http://life-mermaids.eu/en/newsletter-2-life-mermaids/>

Eyles, J., Bramwell, V., Williamson, E., & Alpar, H. (2001). Microsphere translocation and immunopotentiality in systemic tissues following intranasal administration. *Vaccine*, 19(32), 4732–4742. doi: 10.1016/s0264-410x(01)00220-1

Farady, S. E. (2019). Microplastics as a new, ubiquitous pollutant: Strategies to anticipate management and advise seafood consumers. *Marine Policy*, 104, 103–107. doi: 10.1016/j.marpol.2019.02.020

Farhat, S. C., Silva, C. A., Orione, M. A. M., Campos, L. M., Sallum, A. M., & Braga, A. L. (2011). Air pollution in autoimmune rheumatic diseases: A review. *Autoimmunity Reviews*, 11(1), 14–21. doi: 10.1016/j.autrev.2011.06.008

Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., & Alencastro, L. F. D. (2015). Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry*, 12(5), 582. doi: 10.1071/en14218

Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1225–1228. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025

Fernandes, E. C., Silva, C. A., Braga, A. L. F., Sallum, A. M. E., Campos, L. M. A., &

Farhat, S. C. L. (2015). Exposure to Air Pollutants and Disease Activity in Juvenile-Onset Systemic Lupus Erythematosus Patients. *Arthritis Care & Research*, 67(11), 1609–1614. doi: 10.1002/acr.22603

Ferreira, L., Falcão, A., & Gil, M. (2005). Modification of LDPE molecular structure by gamma irradiation for bioapplications. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 236(1-4), 513–520. doi: 10.1016/j.nimb.2005.04.030

Ferreira, G. V., Barletta, M., Lima, A. R., Morley, S. A., Justino, A. K., & Costa, M. F. (2018). High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environmental Pollution*, 236, 706–717. doi: 10.1016/j.envpol.2018.01.095

Foley, C. J., Feiner, Z. S., Malinich, T. D., & Höök, T. O. (2018). A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of The Total Environment*, 631-632, 550–559. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.046

Fonte, E., Ferreira, P., & Guilhermino, L. (2016). Temperature rise and microplastics interact with the toxicity of the antibiotic cefalexin to juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Post-exposure predatory behaviour, acetylcholinesterase activity and lipid peroxidation. *Aquatic Toxicology*, 180, 173–185. doi: 10.1016/j.aquatox.2016.09.015

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2016). The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. In: Contributing to Food Security and Nutrition for All. Rome, (200 pp). Retrieved on 15-10-2019 from: <http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf>.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2019). Microplastics in Fisheries and Aquaculture. What do we know? Should we be worried? Rome: FAO. Retrieved on 20-08-2019 from: <http://www.fao.org/3/ca3540en/ca3540en.pdf>

Franeker, J. A. V., & Law, K. L. (2015). Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. *Environmental Pollution*, 203, 89–96. doi: 10.1016/j.envpol.2015.02.034

Furukuma, S., Fuji, N., 2016. In vitro cytotoxicity evaluation of plastic marine debris by colony-forming assay. *Japanese Journal of Environmental Toxicology* 19 (2), 71–81. <https://doi.org/10.11403/jset.19.71>.

Galloway, T. S. (2015). Micro- and Nano-plastics and Human Health. *Marine Anthropogenic Litter*, 343–366. doi: 10.1007/978-3-319-16510-3_13

Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J., & Tassin, B. (2018). Microplastics in air: Are we breathing it in?

Current Opinion in Environmental Science & Health, 1, 1–5. doi: 10.1016/j.coesh.2017.10.002

Geiser, M., Rothen-Rutishauser, B., Kapp, N., Schürch, S., Kreyling, W., Schulz, H., Semmler, M., Hof, V. I., Heyder, J., & Gehr, P. (2005). Ultrafine Particles Cross Cellular Membranes by Nonphagocytic Mechanisms in Lungs and in Cultured Cells. *Environmental Health Perspectives*, 113(11), 1555–1560. doi: 10.1289/ehp.8006

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7). doi: 10.1126/sciadv.1700782

Goldstein, M. C., Rosenberg, M., & Cheng, L. (2012). Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters*, 8(5), 817–820. doi: 10.1098/rsbl.2012.0298

Gregory, M. R. (1978). Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New Zealand beaches. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 12(4), 399–414. doi: 10.1080/00288330.1978.9515768

Greim, H., Borm, P., Schins, R., Donaldson, K., Driscoll, K., Hartwig A., Kuempel, G., Oberdörster, G., & Speit, G. (2000). Toxicity of fibers and particles. Report of Workshop held in Munich, Germany 26-27/10/2000. *Inhalation Toxicology*, 13(9), 737–754. doi: 10.1080/08958370118273

Grigorakis, S., Mason, S. A., & Drouillard, K. G. (2017). Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*, 169, 233–238. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.11.055

Hale, R. C. (2018). Are the Risks from Microplastics Truly Trivial? *Environmental Science & Technology*, 52(3), 931–931. doi: 10.1021/acs.est.7b06615

Hohenblum, P., Liebmann, B., & Liedermann, M., (2015). *Plastic and Microplastic in the Environment*. REP-0551. Vienna: Environment Agency Austria.

Homonoff, T. A. (2018). Can Small Incentives Have Large Effects? The Impact of Taxes versus Bonuses on Disposable Bag Use. *American Economic Journal: Economic Policy*, 10(4), 177–210. doi: 10.1257/pol.20150261

Hopewell J, Dvorak R, & Kosior E (2009) Plastic recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions Royal Society* 364(1526):2115-26. doi: 10.1098/rstb.2008.0311

Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, 586, 127–141. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190

- Iles, A., and Martin, A. N. (2013). Expanding bioplastics production: sustainable business innovation in the chemical industry. *Journal of Cleaner Production*, 45, 38–49. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.05.008
- Iñiguez, M. E., Conesa, J. A., & Fullana, A. (2017). Microplastics in Spanish Table Salt. *Scientific Reports*, 7(1). doi: 10.1038/s41598-017-09128-x
- Ivar do Sul, J. A., Spengler, Â., & Costa, M. F. (2009). Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1236–1238. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.05.004
- Ivleva, N. P., Wiesheu, A. C., & Niessner, R. (2016). Microplastic in Aquatic Ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition*, 56(7), 1720–1739. doi: 10.1002/anie.201606957
- Jakobsson, H. E., Jernberg, C., Andersson, A. F., Sjölund-Karlsson, M., Jansson, J. K., & Engstrand, L. (2010). Short-Term Antibiotic Treatment Has Differing Long-Term Impacts on the Human Throat and Gut Microbiome. *PLoS ONE*, 5(3). doi: 10.1371/journal.pone.0009836
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from: land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. doi: 10.1126/science.1260352
- Jarvis, D. (2007). Risk, Globalisation and the State: A Critical Appraisal of Ulrich Beck and the World Risk Society Thesis. *Global Society*, 21(1), 23–46. doi: 10.1080/13600820601116468
- Jin, Y., Zeng, Z., Wu, Y., Zhang, S., & Fu, Z. (2015). Oral Exposure of Mice to Carbendazim Induces Hepatic Lipid Metabolism Disorder and Gut Microbiota Dysbiosis. *Toxicological Sciences*, 147(1), 116–126. doi: 10.1093/toxsci/kfv115
- Jin, Y., Wu, S., Zeng, Z., & Fu, Z. (2017). Effects of environmental pollutants on gut microbiota. *Environmental Pollution*, 222, 1–9. doi: 10.1016/j.envpol.2016.11.045
- Jin, Y., Lu, L., Tu, W., Luo, T., & Fu, Z. (2019). Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Science of The Total Environment*, 649, 308–317. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.353
- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environment Protection (GESAMP) (2015). “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment” (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Reports and Studies GESAMP No. 90, 96 p.

Jovanović, B. (2017). Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 510–515. doi: 10.1002/ieam.1913

Kalogerakis, N., Arff, J., Banat, I. M., Broch, O. J., Daffonchio, D., Edvardsen, T., Eguiraun H., Giuliano, L., Handa, A., López-de-Ipiña, K., Marigomez, I., Martinez, I., Øie, G., Rojo, F., Skjermo, J., Zamaroli, G., & Fava, F. (2015). The role of environmental biotechnology in exploring, exploiting, monitoring, preserving, protecting and decontaminating the marine environment. *New Biotechnology*, 32(1), 157–167. doi: 10.1016/j.nbt.2014.03.007

Kaposi, K. L., Mos, B., Kelaher, B. P., & Dworjanyn, S. A. (2014). Ingestion of Microplastic Has Limited Impact on a Marine Larva. *Environmental Science & Technology*, 48(3), 1638–1645. doi: 10.1021/es404295e

Karami, A., Golieskardi, A., Ho, Y. B., Larat, V., & Salamatinia, B. (2017). Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish. *Scientific Reports*, 7(1). doi: 10.1038/s41598-017-05828-6

Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C. K., Larat, V., Karbalaei, S., & Salamatinia, B. (2018). Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Science of The Total Environment*, 612, 1380–1386. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.005

Karbalaei, S., Hanachi, P., Walker, T. R., & Cole, M. (2018). Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(36), 36046–36063. doi: 10.1007/s11356-018-3508-7

Keswani, A., Oliver, D. M., Gutierrez, T., & Quilliam, R. S. (2016). Microbial hitchhikers on marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Marine Environmental Research*, 118, 10–19. doi: 10.1016/j.marenvres.2016.04.006

Kim, S.-G., Lee, W.-I., & Yuseok, M. (2014). The estimation of derelict fishing gear in the coastal waters of South Korea: Trap and gill-net fisheries. *Marine Policy*, 46, 119–122. doi: 10.1016/j.marpol.2014.01.006

Kirstein, I. V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., & Gerdt, G. (2016). Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, 120, 1–8. doi: 10.1016/j.marenvres.2016.07.004

Klein, S., Dimzon I. K., Eubeler, J. & Knepper, T.P. (2018). Analysis, Occurrence and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment. In Wagner, M., & Lambert, S. (Eds.), *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental*

Contaminants? Cham: Springer Open. Retrieved on 20-10-2019 from: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-3-319-61615-5.pdf>

Koelmans, A. A., Besseling, E., & Shim, W. J. (2015). Nanoplastics in the Aquatic Environment. Critical Review. *Marine Anthropogenic Litter*, 325–340. doi: 10.1007/978-3-319-16510-3_12

Koelmans, A. A., Besseling, E., Foekema, E., Kooi, M., Mintenig, S., Ossendorp, B. C., Redondo-Hasselerharm, P.E., Verschoor, A., van Wezel, A. P., & Scheffer, M. (2017). Risks of Plastic Debris: Unravelling Fact, Opinion, Perception, and Belief. *Environmental Science & Technology*, 51(20), 11513–11519. doi: 10.1021/acs.est.7b02219

Köhler, A. (2010). Cellular fate of organic compounds in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 157. doi: 10.1016/j.cbpa.2010.06.020

Kolandhasamy, P., Su, L., Li, J., Qu, X., Jabeen, K., & Shi, H. (2018). Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion. *Science of The Total Environment*, 610-611, 635–640. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.053

Kooi, M., Nes, E. H. V., Scheffer, M., & Koelmans, A. A. (2017). Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 7963–7971. doi: 10.1021/acs.est.6b04702

Kosuth, M., Mason, S. A., & Wattenberg, E. V. (2018). Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *Plos One*, 13(4). doi: 10.1371/journal.pone.0194970

Koushal, V., Sharma, R., Sharma, M., Sharma, R., & Sharma V. (2014). Plastics: Issues Challenges and Remediation. *International Journal of Waste Resources*, 04(01). doi: 10.4172/2252-5211.1000134

Krueger, M. C., Harms, H., & Schlosser, D. (2015). Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(21), 8857–8874. doi: 10.1007/s00253-015-6879-4

Lachenmeier, D.W., Kocareva, J., Noack, D., & Kuballa, T. (2015). Microplastic identification in German beer-an artefact of laboratory contamination? *Dtsch Lebensm-Rundsch* 111:437–440
Deutsche Lebensmittel-Rundschau: 111: 437-440 (10). doi: 10.5281/zenodo.1250715

Lagarde, F., Olivier, O., Zanella, M., Daniel, P., Hiard, S., & Caruso, A. (2016). Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution*, 215, 331–339. doi: 10.1016/j.envpol.2016.05.006

- Lang, I.A., Galloway, T.S., Scarlett, A., Henley, W.E., Depledge, M., Wallace, R.B. & Melzer D. (2008). Association of urinary Bisphenol A concentration with medical disorders and laboratory abnormalities in adults. *Journal of the American Medical Association*, 300(11):1303-1310 doi: 10.1001/jama.300.11.1303
- Lassen, C., Hansen, S.F., Magnusson, K., Norén, F., Hartmann, N.B., Jensen, P.R., Nielsen, T.G., & Brinch, A. (2015). *Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Environmental project No. 1793*. Copenhagen: The Danish Environmental Protection Agency.
- Law, K. L., Moret-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., & Reddy, C. M. (2010). Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science*, 329(5996), 1185–1188. doi: 10.1126/science.1192321
- Ley, R. E., Peterson, D. A., & Gordon, J. I. (2006). Ecological and Evolutionary Forces Shaping Microbial Diversity in the Human Intestine. *Cell*, 124(4), 837–848. doi: 10.1016/j.cell.2006.02.017
- Li, J., Zhang, H., Zhang, K., Yang, R., Li, R., & Li, Y. (2018a). Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 401–406. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.09.025
- Li, J., Zhang, K., & Zhang, H. (2018b). Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental Pollution*, 237, 460–467. doi: 10.1016/j.envpol.2018.02.050
- Liebezeit, G., & Liebezeit, E. (2013). Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 30(12), 2136–2140. doi: 10.1080/19440049.2013.843025
- Liebezeit, G., & Liebezeit, E. (2014). Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 31(9), 1574–1578. doi: 10.1080/19440049.2014.945099
- Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of The Total Environment*, 409(18), 3309–3324. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.038
- Liu, E. K., He, W. Q., & Yan, C. R. (2014). ‘White revolution’ to ‘white pollution’—agricultural plastic film mulch in China. *Environmental Research Letters*, 9(9), 091001. doi: 10.1088/1748-9326/9/9/091001
- Lohmann, R. (2017). Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans-but should microplastics be considered POPs themselves? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 460–465. doi: 10.1002/ieam.1914

Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L., & Ren, H. (2016). Response to Comment on “Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver.” *Environmental Science & Technology*, 50(22), 12523–12524. doi: 10.1021/acs.est.6b04379

Lu, K., Qiao, R., An, H., & Zhang, Y. (2018). Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 202, 514–520. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.145

Lu, L., Luo, T., Zhao, Y., Cai, C., Fu, Z., & Jin, Y. (2019). Interaction between microplastics and microorganism as well as gut microbiota: A consideration on environmental animal and human health. *Science of The Total Environment*, 667, 94–100. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.380

Luís, L. G., Ferreira, P., Fonte, E., Oliveira, M., & Guilhermino, L. (2015). Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquatic Toxicology*, 164, 163–174. doi: 10.1016/j.aquatox.2015.04.018

Lusher, A. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. *Marine Anthropogenic Litter*, 245–307. doi: 10.1007/978-3-319-16510-3_10

Lusher, A.L., Hollman, P.C.H., & Mendoza-Hill, J. J. (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. In: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 615. Rome, Italy

Lwanga, E. H., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Ploeg, M. V. D., Besseling, E., Koelmans, A. A., & Geissen, V. (2016). Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology*, 50(5), 2685–2691. doi: 10.1021/acs.est.5b05478

Mahon, A., Connell, B. O., Healy, M., Connor, I. O., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L. (2017). Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Fate and Impact of Microplastics in Marine Ecosystems*, 4. doi: 10.1016/b978-0-12-812271-6.00181-2

Martinho, G., Balaia, N., & Pires, A. (2017). The Portuguese plastic carrier bag tax: The effects on consumers' behavior. *Waste Management*, 61, 3–12. doi: 10.1016/j.wasman.2017.01.023

McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schluep, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863–11871. doi: 10.1021/es503610r

McLaughlin, M. (2016) Ban, fee, take-back/recycle: which approach wins out in the end? Master's Thesis, University of new Hampshire, 2016

Meidl, R. A. (2019). Plastics and the Precautionary Principle. Retrieved on 10-01-2020 from: <https://www.bakerinstitute.org/research/plastics-and-precautionary-principle/>

Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M., Primpke, S., & Gerdts, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, 108, 365–372. doi: 10.1016/j.watres.2016.11.015

Mintenig, S., Löder, M., Primpke, S., & Gerdts, G. (2019). Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of The Total Environment*, 648, 631–635. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.178

Mohankumar, S. M., Campbell, A., Block, M., & Veronesi, B. (2008). Particulate matter, oxidative stress and neurotoxicity. *NeuroToxicology*, 29(3), 479–488. doi: 10.1016/j.neuro.2007.12.004

Mohee, R., Unmar, G., Mudhoo, A., & Khadoo, P. (2008). Biodegradability of biodegradable/degradable plastic materials under aerobic and anaerobic conditions. *Waste Management*, 28(9), 1624–1629. doi: 10.1016/j.wasman.2007.07.003

Moore, J. D., Ototake, M., & Nakanishi, T. (1998). Particulate antigen uptake during immersion immunisation of fish: The effectiveness of prolonged exposure and the roles of skin and gill. *Fish & Shellfish Immunology*, 8(6), 393–408. doi: 10.1006/fsim.1998.0143

Moore, C., Moore, S., Weisberg, S., Lattin, G., & Zellers, A. (2002). A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 44(10), 1035–1038. doi: 10.1016/s0025-326x(02)00150-9

Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139. doi: 10.1016/j.envres.2008.07.025

Mühlschlegel, P., Hauk, A., Walter, U., & Sieber, R. (2017). Lack of evidence for microplastic contamination in honey. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 34(11), 1982–1989. doi: 10.1080/19440049.2017.1347281

Murphy, M., U. S. Environmental Protection Agency and Epa Office of Wetlands Ocea Watersheds (2017). Microplastics Expert Workshop Report, Trash Free Waters Dialogue Meeting Convened June 28-29, 2017

Retrieved on 25-10-2019 from: https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-03/documents/microplastics_expert_workshop_report_final_12-4-17.pdf

Ng, E.-L., Lwanga, E. H., Eldridge, S. M., Johnston, P., Hu, H.-W., Geissen, V., & Chen, D. (2018). An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of The Total Environment*, 627, 1377–1388. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.341

Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10777–10779. doi: 10.1021/acs.est.6b04140

Norwegian Environment Agency (NEA) (2014). Sources of microplastics to the marine environment. Retrieved on 15-10-2019 from: <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M321/M321.pdf>

O’Brine, T., & Thompson, R. C. (2010). Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), 2279–2283. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.08.005

Ocean Conservancy (2013). International Coastal Cleanup 2013 report: Working for Clean Beaches and Clean Water. Retrieved on 30-12-2019 from: <http://www.oceanconservancy.org/our-work/international-coastal-cleanup/>

Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G.C. Van Look, K. J. W., & Tyler, C. R. (2009). A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2047–2062. doi: 10.1098/rstb.2008.0242

Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M. P., Dung, L. Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., & Thompson, R. C. (2009). International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1437–1446. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.06.014

Ogunola, O. S., Onada, O. A., & Falaye, A. E. (2018). Mitigation measures to avert the impacts of plastics and microplastics in the marine environment (a review). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(10), 9293–9310. doi: 10.1007/s11356-018-1499-z

Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., & Guilhermino, L. (2013). Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0 + group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological Indicators*, 34, 641–647. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.06.019

Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) (2014). The State of Play on Extended Producer Responsibility (EPR): Opportunities and

Challenges. Global Forum on Environment: promoting sustainable materials management through extended producer responsibility (EPR). June 2014, Tokyo, Japan. *Issues Paper*. 17p

Pettipas, S., Bernier, M., & Walker, T. R. (2016). A Canadian policy framework to mitigate plastic marine pollution. *Marine Policy*, 68, 117–122. doi: 10.1016/j.marpol.2016.02.025

PlasticsEurope (2015). Plastics - the Facts 2015: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data (Plastics Europe Market Research Group, Brussels). Retrieved on 20-11-2019 from: https://www.plasticseurope.org/application/files/3715/1689/8308/2015plastics_the_facts_14122015.pdf

PlasticsEurope (2017). Plastics - the Facts 2017: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data (Plastics Europe Market Research Group, Brussels). Retrieved on 20-11-2019 from: <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/274-plastics-facts-2017>

Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 234, 115–126. doi: 10.1016/j.envpol.2017.11.043

Prata, J. C., Silva, A. L. P., Costa, J. P. D., Mouneyrac, C., Walker, T. R., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Solutions and Integrated Strategies for the Control and Mitigation of Plastic and Microplastic Pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(13), 2411. doi: 10.3390/ijerph16132411

Prata, J. C., Costa, J. P. D., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of The Total Environment*, 702, 134455. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134455

Qiao, R., Sheng, C., Lu, Y., Zhang, Y., Ren, H., & Lemos, B. (2019). Microplastics induce intestinal inflammation, oxidative stress, and disorders of metabolome and microbiome in zebrafish. *Science of The Total Environment*, 662, 246–253. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.245

Rainieri, S. and Barranco, A. (2019). Microplastics, a food safety issue? *Trends in Food Science*. 84(2019), 55-57, doi: 10.1016/j.tifs.2018.12.009

Ramakrishnan, N., (2019). Microplastic Contamination of the Food Supply Chain. *Food Safety Magazine*. Retrieved on 11-11-2019 from: <https://www.foodsafetymagazine.com/magazine-archive1/december-2018january-2019/microplastic-contamination-of-the-food-supply-chain/>

Ranft, U., Schikowski, T., Sugiri, D., Krutmann, J., & Krämer, U. (2009). Long-term

- exposure to traffic-related particulate matter impairs cognitive function in the elderly. *Environmental Research*, 109(8), 1004–1011. doi: 10.1016/j.envres.2009.08.003
- Revel, M., Châtel, A., & Mouneyrac, C. (2018). Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 17–23. doi: 10.1016/j.coesh.2017.10.003
- Ribeiro, F., Obrien, J. W., Galloway, T., & Thomas, K. V. (2019). Accumulation and fate of nano- and micro-plastics and associated contaminants in organisms. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 139–147. doi: 10.1016/j.trac.2018.12.010
- Rillig, M. C. (2012). Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environmental Science & Technology*, 46(12), 6453–6454. doi: 10.1021/es302011r
- Rillig, M. C., Ingraffia, R., & Machado, A. A. D. S. (2017). Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. *Frontiers in Plant Science*, 8. doi: 10.3389/fpls.2017.01805
- Rios, L. M., Moore, C., & Jones, P. R. (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1230–1237. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.03.022
- Rist, S., Almroth, B. C., Hartmann, N. B., & Karlsson, T. M. (2018). A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of The Total Environment*, 626, 720–726. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.092
- Rivers, N., Shenstone-Harris, S., & Young, N. (2016). Using Nudges to Reduce Waste? The Case of Torontos Plastic Bag Levy. *SSRN Electronic Journal*. doi: 10.2139/ssrn.2880580
- Robertson, I., (2019). Detecting Microplastics in Foods and Beverages. *Food Technology Magazine Advancing*, 73(3), 44–48. Retrieved on 28-10-2019 from: <https://www.ift.org/news-and-publications/food-technology-magazine/issues/2019/march/features/microplastics-in-foods-and-beverages>
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53. doi: 10.1016/j.trac.2014.10.011
- Rochman, C. M., Hentschel, B. T., & Teh, S. J. (2014). Long-Term Sorption of Metals Is Similar among Plastic Types: Implications for Plastic Debris in Aquatic Environments. *PLoS ONE*, 9(1). doi: 10.1371/journal.pone.0085433
- Rochman, C. M., Cook, A.-M., & Koelmans, A. A. (2016). Plastic debris and policy:

Using current scientific understanding to invoke positive change. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1617–1626. doi: 10.1002/etc.3408

Rochman, C. M. (2018). Microplastics research—from sink to source. *Science*, 360(6384), 28–29. doi: 10.1126/science.aar7734

Rodriguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T., Costa, J. D., Duarte, A., Vala, H., & Pereira, R. (2017). Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché. *Environmental Pollution*, 220, 495–503. doi: 10.1016/j.envpol.2016.09.092

Rodrigues, M., Abrantes, N., Gonçalves, F., Nogueira, H., Marques, J., & Gonçalves, A. (2019). Impacts of plastic products used in daily life on the environment and human health: What is known? *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 72, 103239. doi: 10.1016/j.etap.2019.103239

Romeo, T., Pietro, B., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F., & Fossi, M. C. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 358–361. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.04.048

Round, J. L., Oconnell, R. M., & Mazmanian, S. K. (2010). Coordination of tolerogenic immune responses by the commensal microbiota. *Journal of Autoimmunity*, 34(3). doi: 10.1016/j.jaut.2009.11.007

Roy, P. K., Hakkarainen, M., Varma, I. K., & Albertsson, A.-C. (2011). Degradable Polyethylene: Fantasy or Reality. *Environmental Science & Technology*, 45(10), 4217–4227. doi: 10.1021/esl04042f

Saravia, J., You, D., Thevenot, P., Lee, G. I., Shrestha, B., Lomnicki, S., & Cormier, S. A. (2013). Early-life exposure to combustion-derived particulate matter causes pulmonary immunosuppression. *Mucosal Immunology*, 7(3), 694–704. doi: 10.1038/mi.2013.88

Schirizzi, G. F., Pérez-Pomeda, I., Sanchís, J., Rossini, C., Farré, M., & Barceló, D. (2017). Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. *Environmental Research*, 159, 579–587. doi: 10.1016/j.envres.2017.08.043

Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H.-U., & Fürst, P. (2018). Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research*, 129, 154–162. doi: 10.1016/j.watres.2017.11.011

Science Advice for Policy by European Academies (SAPEA) (2019). A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. Berlin: SAPEA. Retrieved on 10-

08-2019 from: <https://www.sapea.info/topics/microplastics/>
doi: 10.26356/microplastics

Science History Institute (2019). History and Future of Plastics. Retrieved on 20-11-2019 from: <https://www.sciencehistory.org/sites/default/files/history-of-plastics.pdf>

Scientific Advice Mechanism (SAM) (2018). *Microplastic Pollution: The Policy Context. Background Paper*. Brussels: ThRe Scientific Advice Mechanism Unit of the European Commission.

Printed in Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2019

Retrieved on 10-11-2019 from:

https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/research_and_innovation/groups/sam/ec_rt_d_sam-mnp-opinion_042019.pdf

doi:10.2777/65378

Scientific Advice Mechanism (SAM) (2019). Environmental and Health Risks of Microplastic Pollution. Brussels: Group of Chief Scientific Advisors, European Commission, Directorate General for Research and Innovation. Retrieved on 19-10-2019 from: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/f235dle3-7c4d-11e9-9f05-01aa75ed71al/language-en/format-PDF/source-108645429>

doi: 10.2777/65378

Sivan, A. (2011). New perspectives in plastic biodegradation. *Current Opinion in Biotechnology*, 22(3), 422–426. doi: 10.1016/j.copbio.2011.01.013

Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386. doi: 10.1007/s40572-018-0206-z

Song, J. H., Murphy, R. J., Narayan, R., & Davies, G. B. H. (2009). Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2127–2139. doi: 10.1098/rstb.2008.0289

Steffen, W., Richardson K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries W., de Wit C. A., Folke C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L. M., Ramanathan V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*. 347(6223):1259855. doi: 10.1126/science

Suaria, G., Avio, C. G., Mineo, A., Lattin, G. L., Magaldi, M. G., Belmonte, G., Moore, C. J., Regoli, F., & Aliani, S. (2016). The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Scientific Reports*, 6(1). doi: 10.1038/srep37551

Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J.,

Goïc, N. L., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P., & Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(9), 2430–2435. doi: 10.1073/pnas.1519019113

Tagg, A. S., & Labrenz, M. (2018). Closing Microplastic Pathways Before They Open: A Model Approach. *Environmental Science & Technology*, 52(6), 3340–3341. doi: 10.1021/acs.est.8b00961

Talsness, C. E., Andrade, A. J. M., Kuriyama, S. N., Taylor, J. A., & Saal, F. S. V. (2009). Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2079–2096. doi: 10.1098/rstb.2008.0281

Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., & Yamashita, R., (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364, 2027–2045. doi: 10.1098/rstb.2008.0284

Thaiss, C. A., Zmora, N., Levy, M., & Elinav, E. (2016). The microbiome and innate immunity. *Nature*, 535(7610), 65–74. doi: 10.1038/nature18847

The American Chemistry Council (2019). Plastics. The Basics: Polymer Definition and Properties. Retrieved on 10-09-2019 from: <https://plastics.americanchemistry.com/The-Basics/>

The International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2015). OSPAR request on development of a common monitoring protocol for plastic particles in fish stomachs and selected shellfish on the basis of existing fish disease surveys. ICES Special Request Advice. Published 3 June 2015. Retrieved on 15-12-2019 from http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2015/Special_Request/s/OSPAR_PLAST_advice.pdf

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D.F. & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* (New York, N.Y.). 304 (5672), 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559> %J Science

Thompson R. C. (2006). Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. *Marine nature conservation in Europe*. (Eds.: Krause J. C., von Nordheim H. & Brager S.) pp. 107–116. Stralsund, Germany: Federal Agency for Nature Conservation.

Thompson, R. C., Moore, C. J., Saal, F. S. V., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical*

Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 364(1526), 2153–2166. doi: 10.1098/rstb.2009.0053

UK Parliament. Microplastic pollution. Commons Select Committees, 2016; 26. Retrieved on 15-12-2019 from https://publications.parliament.uk/pa/cm201617/cmselect/cmenvaud/179/17905.htm#_idTextAnchor011

United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs (UKDEFRA) (2016). Microbead ban announced to protect sea life. Retrieved on 10-11-2019 from: <https://www.gov.uk/government/news/microbead-ban-announced-to-protectsealife>

United Nations Environment Programme (UNEP) (2014). UNEP Year Book 2014: Emerging issues in our global environment. United Nations Environment Programme, Nairobi. Retrieved on 18-10-2019 from: <http://www.unep.org/yearbook/2014>

United Nations Environment Programme (UNEP) UNEP Frontiers report (2016). Microplastics: Trouble in the Food Chain. Retrieved on 10-10-2019 from: https://uneplive.unep.org/media/docs/early_warning/microplastics.pdf

United Nations Environment Programme. UNEP (2018) LEMUN. Research report. The Question of: Microplastic Pollution. Retrieved on 15-10-2019 from: <https://www.lemun.org/wp-content/uploads/2018/10/Microplastic-Pollution.pdf>

van Cauwenberghe, L. V., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., Mees, J., & Janssen, C. R. (2013). Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 73(1), 161–169. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.05.026

van Cauwenberghe, L. V., and Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65–70. doi: 10.1016/j.envpol.2014.06.010

van Cauwenberghe, L. V., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.06.007

van Tienhoven, E. A. E. V., Korbee, D., Schipper, L., Verharen, H. W., & Jong, W. H. D. (2006). In vitro and in vivo (cyto) toxicity assays using PVC and LDPE as model materials. *Journal of Biomedical Materials Research Part A*, 78A (1), 175–182. doi: 10.1002/jbm.a.30679

Vendel, A., Bessa, F., Alves, V., Amorim, A., Patrício, J., & Palma, A. (2017). Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2), 448–455. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.081

- Verster, C. & Bouwman, H. (2018). Contextualization of Airborne Microplastic Pollution in the South African Environment. Proceedings of the 2018 conference of the National Association for Clean Air. 30 October - 1 November 2018, Riverside Sun, Vanderbijlpark, Gauteng, Conference Proceedings ISBN: 978-0-620-81025-8
- Vethaak, A. D., & Leslie, H. A. (2016). Plastic Debris Is a Human Health Issue. *Environmental Science & Technology*, 50(13), 6825–6826. doi: 10.1021/acs.est.6b02569
- Vianello, A., Jensen, R. L., Liu, L., & Vollertsen, J. (2019). Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. *Scientific Reports*, 9(1). doi: 10.1038/s41598-019-45054-w
- Vignola, R., Klinsky, S., Tam, J., & Mcdaniels, T. (2012). Public perception, knowledge and policy support for mitigation and adaption to Climate Change in Costa Rica: Comparisons with North American and European studies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 18(3), 303–323. doi: 10.1007/s11027-012-9364-8
- Villarrubia-Gómez, P., Cornell, S. E., & Fabres, J. (2017). Marine plastic pollution as a planetary boundary threat – The drifting piece in the sustainability puzzle. *Marine Policy*, 96, 213–220. doi: 10.1016/j.marpol.2017.11.035
- Vince, J., & Stoett, P. (2018). From problem to crisis to interdisciplinary solutions: Plastic marine debris. *Marine Policy*, 96, 200–203. doi: 10.1016/j.marpol.2018.05.006
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. (2012). Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 11327–11335. doi: 10.1021/es302332w
- Wan, Z., Wang, C., Zhou, J., Shen, M., Wang, X., Fu, Z., & Jin, Y. (2019). Effects of polystyrene microplastics on the composition of the microbiome and metabolism in larval zebrafish. *Chemosphere*, 217, 646–658. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.070
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., & Li, M. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7–17. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.10.014
- Warheit, D. B., Reed, K. L., & Webb, T. R. (2001). Man-Made Respirable-Sized Organic Fibers: What Do We Know about Their Toxicological Profiles? *Industrial Health*, 39(2), 119–125. doi: 10.2486/indhealth.39.119
- Watts, A. J. R., Lewis, C., Goodhead, R. M., Beckett, S. J., Moger, J., Tyler, C. R., & Galloway, T. S. (2014). Uptake and Retention of Microplastics by the Shore Crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science & Technology*, 48(15), 8823–8830. doi:

Watts, A. J. R., Urbina, M. A., Corr, S., Lewis, C., & Galloway, T. S. (2015). Ingestion of Plastic Microfibers by the Crab *Carcinus maenas* and Its Effect on Food Consumption and Energy Balance. *Environmental Science & Technology*, 49(24), 14597–14604. doi: 10.1021/acs.est.5b04026

Weis, J., Andrews, C.J., Dyksen, J. E., Ferrara, R., Gannon, J. T., Laumbach, R. J., Lederman, P. B., Lippencott R. J., Rothman, N. C., Najarian, T., Weinstein, M., Broccoli, A., Robson, M. G., Vaccari, D. A., & Young, L. (2015). Human health impact of microplastics and nanoplastics NJDEP - Science Advisory Board. Retrieved on 17-10-2019 from: <https://www.state.nj.us/dep/sab/NJDEP-SAB-PHSC-final-2016.pdf>

Wen, B., Zhang, N., Jin, S.-R., Chen, Z.-Z., Gao, J.-Z., Liu, Y., Liu, H.-P., & Xu, Z. (2018). Microplastics have a more profound impact than elevated temperatures on the predatory performance, digestion and energy metabolism of an Amazonian cichlid. *Aquatic Toxicology*, 195, 67–76. doi: 10.1016/j.aquatox.2017.12.010

Wesch, C., Elert, A. M., Wörner, M., Braun, U., Klein, R., & Paulus, M. (2017). Assuring quality in microplastic monitoring: About the value of clean-air devices as essentials for verified data. *Scientific Reports*, 7(1). doi: 10.1038/s41598-017-05838-4

West-Eberhard, M. J. (2018). Nutrition, the visceral immune system, and the evolutionary origins of pathogenic obesity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(3), 723–731. doi: 10.1073/pnas.1809046116

Wick, P., Malek, A., Manser, P., Meili, D., Maeder-Althaus, X., Diener, L., Diener, P. A., Zisch, A., Krug, H. F., & Mandach, U. V. (2010). Barrier Capacity of Human Placenta for Nanosized Materials. *Environmental Health Perspectives*, 118(3), 432–436. doi: 10.1289/ehp.0901200

World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company. The New Plastics Economy – Rethinking the Future of Plastics (2016). Retrieved on 05-10-2019 from: <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>

World Health Organization (WHO) (2019). Persistent organic pollutants (POPs). Retrieved on 16-10-2019 from: https://www.who.int/foodsafety/areas_work/chemical-risks/pops/en/

Wright, S. L., Rowe, D., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, 23(23). doi: 10.1016/j.cub.2013.10.068

Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647. doi: 10.1021/acs.est.7b00423

- Wright, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C., & Henry, T. B. (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, 237, 675–684. doi: 10.1016/j.envpol.2018.02.069
- Wu, S., Jin, C., Wang, Y., Fu, Z., & Jin, Y. (2018). Exposure to the fungicide propamocarb causes gut microbiota dysbiosis and metabolic disorder in mice. *Environmental Pollution*, 237, 775–783. doi: 10.1016/j.envpol.2017.10.129
- Xu, H., Hoet, P. H. M., & Nemery, B. (2002). In Vitro Toxicity Assessment Of Polyvinyl Chloride Particles And Comparison Of Six Cellular Systems. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 65(16), 1141–1159. doi: 10.1080/152873902760125372
- Xu, X.-Y., Lee, W., Chan, A., Lo, H., Shin, P., & Cheung, S. (2017). Microplastic ingestion reduces energy intake in the clam *Atactodea striata*. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2), 798–802. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.027
- Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., & Miao, A.-J. (2020). Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of The Total Environment*, 703, 134699. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134699
- Yacobi, N. R., Demaio, L., Xie, J., Hamm-Alvarez, S. F., Borok, Z., Kim, K.-J., & Crandall, E. D. (2008). Polystyrene nanoparticle trafficking across alveolar epithelium. *Nanomedicine: Nanotechnology, Biology and Medicine*, 4(2), 139–145. doi: 10.1016/j.nano.2008.02.002
- Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K., & Kolandhasamy, P. (2015). Microplastic Pollution in Table Salts from China. *Environmental Science & Technology*, 49(22), 13622–13627. doi: 10.1021/acs.est.5b03163
- Yang, Y., Liu, W., Xu, C., Wei, B., & Wang, J. (2017). Antibiotic resistance genes in lakes from middle and lower reaches of the Yangtze River, China: Effect of land use and sediment characteristics. *Chemosphere*, 178, 19–25. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.041
- Yang, Y.-F., Chen, C.-Y., Lu, T.-H., & Liao, C.-M. (2019). Toxicity-based toxicokinetic/toxicodynamic assessment for bioaccumulation of polystyrene microplastics in mice. *Journal of Hazardous Materials*, 366, 703–713. doi: 10.1016/j.jhazmat.2018.12.048
- Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Sul, J. A. I. D., Corcoran, P. L., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Galuszka, A., Jeandel, K., Leinfelder, R., McNeill, J. R., Steffen, W., Summerhayes, C., Waple, M., Williams, M., Wolfe, A. P., & Yonan, Y. (2016). The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene*, 13, 4–17. doi: 10.1016/j.ancene.2016.01.002

Zarfl, C., & Matthies, M. (2010). Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), 1810–1814. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.05.026

Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 47(13), 7137–7146. doi: 10.1021/es401288x

Zhang, Q.-Q., Ying, G.-G., Pan, C.-G., Liu, Y.-S., & Zhao, J.-L. (2015). Comprehensive Evaluation of Antibiotics Emission and Fate in the River Basins of China: Source Analysis, Multimedia Modeling, and Linkage to Bacterial Resistance. *Environmental Science & Technology*, 49(11), 6772–6782. doi: 10.1021/acs.est.5b00729

Zhang, S.L., Wang, J.Q., Liu, X., Qu, F.J., Wang, X.S., Wang, X.R., Li, Y., & Sun, Y.K. (2019.) Microplastics in the environment: a review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 111, 62—72. doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.002

Zhu, D., Chen, Q.-L., An, X.-L., Yang, X.-R., Christie, P., Ke, X., Wu, L.-H., & Zhu, Y.-G. (2018). Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry*, 116, 302–310. doi: 10.1016/j.soilbio.2017.10.027

ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Μπαμπινιώτης, Γ. (2013). Μικρό Λεξικό της Νέας Ελληνικής Γλώσσας. Γ' Έκδοση. Κέντρο Λεξικολογίας. Κωδικός ISBN-13: 9789609582049