

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών

Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών
Διαχείριση Και Προστασία Περιβάλλοντος

Μεταπτυχιακή Διατριβή



**Τοξικές Χημικές Ενώσεις και Στοιχεία στα Θαλάσσια
Μικροπλαστικά: Μεταφορά, Τύχη και Επιπτώσεις σε
Θαλάσσιους Οργανισμούς**

Μαρία Σορώκου

**Επιβλέπων Καθηγητής
Μιχαήλ Αγγελίδης**

Νοέμβριος 2019

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου

Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών

**Μεταπτυχιακό Πρόγραμμα Σπουδών
Διαχείριση Και Προστασία Περιβάλλοντος**

Μεταπτυχιακή Διατριβή

**Τοξικές Χημικές Ενώσεις και Στοιχεία στα Θαλάσσια
Μικροπλαστικά: Μεταφορά, Τύχη και Επιπτώσεις σε
Θαλάσσιους Οργανισμούς**

Μαρία Σορώκου

**Επιβλέπων Καθηγητής
Μιχαήλ Αγγελίδης**

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή υποβλήθηκε προς μερική εκπλήρωση των απαιτήσεων για απόκτηση μεταπτυχιακού τίτλου σπουδών
Στη Διαχείριση και Προστασία Περιβάλλοντος
από τη Σχολή Θετικών και Εφαρμοσμένων Επιστημών
του Ανοικτού Πανεπιστημίου Κύπρου.

Νοέμβριος 2019

Περίληψη

Η παγκόσμια παραγωγή πλαστικών έχει αυξηθεί από 1,5 εκατομμύρια τόνους που ήταν τη δεκαετία του 1950, σε 335 εκατομμύρια τόνους το 2016, με τα πλαστικά να απορρίπτονται σχεδόν παντού στο περιβάλλον. Η παρουσία μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον αποτελεί μεγάλη απειλή για ολόκληρο το οικοσύστημα και έχει λάβει μεγάλη προσοχή τελευταία, καθώς η παρουσία τους έχει επηρεάσει σημαντικά τους ωκεανούς, τις λίμνες, τις θάλασσες, τα ποτάμια, τις παράκτιες περιοχές ακόμη και τις πολικές περιοχές. Τα σωματίδια εισέρχονται στο θαλάσσιο περιβάλλον μέσω διαφόρων δραστηριοτήτων και είναι γνωστό ότι έχουν μεγάλο αντίκτυπο στους θαλάσσιους οργανισμούς, καθώς μελέτες έχουν δείξει ότι μεγάλος αριθμός θαλάσσιων οργανισμών έχει επηρεαστεί από αυτά. Τα μικροπλαστικά είναι ικανά να απορροφούν οργανικούς ρύπους, μέταλλα και παθογόνους οργανισμούς από το περιβάλλον, γεγονός που επιδεινώνει την ανησυχία για τις πιθανές τοξικολογικές τους επιπτώσεις στους θαλάσσιους οργανισμούς. Η παρούσα μελέτη, έπειτα από ανασκόπηση της βιβλιογραφίας, επιχείρησε να απαντήσει σε κρίσιμα ερωτήματα που αφορούν τις πηγές και την κατανομή των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον, τις διεργασίες προσκόλλησης τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά, τους μηχανισμούς μεταφοράς των τοξικών χημικών ενώσεων καθώς και τις επιπτώσεις τους στους θαλάσσιους οργανισμούς. Η μελέτη αυτή, καταλήγει στο συμπέρασμα ότι χρειάζονται περισσότερα ερευνητικά πειράματα για να εξακριβωθεί σε ποιο βαθμό οι τοξικές χημικές ενώσεις μεταφέρονται αλλά και επιδρούν αρνητικά στους θαλάσσιους οργανισμούς.

Λέξεις Κλειδιά: Μικροπλαστικά, Τοξικότητα, Τροφική Μεταφορά, Επιπτώσεις, Θαλάσσιο Περιβάλλον

Συντομογραφίες:

PE Πολυαιθυλένιο

PP Πολυπροπυλένιο

PS Πολυστυρένιο

EPS Διογκωμένο Πολυστυρένιο

PVC Πολυβινυλοχλωρίδιο

POP Έμμονοι οργανικοί ρύποι

PAH Πολυκυκλικοί Αρωματικοί Υδρογονάνθρακες

OCP Οργανοχλωριωμένα παρασιτοκτόνα

PCB Πολυχλωριωμένα Διφαινύλια

HDPE Πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας

LDPE Πολυαιθυλένιο χαμηλής πυκνότητας

PC Πολυανθρακικό

PUR Πολυουρεθάνη

DDE Διχλωροδιφαινυλοδιχλωροαιθυλένιο

DDD Διχλωροδιφαινυλοδιχλωροαιθάνιο

DDT Διχλωροδιφαινυλοτριχλωροαιθάνιο

Phe Φαινανθρένιο

PFOS Υπερφθοροοκτανοσουλφοναμίδιο

FOSA Υπερφθοροοκτανοσουλφονικό

PA Πολυαμίδιο

PLA Πολυγαλακτικό Οξύ

BPA Δισφαινόλη Α

PBDE Πολυβρωμοδιφαινυλαιθέρες

PYR Πυρένιο

HCH Εξαχλωροκυκλοεξάνιο

Summary

The global plastics production has increased from 1.5 million tons in the 1950s to 335 million tons in 2016, with plastics discharged into virtually all components of the environment. The presence of microplastics in the marine environment poses a great threat to the entire ecosystem and has received much attention lately as the presence has greatly impacted oceans, lakes, seas, rivers, coastal areas and even the Polar Regions. The particles enter the marine environment through various activities and is known to have great impact on marine organisms, as studies have shown that large numbers of marine organisms have been affected by microplastics. Microplastics can absorb organic contaminants, metals and pathogens from the environment into organisms, aggravating concern about their potential toxicological effects on marine organisms. The present study, after reviewing the literature, attempted to answer critical questions concerning the sources and distribution of microplastics in the marine environment, the processes of attachment of toxic chemicals to microplastics, the mechanisms of transport of toxic chemicals and their effects to marine organisms. This review concludes that further research is needed to determinate the extent to which toxic chemicals are transported but also adversely affect marine organisms.

Keywords: Microplastics, Toxicity, Trophic Transfer, Effects, Marine Environment

Ευχαριστίες

Με την ολοκλήρωση της παρούσας διατριβής, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου κ. Μιχαήλ Αγγελίδη, που μου έδωσε την ευκαιρία να ασχοληθώ με το συγκεκριμένο θέμα του οποίου ένα μεγάλο κομμάτι σχετιζόταν άμεσα με τις πτυχιακές μου σπουδές. Η επιστημονική του καθοδήγηση, η υπομονή του και οι γόνιμες παρατηρήσεις του, αποτέλεσαν πολύτιμη βοήθεια σε όλη τη διάρκεια της εκπόνησης αυτής της εργασίας.

Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω από τα βάθη της καρδιάς μου, τους γονείς μου για την συμπαράστασή τους όλα αυτά τα χρόνια αλλά και τον άντρα μου για την καθημερινή υποστήριξή του και την ατέλειωτη υπομονή του. Τέλος αφιερώνω την παρούσα εργασία στην κόρη μου με όλη μου την αγάπη.

Περιεχόμενα

Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου	0
Ανοικτό Πανεπιστήμιο Κύπρου	iii
1. Εισαγωγή.....	1
1.1 Τα Πλαστικά	1
1.2 Τα Πλαστικά στο Θαλάσσιο Περιβάλλον.....	2
1.3 Τα Μικροπλαστικά στο Θαλάσσιο Περιβάλλον	2
1.4 Αναγκαιότητα και Στόχοι Μελέτης των Επιπτώσεων των Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον	4
2. Πηγές Μικροπλαστικών και Κατανομή στο Θαλάσσιο Περιβάλλον	6
2.1 Πρωτογενείς και Δευτερογενείς Πηγές Μικροπλαστικών	6
2.1.1 Χερσαίες Πηγές Μικροπλαστικών	7
2.1.2 Θαλάσσιες Πηγές Μικροπλαστικών	9
2.2 Κατανομή Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον.....	11
2.2.1 Επιφανειακά Ύδατα.....	11
2.2.2 Στήλη του Νερού	13
2.2.3 Ίζημα	13
2.2.4 Ακτογραμμή-Παράκτιες Περιοχές	14
2.2.5 Θαλάσσιοι Οργανισμοί.....	15
2.2.6 Κατανομή Μικροπλαστικών στους Πόλους	16
2.3 Μεταφορά Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον.....	16
2.3.1 Επιφανειακά Ύδατα.....	17
2.3.2 Στήλη του νερού	18
2.3.3 Ίζημα	18
2.3.4 Ακτογραμμή - Παράκτιες περιοχές	19
2.3.5 Θαλάσσιοι Οργανισμοί.....	19
2.4 Παράγοντες που Επηρεάζουν τη Βιοδιαθεσιμότητα των Μικροπλαστικών	26
2.4.1 Μέγεθος.....	26
2.4.2 Πυκνότητα.....	26
2.4.3 Αφθονία.....	26
2.4.4 Χρώμα.....	27
2.4.5 Κατανομή των Μικροπλαστικών στα Θαλάσσια Ενδιαιτήματα	27
3. Τοξικές Χημικές Ενώσεις στα Μικροπλαστικά.....	29
3.1 Προσρόφηση Τοξικών Χημικών Ενώσεων από τα Μικροπλαστικά	29

3.1.1	Βαρέα Μέταλλα	31
3.1.2	Οργανικοί Ρύποι (POPs).....	34
3.2	Παράγοντες που Επηρεάζουν τη Διαδικασία Προσρόφησης	39
3.3	Τα Μικροπλαστικά ως Φορείς Μεταφοράς Τοξικών Χημικών Ενώσεων στο Θαλάσσιο Περιβάλλον	42
3.3.1	Μηχανισμοί Προσρόφησης	43
3.3.2	Μηχανισμοί Εκρόφησης	48
3.4	Μεταφορά Τοξικών Χημικών Ενώσεων στους Θαλάσσιους Οργανισμούς	49
3.4.1	Μηχανισμοί Συσώρευσης και Μετατόπισης Μικροπλαστικών σε Θαλάσσιους Οργανισμούς.....	51
3.4.2	Μεταφορά Τοξικών Χημικών Ενώσεων σε θαλάσσιους Οργανισμούς σε Εργαστηριακές Μελέτες	52
3.4.3	Μεταφορά Τοξικών Χημικών Ενώσεων σε θαλάσσιους Οργανισμούς.....	54
3.5	Εκτίμηση της Σημασίας της Μεταφοράς Τοξικών Χημικών Ενώσεων από τα Μικροπλαστικά στους Οργανισμούς	56
4.	Επιπτώσεις Τοξικών Χημικών Ενώσεων στους Θαλάσσιους Οργανισμούς.....	57
4.1	Οξειδωτικό Στρες-Πιθανός Μηχανισμός Αντίδρασης των Θαλάσσιων Οργανισμών στην Τοξικότητα των Μικροπλαστικών	63
4.2	Φυσιο-παθολογικές Αλλοιώσεις και Αναπαραγωγικές Ανωμαλίες στους Θαλάσσιους Οργανισμούς.....	64
5.	Συμπεράσματα-Προτάσεις για Μελλοντική Έρευνα.....	66
	Βιβλιογραφία.....	70

1. Εισαγωγή

1.1 Τα Πλαστικά

Η ετήσια παγκόσμια ζήτηση για πλαστικά αυξάνεται σταθερά τα τελευταία χρόνια και σήμερα ανέρχεται σε περίπου 348 εκατομμύρια τόνους (PlasticsEurope, 2017). Στην Εικόνα 1 φαίνεται το ποσοστό παραγωγής πλαστικών ανά περιοχή αποδεικνύοντας ότι ο μεγαλύτερος παραγωγός πλαστικών είναι η Κίνα και ακολουθεί η Ευρώπη και η Αμερική. Όντας ένα ευπροσάρμοστο, ελαφρύ, ισχυρό και δυναμικά διαφανές υλικό, τα πλαστικά είναι ιδανικά για ποικίλες εφαρμογές. Το χαμηλό κόστος τους, οι εξαιρετικές ιδιότητες φραγμού οξυγόνου / υγρασίας, η αδρανής συμπεριφορά τους σε βιολογικές διεργασίες και το μικρό βάρος τους, τα καθιστούν εξαιρετικά υλικά συσκευασίας.

Υπολογίζεται ότι το 4-6% της παγκόσμιας παραγωγής πετρελαίου χρησιμοποιείται για την παραγωγή πλαστικών (PlasticsEurope, 2012). Συμβατικά υλικά όπως το γυαλί, το μέταλλο και το χαρτί αντικαθίστανται από μία οικονομικά αποδοτικότερη πλαστική συσκευασία ισοδύναμης ή ανώτερης σχεδίασης (Andrady, 2011). Λόγω της ευρείας χρήσης τους και της μη βιοαποδομησιμότητάς τους, τα πλαστικά αποτελούν το μεγαλύτερο ποσοστό των απορριμμάτων σε πολλές περιοχές του πλανήτη. Το γεγονός ότι περίπου το 40% των πλαστικών χρησιμοποιείται μονάχα μια φορά και μετά απορρίπτεται (PlasticsEurope, 2012), συμβάλει σημαντικά στο γεγονός αυτό.



Εικόνα 1 Ποσοστά Παραγωγής Πλαστικών ανά περιοχή (PlasticsEurope, 2017)

1.2 Τα Πλαστικά στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

Κάθε χρόνο, πάνω από 6 εκατομμύρια τόνοι πλαστικών καταλήγουν στους ωκεανούς (Derraik, 2002) και υπολογίζεται πως, ως και το 80% από αυτά, προέρχονται από χερσαίες πηγές και την απευθείας απόρριψή τους (Allsopp et al., 2009, Andrady, 2011). Οι εκτεταμένες επαγγελματικές και ψυχαγωγικές δραστηριότητες που λαμβάνουν χώρα στη θάλασσα καθώς και η μεταβολή των δημογραφικών στοιχείων που ευνοεί τη μετανάστευση των πληθυσμών στις παράκτιες περιοχές, εκτιμάται ότι θα αυξήσουν τη μελλοντική εισροή πλαστικών αποβλήτων στους ωκεανούς (Ribic et al., 2010).

Ολόκληρος ο παγκόσμιος αλιευτικός στόλος χρησιμοποιεί πλέον πλαστικά εργαλεία (Watson et al., 2006) τα οποία αποτελούνται από πολυαιθυλένιο, πολυπροπυλένιο (PE, PP) και νάιλον (Timmers et al., 2005, Klust, 1982). Κάποια από αυτά τα εργαλεία χάνονται ή ακόμα και απορρίπτονται στη θάλασσα λόγω φθοράς κατά τη χρήση. Περίπου το 18% των θαλάσσιων πλαστικών απορριμμάτων που βρέθηκαν στο θαλάσσιο περιβάλλον αποδίδεται στον κλάδο της αλιείας.

Οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ των πλαστικών αποβλήτων και του θαλάσσιου περιβάλλοντος είναι πολύπλοκες. Οι επιπτώσεις της απόρριψης πλαστικών αποβλήτων συζητούνται από τους Kühn et al. (2015) και οι συνέπειες περιλαμβάνουν αισθητικά, κοινωνικά, οικονομικά ζητήματα (Newman et al., 2015) και πολυάριθμες περιβαλλοντικές επιπτώσεις στους θαλάσσιους βιοτόπους (Derraik 2002, Barnes et al., 2009).

1.3 Τα Μικροπλαστικά στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

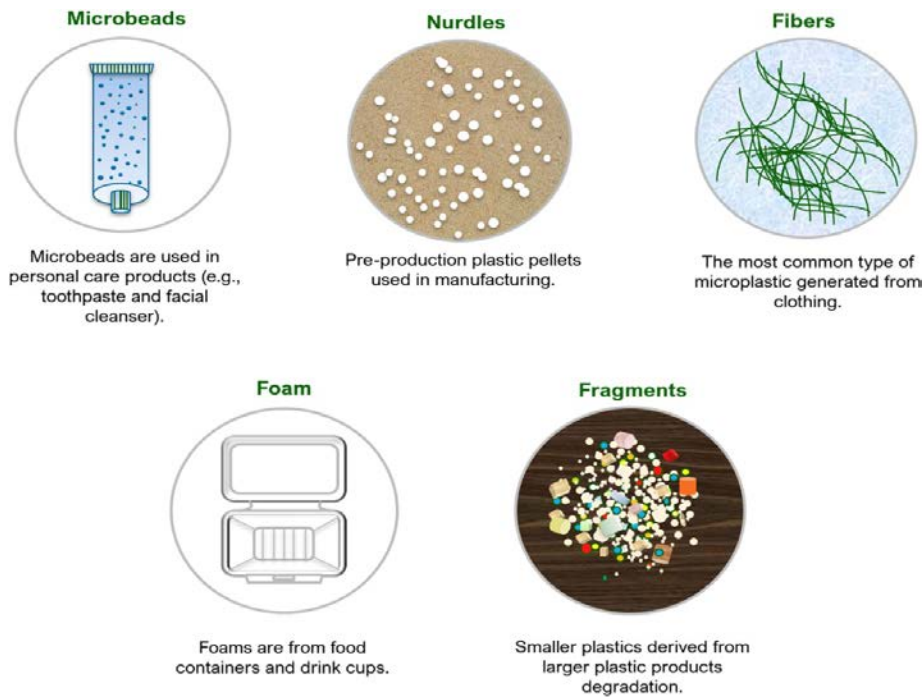
Τα μικροπλαστικά περιγράφηκαν για πρώτη φορά ως μικροσκοπικά σωματίδια τα οποία ανήκουν στο εύρος διαμέτρου των 20 μm (Thompson et al., 2004). Σύμφωνα με τα κριτήρια που αναπτύχθηκαν από την US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA,) ως μικροπλαστικό ορίζεται οποιοδήποτε σωματίδιο μεγέθους <5mm (Arthur et al., 2009).

Με την αυξανόμενη εξάρτηση από τα πλαστικά προϊόντα, καθώς η παραγωγή, η χρήση και η διάθεσή τους συνεχίζονται, τα μικροπλαστικά έχουν αρχίσει να προκαλούν αυξανόμενη ανησυχία (Sutherland et al., 2010). Τα μικροπλαστικά εισέρχονται στη θάλασσα από διάφορες πηγές και διανέμονται από τα ρεύματα των ωκεανών. Η ποσότητα των μικροπλαστικών στη θάλασσα θα συνεχίσει να αυξάνεται, οδηγώντας σε

σταδιακή αλλά σημαντική συσσώρευσή τους στα παράκτια και θαλάσσια περιβάλλοντα (Andrady and Neal, 2009), αποτελώντας επικίνδυνους ρύπους για τα θαλάσσια ζώα και την ανθρώπινη υγεία (Cole et al., 2011).

Διαφορετικές μικροσκοπικές (οπτικές, ηλεκτρονικές) τεχνικές καθώς και τεχνικές φασματοσκοπίας (Raman, NMR και FTIR) χρησιμοποιούνται για την παρακολούθηση των μικροπλαστικών εναιωρημάτων από τα περιβαλλοντικά δείγματα, (Anthony and Andrady, 2011). Η πρώτη απόδειξη των μικροπλαστικών στο περιβάλλον αναφέρθηκε στη δεκαετία του 1970 (Carpenter and Smith, 1972). Τα μικροπλαστικά που βρίσκονται στο θαλάσσιο περιβάλλον χωρίζονται σε δύο κατηγορίες, τα πρωτογενή και τα δευτερογενή. Είναι μια χρήσιμη διάκριση, διότι μπορεί να συμβάλει στην ανάδειξη ενδεχόμενων πηγών και στην ανάπτυξη μέτρων για τη μείωση των εισροών τους στο περιβάλλον.

Στα πρωτογενή μικροπλαστικά ανήκουν τα πλαστικά σφαιρίδια, οι ίνες και οι μικρόκοκκοι που χρησιμοποιούνται ως βιομηχανικά υλικά καθώς και ως πρόσθετα σε προϊόντα προσωπικής φροντίδας και καθαρισμού (Fendall and Sewell, 2009). Τα πλαστικά σφαιρίδια αποτελούνται από σωματίδια πολυαιθυλενίου (PE), πολυπροπυλενίου (PP), πολυστυρενίου (PS) και πολυολεφίνης και έχουν λιπόφιλη φύση, δηλαδή προσκολλώνται με ευκολία στην επιφάνειά τους επιβλαβή και τοξικά χημικά από το θαλάσσιο περιβάλλον. Τα δευτερογενή μικροπλαστικά ορίζονται ως τα θραύσματα μεγαλύτερων πλαστικών αντικειμένων που υφίστανται κατακερματισμό όταν βρίσκονται τόσο στο θαλάσσιο όσο και στο χερσαίο περιβάλλον (Thompson et al., 2004, Ryan et al., 2009).



Εικόνα 2 Κατηγορίες και πηγές μικροπλαστικών στο περιβάλλον (Panfung et al., 2019)

1.4 Αναγκαιότητα και Στόχοι Μελέτης των Επιπτώσεων των Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

Η ρύπανση από μικροπλαστικά έχει προσελκύσει πρόσφατα το ερευνητικό ενδιαφέρον λόγω της μακρόχρονης παραμονής των μικροπλαστικών στη φύση και τις επιπτώσεις που αυτά έχουν στο περιβάλλον και στην ανθρώπινη υγεία (Gasperi et al., 2018, Ivleva et al., 2017, Lebreton et al., 2017). Η παρουσία των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον αποτελεί μια αυξανόμενη απειλή για τα οικοσυστήματα (Hidalgo-Ruz et al., 2012, Lusher et al., 2014), επομένως η κατανόηση της τοξικότητάς τους είναι απαραίτητη για την εκτίμηση των περιβαλλοντικών τους επιπτώσεων.

Ακόμα κι αν το πλαστικό είναι το κύριο συστατικό των θαλάσσιων απορριμμάτων, τα μικροπλαστικά θεωρούνται ανεπαρκώς μελετημένα λόγω της δυσκολίας που παρουσιάζουν στην εκτίμηση της κατανομής και της αφθονίας τους (Doyle et al., 2011). Μόνο τα τελευταία χρόνια έγιναν διεθνείς, εθνικές και περιφερειακές προσπάθειες για την εκτίμηση της ποσότητας των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον. Η οδηγία-πλαίσιο για τη θαλάσσια στρατηγική (Marine Strategy Framework Directive, 2008/56/EC) έχει επισημάνει τις ανησυχίες για τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις των πλαστικών απορριμμάτων στο θαλάσσιο περιβάλλον και ένα από τα βασικά

χαρακτηριστικά της MSFD είναι ο προσδιορισμός της οικολογικής βλάβης που προκαλούν τα μικροπλαστικά και οι τοξικές χημικές ενώσεις που προσκολλώνται σε αυτά (Zarfl et al., 2011).

Ο πρωταρχικός στόχος αυτής της εργασίας είναι η μελέτη των διεργασιών με τις οποίες οι τοξικές χημικές ενώσεις (έμμονοι οργανικοί ρύποι και τοξικά ιχνοστοιχεία) συνδέονται με τα μικροπλαστικά στο θαλάσσιο περιβάλλον και στη συνέχεια μεταφέρονται σε θαλάσσιους οργανισμούς. Συλλέγοντας τα πρόσφατα ερευνητικά δεδομένα σχετικά με τη μεταφορά, την τύχη και τις επιπτώσεις των μικροπλαστικών στο περιβάλλον, θα γίνει προσπάθεια να απαντηθούν κρίσιμα ερωτήματα τα οποία εστιάζουν:

1. Στις πηγές των μικροπλαστικών και την κατανομή τους στο θαλάσσιο περιβάλλον
2. Στις διεργασίες προσκόλλησης τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά στο θαλάσσιο περιβάλλον
3. Στους μηχανισμούς μεταφοράς των τοξικών χημικών ενώσεων από τα μικροπλαστικά στους θαλάσσιους οργανισμούς και
4. Στις επιπτώσεις που έχουν οι τοξικές χημικές ενώσεις στους θαλάσσιους οργανισμούς.

2. Πηγές Μικροπλαστικών και Κατανομή στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

2.1 Πρωτογενείς και Δευτερογενείς Πηγές Μικροπλαστικών

Ο προσδιορισμός των πηγών απ' όπου προέρχονται τα μικροπλαστικά, είναι σημαντικός για την ακριβή εκτίμηση των ποσοτήτων μικροπλαστικών που εισέρχονται στο θαλάσσιο περιβάλλον, για να εντοπιστούν πιθανά σημεία εμφάνισης και συσσώρευσης, καθώς και για την ανάπτυξη προσπαθειών και πολιτικών μετριασμού της ρύπανσης (GESAMP, 2015).

Υπάρχουν δύο τύποι πηγών μικροπλαστικών, οι πρωτογενείς και οι δευτερογενείς. Από τις πρωτογενείς πηγές προέρχονται μικροπλαστικά που έχουν σχεδιαστεί για συγκεκριμένες εφαρμογές. Αυτά τα πρωτογενή σωματίδια μπορούν να απελευθερώνονται από συγκεκριμένες σημειακές πηγές, όπως εγκαταστάσεις επεξεργασίας πλαστικών (σφαιρίδια παραγωγής ή σκόνες για χύτευση με έγχυση) ή από μη σημειακές πηγές όπως οι κατοικημένες περιοχές κατά μήκος ποταμών και ακτών (μικροσφαιρίδια, βιομηχανικά λειαντικά) (GESAMP, 2015). Στις δευτερογενείς πηγές ανήκουν τα μικροπλαστικά που δημιουργούνται από τον κατακερματισμό και την αποδόμηση των μακροπλαστικών, συμπεριλαμβανομένων των ινών από συνθετικά υφάσματα.

Σε αυτό το κεφάλαιο τονίζεται ο κατακερματισμός και η αποδόμηση των πλαστικών στο περιβάλλον, καθώς παίζει σημαντικό ρόλο στην απελευθέρωση των δευτερογενών μικροπλαστικών, ενώ παρουσιάζονται οι πηγές μικροπλαστικών ανά τομέα. Τέλος ερευνώνται οι κύριες οδοί που οδηγούν τα μικροπλαστικά από την πηγή προς στο θαλάσσιο περιβάλλον, περιλαμβανομένων των ποτάμιων, παράκτιων, θαλάσσιων και ατμοσφαιρικών εισροών.



Εικόνα 3 Ποσοστά ζήτησης πλαστικού ανά τομέα στην Ευρώπη το 2017 (PlasticsEurope, 2017)

2.1.1 Χερσαίες Πηγές Μικροπλαστικών

2.1.1.1 Τομέας Παραγωγής και Μεταποίησης Πλαστικών

Πλαστικά σφαιρίδια ρητίνης κατασκευάζονται και μεταφέρονται σε μια εγκατάσταση μετατροπής όπου το πλαστικό συνενώνεται και μετατρέπεται σε χρήσιμα προϊόντα. Κατά τη μεταφορά των σφαιριδίων ρητίνης, υπάρχει πιθανότητα τυχαίων απωλειών σφαιριδίων, στη ξηρά και στη θάλασσα. Μόλις ολοκληρωθεί η μετατροπή της πρώτης ύλης σε προϊόντα, οι πρακτικές επεξεργασίας και καθαρισμού του εξοπλισμού οδηγούν σε περαιτέρω πιθανή απώλεια ρητίνης. Η χρήση φίλτρων αποστράγγισης για τη συγκράτηση των σφαιριδίων και η τήρηση αυστηρών διαδικασιών καθαρισμού συνιστώνται γενικά για τον περιορισμό της απώλειας σφαιριδίων στις εγκαταστάσεις παραγωγής και μεταποίησης. Κατά την παραγωγή πλαστικών προϊόντων και συσκευασιών παραμένουν θραύσματα από τις διεργασίες κοπής ενώ παράγονται μικροίνες από την χρήση τρυπανιών. Οι μικροίνες αυτές απελευθερώνονται ως σκόνη στην ατμόσφαιρα (GESAMP, 2016).

2.1.1.2 Τομέας Καλλιεργείων

Υπάρχουν πολλοί δυνατοί τρόποι με τους οποίους η γεωργία μπορεί να αποτελέσει μια πηγή μικροπλαστικών. Για παράδειγμα πλαστικά εξαρτήματα χρησιμοποιούνται για την άρδευση αλλά και ως υποστρώματα για την συλλογή των σάπιων φύλλων. Παραμένουν στο έδαφος κάτω από τον ήλιο για πολλούς μήνες και όταν αφαιρούνται ή

μετακινούνται για την συγκομιδή και το πότισμα, μπορούν να διασπαστούν πολύ εύκολα σε μικρότερα κομμάτια. Με την τελική απομάκρυνση αυτών των υλικών από τις καλλιέργειες, είναι πιθανό αυτά τα κομμάτια πλαστικού να καταλήξουν στο θαλάσσιο περιβάλλον (GESAMP, 2016).

Η γεωργία καταλαμβάνει πλέον μεγάλες εκτάσεις σε όλο τον κόσμο και υπάρχουν περιοχές με εδάφη φτωχά σε θρεπτικά συστατικά τα οποία απαιτούν υψηλά επίπεδα λίπανσης. Το οικονομικό κόστος, η δαπάνη χρόνου καθώς και οι επιπτώσεις στο περιβάλλον που συνδέονται με τη χρήση συμβατικών λιπασμάτων, μείωσαν την χρήση τους στις καλλιέργειες και οδήγησαν στη δημιουργία λιπασμάτων ελεγχόμενης αποδέσμευσης (CRF) (GESAMP, 2016). Η νέα αυτή μέθοδος συμβάλλει στην μείωση της ποσότητας λιπασμάτων που απαιτούνται ανά μονάδα καλλιεργήσιμων εκτάσεων καθώς και στη μείωση του χρόνου που δαπανάται κατά τη διαδικασία λίπανσης (Jacobs, 2005). Τα λιπάσματα ελεγχόμενης αποδέσμευσης έχουν μια καινοτόμο πολυμερή επίστρωση κόκκων που απελευθερώνει τη σωστή ποσότητα και τον σωστό τύπο θρεπτικών στοιχείων που απαιτείται για την σωστή ανάπτυξη των καλλιεργειών κατά την διάρκεια μιας ολόκληρης καλλιεργητικής περιόδου (Hortiland, 2017). Η χρήση των λιπασμάτων ελεγχόμενης αποδέσμευσης συμβάλλουν επίσης στη μείωση των επιπέδων απορροής θρεπτικών συστατικών στα συστήματα ύδρευσης (Landis et al., 2009) αλλά εισάγουν έναν νέο περιβαλλοντικό προβληματισμό που αφορά τη ρύπανση από μικροπλαστικά.

Οι γεωργοί συχνά επιθυμούν μεγαλύτερες περιόδους απελευθέρωσης έτσι το πάχος αυτού του στρώματος πολυμερούς πρέπει να αυξηθεί αναλογικά έτσι ώστε να καλύπτει την προβλεπόμενη διάρκεια απελευθέρωσης (Jacobs, 2005). Οι επιφανειακές απορροές που δημιουργούνται από τις βροχοπτώσεις, παρασύρουν εδαφικό υλικό μαζί με κομμάτια πλαστικού που προέρχονται από τα λιπάσματα ελεγχόμενης αποδέσμευσης, από τις γεωργικές περιοχές προς τα υδάτινα συστήματα. Παρόλο που μέχρι σήμερα δεν υπάρχουν εκτιμήσεις για τη συμβολή των λιπασμάτων ελεγχόμενης αποδέσμευσης στη ρύπανση των ωκεανών από μικροπλαστικά, υπάρχει αυξημένος κίνδυνος συσχέτισής τους λόγω της αυξανόμενης χρήσης τους στη γεωργία (Heffner, 2009).

2.1.1.3 Έργα Υποδομής

Παρόλο που δεν υπάρχουν πολλές πληροφορίες για το αν ο κατασκευαστικός τομέας αποτελεί πηγή μικροπλαστικών, είναι σαφές ότι στα έργα υποδομής χρησιμοποιείται ένα σημαντικό ποσοστό πλαστικών, που αντιπροσωπεύει περίπου το 20% της ετήσιας παραγωγής πλαστικών για το έτος 2013 (PlasticsEurope 2014). Τα πλαστικά υλικά που χρησιμοποιούνται από τον κατασκευαστικό τομέα πρέπει να έχουν μεγάλη διάρκεια ζωής έτσι ώστε να αποφευχθεί ο κατακερματισμός τους, ο οποίος μπορεί να οδηγήσει σε απελευθέρωση μικροπλαστικών στο περιβάλλον (GESAMP, 2016).

Κατά τη διάρκεια μιας κατασκευής, τα υλικά έρχονται συσκευασμένα σε πλαστική μεμβράνη, επίσης χρησιμοποιείται σε μεγάλη ποσότητα και η πολυστερίνη η οποία αποτελείται από κόκκους. Κάποια από αυτά τα υλικά είναι σχεδιασμένα έτσι ώστε να έχουν γρήγορους ρυθμούς αποδόμησης ενώ άλλα αποτελούνται από συμβατικό πολυμερές. Τα υλικά συσκευασίας είναι σχεδιασμένα να έχουν μικρή διάρκεια ζωής και αυτό έχει ως αποτέλεσμα να καταστρέφονται εύκολα από τις καιρικές συνθήκες απελευθερώνοντας δευτερογενή μικροπλαστικά. Τέλος, κατά τη διαδικασία μιας κατεδάφισης κτιρίου είναι πιθανό να απελευθερωθούν πλαστικά όλων των ειδών. Σε ορισμένες περιπτώσεις αυτά συλλέγονται και οδηγούνται στην ανακύκλωση, όμως και σε αυτήν την περίπτωση η ανακύκλωση θα μπορούσε να είναι μια δυνητική πηγή μικροπλαστικών καθώς τα μεγαλύτερα πλαστικά τεμαχίζονται σε μικρότερα κομμάτια και ενδέχεται θραύσματα μικροπλαστικών να διαφύγουν στο περιβάλλον (GESAMP, 2016).

2.1.1.4 Τουρισμός

Ο τουρισμός έχει αυξηθεί ραγδαία τα τελευταία χρόνια και αποτελεί πλέον ένα σημαντικό οικονομικό τομέα. Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Τουρισμού εκτιμάει ότι κάθε χρόνο οι αφίξεις τουριστών ανά τον κόσμο ξεπερνάει το ένα δισεκατομμύριο με το μεγαλύτερο ποσοστό των τουριστών να επισκέπτεται περιοχές της Μεσογείου. Οι παράκτιες περιοχές οι οποίες χαρακτηρίζονται από υψηλό ποσοστό τουριστικής δραστηριότητας αποτελούν πιθανές πηγές πλαστικών απορριμμάτων. Το μεγαλύτερο ποσοστό των τουριστών χρησιμοποιούν πλαστικά αντικείμενα μιας χρήσης ανησυχώντας λιγότερο για τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις που αυτά μπορεί να έχουν στο περιβάλλον, καθώς δεν ζουν μόνιμα στην περιοχή την οποία δραστηριοποιούνται τη δεδομένη στιγμή (GESAMP, 2016).

2.1.2 Θαλάσσιες Πηγές Μικροπλαστικών

2.1.2.1 Αλιεία

Ο αλιευτικός εξοπλισμός που έχει σαν βάση το πλαστικό, αποτελείται κυρίως από δίχτυα, παγίδες, σχοινιά, πλωτήρες, σημαδούρες, κουτιά δολωμάτων, τσάντες και διάφορα απορρίμματα προσωπικής χρήσης (δοχεία τροφίμων, πιάτα και ποτήρια μιας χρήσης κλπ) (Sheavly, 2005). Πολλά από τα πιο πάνω αλιευτικά εργαλεία είναι πιθανό να χαθούν στη θάλασσα από ατύχημα ή να απορριφθούν σκόπιμα. Κάποιοι από τους λόγους που οδηγούν στην απόρριψη του αλιευτικού εξοπλισμού στο θαλάσσιο περιβάλλον είναι μεταξύ άλλων, οι εργασίες σε βαθιά νερά, οι κακές καιρικές συνθήκες καθώς και η αυξημένη ταχύτητα των αλιευτικών σκαφών (Brown et al., 2005). Η

σκόπιμη απόρριψη των αλιευτικών εργαλείων σχετίζεται επίσης με την παράνομη αλιεία.

2.1.2.2 Υδατοκαλλιέργειες

Οι έρευνες που έχουν γίνει σχετικά με τις επιπτώσεις των υδατοκαλλιεργειών στο θαλάσσιο περιβάλλον εστιάζουν κυρίως στους διαλυόμενους ρύπους και στο φαινόμενο του ευτροφισμού ενώ σπάνια μελετώνται οι επιπτώσεις από τη χρήση και απόρριψη διαφόρων εργαλείων στη θάλασσα (Gallardi, 2014). Έχουν πραγματοποιηθεί κάποιες μελέτες που αναφέρουν την απόρριψη των εργαλείων που χρησιμοποιούνται στην υδατοκαλλιέργεια και τις πιθανές επιπτώσεις τους στο θαλάσσιο περιβάλλον, χωρίς όμως να υπάρχουν ποσοτικές εκτιμήσεις για τις εισροές πλαστικού στη θάλασσα (Andréfouët et al., 2014, Bendell, 2015).

Οι περισσότερες μονάδες υδατοκαλλιέργειας χρησιμοποιούν κλουβιά διαφόρων τύπων στερεωμένα σε πλωτές κατασκευές που αποτελούνται από πλαστικούς πλωτήρες γεμάτους με αέρα και διογκωμένο πολυστυρένιο (EPS). Έντονες καιρικές συνθήκες όπως καταιγίδες στη θάλασσα, μπορεί να οδηγήσουν στην καταστροφή μέρους των εγκαταστάσεων με σημαντικές απώλειες πλαστικού στο θαλάσσιο περιβάλλον. Επίσης εργαλεία που χρησιμοποιούνται στις υδατοκαλλιέργειες είναι δυνατό να απορριφθούν σκόπιμα ή να χαθούν στη θάλασσα όπως συμβαίνει και με τον αλιευτικό εξοπλισμό.

Σε περιοχές της Κορέας και της Ιαπωνίας όπου η καλλιέργεια οστρακοειδών αποτελεί ένα μεγάλο ποσοστό της υδατοκαλλιέργειας, χρησιμοποιούνται κυρίως πλωτήρες αποτελούμενοι από EPS (Fujieda and Sasaki, 2005, Lee et al., 2013, Jang et al., 2014, Lee et al., 2015). Ένας πλωτήρας γεμάτος με EPS μπορεί να χωριστεί σε χιλιάδες κομμάτια κάτω από έντονες καιρικές συνθήκες επιβαρύνοντας το θαλάσσιο περιβάλλον με μεγάλη ποσότητα μικροπλαστικών. Επίσης οι θαλάσσιοι οργανισμοί καταστρέφουν μέρος των εγκαταστάσεων όπως σχοινιά, απελευθερώνοντας μικροπλαστικά στη θάλασσα (Davidson, 2012) τα οποία διασκορπίζονται από τα ρεύματα επηρεάζοντας τα θαλάσσια οικοσυστήματα (Astudillo et al., 2009). Στην Δημοκρατία της Κορέας, την Ταϊβάν και τη Χιλή έχουν ήδη πραγματοποιηθεί προσπάθειες μείωσης των μικροπλαστικών που προέρχονται από τον εξοπλισμό των υδατοκαλλιεργειών (Hinojosa and Thiel, 2009, Liu et al., 2013, Lee et al., 2015), όμως απαιτείται περαιτέρω έρευνα για την αποτελεσματικότερη διαχείρισή τους.

2.1.2.3 Ναυτιλία και Υπεράκτια Βιομηχανία

Τα μεγάλα ποντοπόρα πλοία (εμπορικά πλοία, κρουαζιερόπλοια, κλπ.) με πολυάριθμα πληρώματα και επιβάτες μεταφέρουν προμήθειες για αρκετούς μήνες. Τα απόβλητα αυτών των σκαφών καταλήγουν στο θαλάσσιο περιβάλλον αν δεν γίνει σωστή διαχείρισή τους (Sheavly, 2005). Μεταξύ των αποβλήτων που απορρίπτονται στη

θάλασσα περιλαμβάνονται τα λύματα που προέρχονται από εμπορικά πλοία και κρουαζιερόπλοια και απορρίμματα από φορτηγά όπως ιμάντες, υλικά συσκευασίας και κιβώτια. Η ναυτιλιακή βιομηχανία θεωρείται ως κύρια πηγή μικροπλαστικών, καθώς ο τακτικός καθαρισμός των υφάλων των πλοίων με τη χρήση πλαστικών λειαντικών οδηγεί σε υψηλές ποσότητες μικροπλαστικών που απελευθερώνονται απευθείας στη θάλασσα (Song et al., 2015). Η κακή διαχείριση του φορτίου ή πιθανές διαρροές είναι οι κύριες αιτίες υψηλού ποσοστού μικροπλαστικών, ιδιαίτερα σφαιριδίων ρητίνης, στα ιζήματα των λιμένων.

Επίσης άλλη μια πηγή μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον μπορεί να αποτελέσουν οι δραστηριότητες σε θαλάσσιες πλατφόρμες εξόρυξης πετρελαίου ή φυσικού αερίου, περιλαμβάνοντας πλαστικά από μέρος του εξοπλισμού ή αντικείμενα προσωπικής χρήσης (Allsopp et al., 2006).

2.2 Κατανομή Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

Τα μικροπλαστικά μεταφέρονται και διασκορπίζονται στους ωκεανούς, στις ακτές, στα θαλάσσια ιζήματα του πυθμένα και στα επιφανειακά ύδατα από την Αρκτική ως την Ανταρκτική όπου συσσωρεύονται σε απομακρυσμένες τοποθεσίες (IMO, 2015). Η κατανομή τους στο θαλάσσιο περιβάλλον επηρεάζεται από την πυκνότητα των σωματιδίων, τη θέση των πηγών και τη μεταφορά τους από τα ωκεάνια ρεύματα (Kukulka et al., 2012, Magnusson et al., 2016). Η φύση των μικροπλαστικών τους επιτρέπει να διασκορπίζονται εύκολα μέσω των υδροδυναμικών διεργασιών και των ωκεάνιων ρευμάτων (Carvalho and Baptista Neto, 2016). Μια πρόσφατη εκτίμηση υποδεικνύει ότι επιπλέουν στον ανοικτό ωκεανό γύρω στους 35.000 τόνους μικροπλαστικών (Cózar et al., 2014).

2.2.1 Επιφανειακά Ύδατα

Τα επιφανειακά ωκεάνια ύδατα φιλοξενούν το μεγαλύτερο ποσοστό μικροπλαστικών και αποτελούν το σημαντικότερο διαμέρισμα για την συλλογή δειγμάτων. Εκτιμάται ότι περίπου η μισή ποσότητα των μικροπλαστικών που βρίσκονται στα επιφανειακά ύδατα, κατανέμεται κυρίως στις υποτροπικές περιοχές του Βόρειου και Νότιου Ατλαντικού και Ειρηνικού καθώς και του Ινδικού Ωκεανού (GESAMP, 2016). Υψηλές συγκεντρώσεις μικροπλαστικών συναντώνται επίσης σε μερικές πιο κλειστές

θαλάσσιες περιοχές όπως είναι η Μεσόγειος Θάλασσα η οποία χαρακτηρίζεται από αντικυκλωνική κυκλοφορία των θαλάσσιων ρευμάτων (Cózar et al., 2014). Υψηλές συγκεντρώσεις πλωτών μικροπλαστικών εμφανίζονται επίσης στα νησιά που βρίσκονται στη μέση των ωκεανών, εν μέρει ως αποτέλεσμα της έντονης δραστηριότητας του ανέμου (GESAMP, 2016).

Οι έρευνες για την παρουσία μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον ξεκίνησαν τη δεκαετία του 2000. Περίπου δύο δισεκατομμύρια μικροπλαστικά υπολογίστηκε ότι εισήλθαν στα παράκτια ύδατα της Καλιφόρνιας μέσα σε διάστημα τριών ημερών μέσω δύο ποταμών (Moore et al., 2005).

Τα απορρίμματα που εισέρχονται στη Μεσόγειο θάλασσα, συμπεριλαμβανομένων των μικροπλαστικών, αυξάνουν την ανησυχία καθώς το 70-80% αυτών αποτελούνται από πλαστικά. (Fossi et al., 2014). Η συγκεντρώση των μικροπλαστικών στα επιφανειακά ύδατα της βορειοδυτικής Μεσογείου υπολογίστηκε σε 0,27 σωματίδια ανά m^3 (Collignon et al., 2012) ενώ παρατηρήθηκε ότι περιοχές μακριά από σημειακές πηγές ρύπανσης έχουν επίσης υψηλά επίπεδα μικροπλαστικών που φτάνουν στα 0,15 σωματίδια ανά m^3 (de Lucia et al., 2014). Ενδιαφέρον παρουσιάζει επίσης το γεγονός ότι καταγράφηκαν πολύ χαμηλά ποσοστά μικροπλαστικών στα επιφανειακά ύδατα της Κορσικής θάλασσας τα οποία ήταν περίπου 0,012 σωματίδια ανά m^3 (Collignon et al., 2014).

Η κατανομή των μικροπλαστικών στην επιφάνεια των αρκτικών υδάτων και νότιο-νοτιοδυτικά του Svalbard της Νορβηγίας εκτιμάται ότι κυμαίνεται από 0 έως 1,31 σωματίδια ανά m^3 και από 0 έως 11,5 σωματίδια ανά m^3 αντίστοιχα (Lusher et al., 2015a, Lusher et al., 2015b). Η σύνθεση των σωματιδίων υποδηλώνει ότι μπορεί να έχουν προέλθει από τη διάσπαση μεγαλύτερων πλαστικών απορριμμάτων ή από λύματα. Οι Isobe et al., (2015) διερεύνησαν τις συγκεντρώσεις μικροπλαστικών στις ανατολικές θάλασσες της Ασίας γύρω από την Ιαπωνία και κατέγραψαν συνολικά 1,72 εκατομμύρια τεμάχια ανά Km^2 .

Πίνακας 1 Ποσότητες μικροπλαστικών σε επιφανειακά ύδατα της Μεσογείου

Περιοχή	Μικροπλαστικά (m^3)	Βιβλιογραφική Πηγή
Δυτική Ακτή Σουηδίας	150–2400	Noren (2007)
Βορειοδυτική Μεσόγειος	0,27	Collignon et al., (2012)
Κόλπος Καλβί, Κορσική, Γαλλία	0,012	Collignon et al., (2012)
Κόλπος του Οριστάνο, Σαρδινία	0,15	De Lucia et al., (2014)
Βόρεια Θάλασσα, Φιλανδία	0,74	Magnusson, (2014)

2.2.2 Στήλη του Νερού

Η διαδικασία με την οποία τα μικροπλαστικά βρίσκονται ακριβώς κάτω από την επιφάνεια του νερού, παγιδευμένα στη στήλη του νερού, είναι λιγότερο κατανοητή. Μια πρόσφατη προσομοίωση (Kukulka et al., 2012) που πραγματοποιήθηκε σε κατακόρυφα στοιβαγμένα δίχτυα τράτας (Reisser et al., 2015), οδήγησε στο συμπέρασμα ότι ένα σημαντικό ποσοστό μικροπλαστικών μπορεί να βρεθεί λίγα μέτρα πιο κάτω από την επιφάνεια του ωκεανού λόγω της κατάστασης της θάλασσας και της δράσης των κυμάτων. Στις περισσότερες δειγματοληψίες που γίνονται με τις τράτες, λαμβάνονται δείγματα από τα πρώτα 10 εκατοστά της επιφάνειας του ωκεανού, αφήνοντας ουσιαστικά ένα μεγάλο ποσοστό μικροπλαστικών που βρίσκονται βαθύτερα στη στήλη του νερού (GESAMP, 2016). Φαίνεται πως η κατανομή των μικροπλαστικών επηρεάζεται έντονα από την ένταση των ανέμων η οποία μπορεί να διανείμει τα σωματίδια στα ανώτερα στρώματα της στήλης ύδατος και να εμποδίσει τη συλλογή τους από τα επιφανειακά ύδατα (Collignon et al., 2012).

Το 2015-2016 πραγματοποιήθηκαν δειγματοληψίες, από τους Bagaev et al., (2018), στη Βαλτική Θάλασσα όπου παρατηρήθηκαν 3 έως 5 φορές υψηλότερες συγκεντρώσεις μικροπλαστικών στη στήλη του νερού σε σχέση με τα επιφανειακά ύδατα και τα ιζήματα του πυθμένα, με κυρίαρχο τύπο μικροπλαστικού, τις ίνες. Επίσης οι Baini et al., (2018), μετά από έρευνες που έγιναν στην ακτή της Τοσκάνης στην Ιταλία, κατέγραψαν μια μέση συγκέντρωση μικροπλαστικών της τάξεως του 0,26 ανά m^3 . Στη Νότια Αφρική η πυκνότητα των μικροπλαστικών στη στήλη του νερού κυμαινόταν από 204,5 έως 1491,7 σωματίδια ανά m^3 (Auta et al., 2017). Η αφθονία των μικροπλαστικών και η μελέτη της κάθετης μεταφοράς τους στη στήλη του νερού είναι δύο παράγοντες υψηλής σπουδαιότητας καθώς συμβάλλουν στη βελτίωση της εκτίμησης της ποσότητας των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον (Reissner et al., 2015).

2.2.3 Ίζημα

Το ίζημα του πυθμένα αποτελεί έναν μακροχρόνιο συλλέκτη μικροπλαστικών (Cózar et al., 2014, Woodall et al., 2014). Ποσότητες μικροπλαστικών έχουν αναφερθεί σε θαλάσσια ιζήματα παγκοσμίως (Woodall et al., 2014) ενώ η πρώτη καταγραφή μικροπλαστικών σε δείγμα ιζήματος έγινε το 2004 (Thompson et al., 2004). Επίσης παρατηρήθηκε πως η συσσώρευση μικροπλαστικών στα θαλάσσια ιζήματα ακολουθεί διαφορετικό μοτίβο από εκείνη στα επιφανειακά ύδατα (Woodall et al., 2014). Πιο συγκεκριμένα, ίνες εντοπίστηκαν σε ποσότητα έως και 4 φορές μεγαλύτερη στα ιζήματα του Ατλαντικού Ωκεανού, της Μεσογείου και του Ινδικού Ωκεανού σε σύγκριση με τις ποσότητες που έχουν καταγραφεί στα επιφανειακά τους ύδατα (Woodall et al., 2014).

Στον πυθμένα της θάλασσας δεν υπάρχουν έντονες υδροδυναμικές διεργασίες με αποτέλεσμα η μεταφορά των σωματιδίων να είναι διαφορετική από εκείνη στην επιφάνεια της θάλασσας. Επίσης τα υποθαλάσσια τοπογραφικά χαρακτηριστικά μπορεί να ευνοήσουν την καθίζηση των μικροπλαστικών και να αυξήσουν την ποσότητά τους σε περιοχές όπως τα υποθαλάσσια φαράγγια.

Σύμφωνα με την έρευνα που πραγματοποίησαν οι Reddy et al. (2006), βρέθηκε συγκέντρωση 81 ppm μικροπλαστικών σε ιζήματα σε μια τοποθεσία κοντά σε ένα ναυάγιο στην Ινδία. Έχουν αναφερθεί επίσης υψηλές συγκεντρώσεις μικροπλαστικών στο ίζημα της θάλασσας Wadden και στην εκβολή του ποταμού Ρήνου, ενώ μικρότερες συγκεντρώσεις μικροπλαστικών έχουν καταγραφεί και στα ιζήματα των λιμένων του Βελγίου (Auta et al., 2017). Στη νότια Αφρική η πυκνότητα των μικροπλαστικών στα θαλάσσια ιζήματα κυμαινόταν από 340,7 - 4757 σωματίδια ανά m^2 (Auta et al., 2017).

2.2.4 Ακτογραμμή-Παράκτιες Περιοχές

Τα πλαστικά απορρίμματα στις παραλίες είναι η πλέον αναγνωρίσιμη μορφή του ορατού θαλάσσιου πλαστικού και ως εκ τούτου έχει προσελκύσει σχετικό ερευνητικό ενδιαφέρον (GESAMP, 2016). Αν και η παρατήρηση των μικροπλαστικών στην άμμο αποτελεί μια πρόκληση, υπάρχουν μελέτες στις οποίες έχουν καταγραφεί μικροπλαστικά κατά μήκος της ακτογραμμής καθώς επίσης έχει αποδειχθεί ότι υπάρχει ένα μεγάλο ποσοστό θαμμένων μικροπλαστικών σε παραλία της Βραζιλίας (Turra et al., 2014).

Σε έρευνες που πραγματοποιήθηκαν από τους Fok και Cheung, (2015), σε 25 παραλίες κατά μήκος της ακτογραμμής του Χονγκ Κονγκ, καταγράφηκαν πολύ υψηλές ποσότητες μικροπλαστικών της τάξεως των 5595 σωματιδίων ανά m^2 , ποσοστό που ξεπερνάει τον διεθνή μέσο όρο μικροπλαστικών σε παραλίες. Το γεγονός αυτό καθιστά την περιοχή, σημείο εστίασης πλαστικής ρύπανσης. Σε ακτές του Βελγίου η μέση συγκέντρωση μικροπλαστικών βρέθηκε να είναι 92,8 σωματίδια ανά κιλό ιζήματος από τα οποία τα 82,1 σωματίδια ήταν ίνες (GESAMP, 2016). Οι Lee et al., (2013), έχουν αναφέρει ότι κατά τις βροχερές περιόδους, οι συγκεντρώσεις μικροπλαστικών τείνουν να αυξάνονται καθώς επιδρούν έντονα φυσικά φαινόμενα όπως καταιγίδες, τυφώνες κλπ.

Υψηλές συγκεντρώσεις πλαστικών έχουν καταγραφεί και στις ακτές της Βομβάης (Ινδία) όπου η ποσότητά τους έφτανε τα 68,83 σωματίδια ανά m^2 . Μετά από ανάλυση που πραγματοποιήθηκε στα δείγματα, φάνηκε πως το 41,85% των πλαστικών αποτελούνταν από μικροπλαστικά μεγέθους από 1-5mm, γεγονός που αυξάνει τον κίνδυνο για τους θαλάσσιους οργανισμούς λόγω πιθανής κατάποσης (Jayasiri et al., 2013). Επίσης οι παραλίες του κόλπου Guanabara στην Βραζιλία έχουν αναγνωρισθεί ως τις πιο ρυπασμένες παραλίες λόγω της υψηλής ποσότητας μικροπλαστικών που

έχουν αναφερθεί, φτάνοντας τα 1300 σωματίδια ανά m², ποσότητα που αντιστοιχεί στο 56% των συνολικών απορριμμάτων στην παραλία (Carvalho and Baptista Neto, 2016).

2.2.5 Θαλάσσιοι Οργανισμοί

Πολλές μελέτες και έρευνες έχουν αναφέρει την κατάποση μικροπλαστικών από θαλάσσιους οργανισμούς είτε στο φυσικό περιβάλλον είτε σε εργαστηριακά πειράματα. Η ενεργή κατάποση, λόγω σύγχυσης των μικροπλαστικών με τροφή, καθώς και η αναπνευστική οδός, είναι οι δύο κύριοι τρόποι με τους οποίους τα μικροπλαστικά εισέρχονται στους θαλάσσιους οργανισμούς (GESAMP, 2016). Σε μια πρόσφατη μελέτη των Wright et al., (2013a), αναφέρθηκαν οι παράγοντες που θα μπορούσαν να ενισχύσουν τη διαθεσιμότητα των μικροπλαστικών στους θαλάσσιους οργανισμούς.

Η μεταβαλλόμενη πυκνότητα των θαλάσσιων μικροπλαστικών τους επιτρέπει να καταλαμβάνουν διαφορετικές θέσεις στην στήλη του νερού και στο θαλάσσιο ίζημα. Τα μικροπλαστικά μεγέθους από 1-5mm μπορεί να δημιουργήσουν πρόβλημα στην σίτιση και την πέψη κάποιων θαλάσσιων οργανισμών. Οι Codina-García et al., (2013) έχουν ήδη απομονώσει μικροπλαστικά τέτοιου μεγέθους από το στομάχι θαλάσσιων πτηνών. Μελέτες καθώς και μοντέλα προσομοίωσης έχουν δείξει ότι τα μικροπλαστικά μπορούν να διαπεράσουν τη λιπιδική μεμβράνη των οργανισμών, μεταβάλλοντας τη δομή της και επηρεάζοντας την κυτταρική λειτουργία (Rossi et al., 2013).



Εικόνα 4 Μικροπλαστικά που βρέθηκαν στο πεπτικό σύστημα ενός θαλάσσιου πτηνού (<https://featheredworld.wordpress.com/>)

2.2.6 Κατανομή Μικροπλαστικών στους Πόλους

Πριν το 2014 δεν υπήρξαν μελέτες που ασχολήθηκαν με την παρουσία των μικροπλαστικών στην Αρκτική και την Ανταρκτική, όμως η εισροή πλαστικών στον Αρκτικό Ωκεανό εκτιμάται ότι κυμαίνεται μεταξύ 62.000-125.000 τόνων ετησίως, με διακυμάνσεις λόγω χωρικής ετερογένειας, χρονικής μεταβλητότητας και διαφορετικών μεθόδων δειγματοληψίας (Zarfl and Matthies, 2010). Αξιολογώντας τις ατμοσφαιρικές μεταφορές αλλά και τις ροές σωματιδίων που προέρχονται από τα ωκεάνια ρεύματα, η μελέτη κατέληξε στο συμπέρασμα ότι το ποσοστό των μικροπλαστικών που μεταφέρονται στην Αρκτική είναι αμελητέο και ότι δεν αποτελούν πιθανό φορέα οργανικών ρύπων στην περιοχή. Ωστόσο, οι Obbard et al., (2014), δημοσίευσαν τα αποτελέσματα από τους πυρήνες πάγου που συλλέχθηκαν από απομακρυσμένες τοποθεσίες στον Αρκτικό Ωκεανό. Τα επίπεδα των μικροπλαστικών που παρατηρήθηκαν είχαν εύρος από 38-234 σωματίδια ανά m^3 και ήταν δύο φορές μεγαλύτερα από τα επίπεδα μικροπλαστικών στον Ειρηνικό (Goldstein et al., 2012).

Μελέτες που έγιναν σε πτηνά της Καναδικής Αρκτικής απέδειξαν την παρουσία μικροπλαστικών στο σώμα τους (Provencher et al., 2009), ενώ παρατηρήθηκαν μικροπλαστικά και στο βυθό της Αρκτικής (Bergmann and Klages, 2012). Αυτά τα στοιχεία υποδηλώνουν ότι τα μικροπλαστικά έχουν ήδη εισέλθει και στις πολικές περιοχές.

2.3 Μεταφορά Μικροπλαστικών στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

Για να κατανοήσουμε την τύχη των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον, είναι απαραίτητο να γνωρίζουμε τους τρόπους μεταφοράς τους. Είναι ευρέως γνωστό ότι το νερό, ο αέρας και το ίζημα αποτελούν κοινά μονοπάτια μεταφοράς μικροπλαστικών. Στο θαλάσσιο περιβάλλον, η επιφάνεια του νερού, το βάθος, ο άνεμος που επικρατεί τη δεδομένη στιγμή, τα επιφανειακά ρεύματα καθώς και η πυκνότητα των σωματιδίων, είναι σημαντικοί παράγοντες που επηρεάζουν την μεταφορά των μικροπλαστικών (Fischer et al., 2016).

Η πυκνότητα των περισσότερων μικροπλαστικών είναι μικρότερη από αυτή του θαλασσινού νερού με αποτέλεσμα τα σωματίδια συχνά να επιπλέουν στην επιφάνεια της θάλασσας, μεταφερόμενα κατά μήκος των ποταμών μέσα στους ωκεανούς (Andrady, 2011). Γενικότερα, τα μεγαλύτερα πλαστικά είναι πιο εύκολο να μεταφερθούν στο ανώτατο τμήμα του ωκεανού ενώ τα μικροπλαστικά επηρεάζονται λιγότερο από τα κύματα που δημιουργούνται λόγω του ανέμου, με αποτέλεσμα να

υπάρχουν λιγότερες πιθανότητες μεταφοράς τους στην ξηρά (Isobe et al., 2015). Επίσης οι Reisser et al., (2015) διαπίστωσαν ότι τα μικροπλαστικά με μικρότερη ταχύτητα ανόδου είναι πιο ευαίσθητα στην κάθετη μεταφορά τους στην στήλη του νερού. Τα μικροπλαστικά με μεγαλύτερη πυκνότητα είναι πιο πιθανό να παραμείνουν στο ίζημα ενώ εκείνα με χαμηλότερη πυκνότητα είναι ευκολότερο να επηρεαστούν από τον άνεμο και τα κύματα (Zylstra, 2013).

2.3.1 Επιφανειακά Ύδατα

Τα μικροπλαστικά που βρίσκονται στην επιφάνεια του ωκεανού μπορεί να θεωρηθεί ότι κινούνται παθητικά καθώς υπόκεινται στα επιφανειακά ρεύματα. Το ακριβές βάθος στο οποίο βρίσκονται τα μικροπλαστικά καθορίζει σημαντικά τον τρόπο μεταφοράς τους, καθώς τα ρεύματα στο ανώτατο κομμάτι του ωκεανού ποικίλουν αρκετά, λαμβάνοντας υπόψη την κίνηση Ekman κατά την οποία τα ρεύματα μπορεί να έχουν αντίθετες κατευθύνσεις σε βάθος λίγων μόνο μέτρων. Η πλευστότητα των μικροπλαστικών αλλά και η επίδραση του ανέμου και των κυμάτων καθιστούν δύσκολο τον εντοπισμό σωματιδίων. Γενικά όμως, φαίνεται η ποσότητα των μικροπλαστικών να μειώνεται όσο αυξάνεται το βάθος (Kukulka et al., 2012, 2015, Reisser et al., 2015).

Ο κατακερματισμός είναι μια φυσική και μηχανική διαδικασία. Η οξειδωση, που προκαλείται από την ηλιακή ακτινοβολία UV, σπάει τους χημικούς δεσμούς και διευκολύνει τον κατακερματισμό. Η ίδια διαδικασία συμβαίνει επίσης και στη θερμική οξειδωση. Ο κατακερματισμός δεν αλλάζει την πυκνότητα των πολυμερών αλλά μεταβάλλει τα μεγέθη τους, και ως εκ τούτου την ειδική επιφάνεια, η οποία επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό τη μεταφορά και τη διανομή των πλαστικών. Η υψηλότερη θερμοκρασία περιβάλλοντος που επικρατεί στις παραλίες, γνωστή και ως θερμική φόρτιση, επιταχύνει τη διαδικασία κατακερματισμού σε σχέση με εκείνη που συμβαίνει στα μικροπλαστικά του θαλασσινού νερού. Ωστόσο, οι ρυθμοί κατακερματισμού των μικροπλαστικών σε παραλίες ή στην επιφάνεια του θαλάσσιου νερού δεν είναι γνωστές (GESAMP, 2016).

Μια πρόσφατη μελέτη έδειξε ότι στα μικροπλαστικά της Μεσογείου κυριαρχούν θραύσματα μεγάλου μεγέθους σε σχέση με τα μικροπλαστικά θραύσματα των ωκεανών. Αυτές οι παρατηρήσεις μπορεί να αντικατοπτρίζουν τη στενότερη σύνδεση της Μεσογείου με τις πηγές ρύπανσης ή τη φύση της περιοχής η οποία χαρακτηρίζεται ως «κλειστό σύστημα» (Cózar et al., 2014). Ο κατακερματισμός των μικροπλαστικών από την αλληλεπίδρασή τους με τα πλοία μπορεί να προκληθεί είτε από σύγκρουση είτε από την επίδραση της προπέλας. Αν και αποτελεί μικρή πιθανότητα σε σύγκριση με άλλους μηχανισμούς κατακερματισμού, τέτοιες ανθρωπογενείς διεργασίες δεν περνούν απαρατήρητες, ειδικά όταν στη διαδικασία αυτή λαμβάνει μέρος ο τύπος πλαστικού

πολυστυρένιο, ο οποίος εκτιμάται ότι αποτελεί το 90% των μικροπλαστικών στη Μεσόγειο Θάλασσα (Collignon et al., 2012).

2.3.2 Στήλη του νερού

Τα μικροπλαστικά με πυκνότητα που υπερβαίνει την πυκνότητα του θαλασσινού νερού τελικά θα βυθιστούν και θα κατακαθίσουν στο ίζημα, ενώ τα σωματίδια χαμηλότερης πυκνότητας τείνουν να επιπλέουν στην επιφάνεια της θάλασσας ή στη στήλη του νερού. Η προσκόλληση μικροοργανισμών στην επιφάνειά τους και ο σχηματισμός βιοφίλμ μπορεί να οδηγήσει σε αύξηση της πυκνότητας των μικροπλαστικών με αποτέλεσμα τη βύθισή τους (Andrady, 2011). Η ανάλυση που έγινε σε σακούλες πολυαιθυλενίου που βυθίστηκαν στο θαλάσσιο νερό, έδειξε σημαντική αύξηση του σχηματισμού βιοφίλμ με την πάροδο του χρόνου, συνοδευόμενη από αντίστοιχες αλλαγές στις φυσικοχημικές ιδιότητες του πλαστικού, όπως η μείωση της πλευστότητας (Lobelle and Cunliffe, 2011).

Αυτές οι μελέτες αποδεικνύουν ότι η βιοαπόθεση μπορεί να συμβάλλει στη βύθιση και την τελική καθίζηση των μικροπλαστικών στο ίζημα. Αυτό εξηγεί τον λόγο που υπάρχει μεγάλη απόκλιση της ποσότητας των μικροπλαστικών που επιπλέουν στην επιφάνεια της θάλασσας, με την ποσότητα που εκτιμάται ότι έχει εισέλθει στο θαλάσσιο περιβάλλον (Cozar et al., 2014).

2.3.3 Ίζημα

Οι μηχανισμοί με τους οποίους τα μικροπλαστικά κινούνται στον πυθμένα της θάλασσας δεν έχουν γίνει ακόμα καλά κατανοητοί. Η δυναμική του ωκεανού θα μπορούσε να εξηγήσει τη συσσώρευση των μικροπλαστικών στα βαθιά ή πιο ρηχά νερά ανάλογα με το μέγεθος και την πυκνότητά τους. Τα ρεύματα που αναπτύσσονται κοντά στον πυθμένα της θάλασσας είναι περίπλοκα και δεν είναι ξεκάθαρο αν υπάρχουν μοντέλα κυκλοφορίας που θα μπορούσαν να δημιουργήσουν σημεία συσσώρευσης μικροπλαστικών. Κάποιες υποθέσεις αναφέρουν ότι τα μικροπλαστικά θα μπορούσαν να μαζεύονται σε βαθιά φαράγγια καθώς τα σωματίδια επηρεάζονται από έναν συνδυασμό στροβιλισμού και βαρύτητας. Η χαμηλή διαθεσιμότητα ηλιακού φωτός, οι χαμηλές θερμοκρασίες και τα χαμηλότερα επίπεδα οξυγόνου που επικρατούν κοντά στον πυθμένα του ωκεανού, βοηθούν τα μικροπλαστικά να συσσωρεύονται στην αρχική τους μορφή για μεγαλύτερο χρονικό διάστημα. (GESAMP, 2016).

2.3.4 Ακτογραμμή - Παράκτιες περιοχές

Τα μικροπλαστικά στις ακτές επηρεάζονται από μια σειρά φυσικών και χημικών διεργασιών συμπεριλαμβανομένης της αποσύνθεσης που υφίστανται από την μεταφορά τους από τα κύματα και τον άνεμο. Η μεταφορά των μικροπλαστικών είναι πιο έντονη κατά τη διάρκεια καταιγίδας όπου τα σωματίδια μετακινούνται σε μεγαλύτερες αποστάσεις μέσω βαλλιστικών «αλμάτων». Επίσης μεγάλη ποσότητα μικροπλαστικών θάβονται στην άμμο, αποτέλεσμα είτε φυσικής διάβρωσης της παραλίας είτε μέσω έργων αποκατάστασης της παραλίας (Turra et al., 2014). Ένα παράδειγμα είναι η Βραζιλία όπου βρέθηκαν μεγάλες ποσότητες μικροπλαστικών θαμμένα σε κάποια παραλία, αποδεικνύοντας πως οι ακτές μπορούν να γίνουν σημαντικές αποθήκες μικροπλαστικών. Επιπλέον, υπάρχουν κάποιες ενδείξεις ότι τα μικροπλαστικά μπορούν να επηρεάσουν τον ρυθμό με τον οποίο μεταβάλλεται η θερμοκρασία της άμμου (Carson et al., 2011).

Οι ακτές είναι, δίχως αμφιβολία, ο πιο συνηθισμένος χώρος απόρριψης πλαστικών απορριμμάτων. Οι τακτικές δραστηριότητες καθαρισμού των παραλιών μπορούν να απομακρύνουν μεγάλη ποσότητα πλαστικών απορριμμάτων αλλά περιορίζονται κυρίως στη συλλογή μεγαλύτερων κομματιών. Ωστόσο, υπάρχει έλλειψη στοιχείων σε παγκόσμιο επίπεδο για τις ποσότητες πλαστικών που απομακρύνονται από τις παραλίες και ειδικότερα μικροπλαστικών (GESAMP, 2016).

2.3.5 Θαλάσσιοι Οργανισμοί

Οι ιδιότητες των μικροπλαστικών (π.χ. τύπος, πυκνότητα) επηρεάζουν τον τρόπο με τον οποίο αλληλεπιδρούν με τις βιολογικές διεργασίες. Για παράδειγμα, το πολυπροπυλένιο (PP) είναι ένας κοινός τύπος πλαστικού που χρησιμοποιείται σε σχοινί και έχει πυκνότητα $0,9 \text{ g/cm}^3$ (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Συνεπώς, θα επιπλέει στο θαλασσινό νερό (υποθέτοντας ότι η μέση πυκνότητα του θαλασσινού νερού είναι $1,02 \text{ g/cm}^3$), πράγμα που σημαίνει ότι οι πελαγικοί οργανισμοί που εκτρέφονται επιφανειακά είναι πιθανότερο να το καταπιούν. Τα βαρύτερα μικροπλαστικά, όπως αυτά που αποτελούνται από πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC) και πολυαιθυλένιο (PE), είναι πιο πιθανό να βυθιστούν και επομένως να καταναλωθούν από βενθικούς οργανισμούς. Οι κοινότητες φυτοπλαγκτόν μπορεί να επηρεαστούν από τα μικροπλαστικά που βρίσκονται στη στήλη του νερού (Long et al., 2015).

Κάποιοι θαλάσσιοι οργανισμοί μπορούν να καταναλώσουν οτιδήποτε βρίσκεται στο κατάλληλο εύρος μεγέθους. Άλλοι οργανισμοί χρησιμοποιούν οπτικά, χημικά και ηλεκτρικά στοιχεία για την εύρεση της τροφής τους. Αυτό σημαίνει ότι η πιθανότητα να καταναλώσουν κομμάτι μικροπλαστικού εξαρτάται όχι μόνο από το μέγεθός του, αλλά, και από άλλα στοιχεία όπως είναι το σχήμα, το χρώμα, η οσμή και η γεύση. Η οσμή και η γεύση ενός μικροπλαστικού εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό και από το μικροβιακό βιοφίλμ που έχει αναπτυχθεί πάνω στο σωματίδιο. Τα μικρόβια θα

εγκατασταθούν πάνω στο μικροπλαστικό που βρίσκεται στο νερό πολύ γρήγορα και μέσα σε μια εβδομάδα καλύπτουν το μεγαλύτερο μέρος της επιφάνειας του σωματιδίου. Αυτό το λεπτό στρώμα ζωντανής οργανικής ύλης και παραπροϊόντων αλλάζει την γεύση του μικροπλαστικού αυξάνοντας την πιθανότητα κατάποσής του. Οι επιπτώσεις που θα έχει η κατάποση του μικροπλαστικού από τον οργανισμό εξαρτάται από τη σύνθεση της μικροβιακής κοινότητας και από την ύπαρξη παθογόνων μικροοργανισμών (GESAMP, 2016).

Ως αποτέλεσμα της εκτεταμένης ρύπανσης, ένας μεγάλος αριθμός ειδών εκτίθεται σε μικροπλαστικά. Έχουν καταγραφεί δεκάδες χιλιάδες περιστατικά μεμονωμένων οργανισμών, σε πάνω από 100 είδη τα οποία έχουν εκτεθεί σε μικροπλαστικά μέσω της κατάποσης (Lusher et al., 2015). Για να μπορούν να εκτιμηθούν οι επιπτώσεις της ρύπανσης από τα μικροπλαστικά στην άγρια φύση, είναι σημαντικό να γίνει γνωστό το επίπεδο και η φύση της έκθεσής τους σε αυτά. Για παράδειγμα, κάποιοι οργανισμοί οι οποίοι ζουν σε ζώνες συσσώρευσης και τρέφονται από την επιφάνεια της θάλασσας είναι πιο πιθανό να έρθουν σε επαφή με μεγάλες συγκεντρώσεις μικροπλαστικών. Ο κίνδυνος αλληλεπίδρασης των οργανισμών αυτών με τα μικροπλαστικά εξαρτάται από πολλούς παράγοντες όπως τον τύπο, το σχήμα και το μέγεθος των σωματιδίων (GESAMP, 2015).

Μικροπλαστικά έχουν καταγραφεί σε πολλούς ωκεάνιους βιότοπους παγκοσμίως. Μια πρόσφατη μελέτη εκτιμάει ότι υπάρχουν πάνω από 5 τρισεκατομμύρια τεμάχια μικροπλαστικών που επιπλέουν σε πελαγικούς οικοτόπους (Eriksen et al., 2014) και άλλες μελέτες αποκαλύπτουν την παρουσία μικροπλαστικών σε απομακρυσμένους οικοτόπους όπως σε θαλάσσια σύνορα και κοραλλιογενείς υφάλους στη βαθιά θάλασσα (Woodall et al., 2014).

Τα μικροπλαστικά είναι πιο εύκολο να προσληφθούν από τους θαλάσσιους οργανισμούς λόγω του μικρού τους μεγέθους σε σύγκριση με τα μεγαλύτερα πλαστικά (Law and Thompson, 2014). Έχουν διεξαχθεί μελέτες σχετικά με τη κατάποση μικροπλαστικών από θαλάσσιους οργανισμούς και οι περισσότερες από τις μελέτες προέρχονται από την ανάλυση του περιεχομένου του στομάχου (Fossi et al., 2014, Cole et al., 2013).

Η κατάποση είναι η πιο συνηθισμένη αλληλεπίδραση μεταξύ θαλάσσιων οργανισμών και μικροπλαστικών. Σε μερικές περιπτώσεις, οι μηχανισμοί σίτισης των οργανισμών δεν τους επιτρέπουν τη διάκριση μεταξύ των θηραμάτων και των μικροπλαστικών (Moore et al., 2001). Κατά τη διάρκεια της διαδικασίας κατάποσης, τα φυσικά συστατικά και οι τοξικές χημικές ουσίες των μικροπλαστικών μπορούν να προκαλέσουν επιβλαβείς επιδράσεις στους οργανισμούς. Τα μικροπλαστικά είναι εξίσου επικίνδυνα με τα μεγαλύτερα πλαστικά, λόγω του ότι μπορούν να προκαλέσουν εσωτερική τριβή κατά την κατάποση και φραγή του πεπτικού συστήματος εμποδίζοντας την σίτιση και την πέψη (Cole et al., 2013, Derraik, 2002). Μελέτες που

πραγματοποιήθηκαν στα κοπήποδα και στους πολύχαιτους, έχουν δείξει ότι η πρόσληψη μικροπλαστικών μπορεί να μειώσει το ρυθμό σίτισής τους με φύκια μειώνοντας κατ' επέκτασιν την αύξηση του βάρους τους (Cole et al., 2013).

Η κατανάλωση μικροπλαστικών είναι κοινή σε ένα ευρύ φάσμα θαλάσσιων οργανισμών που αντιπροσωπεύουν διαφορετικά τροφικά επίπεδα στα οποία συμπεριλαμβάνονται τα ασπόνδυλα, και κυρίως οι πολύχαιτοι, τα μύδια, τα ολοθούρια, το ζωοπλαγκτόν, τα ψάρια, τα θαλάσσια θηλαστικά και τα πτηνά που τρέφονται με ψάρια. (Fisher et al., 2016, Cole et al., 2013, Besseling et al., 2013). Αυτό συμβαίνει λόγω του ότι τα μικροπλαστικά που προσλαμβάνονται από οργανισμούς στο κατώτερο τροφικό επίπεδο συμπεριλαμβανομένου του ζωοπλαγκτόν και των κοπήποδων, μπορούν να περάσουν στην τροφική αλυσίδα όταν οι οργανισμοί των υψηλότερων τροφικών επιπέδων τρέφονται με οργανισμούς των χαμηλότερων τροφικών επιπέδων (Hollman et al., 2013).

Ακόμα πιο σημαντικό είναι ότι, μετά την κατάποση, τα μικροπλαστικά μπορούν να μεταφέρουν και να απελευθερώσουν τοξικές χημικές ουσίες (Rochman et al., 2014, Wardrop et al., 2016), συνεπώς, οι τοξικές τους επιδράσεις μπορεί να είναι πιο σοβαρές σε σύγκριση με τις σωματικές βλάβες (Rochman et al., 2014).

2.3.5.1 Αλληλεπίδραση Μικροπλαστικών με τα Ασπόνδυλα

Τα μικροπλαστικά μπορούν να προσληφθούν και μέσω της απορρόφησης. Αυτό παρατηρήθηκε όταν φορτισμένα σωματίδια πολυστυρενίου απορροφήθηκαν από την κυτταρίνη ενός είδους θαλάσσιου άλγους (*Scenedesmus spp.*), αναστέλλοντας τη φωτοσύνθεση και οδηγώντας σε οξειδωτικό στρες (Bhattacharya et al., 2010). Είναι ενδιαφέρον το γεγονός ότι στο στομάχι του καλαμαριού *Dosidicus gigas* εντοπίστηκαν πλαστικοί κόκκοι (Braid et al., 2012). Αυτό το μεγάλο αρπακτικό κεφαλόποδο τρέφεται συνήθως σε βάθος μεταξύ 200 και 700 μέτρων. Ο τρόπος πρόσληψης μικροπλαστικών από το συγκεκριμένο είδος δεν έχει ακόμα διευκρινιστεί. Το καλαμάρι μπορεί να έχει εκτεθεί απευθείας σε βυθισμένα μικροπλαστικά ή να έχει τραφεί με άλλους οργανισμούς οι οποίοι είχαν μικροπλαστικά στο πεπτικό τους σύστημα.

Ορισμένα βενθικά ασπόνδυλα έχουν μελετηθεί σε εργαστηριακές συνθήκες για να διερευνηθούν οι συνέπειες της κατάποσης μικροπλαστικών. Οι μελέτες αυτές επικεντρώθηκαν στην άμεση έκθεση των ασπόνδυλων σε μικροπλαστικά (Cole et al., 2011), όπου παρατηρήθηκε ότι τα βενθικά ασπόνδυλα, συμπεριλαμβανομένων των πολύχαιτων *Arenicola marina*, των αμφίποδων *Orchestia gamarole* και των μυδιών *Mytilus edulis*, τρέφονταν άμεσα από μικροπλαστικά (Thompson et al., 2004) ενώ τα ολοθούρια κατανάλωναν επιλεκτικά τα σωματίδια.

Αν και η κατανάλωση μικροπλαστικών έχει μελετηθεί για ορισμένα είδη, φαίνεται πως κάποιοι οργανισμοί έχουν τη δυνατότητα να αποβάλλουν τα μικροπλαστικά μετά την πέψη. Η παραγωγή ψευδο-περιττωμάτων είναι ένας τρόπος αποβολής μικροπλαστικών ο οποίος όμως απαιτεί επιπλέον ενέργεια ενώ η παρατεταμένη παραγωγή τους μπορεί να οδηγήσει στην λιμοκτονία (Wegner et al., 2012). Από την άλλη πλευρά, οι πολύχαιτοι, τα ολοθούρια και οι αχινοί έχουν τη δυνατότητα να αποβάλλουν τα ανεπιθύμητα υλικά μέσω του εντερικού τους σωλήνα χωρίς αυτά να τους προκαλούν κάποια σωματική βλάβη (Thompson et al., 2004).

Οι μελέτες πρόσληψης μικροπλαστικών που γίνονται στους οργανισμούς στο πεδίο είναι λιγότερο συχνές από τις εργαστηριακές μελέτες. Οι Murray και Cowie, (2011) κατέγραψαν ίνες πλαστικού που θα μπορούσαν να προέρχονται από σχοινί τράτας και θραύσματα πλαστικής σακούλας στο έντερο ενός, μεγάλης εμπορικής αξίας, είδους караβίδας *Nephrops norvegicus*. Αυτά τα αποτελέσματα αποδεικνύουν ότι οι διαδικασία πέψης δεν εξαλείφει όλων των ειδών τις ίνες. Η καταγραφή μικροπλαστικών σε οργανισμούς που αλιεύονται για εμπορικούς σκοπούς και στη συνέχεια καταναλώνονται ολόκληροι (συμπεριλαμβανομένων των εντέρων) υπογραμμίζει τις πιθανές επιπτώσεις στην υγεία του ανθρώπου. Για παράδειγμα, οι μαύρες γαρίδες που έχουν αλιευθεί στο πεδίο (*Crangon crangon*) (Pott, 2014), καθώς και δίθυρα που έχουν καλλιεργηθεί σε μονάδες ιχθυοκαλλιέργειας, είχαν μικροπλαστικά στο πεπτικό τους σύστημα.

2.3.5.2 Αλληλεπίδραση Μικροπλαστικών με τα Ψάρια

Μερικές από τις πρώτες μελέτες που κατέγραψαν την κατανάλωση μικροπλαστικών από άγρια ψάρια, αφορούσαν είδη που αλιεύθηκαν στις παράκτιες περιοχές των ΗΠΑ και του Ηνωμένου Βασιλείου (Carpenter et al., 1972). Πιο πρόσφατες μελέτες ανέφεραν τη λήψη μικροπλαστικών (ίνες, θραύσματα και μεμβράνες) και από μεσοπελαγικά ψάρια (Boerger et al., 2010). Περιοχές όπου υπάρχουν εκβολές ποταμών, στη λεκάνη απορροής των οποίων δεν υπάρχουν αποτελεσματικοί τρόποι συλλογής πλαστικών απορριμμάτων, είναι επιρρεπείς στη ρύπανση από μικροπλαστικά, αλλά αυτό δεν προκαλεί έκπληξη αν σκεφτεί κανείς πως ο ποταμός είναι ένα μέσο μεταφοράς μικροπλαστικών (Morritt et al., 2014). Τα είδη ψαριών που επηρεάζονται από τα μικροπλαστικά στις εκβολές ποταμών περιλαμβάνουν τα γατόψαρα Ariidae (23% των εξεταζόμενων ατόμων είχαν εκτεθεί στα σωματίδια) και η οικογένεια των Scianenidae (μυλοκόπι, κρانيός κ.α.), (7,9% των εξεταζόμενων ατόμων είχαν εκτεθεί στα σωματίδια), τα οποία περνούν όλο τον κύκλο ζωής τους στις εκβολές των ποταμών (Possatto et al., 2011). Ομοίως, το 13,4% των ατόμων της οικογένειας Gerreidae που εξετάστηκαν στη Βραζιλία, περιείχαν μικροπλαστικά στο στομάχι τους (Ramos et al., 2012).

Οι Lusher et al., (2013) κατέγραψαν μικροπλαστικά σωματίδια σε 10 είδη ψαριών στην Μάγχη. Από τα 504 ψάρια που εξετάστηκαν, τα 187 είχαν καταναλώσει μικροπλαστικά

τα οποία ήταν κυρίως πολυαμίδιο (PA) και ημισυνθετικό υλικό. Επίσης οι Boerger et al., (2010) ανέφεραν ότι βρήκαν μικροπλαστικά στο 35% των ατόμων ενός είδους ψαριού που τρέφεται με πλαγκτόν. Επίσης έχει αναφερθεί ότι τα ψάρια στις Βόρειες θαλάσσιες περιοχές έχουν καταναλώσει σημαντικά χαμηλότερο ποσοστό μικροπλαστικών (1,2%) σε σύγκριση με αυτά στις Νότιες θαλάσσιες περιοχές (5,4%) (Foekema et al., 2013).

Όλες οι αναφερόμενες μελέτες υποδεικνύουν ότι η άμεση κατάποση είναι η κύρια οδός έκθεσης των οργανισμών στα μικροπλαστικά είτε στοχευμένα είτε τυχαία. Παρ' όλα αυτά, δεν έχουν αναφερθεί ανεπιθύμητες ενέργειες από την κατάποση των σωματιδίων. Συνεπώς απαιτούνται περαιτέρω μελέτες για την παρακολούθηση της κατανάλωσης των μικροπλαστικών στα ψάρια, προκειμένου να διευκρινιστεί εάν τα σωματίδια αποβάλλονται με τα κόπρανα όπως φαίνεται να συμβαίνει με τα ασπόνδυλα (Lusher, 2015). Οι Dos Santos και Jobling (1992), έδειξαν ότι μικροπλαστικά σωματίδια μεγέθους 2 mm απεκκρίθηκαν γρήγορα μετά την κατάποση, ενώ τα μεγαλύτερα σφαιρίδια των 5 mm διατηρήθηκαν στο πεπτικό σύστημα των οργανισμών για παρατεταμένες χρονικές περιόδους. Αυτό σημαίνει ότι τα μεγαλύτερα πλαστικά αντικείμενα ενδέχεται να ενέχουν μεγαλύτερο κίνδυνο μετά την κατάποση, ενώ μικροπλαστικά μικρότερου μεγέθους είναι πιθανό να αποβληθούν μαζί με τα κόπρανα (Lusher, 2015).

2.3.5.3 Αλληλεπίδραση Μικροπλαστικών με τα Πτηνά

Πολλές μελέτες έχουν ασχοληθεί και με την κατάποση μικροπλαστικών από τα πτηνά. Μικροπλαστικά έχουν απομονωθεί σε πτηνά έπειτα από μελέτες που στόχευαν στην εξέταση της διατροφής τους. Οι Colabuono et al., (2009) ήταν οι πρώτοι που πραγματοποίησαν έρευνες γύρω από την κατάποση μικροπλαστικών από θαλάσσια πτηνά και συγκεκριμένα Ρινοτροπύομορφα (Procellariiformes) στη νότια Βραζιλία.

Τα είδη της οικογένειας Ρινοτροπύομορφων (Procellariiformes), είναι γνωστό ότι τρέφονται κυρίως με θαλάσσιους οργανισμούς στην επιφάνεια της θάλασσας. Στην πρώτη μελέτη που δημοσίευσαν, αναλύθηκαν 115 πτηνά που βρέθηκαν νεκρά στις παραλίες της πολιτείας Rio Grande do Sul και 78 πτηνά που αλιεύθηκαν τυχαία από αλιείς με παραγάδια που αλιεύουν στη νότια Βραζιλία. Συνολικά εντοπίστηκαν 144 θαλάσσια μικροπλαστικά, τα πιο αντιπροσωπευτικά των οποίων ήταν θραύσματα (75%) και σφαιρίδια (25%).

Η συχνότητα εμφάνισης των μικροπλαστικών σε κάθε ένα από τα είδη που μελετήθηκαν είχε ως εξής: 12% για το είδος *Thalassarche melanophris*, 7% για το *Thalassarche chlororhynchos*, 49% για το *Procellaria aequinoctialis*, 22% για το *Procellaria conspicillata*, 89% για το *Puffinus gravis*, 60% για το *Puffinus puffinus*, 100% για το *Calonectris diomedea* και 79% για το *Fulmarus glacialis*. Η συχνότητα εμφάνισης

των μικροπλαστικών ήταν 35,3% για τα πτηνά που βρέθηκαν νεκρά στην παραλία και 48,8% για τα πτηνά που συλλέχθηκαν.

Τα πτηνά φαίνεται να μπορούν να απομακρύνουν τα μικροπλαστικά από την πεπτική τους οδό με τη διαδικασία της παλινδρόμησης (Lindborg et al., 2012), ωστόσο αυτό σημαίνει ότι τα ενήλικα πτηνά εκθέτουν τους απόγονούς τους στον κίνδυνο των μικροπλαστικών κατά τη διάρκεια της σίτισης. Παράδειγμα αποτελεί το είδος των αρκτικών θυελλοπουλιών όπου παρατηρήθηκε τα νεαρά άτομα να είχαν μεγαλύτερη ποσότητα μικροπλαστικών στο έντερό τους απ' ό,τι τα ενήλικα άτομα (van Franeker et al., 2011). Οι περισσότερες μελέτες καταλήγουν στο συμπέρασμα ότι η κατάποση μικροπλαστικών δεν επηρεάζει σε έντονο βαθμό τα θαλάσσια πτηνά λόγω του ότι τα άτομα που εξετάστηκαν δεν πέθαναν από την κατανάλωσή τους (Lusher, 2015).

2.3.5.4 Αλληλεπίδραση Μικροπλαστικών με τα Θαλάσσια Θηλαστικά

Λίγες μελέτες σχετικά με τη κατάποση μικροπλαστικών από θαλάσσια θηλαστικά έχουν δημοσιευθεί μέχρι σήμερα. Οι Bravo Rebolledo et al., (2013) κατέγραψαν μικροπλαστικά στο στομάχι και στο έντερο θαλάσσιων λεόντων (*Phoca vitulina*). Δεν έχει παρατηρηθεί άμεση πρόσληψη μικροπλαστικών από άλλα είδη θαλάσσιων θηλαστικών. Ωστόσο, εντοπίστηκαν μεγαλύτερα πλαστικά είδη στα στομάχια πολλών κητοειδών (Baulch and Perry, 2014).

Η συχνότητα πρόσληψης μικροπλαστικών από τα θαλάσσια θηλαστικά δεν είναι άγνωστη, αλλά μπορεί να συμβεί μέσω της σίτισης φιλτράροντας το νερό, της εισπνοής, της άμεσης επαφής με τα σωματίδια αλλά και της μεταφοράς από είδη που αποτελούν θηράματα για τους συγκεκριμένους οργανισμούς. Τα μυστακοκητώδη (*Mysticetes*), περνούν το νερό μέσα από τις μπανέλες για να παγιδεύουν πλαγκτονικούς οργανισμούς και μικρά ψάρια, με αυτόν τον τρόπο όμως είναι πιθανό να παγιδεύσουν και μικροπλαστικά. Επίσης άλλος ένας τρόπος έκθεσης των θαλάσσιων θηλαστικών στα μικροπλαστικά είναι μέσω της μεταφοράς από τα θηράματά τους. Για παράδειγμα έχουν καταγραφεί μικροπλαστικά στη φώκια *Arctocephalus spp.* που πιστεύεται ότι έχουν μεταφερθεί από ήδη ρυπασμένα ψάρια (Lusher, 2015).

Τα κητοειδή προτάθηκαν ως είδη υπό προστασία από την ρύπανση από μικροπλαστικά (Galvani et al., 2014). Παρ' όλα αυτά είναι γνωστή η δυσκολία της συλλογής και της αξιολόγησης των μικροπλαστικών από το στομάχι των κητοειδών, το μεγάλο τους μέγεθος και ο ρυθμός αποσύνθεσης του στομαχιού τους, καθιστούν τη δειγματοληψία σχεδόν αδύνατη. Παρότι υπάρχει η δυνατότητα προσαρμογής των μεθόδων δειγματοληψίας για μικρότερους οργανισμούς όπως τα ψάρια και τα πτηνά, είναι απαραίτητη η περαιτέρω εργασία.

Η αξιολόγηση των συγκεντρώσεων του φθαλικού εστέρα στις φάλαινες (*Balaenoptera physalus*) (Fossi et al., 2014) θα μπορούσε να χρησιμεύσει ως δείκτης για την πρόσληψη μικροπλαστικών, αυτό όμως εγείρει και άλλες ανησυχίες, καθώς δεν είναι δυνατόν να γίνει γνωστή η προέλευση του φθαλικού εστέρα. Οι οδοί έκθεσης θα μπορούσαν να είναι μέσω μικροπλαστικών ή μακροπλαστικών ή απλά από την άμεση πρόσληψη χημικών ουσιών από το θαλάσσιο περιβάλλον. Είναι λοιπόν απαραίτητο να πραγματοποιηθούν παραπάνω μελέτες για να εκτιμηθεί εάν τα μικροπλαστικά επηρεάζουν σημαντικά τα θαλάσσια θηλαστικά (Lusher, 2015).

2.3.5.5 Αλληλεπίδραση Μικροπλαστικών με τις Θαλάσσιες Χελώνες

Παρόλο που όλα τα είδη θαλάσσιας χελώνας καταναλώνουν μακροπλαστικά (Derraik 2002, Schuyler et al., 2014, Kühn et al., 2015), μόνο μία μελέτη ανέφερε πλαστικούς σβώλους στο στομάχι χελωνών (*Chelonia mydas*) (Tourinho et al., 2010). Είναι πολύ πιθανό ότι και άλλα είδη θαλάσσιας χελώνας καταναλώνουν επίσης μικροπλαστικά τυχαία ή σκόπιμα, ανάλογα με τις διατροφικές τους συνήθειες (Schuyler et al., 2014). Τα νεογνά και γενικότερα τα νεαρά άτομα της θαλάσσιας χελώνας τρέφονται με πλαγκτονικούς οργανισμούς που βρίσκονται στην επιφάνεια της θάλασσας, αυτός ο τρόπος σίτισής τους αυξάνει την πιθανότητα πρόσληψης μικροπλαστικών (Lusher, 2015).

Επίσης η τροφική μεταφορά είναι ακόμα ένας τρόπος πρόσληψης μικροπλαστικών όταν τα μεγαλύτερα άτομα, κυρίως των ειδών *Caretta caretta* και *Lepidochelys kempii* που είναι σαρκοφάγα, τρέφονται με καρκινοειδή και δίθυρα τα οποία έχουν καταναλώσει μικροπλαστικά (Browne et al., 2008). Το είδος χελώνας *Natator depressa* είναι επίσης σαρκοφάγο και τρέφεται κυρίως με ασπόνδυλα όπως ολοθούρια τα οποία επίσης απορροφούν μικροπλαστικά από το ίζημα (Graham and Thompson, 2009). Απαιτούνται όμως παραπάνω έρευνες για να διευκρινιστεί αν οι χελώνες καταναλώνουν σκόπιμα μικροπλαστικά, αν επηρεάζουν την ανάπτυξή τους και γενικότερα το μέγεθος της βλάβης που προκαλείται.

2.4 Παράγοντες που Επηρεάζουν τη Βιοδιαθεσιμότητα των Μικροπλαστικών

2.4.1 Μέγεθος

Ένας βασικός παράγοντας που συμβάλλει στη βιοδιαθεσιμότητα των μικροπλαστικών είναι το μικρό τους μέγεθος, καθιστώντας τα διαθέσιμα στους οργανισμούς των χαμηλότερων τροφικών επιπέδων. Πολλοί από αυτούς τους οργανισμούς έχουν μειωμένη επιλεκτικότητα με αποτέλεσμα να τρέφονται με οτιδήποτε έχει το κατάλληλο για αυτούς μέγεθος (Moore, 2008). Παρ' όλα αυτά και οργανισμοί των υψηλότερων τροφικών επιπέδων μπορούν να καταναλώσουν πλαστικά είτε σε συνδυασμό με την τροφή τους είτε επειδή τα μπερδεύουν με το θήραμα. Μια έρευνα που έγινε από τους Fossi et al., (2012), μελέτησε τις επιπτώσεις των μικροπλαστικών στη μεσογειακή φάλαινα *Balaenoptera physalus*, ένας από τους μεγαλύτερους οργανισμούς στον κόσμο που τρέφεται φιλτράροντας το νερό. Το συγκεκριμένο είδος φάλαινας μπορεί να φιλτράρει 70.000 λίτρα νερού, ποσότητα η οποία μπορεί να είναι πλούσια σε μικροπλαστικά.

2.4.2 Πυκνότητα

Η πυκνότητα των μικροπλαστικών καθορίζει τη βιοδιαθεσιμότητα στη στήλη νερού. Ως εκ τούτου ο τύπος μικροπλαστικών που προσλαμβάνεται μπορεί να είναι διαφορετικός μεταξύ των θαλάσσιων ειδών. Οι οργανισμοί που τρέφονται με πλαγκτόν ή φιλτράροντας το νερό, βρίσκονται συνήθως στο ανώτερο κομμάτι της στήλης του νερού και είναι πιθανό να εκτεθούν σε μικροπλαστικά χαμηλής πυκνότητας όπως το πολυαιθυλένιο (PE). Η πλευστότητα του μικροπλαστικού επηρεάζεται από την βιοσυσσώρευση, για παράδειγμα σακούλες από πολυαιθυλένιο (PE) έδειξαν να αναπτύσσουν ένα παχύ στρώμα βιοφίλμ σε περίοδο μιας εβδομάδας. Μετά από την πάροδο 3 εβδομάδων οι σακούλες από πολυαιθυλένιο (PE) άρχισαν να βυθίζονται κάτω από την επιφάνεια της θάλασσας (Lobelle and Cunliffe, 2011).

2.4.3 Αφθονία

Η αύξηση της αφθονίας των μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον επηρεάζει επίσης τη βιοδιαθεσιμότητά τους, καθώς αυξάνεται η πιθανότητα ένας οργανισμός να συναντήσει ένα μικροπλαστικό. Συνεπώς, ο προοδευτικός κατακερματισμός των μεγαλύτερων πλαστικών αντικειμένων είναι πιθανό να αυξήσει την ποσότητα των διαθέσιμων σωματιδίων προς κατάποση σε ένα ευρύτερο φάσμα οργανισμών (Thompson et al., 2009).

2.4.4 Χρώμα

Το χρώμα των μικροπλαστικών μπορεί δυνητικά να συμβάλλει στην πιθανότητα κατάποσης, λόγω της ομοιότητας των σωματιδίων με τροφή. Οι Shaw και Day, (1994) ανέφεραν ότι τα πλαστικά σωματίδια που ελήφθησαν από το Βόρειο Ειρηνικό παρουσίασαν διαφορές μεγέθους οι οποίες σχετίζονταν με το χρώμα. Τα λευκά μικροπλαστικά που ανήκαν στην μικρότερη κατηγορία μεγέθους φαίνεται να μειώθηκαν σταθερά σε αφθονία. Ορισμένα ψάρια εμπορικού ενδιαφέροντος, όπως και οι προνύμφες τους, τρέφονται χρησιμοποιώντας την όρασή τους. Η κύρια κατηγορία διατροφής τους είναι το ζωοπλαγκτόν και μπορούν να τρέφονται με μικροπλαστικά χρώματος λευκού, κίτρινου και μαύρου τα οποία μοιάζουν περισσότερο με το θήραμά τους. (Shaw and Day, 1994).

2.4.5 Κατανομή των Μικροπλαστικών στα Θαλάσσια Ενδιαιτήματα

Οι επιφάνειες των επιπλεόντων μικροπλαστικών αποτελούν οικότοπους για μερικούς οργανισμούς. Κάποια πελαγικά έντομα χρησιμοποιούν τα μικροπλαστικά για την απόθεση των αυγών τους (Goldstein et al., 2012). Οι Goldstein et al., (2012) επίσης ανακάλυψαν αύξηση της συγκέντρωσης του πελαγικού εντόμου *H. sericeus* και των αυγών του πάνω στις επιφάνειες μικροπλαστικών. Επίσης οι επιφάνειές τους χρησιμεύουν και για την ανάπτυξη βακτηρίων. Οι Carson et al., (2013) μελέτησαν μικροπλαστικά από τον βόρειο Ειρηνικό και κατέγραψαν υψηλές συγκεντρώσεις του βακτηρίου *Bacillus* (μέσος όρος: 1664 ± 247 άτομα mm^2) και των πτεροειδών διατόμων (μέσος όρος: 1097 ± 154 άτομα mm^2). Αυτές οι μελέτες υποδηλώνουν ότι τα μικροπλαστικά επηρεάζουν τη διανομή και τη διασπορά θαλάσσιων οργανισμών και μπορεί να αντιπροσωπεύουν φορείς ξενικών ειδών. Τα μικροπλαστικά που αποικίζονται από παθογόνους ιούς ή βακτήρια μπορεί να μεταδώσουν ασθένειες, αλλά προς το παρόν δεν υπάρχουν στοιχεία που να υποστηρίζουν αυτή την υπόθεση (Lusher, 2015).

Τα μικροπλαστικά που θάβονται στα ιζήματα θα μπορούσαν να έχουν θεμελιώδεις επιπτώσεις στους θαλάσσιους οργανισμούς καθώς αυξάνουν τη διαπερατότητα των ιζημάτων και μειώνουν τη θερμική διάχυση (Carson et al., 2011). Αυτό μπορεί να επηρεάσει τις εξαρτώμενες από τη θερμοκρασία διαδικασίες. Για παράδειγμα, οι μεταβαλλόμενες θερμοκρασίες κατά τη διάρκεια της επώασης των αυγών της χελώνας μπορούν να επηρεάσουν το φύλο των νεογνών. Στους 30 °C αναπτύσσονται ίσοι αριθμοί αρσενικών και θηλυκών εμβρύων, ενώ σε θερμοκρασίες <28 °C όλα τα έμβρυα γίνονται αρσενικά.

Οι αυξημένες ποσότητες μικροπλαστικών στα ιζήματα αυξάνουν τη διαπερατότητά τους με αποτέλεσμα να απαιτείται περισσότερος χρόνος για τα ιζήματα να φτάσουν τη μέγιστη θερμοκρασία τους. Ως εκ τούτου, τα αυγά μπορεί να απαιτούν μεγαλύτερη περίοδο επώασης, και με περισσότερους αρσενικούς νεοσσούς (Carson et al., 2011). Οι μεταβολές στις θερμοκρασίες των ιζημάτων θα μπορούσαν επίσης να επηρεάσουν τους οργανισμούς, καθώς μπορεί να επηρεάσουν τις ενζυματικές και άλλες φυσιολογικές διεργασίες, τους ρυθμούς σίτισης και ανάπτυξης, την ταχύτητα κίνησής τους, την αναπαραγωγή και τελικά τη δυναμική του πληθυσμού (Lusher, 2015).

3.Τοξικές Χημικές Ενώσεις στα Μικροπλαστικά

3.1 Προσρόφηση Τοξικών Χημικών Ενώσεων από τα Μικροπλαστικά

Το 2014, το Περιβαλλοντικό Πρόγραμμα των Ηνωμένων Εθνών (UNEP) περιγράφει τα πλαστικά θραύσματα στο θαλάσσιο περιβάλλον ως ένα κρίσιμο αναδυόμενο παγκόσμιο περιβαλλοντικό ζήτημα (UNEP, 2014). Επίσης, στις 22 Απριλίου 2018, ανακοίνωσε ότι η Ημέρα της Γης του 2018 θα επικεντρωθεί στον τερματισμό της ρύπανσης από πλαστικά ενώ για την Ημέρα της Γης του 2020 προγραμματίζεται η έναρξη ενός μαζικού καθαρισμού (Rosane, 2018). Οι εκθέσεις των παγκόσμιων οργανισμών περιβαλλοντικής προστασίας δεν είναι ανεξάρτητες από την αλληλεπίδραση των πλαστικών σωματιδίων με την αλιεία, με τη δημιουργία μη ελκυστικών ακτών για οικοτουρισμό και με τις προσπάθειες διατήρησης της άγριας ζωής (Provencher et al., 2015). Επιπλέον, η ρύπανση της θάλασσας από μικροπλαστικά επηρεάζει σημαντικά την κοινωνικοοικονομική ανάπτυξη των περισσότερων χωρών του πλανήτη και τη θαλάσσια πανίδα, ενώ το κόστος για τον καθαρισμό των πλαστικών σωματιδίων από τις ακτές είναι τεράστιο (UNEP, 2014).

Εκτός από την οικονομικές δυσμενείς επιπτώσεις που προκαλούνται από τη θαλάσσια ρύπανση από πλαστικά, σε πολλές χώρες που περιβάλλονται από θάλασσα, οι τοξικολογικές και οικολογικές συνέπειες για τους οργανισμούς αλλά και την ανθρώπινη υγεία ενδέχεται να είναι σημαντικές και εκτεταμένες. Οι κατανόηση των επιπτώσεων αυτών αποτέλεσαν αντικείμενο συστηματικής επιστημονικής έρευνας κατά τις τελευταίες τρεις δεκαετίες και εξακολουθούν να αποτελούν μια μεγάλη επιστημονική πρόκληση για τους θαλάσσιους βιολόγους και τοξικολόγους. Κατά τη διάρκεια των τελευταίων δύο δεκαετιών, οι τοξικολογικές έρευνες επικεντρώθηκαν κυρίως στις επιπτώσεις από την εμπλοκή και την κατάποση των πλαστικών σωματιδίων από τα θαλάσσια ζώα καθώς και τις οικολογικές συνέπειες που μπορεί να προκύψουν (Gall and Thompson, 2015).

Παρ' όλα αυτά, με την παρατήρηση ότι τα πλαστικά υπολείμματα μπορούν να τεμαχιστούν σε μικροπλαστικά (Thompson et al., 2004), το τοξικολογικό προφίλ της θαλάσσιας ρύπανσης από πλαστικά πήρε άλλη διάσταση στοχεύοντας στην κατανόηση των μηχανισμών τοξικότητας και τη θνησιμότητα. Αυτές οι διαστάσεις περιλαμβάνουν την ικανότητα των μικροπλαστικών να προσροφούν οργανικές ουσίες, μέταλλα, μικρόβια και παθογόνους μικροοργανισμούς καθώς και να αλληλεπιδρούν με τους ρύπους που υπάρχουν ήδη στο περιβάλλον (Besseling et al., 2013, Turner, 2018).

Παρόλο που οι πρώτες αναφορές σχετικά με την προσρόφηση τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά χρονολογούνται τη δεκαετία του 1970 και του 1980, μόνο στις αρχές της δεκαετίας του 2000 το θέμα άρχισε να διερευνάται πιο εντατικά (Mato et al., 2001). Σε αυτές τις μελέτες παρατηρήθηκαν υψηλές συγκεντρώσεις χημικών τοξικών ενώσεων σε μικροπλαστικά που συλλέχθηκαν από το θαλάσσιο περιβάλλον, υποδεικνύοντας ότι η προσροφήση τοξικών χημικών ουσιών από τα μικροπλαστικά πιθανό να αποτελεί ένα σοβαρό πρόβλημα. Συνεπώς, κρίθηκε αναγκαία η διεξαγωγή εργαστηριακών πειραμάτων έτσι ώστε να γίνει κατανοητή η διαδικασία προσρόφησης των τοξικών ουσιών από τα μικροπλαστικά (Tourinho et al., 2019).

Έχει αναφερθεί ότι τα μικροπλαστικά αποτελούν ένα μέσο μεταφοράς των χημικών τοξικών ενώσεων στο θαλάσσιο περιβάλλον, με αποτέλεσμα να είναι διαθέσιμα προς πρόσληψη από τους θαλάσσιους οργανισμούς με την εισπνοή ή την σίτιση. Η αναλογία της επιφάνειας προς τον όγκο των μικροπλαστικών είναι μεγάλη, καθιστώντας τα ένα καλό προσροφητικό μέσο για τις τοξικές χημικές ενώσεις (Verla et al., 2019, Karapanagioti et al., 2011). Αυτή η αλληλεπίδραση των μικροπλαστικών με τις τοξικές χημικές ενώσεις μπορεί να αποτελεί πρόβλημα για το περιβάλλον, καθώς οι ανεπιθύμητες επιπτώσεις των τοξικών αυτών ουσιών έχουν συσχετιστεί με μεταλλαξιογόνα, τερατογόνα και καρκινογόνα αποτελέσματα (Verla et al., 2019).

Τα μικροπλαστικά αλληλεπιδρούν με ένα σύνθετο μίγμα τοξικών χημικών ουσιών οι οποίες περιλαμβάνουν τις ουσίες εκείνες που αποτελούν συστατικά του πλαστικού (π.χ. μονομερή και πρόσθετα), υποπροϊόντα κατασκευής (π.χ. χημικές ουσίες που απελευθερώνονται από την καύση της πρώτης ύλης), και χημικές ενώσεις που υπάρχουν ήδη στο θαλάσσιο περιβάλλον και συσσωρεύονται στα μικροπλαστικά (GESAMP, 2016). Κάποια παραδείγματα τοξικών χημικών ουσιών που έχουν αναφερθεί, αποτελούν τα βαρέα μέταλλα όπως ο σίδηρος (Fe), το μαγγάνιο (Mn), το αργίλιο (Al), ο μόλυβδος (Pb), ο χαλκός (Cu), ο άργυρος (Ag), ο ψευδάργυρος (Zn), και οι τοξικές οργανικές ενώσεις (Hazardous Organic Compounds - HOC) που αναφέρονται επίσης ως έμμονοι οργανικοί ρύποι (Persistent Organic Pollutants - POPs), όπως οι πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες (PAH), τα οργανοχλωριωμένα παρασιτοκτόνα (OCPs) και τα πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCBs) (Verla et al., 2019).

Η συγκέντρωση των τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά εξαρτάται από πολλούς παράγοντες, όπως την προσθήκη χημικών ουσιών κατά τη διάρκεια της παραγωγής, την απορρόφηση χημικών ουσιών από το περιβάλλον, το μέγεθος και τις φυσικοχημικές ιδιότητες των μικροπλαστικών, την συγκέντρωσή τους στο νερό και άλλους περιβαλλοντικούς παράγοντες όπως το pH και τη θερμοκρασία (GESAMP, 2016). Το γεγονός ότι έχουν βρεθεί υψηλές συγκεντρώσεις τοξικών χημικών ενώσεων σε μικροπλαστικά που συλλέχθηκαν από απομακρυσμένες περιοχές, όπως ο ανοιχτός ωκεανός, υποδηλώνει ότι υπάρχει μεγάλη πιθανότητα τα μικροπλαστικά να αποτελούν πηγή χημικών τοξικών ενώσεων (GESAMP, 2016).

Το πολυαιθυλένιο (PE) έχει αποδειχθεί ότι απορροφά περισσότερους οργανικούς ρύπους σε σχέση με άλλα είδη μικροπλαστικών (Wang and Wang, 2018). Επίσης τα μικροπλαστικά που βρίσκονται για πολύ καιρό στο θαλάσσιο περιβάλλον και έχουν υποστεί διάβρωση, φαίνεται να απορροφούν με μεγαλύτερη ευκολία τοξικές χημικές ενώσεις απ' ό,τι τα «φρέσκα» μικροπλαστικά (Müller et al., 2018). Καθώς οι περιβαλλοντικές συνθήκες επηρεάζουν σε μεγάλο βαθμό την απορρόφηση τοξικών χημικών ουσιών από τα μικροπλαστικά, οι Holmes et al., (2012), διαπίστωσαν ότι η απορρόφηση του Καδμίου (Cd), Κοβάλτιου (Co), Νικελίου (Ni) και Παλλάδιου (Pb) από σφαιρίδια πολυαιθυλενίου (PE) αυξήθηκε με την αύξηση των τιμών του pH.

Οι συγκεντρώσεις των τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά ποικίλλουν ανάλογα την τοποθεσία, υποδηλώνοντας ότι η συγκεκριμένη ρύπανση αντιπροσωπεύει ένα τοπικό πρόβλημα. Σε βιομηχανικές περιοχές οι οποίες αναπτύσσουν δραστηριότητες που σχετίζονται με το αργό πετρέλαιο ή έχουν ιστορικό ρύπανσης από αργό πετρέλαιο, παρατηρούνται υψηλότερες συγκεντρώσεις τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά από ότι σε πιο απομακρυσμένες περιοχές. Επίσης, η συγκέντρωση τοξικών χημικών ενώσεων πάνω στα μικροπλαστικά εκτιμάται και με βάση το χρώμα, δεδομένου ότι το κιτρίνισμα ή ο αποχρωματισμός των μικροπλαστικών υποδηλώνει μεγαλύτερη συγκέντρωση τοξικών ουσιών (Verla et al., 2019).

Οι συγκεντρώσεις των τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά ποικίλλουν ανάλογα την τοποθεσία, υποδηλώνοντας ότι η συγκεκριμένη ρύπανση αντιπροσωπεύει ένα τοπικό πρόβλημα. Σε βιομηχανικές περιοχές οι οποίες αναπτύσσουν δραστηριότητες που σχετίζονται με το αργό πετρέλαιο ή έχουν ιστορικό ρύπανσης από αργό πετρέλαιο, παρατηρούνται υψηλότερες συγκεντρώσεις τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά από ότι σε πιο απομακρυσμένες περιοχές. Επίσης, η συγκέντρωση τοξικών χημικών ενώσεων πάνω στα μικροπλαστικά εκτιμάται και με βάση το χρώμα, δεδομένου ότι το κιτρίνισμα ή ο αποχρωματισμός των μικροπλαστικών υποδηλώνει μεγαλύτερη συγκέντρωση τοξικών ουσιών (Verla et al., 2019).

3.1.1 Βαρέα Μέταλλα

Ως βαρέα μέταλλα ορίζονται τα μέταλλα με υψηλή πυκνότητα τα οποία έχουν αρνητικές επιδράσεις για το οικοσύστημα. Βρίσκονται σχεδόν παντού και είναι προϊόν του περιβάλλοντος αλλά και της ανθρώπινης δραστηριότητας (Holmes et al., 2012). Οι πηγές των βαρέων μετάλλων στο περιβάλλον ποικίλουν ανάλογα με τις καιρικές συνθήκες, τη διάβρωση του εδάφους, τις αστικές απορροές, τα βιομηχανικά λύματα, τη χρήση φυτοφαρμάκων και πολλών άλλων. Η ρύπανση από βαρέα μέταλλα είναι ιδιαίτερα συχνή όταν υπάρχουν ανθρωπογενείς πιέσεις όπως είναι τα λιμάνια και οι μαρίνες (Holmes et al., 2012, Verla et al., 2019). Είναι άλλωστε γνωστό πως οι

συγκεκριμένες περιοχές έχουν μεγάλη αφθονία μικροπλαστικών που προέρχονται από ανθρωπογενείς δραστηριότητες (Browne et al., 2008). Τα βαρέα μέταλλα αλληλεπιδρούν με τα μικροπλαστικά στο περιβάλλον με το να προσκολλώνται στην επιφάνειά τους.

Τα τελευταία χρόνια έχουν δημοσιευθεί δεδομένα για την προσρόφηση βαρέων μετάλλων σε μικροπλαστικά και οι μελέτες έχουν δείξει ότι οι συγκεντρώσεις τους μπορεί να είναι υψηλές. Μελέτες που πραγματοποιήθηκαν σε σφαιρίδια πολυαιθυλενίου (PE) τα οποία συλλέχθηκαν από τέσσερις παραλίες της Νοτιοδυτικής Αγγλίας, κατέγραψαν τις μέσες συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων όπως φαίνονται στον Πίνακα 2. Αυτές οι συγκεντρώσεις εκτιμάται ότι είναι πολύ υψηλές σε σύγκριση με τις συγκεντρώσεις των βαρέων μετάλλων που υπάρχουν στο περιβάλλον (Verla et al., 2019).

Πίνακας 2 Μέσες συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων σε μικροπλαστικά από τις ακτές της Νοτιοδυτικής Αγγλίας (Verla et al., 2019)

Βαρέα Μέταλλα		Μέσες συγκεντρώσεις μg/g
Cr	Χρώμιο	44-430
Ni	Νικέλιο	40-131
Fe	Σίδηρος	41-97,8
Co	Κοβάλτιο	17,7-107
Cd	Κάδμιο	1,09-76,7
Zn	Ψευδάργυρος	0,299-23,3
Mn	Μαγγάνιο	1,16-20,5
Cu	Χαλκός	0,064-1,32

Σε μια περίοδο 12 μηνών, οι Rochman et al., (2014) μελέτησαν τη συσσώρευση μετάλλων σε πρόσφατα κατασκευασμένα μικροπλαστικά όπως PET, HDPE, PVC, LDPE και PP, σε τρεις περιοχές του San Diego Bay των Η.Π.Α., και ανέφεραν τελικές μέσες συγκεντρώσεις για όλα τα πολυμερή στο τέλος των 12 μηνών όπως φαίνονται στον Πίνακα 3.

Πίνακας 3 Μέσες συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων σε μικροπλαστικά από τον κόλπο του San Diego στις Η.Π.Α. (Verla et al., 2019)

Βαρέα Μέταλλα		Μέσες συγκεντρώσεις μg/g
Zn	Ψευδάργυρος	4,16
Cd	Κάδμιο	3,8
Pb	Μόλυβδος	0,8

Πρόσφατα οι Munier και Bendell, (2018), μελέτησαν μέσω της φασματοσκοπίας ατομικής απορρόφησης, διάφορα μέταλλα που είχαν προσροφηθεί σε διαφορετικά μικροπλαστικά τα οποία είχαν προέλθει από μεγαλύτερα πλαστικά απορρίματα και ελήφθησαν από εννέα αστικές περιοχές του Βανκούβερ στον Καναδά. Οι τύποι των μικροπλαστικών που μελετήθηκαν ήταν PVC, νάιλον, PP, PET, PS, LDPE, HDPE, PC, PE και PUR, ενώ τα μέταλλα που εντοπίστηκαν περιλαμβάνουν Cd, Cu, Zn και Pb. Το LDPE γενικά είχε μεγαλύτερες ποσότητες προσροφημένων μετάλλων. Ωστόσο, οι μεγαλύτερες συγκεντρώσεις χαλκού, ψευδαργύρου, μόλυβδου και καδμίου 188 μg / g, 6667 μg / g, 698000 μg / g και 930 μg / g αντίστοιχα καταγράφηκαν σε ένα μη αναγνωρισμένο αντικείμενο το οποίο περιλάμβανε PVC.

Σε μια επίσης πρόσφατη μελέτη του 2019 εξετάστηκαν οχτώ βαρέα μέταλλα σε μικροπλαστικά τα οποία ελήφθησαν από οχτώ διαφορετικές απομονωμένες φάρμες υδατοκαλλιέργειας στην Κίνα. Οι έξι τοποθεσίες αφορούσαν λίμνες καλλιέργειας και οι άλλες δύο ήταν ανοιχτές καλλιέργειες ολοθούριου. Οι μέσες συγκεντρώσεις που καταγράφηκαν για τα βαρέα μέταλλα As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb και Zn φαίνονται στον Πίνακα 4.

Πίνακας 4 Μέσες συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων σε μικροπλαστικά από φάρμες υδατοκαλλιέργειας στην Κίνα (Verla et al., 2019)

Βαρέα Μέταλλα		Μέσες συγκεντρώσεις μg/Kg
As	Αρσενικό	0,35-2,89
Cd	Κάδμιο	0,058-0,99
Cr	Χρώμιο	4,43- 37,47
Cu	Χαλκός	1,37-21,67
Mn	Μαγγάνιο	7,57-98,35
Ni	Νικέλιο	1,31-43,2
Pb	Μόλυβδος	2,56-40,8
Zn	Ψευδάργυρος	16,44-1190

Παρά τις σχετικά αυξημένες συγκεντρώσεις μετάλλων στα μικροπλαστικά, δεν βρέθηκαν αντίστοιχα αυξημένες συγκεντρώσεις μετάλλων στα ολοθούρια και κατά συνέπεια εκτιμάται ότι δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν τα μικροπλαστικά ως δείκτης της μεταλλικής ρύπανσης στους εν λόγω οργανισμούς (Verla et al., 2019).

3.1.2 Οργανικοί Ρύποι (POPs)

Οι οργανικοί ρύποι είναι ρύποι που περιέχουν άνθρακα ομοιοπολικά συνδεδεμένο με άλλα στοιχεία. Ορισμένοι είναι ανθεκτικοί όταν βρίσκονται στο περιβάλλον και ονομάζονται έμμονοι οργανικοί ρύποι (POPs), όπως είναι τα πολυχλωριωμένα διφαινύλια (polychlorinated biphenyls, PCB) και τα οργανοχλωριωμένα παρασιτοκτόνα (Organochlorine pesticides, OCPs). Οι έμμονοι οργανικοί ρύποι (POPs) είναι ανθεκτικοί στην διάσπαση μέσω βιοχημικών και φωτολυτικών διεργασιών και μπορούν να βιοσυσσωρεύονται στο οικοσύστημα με πιθανές δυσμενείς επιπτώσεις. Μεταφέρονται εύκολα από την πηγή τους και συσσωρεύονται εύκολα στο νέο περιβάλλον, πολλές φορές σε τοξικά επίπεδα (Ritter et al., 2007). Οι πηγές των έμμονων οργανικών ρύπων (POPs) θα μπορούσαν να είναι φυσικές, όπως τα ηφαίστεια ή τεχνικές μέσω της βιομηχανικής σύνθεσης χημικών ουσιών.

Οι έμμονοι οργανικοί ρύποι (POPs) έχουν λιπόφιλο χαρακτήρα και χαμηλή διαλυτότητα. Έχουν την τάση να συνδέονται με τα αιωρούμενα σωματίδια στη στήλη του νερού λόγω της χαμηλής διαλυτότητάς τους και να συσσωρεύονται στα μικροπλαστικά. Συνεπώς, σε συνδυασμό με τα μικροπλαστικά οι αρνητικές επιπτώσεις θα μπορούσαν να πολλαπλασιαστούν. Υπάρχουν πολλές αναφορές τα τελευταία χρόνια σχετικά με τις συγκεντρώσεις οργανικών ρύπων προσροφημένων σε μικροπλαστικά. Η βιβλιογραφία παρουσιάζει τις ουσίες που έχουν λάβει μεγάλη προσοχή, συμπεριλαμβανομένων των πολυκυκλικών αρωματικών υδρογονανθράκων (PAH) και των έμμονων οργανικών ρύπων (POPs) όπως τα πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCB), το εντομοκτόνο DDT καθώς και ισομερών εξαχλωροκυκλοεξανίου (HCHs) (Verla et al., 2019).

3.1.2.1 Πολυχλωριωμένα Διφαινύλια (PCB's)

Τα πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCB's) είναι μείγματα μέχρι και 209 μεμονωμένων χλωριωμένων ενώσεων, εκ των οποίων οι 113 είναι γνωστό ότι ανιχνεύονται στο περιβάλλον (Pascal et al., 2005). Η πρώτη αναφορά πολυχλωριωμένου διφαινυλίου (PCB) που βρέθηκε προσροφημένο σε πολυστυρένιο (PS) σε συγκέντρωση 5000 mg / g, πιθανότατα από το θαλάσσιο περιβάλλον, έγινε το 1972 (Carpenter et al., 1972). Κατά τη διάρκεια μελέτης για τη συσσώρευση και την κατανομή πλαστικών κόκκων σε παραλίες της Νέας Ζηλανδίας, αναφέρθηκε η παρουσία πολυχλωριωμένων διφαινυλίων (PCBs) σε χρωματιστά σφαιρίδια τα οποία υπήρχαν στο ίζημα σε υψηλές συγκεντρώσεις. Οι συγκεντρώσεις αυτές αυξήθηκαν με την πάροδο του χρόνου φτάνοντας τα 18700 mg / g (Verla et al., 2019).

Απ' όσο είναι γνωστό δεν υπήρξαν έρευνες σχετικά με τα προσροφημένα πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCBs) σε μικροπλαστικά από τα τέλη της δεκαετίας του 1970 έως το 2001, αποκαλύπτοντας έτσι ένα κενό στα υπάρχοντα δεδομένα. Ωστόσο,

από το 2001 μέχρι σήμερα έχουν δημοσιευθεί αρκετά επιστημονικά άρθρα, τα οποία καλύπτουν πολλές τοποθεσίες, γεγονός που υποδηλώνει αυξανόμενο ενδιαφέρον για τη ρύπανση των μικροπλαστικών από τους ερευνητές παγκοσμίως.

Το 2001, οι Mato et al., (2001), ανέλυσαν σφαιρίδια πολυπροπυλενίου (PP) που συλλέχθηκαν από τέσσερις παράκτιες περιοχές στην Ιαπωνία και κατέγραψαν πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCBs) σε εύρος συγκεντρώσεων 97-117 mg / g. Οι Rios et al., (2007) ανέλυσαν μικροπλαστικά που συλλέχθηκαν από τον Βόρειο Ειρηνικό Ωκεανό και από τις παράκτιες περιοχές της Χαβάης. Έπειτα από ανάλυση καταγράφηκαν συγκεντρώσεις PCBs από 27 έως 980 mg / g. Επίσης, οι Karapanagioti et al., (2009), ανέλυσαν πλαστικούς κόκκους από περιοχές της Κάτω Αχαΐας στην Ελλάδα και οι συγκεντρώσεις PCBs κυμαίνονταν από 3590 mg / g έως 10125 mg / g. Σε δειγματοληψίες μικροπλαστικών που πραγματοποιήθηκαν σε παραλίες της Πορτογαλίας από τους Frias et al., (2010), και έπειτα από ανάλυσή τους, αναφέρθηκαν συγκεντρώσεις PCBs από 0,02 έως 15,56 mg / g, ενώ οι Hirai et al., (2011) ανέφεραν εύρος συγκεντρώσεων από 1-1000 mg / g σε μικροπλαστικά που ελήφθησαν από τον ανοιχτό ωκεανό σε απομακρυσμένες περιοχές. Τέλος οι Heskett et al., (2012) ανέλυσαν σωματίδια τα οποία είχαν συλλεχθεί από την Καραϊβική και η έκθεσή τους αποκάλυψε ότι οι συγκεντρώσεις των συνολικών PCBs κυμαίνονταν από 0,1-9,9 mg / g.

Με στόχο τη διερεύνηση των συγκεντρώσεων PCBs στο περιβάλλον, οι Heskett et al. (2012) μέτρησαν συγκεκριμένους POPs σε πλαστικά σφαιρίδια από απομακρυσμένα νησιά της Ισπανίας (Κανάριοι Νήσοι), την Αυστραλία, τη Βρετανία, τις Ηνωμένες Πολιτείες και τα νησιά Barbados, ανακαλύπτοντας ότι η συγκέντρωση του συνολικού αριθμού των PCBs στις απομακρυσμένες περιοχές κυμαινόταν από 0,1 έως 9,9 mg / g ανά σφαιρίδιο. Η συγκέντρωση αυτή ήταν 1 με 3 φορές μικρότερη από εκείνη των σφαιριδίων από βιομηχανικές παράκτιες ζώνες, γεγονός που υποδηλώνει ότι τα πλαστικά σφαιρίδια από τις βιομηχανοποιημένες περιοχές συσσωρεύουν υψηλότερες συγκεντρώσεις PCBs στις επιφάνειές τους.

3.1.2.2 Πολυκυκλικοί Αρωματικοί Υδρογονάνθρακες (PAHs)

Οι πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες (PAH), που μερικές φορές ονομάζονται πολυπυρηνικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες, αποτελούνται από πολλαπλούς αρωματικούς δακτυλίους με απλούστερες μορφές δύο δακτυλίων (ναφθαλένιο) και τριών δακτυλίων (ανθρακένιο ή / και φαινανθρένιο). Μελέτες έχουν αναφέρει την παρουσία τους σε μικροπλαστικά σε ποικίλες συγκεντρώσεις (Karapanagioti et al., 2009, Rios et al., 2007).

Μια μελέτη που διεξήχθη από τους Rios et al., (2007) σε μικροπλαστικά που ελήφθησαν από επιλεγμένες περιοχές της Καλιφόρνιας, ανέφεραν προσροφημένες συγκεντρώσεις PAHs 39 - 1200 mg / g. Στην ίδια μελέτη, η ανάλυση αποχρωματισμένων (κιτρινισμένων) μικροπλαστικών αποκάλυψε υψηλότερες συγκεντρώσεις που κυμαίνονταν από 6100-12000 mg / g. Τα δείγματα μικροπλαστικών που συλλέχθηκαν από την όχθη του ποταμού San Gabriel, στην παραλία και στην επιφάνεια της θάλασσας παρουσιάζουν επίσης υψηλές συγκεντρώσεις PAHs με εύρος 6200-9200 mg / g. Τα δεδομένα της βιβλιογραφίας επεσήμαναν ότι τα αποχρωματισμένα παλιότερα μικροπλαστικά συσσωρεύουν υψηλότερη συγκέντρωση PAHs από τα νεότερα μικροπλαστικά.

Οι Teuten et al., (2007), παρατήρησαν PAHs, και συγκεκριμένα φαινανθρένιο, σε συγκεντρώσεις 106 φορές υψηλότερες στην επιφάνεια σφαιριδίων πολυστυρενίου απ' ό,τι στο θαλάσσιο περιβάλλον. Η συγκέντρωση PAHs σε πλαστικά σφαιρίδια που συλλέχθηκαν από την Κάτω Αχαΐα στην Ελλάδα, κυμάνθηκε από 66 έως 637 mg / g (Karapanagioti et al., 2009). Ωστόσο, χαμηλότερη συγκέντρωση PAHs κυμαινόμενη από 0,2 έως 319,2 mg / g αναφέρθηκε σε μικροπλαστικά που βρέθηκαν σε δύο πορτογαλικές παραλίες (Frias et al., 2010).

Επίσης οι Hirai et al., (2011), σε μικροπλαστικά που μελέτησαν από πελαγικούς σταθμούς, κατέγραψαν συγκεντρώσεις PAHs από 1-10000 mg / g. Οι Fisner et al., (2013), μελέτησαν την μεταβλητότητα της συγκέντρωσης και της σύνθεσης των πολυκυκλικών αρωματικών υδρογονανθράκων σε διαφορετικά βάθη ιζημάτων σε μια αμμώδη παραλία που βρίσκεται στον κόλπο Santos στη νοτιοανατολική ακτή του κράτους του Σάο Πάολο, στη Βραζιλία. Στην μελέτη παρατηρήθηκε μεταβλητότητα των συγκεντρώσεων σε σχέση με το βάθος, οι υψηλότερες συγκεντρώσεις καταγράφηκαν σε σφαιρίδια που συλλέχθηκαν από το επιφανειακό στρώμα του ιζήματος, ενώ χαμηλότερες συγκεντρώσεις PAHs με εύρος 1336 mg / g και 1004 mg / g, καταγράφηκαν σε σφαιρίδια που βρέθηκαν σε βάθη 60-70 cm και 30-40 cm αντίστοιχα.

Γενικά, με βάση την κατηγοριοποίηση του Διεθνούς Παρατηρητηρίου Μικροσφαιριδίων (pellets), τα καταγεγραμμένα επίπεδα PAHs ήταν μέτρια έως υψηλά για τη Δυτική Ευρώπη (ειδικά γύρω από τη Βόρεια Θάλασσα), ενώ παρατηρήθηκαν μέτριες έως υψηλές συγκεντρώσεις για την Ανατολική Ασία (Ιαπωνία και Κίνα) και τη Βόρεια Αμερική, αντίστοιχα. Ωστόσο, η Νοτιοανατολική Ασία, η Ωκεανία, η Νότια Αμερική και η Αφρική (εκτός από την περιοχή με ιστορικό διαρροής πετρελαίου ή δραστηριότητες που σχετίζονται με το πετρέλαιο) είχαν χαμηλές συγκεντρώσεις PAHs.

3.1.2.3 Οργανοχλωριωμένα Φυτοφάρμακα (OCPs)

Τα οργανοχλωριωμένα φυτοφάρμακα (OCPs) είναι συνθετικά παρασιτοκτόνα που ανήκουν στην ομάδα χλωριωμένων υδρογονανθράκων και χρησιμοποιούνται ευρέως στη χημική βιομηχανία και στη γεωργία. Τα αναφερόμενα OCPs στη βιβλιογραφία περιλαμβάνουν διχλωρο-διφαινυλο-τριχλωροαιθάνιο και συναφείς ενώσεις (DDTs), ισομερή εξαχλωροκυκλοεξανίου (HCH), chlordanes, κυκλοδιένια, mirex, hopanes και εξαχλωροβενζόλιο.

Οι συγκεντρώσεις διχλωροδιφαινυλοδιχλωροαιθυλενίου (DDE) σε μικροπλαστικά, ειδικά πολυπροπυλενίου (PP), που συλλέχθηκαν από τέσσερις παράκτιες περιοχές στην Ιαπωνία αναφέρθηκε ότι κυμαίνονταν από 0,16 έως 3,1 mg / g (Mato et al., 2001). Οι Ogata et al., (2009) ανέφεραν την εμφάνιση DDT (DDT, DDD και DDE) σε πλαστικά σφαιρίδια που συλλέχθηκαν σε 30 παραλίες από 17 χώρες και 5 ηπείρους (Βόρεια Αμερική, Ευρώπη, Ασία, Αφρική και Ωκεανία). Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις συνολικών DDTs καταγράφηκαν στην παραλία Hermosa της Καλιφόρνιας, στις ΗΠΑ με τιμή 267 mg / g, ενώ ο κόλπος του Maruto στη Μοζαμβίκη και το Νότιο Ντούρμπαν της Νότιας Αφρικής είχαν συγκεντρώσεις 4,49 mg / g και 2,43 mg / g, αντίστοιχα.

Οι συγκεντρώσεις DDT, DDD και DDE μετρήθηκαν επίσης σε κόκκους που ελήφθησαν από παραλία της Κάτω Αχαΐας, στην Ελλάδα. Οι αναφερθείσες συγκεντρώσεις κυμαίνονταν από 0,8 mg / g έως 1,9 mg / g για DDT, 0,2 mg / g έως 2,6 mg / g για DDD και 2,7 mg / g έως 88 mg / g για DDE, αντίστοιχα (Karapanagioti et al., 2009). Οι συγκεντρώσεις DDT και σχετικών ενώσεων γενικά ποικίλλουν ανάλογα με τη θέση και τη μεθοδολογία. Ένα άλλο συμπέρασμα που προκύπτει είναι ότι οι συγκεντρώσεις που βρέθηκαν στα μικροπλαστικά που έχουν ληφθεί από θαλάσσια πτηνά ήταν υψηλότερα από ό, τι στα ιζήματα. Το 2012, οι συγκεντρώσεις DDTs σε κόκκους που λήφθησαν από έξι απομακρυσμένα νησιά αναφέρθηκε ότι κυμαίνονταν από 0,7 έως 4,1 mg / g (Verla et al., 2019).

Οι συγκεντρώσεις εξαχλωροκυκλοεξανίων (HCHs) που μετρήθηκαν με αέρια χρωματογραφία και ανιχνευτή δέσμησης ηλεκτρονίων (GC-ECD) από πλαστικούς κόκκους από παραλία της Κάτω Αχαΐας, στην Ελλάδα, αποκάλυψαν συνολικό HCH 1,02 - 1,65 mg / g. Επίσης, στη ίδια μελέτη, τα διάφορα ισομερή των HCHs που μελετήθηκαν έδειξαν συγκεντρώσεις που κυμαίνονται από 0,2 έως 0,31 mg / g για αΗΗΗ, από 0,48 έως 0,53 mg / g για βΗΗΗ, από 0,15 έως 0,32 mg / g για γΗΗΗ και από 0,06 έως 0,25 mg / g για σΗΗΗ (Karapanagioti et al., 2009).

Μια άλλη μελέτη που υποβλήθηκε το 2012 σχετικά με πλαστικούς κόκκους που συλλέχθηκαν από απομακρυσμένα νησιά της Ευρώπης και τις παράκτιες ζώνες της Αμερικής, έδειξε συγκεντρώσεις HCHs μεταξύ 0,2 και 1,3 ng / g ανά κόκκο. Παρότι οι συγκεντρώσεις ήταν γενικά χαμηλές, καταγράφηκαν μεγαλύτερες συγκεντρώσεις στο νησί της Αγίας Ελένης λόγω της χρήσης lindane στο νησί κατά τη διάρκεια της

περιόδου μελέτης, γεγονός που υποδηλώνει ότι οι συγκεντρώσεις επηρεάζονται από τις τοπικές δραστηριότητες (Heskett et al., 2012).

Τα αναφερόμενα επίπεδα chlordanes, κυκλοδιενίων, mirex και εξαχλωροβενζολίου που προσκολλώνται σε μικροπλαστικά στο φυσικό περιβάλλον, δεν είναι γνωστά λόγω έλλειψης δεδομένων. Ωστόσο, υπάρχουν αναφορές για την προσρόφησή τους στα μικροπλαστικά που συλλέγονται από θαλάσσια πτηνά. Μια μελέτη που πραγματοποιήθηκε από τους Colabuono et al., (2010), σε μικροπλαστικά που βρέθηκαν στο πεπτικό σύστημα οκτώ ειδών Procellariiformes που συλλέχθηκαν στη Νότια Βραζιλία, ανέφερε συνολικά επίπεδα chlordanes που κυμαίνονταν από 4,29 έως 14,4 mg / g, κυκλοδιενίου από 2,41 έως 50,9 mg / g, τα συνολικά επίπεδα mirex κυμαίνονταν από 6,48 έως 14,6 mg / g και η συνολική συγκέντρωση εξαχλωροβενζόλιο κυμαίνονταν από 12,4 έως 17,5 mg / g, αντίστοιχα. Οι ερευνητές επεσήμαναν ότι τα επίπεδα των πιο πάνω ουσιών ήταν παρόμοια με τα επίπεδα στους ιστούς της πλειοψηφίας των θαλάσσιων πτηνών σε όλο τον κόσμο.

Υψηλές συγκεντρώσεις συνολικών hopanes με εύρος από 8300-62000 mg / g, καταγράφηκαν σε μια μελέτη παρακολούθησης των μικροπλαστικών που συλλέχθηκαν από οκτώ τοποθεσίες σε ακτή της Πορτογαλίας (Mizukawa et al., 2013). Πιο πρόσφατα, μελέτες μικροπλαστικών από τη Δυτική Ευρώπη, την Ανατολική Ασία, την Ωκεανία, τη Νότια Αμερική και την Αφρική, ανέφεραν συνολικά επίπεδα hopanes που κυμαίνονται από 1700 έως 101000 mg / g τα οποία όμως δεν φαίνεται να είχαν χωρικό πρότυπο. Όμως οι συγκεντρώσεις hopanes που προσροφώνται σε μικροπλαστικά επηρεάζονται από τη ρύπανση που σχετίζεται με το αργό πετρέλαιο. Οι εκθέσεις ανέφεραν υψηλότερες συγκεντρώσεις hopanes στο βόρειο ημισφαίριο (Κίνα, Ιαπωνία, Ηνωμένο Βασίλειο, Γαλλία, Γερμανία, Πορτογαλία και Ισπανία), ιδιαίτερα γύρω από τη Βόρεια Θάλασσα, λόγω της μακρόχρονης ιστορίας των εξορύξεων πετρελαίου και των πετρελαιοφόρων (Yeo et al., 2017).

3.1.2.4 Πλαστικοποιητές στα Μικροπλαστικά

Αν και τα πλαστικά θεωρούνται βιοχημικά αδρανή, τα πλαστικά πρόσθετα, συχνά ονομαζόμενα πλαστικοποιητές, μπορούν να ενσωματωθούν στα πλαστικά κατά τη διάρκεια της κατασκευής για να αλλάξουν τις ιδιότητές τους ή να παρατείνουν τη διάρκεια ζωής τους, παρέχοντας αντίσταση στη θερμότητα, εμποδίζοντας την οξειδωση και την μικροβιακή αποικοδόμηση (Browne et al., 2008). Αυτά τα πρόσθετα αποτελούν περιβαλλοντική ανησυχία, καθώς επεκτείνουν τους χρόνους αποδόμησης του πλαστικού και μπορούν επιπλέον να μεταφέρουν δυνητικά επικίνδυνες χημικές ουσίες, σε βιοτόπους (Barnes et al., 2009).

Ο ατελής πολυμερισμός κατά τη διάρκεια του σχηματισμού πλαστικών επιτρέπει τη μεταφορά προσθέτων από τη συνθετική μήτρα του πλαστικού. Ο βαθμός στον οποίο αυτά τα πρόσθετα εκπέμπονται από τα πλαστικά εξαρτάται από το μέγεθος των πόρων του πλέγματος του πολυμερούς, το οποίο ποικίλλει ανάλογα με το πολυμερές, το μέγεθος και τις ιδιότητές του (Moore, 2008). Για παράδειγμα, οι φθαλικές ενώσεις είναι μαλακτικές ουσίες που μαλακώνουν τα πλαστικά μειώνοντας τη συγγένεια μεταξύ των μοριακών αλυσίδων μέσα στην συνθετική μήτρα του πλαστικού. Στο PVC, οι φθαλικές ενώσεις μπορούν να αποτελέσουν έως το 50% του βάρους του πλαστικού (Oehlmann et al., 2009). Επίσης η δισφαινόλη A είναι ένα συστατικό το οποίο χρησιμοποιείται ευρέως σε δοχεία τροφίμων και ποτών. Αυτή η χημική ένωση που είναι ενδοκρινικός διαταράκτης, δεν είναι ιδιαίτερα έμμονη, αλλά η αστάθειά της στα πλαστικά προϊόντα διευκολύνει την απελευθέρωσή της στο υδατικό περιβάλλον (vom Saal and Myers, 2008).

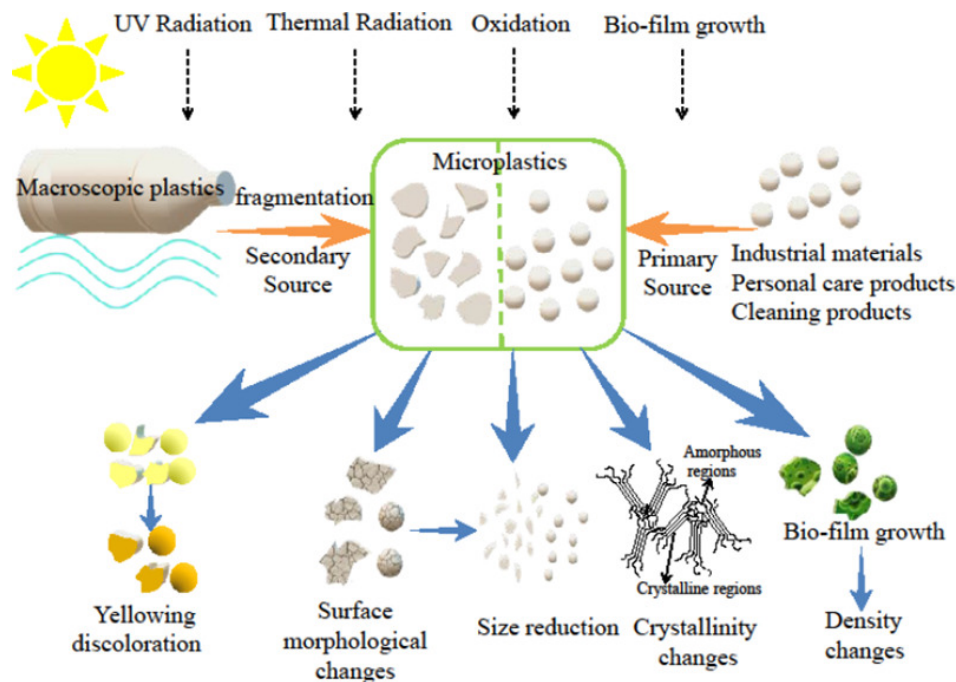
Λόγω της μεγάλης αναλογίας επιφάνειας προς όγκο των μικροπλαστικών, οι θαλάσσιοι οργανισμοί μπορούν να εκτεθούν απευθείας σε απελευθερούμενα πρόσθετα μετά την κατάποση των σωματιδίων. Τέτοια πρόσθετα και μονομερή μπορεί να παρεμβαίνουν σε βιολογικά σημαντικές διεργασίες, οι οποίες ενδέχεται να έχουν ως αποτέλεσμα ενδοκρινικές διαταραχές, οι οποίες με τη σειρά τους μπορούν να επηρεάσουν την κινητικότητα, την αναπαραγωγή και ανάπτυξη και την καρκινογένεση (Barnes et al., 2009).

3.2 Παράγοντες που Επηρεάζουν τη Διαδικασία Προσρόφησης

Αρκετοί βασικοί παράγοντες έχει βρεθεί ότι επηρεάζουν τη προσρόφηση χημικών ουσιών από τα μικροπλαστικά, συμπεριλαμβανομένων των χαρακτηριστικών τόσο των μικροπλαστικών όσο και των χημικών ενώσεων και των ιδιοτήτων του μέσου. Για τα μικροπλαστικά, ο τύπος του υλικού καθορίζει τις αλληλεπιδράσεις που εμφανίζονται στην επιφάνειά τους (Teuten et al., 2007, Brennecke et al., 2016). Ωστόσο, ο τύπος του υλικού του μικροπλαστικού δεν πρέπει να είναι το μόνο χαρακτηριστικό που πρέπει να λαμβάνεται υπόψη, καθώς έχουν βρεθεί ότι και άλλα χαρακτηριστικά παρεμβαίνουν στη διαδικασία της προσρόφησης.

Η γήρανση των πλαστικών έχει αναφερθεί ότι αυξάνει την ικανότητά τους να προσροφούν χημικές ουσίες (Ogata et al., 2009, Rios et al., 2007). Το πλαστικό που έχει παραμείνει στο περιβάλλον για μεγάλο χρονικό διάστημα, έχει υποστεί μεγαλύτερη καταστροφή κυρίως λόγω μακροχρόνιας φωτοξείδωσης, διάβρωσης από το θαλάσσιο

περιβάλλον, τριβής ή άλλων διεργασιών (Brennecke et al., 2016). Η φωτοξείδωση και η τριβή μετατρέπουν μεγάλα πλαστικά τεμάχια εκτεθειμένα σε υπεριώδη ακτινοβολία, σε μικροπλαστικά, αυξάνοντας έτσι τις διαθέσιμες επιφάνειες και την τραχύτητα της επιφάνειας των μικροπλαστικών, οι οποίες αυξάνουν περαιτέρω τις προσροφητικές τους ικανότητες.



Εικόνα 5 Αλλαγή ιδιοτήτων των μικροπλαστικών μετά την υποβάθμιση (Guo et al., 2019)

Οι Pérez et al., (2010) έδειξαν ότι η διαδικασία γήρανσης οδηγεί σε μείωση του μοριακού βάρους του μικροπλαστικού, η οποία επηρεάζει έμμεσα τις προσροφητικές ιδιότητές του. Συμπερασματικά, η επίδραση των καιρικών συνθηκών και η γήρανση των μικροπλαστικών ενισχύει την ικανότητα προσρόφησης των χημικών ουσιών λόγω της υψηλότερης ειδικής επιφάνειας και της κάλυψής της με βιοφίλμ το οποίο, όπως έχει αναφερθεί και πιο πάνω, συμβάλλει σημαντικά στην προσρόφηση οργανικών ρύπων.

Μεταξύ των πιο σχετικών χαρακτηριστικών που μελετήθηκαν είναι το μέγεθος και το σχήμα των μικροπλαστικών. Ως γενικός κανόνας, τα σωματίδια που παρουσιάζουν υψηλότερο λόγο επιφάνειας προς όγκο αναμένεται να έχουν υψηλότερη ικανότητα προσρόφησης, όπως τα σωματίδια μικρότερου μεγέθους και τα σωματίδια με ακανόνιστα σχήματα (Wang and Wang, 2018, Brennecke et al., 2016).

Παρόλα αυτά, η επίδραση της επιφάνειας του μικροπλαστικού μπορεί να ανατραπεί από άλλα χαρακτηριστικά καθιστώντας την επιρροή της αμελητέα (Xu et al., 2018b). Οι Xu et al., (2018) βρήκαν υψηλότερη ικανότητα απορρόφησης της τετρακυκλίνης από το πολυστυρένιο (PS) παρά από το πολυαιθυλένιο (PE), παρόλο που το πολυαιθυλένιο (PE) είχε μεγαλύτερη επιφάνεια ($0,23 \text{ m}^2 / \text{g}$) και μικρότερο μέγεθος ($150 \text{ }\mu\text{m}$) σε

σύγκριση με το πολυστυρένιο (PS) που είχε μικρότερη επιφάνεια ($0,05 \text{ m}^2 / \text{g}$) και μέγεθος ($<280 \mu\text{m}$).

Ένα άλλο κύριο χαρακτηριστικό που επηρεάζει την προσρόφηση είναι ο βαθμός κρυσταλλικότητας του πλαστικού, ο οποίος σχετίζεται με τη διάταξη της κύριας αλυσίδας άνθρακα. Ένας υψηλότερος βαθμός κρυσταλλικότητας υποδεικνύει ότι η πολυμερής αλυσίδα είναι πιο διατεταγμένη, ενώ οι περισσότερο αλλοιωμένες αλυσίδες οδηγούν σε μεγαλύτερη αναλογία άμορφων περιοχών. Λόγω του μεγέθους και της πολυπλοκότητας, οι πολυμερείς αλυσίδες είναι συχνά ημι-κρυσταλλικές, παρεμβάλλοντας κρυσταλλικές και άμορφες περιοχές. Στην κρυσταλλική περιοχή απαιτείται μεγάλη ποσότητα ενέργειας για την προσρόφηση των χημικών ουσιών, ενώ σε άμορφες περιοχές τα άτομα μπορούν να κινούνται περισσότερο ελεύθερα ευνοώντας τη χημική προσρόφηση (Rochman et al., 2014).

Παρατηρείται υψηλότερη προσρόφηση χημικών ουσιών σε ελαστικά πολυμερή λόγω του ότι η αλυσίδα άνθρακα σε ελαστικό τύπο πλαστικού μπορεί να κινείται ενώ η κίνησή της σε υαλώδη τύπο πλαστικού περιορίζεται (Rochman et al., 2014). Η προσρόφηση πυρενίου (PYR) ήταν υψηλότερη σε πολυαιθυλένιο (PE) από ότι σε πολυστυρένιο (PS) και PVC, η οποία σχετίζεται με την επιφάνεια αλλά και επειδή το πολυαιθυλένιο (PE) είναι ένα ημι-κρυσταλλικό πολυμερές, ενώ το πολυστυρένιο (PS) και το PVC είναι υαλώδη πολυμερή με μεγάλες κρυσταλλικές περιοχές (Wang & Wang, 2018).

Τα χαρακτηριστικά των χημικών ενώσεων είναι εξίσου σημαντικά στον καθορισμό της προσρόφησής τους από τα μικροπλαστικά, επηρεάζοντας και τον χρόνο ισορροπίας και την ικανότητα απορρόφησης (Zhan et al., 2016). Για τις οργανικές χημικές ουσίες, η υδροφοβικότητα και το μοριακό βάρος μπορεί να βοηθήσουν στην εξήγηση της προσρόφησης. Στην περίπτωση των μετάλλων, η χημική συσσώρευση μπορεί να είναι μια καλή προσέγγιση για την πρόβλεψη της προσρόφησής τους από τα μικροπλαστικά. Τα ελεύθερα κατιόντα είναι πιθανό να αντιδράσουν με τις αρνητικά φορτισμένες επιφάνειες των μικροπλαστικών που μπορούν να δημιουργηθούν από την προσρόφηση οργανικών μορίων ή λόγω της παρουσίας πλαστικοποιητών (Holmes et al., 2014).

Οι ιδιότητες του περιβαλλοντικού μέσου που συμβάλλουν στην αύξηση της ικανότητας των μικροπλαστικών να απορροφούν τοξικές χημικές ενώσεις, δεν πρέπει να θεωρούνται αμελητέες. Υπάρχουν μελέτες για την επίδραση της αλατότητας στην απορρόφηση και την εκρόφηση μεταξύ πλαστικών και χημικών ουσιών (Bakir et al., 2014, Wang et al., 2015), αλλά χρειάζεται περαιτέρω έρευνα για να αποσαφηνίσει ένα τέτοιο αποτέλεσμα. Σε πείραμα που πραγματοποιήθηκε από τους Bakir et al., (2014), για την προσρόφηση φαινανθρένιου (Phe) και DDT από πλαστικό τύπου πολυαιθυλένιο (PE) και PVC, σε μια σειρά από βαθμίδες αλατότητας και ταχύτητας εκρόφησης, έδειξε ότι δεν υπήρξε σημαντική αλλαγή στον λογαριθμικό συντελεστή κατανομής K_f των PVC-Phe, PE-Phe, PVC-DDT και PE-DDT με την αύξηση της

αλατότητας. Μπορεί να αναφερθεί όμως ότι ο ρυθμός εκρόφησης των χημικών ουσιών από το πλαστικό ήταν ελαφρώς μικρότερος στο διάλυμα με πολύ χαμηλή αλατότητα απ' ότι σε εκείνο με υψηλή αλατότητα. Ο ρυθμός εκρόφησης μεταξύ πλαστικού και DDT ήταν σαφώς μικρότερος από εκείνον του πλαστικού-Phe.

Σύμφωνα με τους Wang et al., (2015), η αύξηση της αλατότητας αυξάνει την ικανότητα προσρόφησης του υπερφθοροοκτανοσουλφοναμίδιου (PFOS) σε πολυαιθυλένιο (PE), αλλά δεν είχε εμφανή επίδραση στην προσρόφηση του υπερφθοροοκτανοσουλφονικού (FOSA). Η ίδια μελέτη διαπίστωσε επίσης ότι το υπερφθοροοκτανοσουλφοναμίδιο (PFOS) σε γλυκό νερό δεν μπορεί να απορροφηθεί από σφαιρίδια πολυστυρενίου (PS), αλλά είναι δυνατό να απορροφηθεί από τα σωματίδια σε υψηλές συγκεντρώσεις άλατος. Αυτές οι παρατηρήσεις δείχνουν ότι η απορρόφηση των PFOS από μικροπλαστικά ήταν πολύ ευκολότερη στο θαλάσσιο νερό παρά στο γλυκό νερό.

Τέλος, υπάρχουν κάποιες πρόσφατες αναφορές που σχετίζονται με την επίδραση που έχει το pH και η θερμοκρασία ενός περιβαλλοντικού μέσου στην προσρόφηση χημικών ουσιών στα μικροπλαστικά. Το pH του διαλύματος θα πρέπει να επηρεάζει θεωρητικά την προσρόφηση των ιοντικών χημικών ουσιών στα μικροπλαστικά λόγω της ηλεκτροστατικής αλληλεπίδρασης. Η μελέτη των Wang et al., (2015) έδειξε ότι η προσρόφηση PFOS σε σωματίδια πολυαιθυλενίου (PE) και πολυστυρενίου (PS), αυξάνεται με την μείωση του pH, ενώ δεν είχε επίδραση στην προσρόφηση ουδέτερου FOSA σε αυτά τα πλαστικά. Τέτοια ευρήματα μπορεί να υποδηλώνουν ότι οι ιδιότητες των μικροπλαστικών και των χημικών ουσιών επηρεάζουν έντονα τη διαδικασία προσρόφησης.

3.3 Τα Μικροπλαστικά ως Φορείς Μεταφοράς Τοξικών Χημικών Ενώσεων στο Θαλάσσιο Περιβάλλον

Τα μικροπλαστικά αποτελούν φορείς τοξικών χημικών ουσιών όπως τα βαρέα μέταλλα και οι οργανικοί ρύποι στο περιβάλλον. Αυτό συμβαίνει λόγω της προσρόφησης των ρύπων στην επιφάνειά τους. Η προσρόφηση των τοξικών ουσιών στα μικροπλαστικά οφείλεται, εκτός από την μεγάλη αναλογία επιφάνειας προς όγκο, και στην ηλεκτροστατική φόρτιση που προκαλείται από τον εξοπλισμό παραγωγής κατά την παραγωγή πλαστικού υψηλής αντοχής. Μερικές μελέτες στη δεκαετία του 1950 κατέδειξαν την επίδραση στατικού φορτίου στην πλαστική επιφάνεια στην προσκόλληση ατμοσφαιρικής σκόνης (Woodland et al., 1951). Έχει μετρηθεί πολύ υψηλό ηλεκτροστατικό φορτίο του μεγέθους -9 kv σε κινούμενα μικροπλαστικά, γεγονός που καθιστά τις επιφάνειές τους πιο ευαίσθητες στην προσρόφηση

ατμοσφαιρικών ρύπων (Kirstein et al., 2016). Τα στοιχεία από μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί ως σήμερα έδειξαν ότι οι ρύποι μπορούν να προσκολληθούν στην επιφάνεια των μικροπλαστικών κάτω από πολλές περιβαλλοντικές συνθήκες.

Οι μηχανισμοί προσρόφησης των τοξικών χημικών ενώσεων από τα μικροπλαστικά είναι ποικίλοι και σύνθετοι και παραμένουν εν μέρει μόνο μελετημένοι. Επιπλέον, η δυσκολία κατανόησης των διεργασιών μέσω της σύγκρισης των αποτελεσμάτων, οφείλεται εν μέρει στην έλλειψη τυποποιημένων διαδικασιών ανάλυσης ή πρωτοκόλλων (Verla et al., 2019). Ο μηχανισμός προσρόφησης / εκρόφησης μπορεί να παρακολουθείται ή να μελετάται με τη χρήση ορισμένων φασματοσκοπικών τεχνικών καθώς και με τη χρήση διαφορετικών μοντέλων κινητικής απορρόφησης και ισοθερμικών (Verla et al., 2019). Η χρήση αυτών των μοντέλων εξαρτάται από το εργαστηριακό πειραματικό πλαίσιο. Ορισμένα μοντέλα έχουν σημαντικούς περιορισμούς, θεωρούν μόνο το βήμα προσρόφησης στις ενεργές θέσεις και προβλέπουν την εσωτερική διάχυση ενώ αγνοούν την εξωτερική διάχυση, ενώ κατά τη χρήση γραμμικών μοντέλων ισόθερμων Freundlich και Langmuir, γίνεται παραδοχή ότι υπάρχει τοπική ισορροπία μεταξύ του μολυσμένου υδατικού μέσου και των μικροπλαστικών, μια παραδοχή που μπορεί να είναι παραπλανητική (Sven et al., 2019).

3.3.1 Μηχανισμοί Προσρόφησης

Τα μικροπλαστικά αποτελούνται από διάφορους τύπους πολυμερών (π.χ. πολυπροπυλένιο, πολυαιθυλένιο, πολυστυρένιο κτλ.) τα οποία έχουν διαφορετικές επιφανειακές δομές και συνεπώς συνδέονται με διαφορετικούς ρύπους. Η προσρόφηση εν γένει συνεπάγεται την ενσωμάτωση τοξικών χημικών ουσιών στην επιφάνεια των μικροπλαστικών, ενώ οι ιδιότητες προσρόφησης επηρεάζονται από τις διεργασίες διάβρωσης και τον τύπο του πλαστικού (Holmes et al., 2014). Ο τύπος πλαστικού παίζει σημαντικό ρόλο στο είδος των τοξικών χημικών ουσιών που προσροφώνται από τα μικροπλαστικά στο περιβάλλον. Για παράδειγμα, ένα πείραμα προσρόφησης που πραγματοποιήθηκε στο πεδίο, έδειξε μεγαλύτερη προσρόφηση των PCBs σε σφαιρίδια πολυαιθυλενίου (PE) παρά σε σφαιρίδια πολυπροπυλενίου (PP) (Mato et al., 2001). Τα εργαστηριακά πειράματα προσρόφησης έδειξαν υψηλότερες συγκεντρώσεις PAHs σε σωματίδια πολυαιθυλενίου (PE) σε σύγκριση με σωματίδια πολυπροπυλενίου (PP) (Karapanagioti et al., 2009, Teuten et al., 2007). Επίσης δύο αλκυλοβενζόλια προσροφήθηκαν πιο ισχυρά από το PVC παρά από το πολυαιθυλένιο (PE) και όσο αφορά τα βαρέα μέταλλα, αναφέρθηκαν υψηλότερες συγκεντρώσεις ψευδάργυρου (Zn) στο πολυστυρένιο (PS) από ό, τι στο PVC ενώ συμβαίνει το αντίθετο για τον χαλκό (Cu) (Brennecke et al., 2016).

Η κατανόηση της κινητικής μαζικής μεταφοράς στη διαδικασία προσρόφησης είναι σημαντική για την αξιολόγηση και την πρόβλεψη της συμπεριφοράς προσρόφησης των μικροπλαστικών. Η κινητική της προσρόφησης περιλαμβάνει τρία στάδια μαζικής μεταφοράς: (α) τη διάχυση του σορβικού άλατος διαμέσου του υγρού φιλμ γύρω από τον προσροφητή, (β) τη διάχυση του σορβικού άλατος εντός του προσροφητή και (γ) την προσρόφηση σε ενεργές θέσεις (Guo and Wang, 2019). Εντούτοις, οι τοξικές χημικές ενώσεις προσκολλώνται στα μικροπλαστικά μέσω τριών μηχανισμών οι οποίοι περιλαμβάνουν (1) την προσρόφηση τους πάνω στα μικροπλαστικά ως υδρόφοβα προσροφητικά, (2) την υποβοηθούμενη ανάπτυξη βιοφίλμ και (3) τα πλαστικά πρόσθετα και σχετικές χημικές ουσίες που περιέχονται σε ρητίνες (Verla et al., 2019).

3.3.1.1 Υδρόφοβες και Ηλεκτροστατικές Δυνάμεις

Οι υδρόφοβες και οι ηλεκτροστατικές αλληλεπιδράσεις είναι οι κυρίαρχοι μηχανισμοί για την προσρόφηση πολλών χημικών ενώσεων στα πλαστικά (Mato et al., 2001, Wang et al., 2015, Wu et al., 2019). Τα μικροπλαστικά τείνουν να είναι πιο υδρόφοβα επειδή παρουσιάζουν χαμηλή πολικότητα στην επιφάνειά τους. Αυτό επιτρέπει την προσρόφηση των χημικών ενώσεων στις επιφάνειές τους από το θαλασσινό νερό, δηλαδή δρουν σαν υδρόφοβα προσροφητικά μέσα στο περιβάλλον (π.χ. θάλασσα). Ωστόσο, τα υδρόφιλα μικροπλαστικά, όπως τα πολυαμίδια (PA), φαίνεται να έχουν υψηλότερη ικανότητα προσρόφησης υδρόφιλων οργανικών ενώσεων, όπως είναι τα αντιβιοτικά (Li et al., 2018). Η πυκνότητα των μικροπλαστικών είναι μικρότερη από εκείνη του νερού και συνεπώς τείνουν να συσσωρεύονται περισσότερο στην επιφάνεια της μικροστοιβάδας του θαλασσινού νερού.

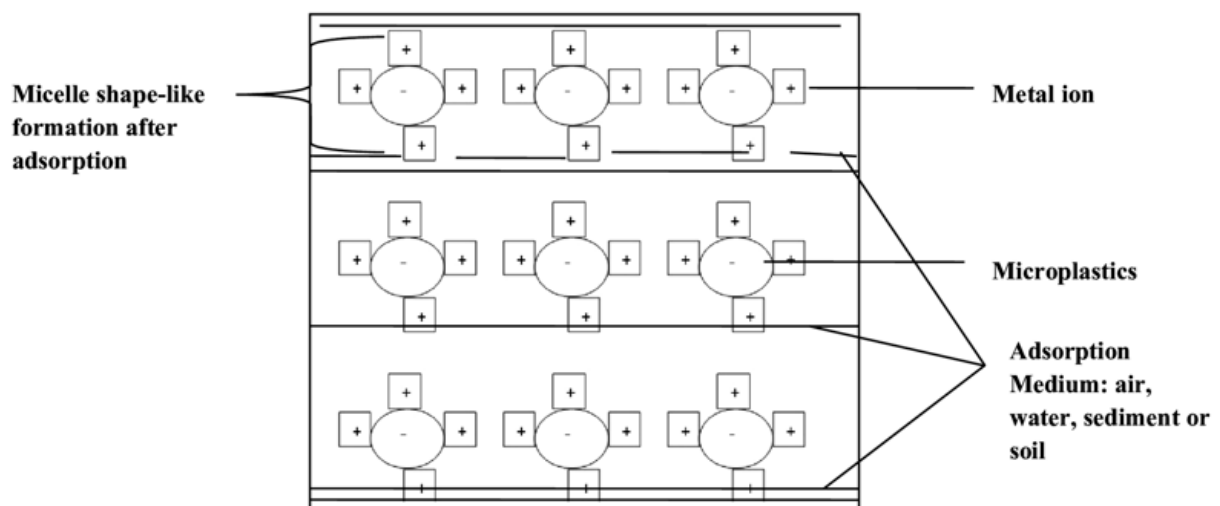
Οι χημικές ουσίες που συνδέονται εύκολα με λιπίδια, όπως είναι οι έμμονοι οργανικοί ρύποι (POPs), συμπεριλαμβανομένων των πολυχλωριωμένων διφαινυλίων (PCBs), των πολυκυκλικών αρωματικών υδρογονανθράκων (PAHs) και των οργανοχλωριωμένων παρασιτοκτόνων όπως τα DDT και DDE, έχουν τα κατάλληλα χαρακτηριστικά για να προσροφώνται στην πλαστική υδρόφοβη επιφάνεια των μικροπλαστικών σχηματίζοντας δομή τύπου μικκυλίου. Η έκταση της προσρόφησης μπορεί να προσδιοριστεί χρησιμοποιώντας τους συντελεστές κατανομής προσρόφησης (K_{pw}) που υπολογίζονται ως ο λόγος της συγκέντρωσης ρύπων που προσκολλάται στα μικροπλαστικά στο περιβαλλοντικό μέσο (π.χ. νερό) σε ισορροπία, δηλ. $K_{pw} = C_p / C_w$, όπου:

K_{pw} (L water / kg plastic) είναι ο συντελεστής κατανομής της χημικής ουσίας από το νερό στο μικροπλαστικό,

C_p (mg / kg plastic) είναι η συγκέντρωση των χημικών ουσιών στο μικροπλαστικό ενώ

C_w (mg / L water) είναι η συγκέντρωση των χημικών ουσιών στο νερό (Endo et al., 2016).

Οι ηλεκτροστατικές αλληλεπιδράσεις, από την άλλη πλευρά, προκαλούνται από την προσέλκυση αντίθετα φορτισμένων μορίων ή την απομάκρυνση φορτισμένων με παρόμοιο τρόπο μορίων. Τα μικροπλαστικά, όπως αναφέρθηκε και πιο πάνω, έχουν χαμηλή πολικότητα στην επιφάνειά τους λόγω ηλεκτροστατικών αλληλεπιδράσεων και του pH του μηδενικού φορτίου τους, το οποίο είναι χαμηλότερο από το pH των περισσότερων περιβαλλοντικών μέσων. Επίσης η χαμηλή πολικότητα των μικροπλαστικών θα μπορούσε να είναι υπεύθυνη για την προσρόφηση υδατικών ιόντων μετάλλων στις επιφάνειές τους. Τα ιόντα μετάλλων που βρίσκονται στο νερό, είναι θετικά φορτισμένα (M⁺) και δεσμεύονται με ηλεκτροστατική έλξη στην αρνητικά φορτισμένη επιφάνεια του πλαστικού και εξουδετερώνουν το φορτίο τους, σχηματίζοντας επίσης δομές τύπου μικκυλίου, όπως φαίνονται στην Εικόνα 6 (Verla et al., 2019).



Εικόνα 6 Σχήμα προσρόφησης ιόντων σε μικροπλαστικά (Verla et al., 2019).

Ανεξάρτητα από το μέσο προσρόφησης (είτε είναι ιζήματα, νερό ή αέρας), ο μηχανισμός προσρόφησης θεωρείται ότι ακολουθεί την ίδια αρχή, αν και η μορφή σύνδεσης μπορεί να ποικίλει ανάλογα με τους διαφορετικούς τύπους πλαστικού και τον τύπο ιόντων μετάλλων (κατιονικό ή ανιονικό). Εντούτοις, απαιτούνται λεπτομερείς μελέτες για τον προσδιορισμό του τρόπου με τον οποίο το υδατικό ανιονικό ιόν μετάλλου όπως του αρσενικού (As), του σεληνίου (Se), του χρωμίου (Cr), του μολυβδαινίου (Mo) και του βόριου (B) δεσμεύεται από τα μικροπλαστικά.

Η συσσώρευση ή η προσρόφηση τοξικών χημικών ουσιών σε μικροπλαστικά απαιτεί περισσότερο χρόνο στο φυσικό περιβάλλον από ό, τι σε ελεγχόμενο εργαστηριακό πείραμα. Ο λόγος είναι ότι ενώ τα πλαστικά συνεχίζουν να διασπώνται, δημιουργούνται ομάδες οξυγόνου οι οποίες αυξάνουν την πολικότητα των πλαστικών καθιστώντας την

επιφάνειά τους πιο πορώδη άρα πιο δραστική, και επομένως απαιτείται περισσότερος χρόνος εξισορρόπησης (Karapanagioti et al., 2009, Holmes et al., 2014, Mato et al., 2001). Ωστόσο, η περίπτωση είναι διαφορετική σε ένα εργαστηριακό πείραμα όπου η ισορροπία μπορεί να επιτευχθεί αμέσως. Για παράδειγμα, πείραμα που πραγματοποιήθηκε στο εργαστήριο έδειξε ότι η προσρόφηση μετάλλων όπως τα Pb, Co, Ni, Cd, Cu και Cr σε σφαιρίδια πολυαιθυλενίου (PE) σε εμπλουτισμένο με μέταλλα θαλασσινό νερό, ήταν ταχεία με συντελεστές κατανομής ισορροπίας μέχρι περίπου 50 ml / g (Holmes et al., 2014).

3.3.1.2 Ανάπτυξη Βιοφίλμ

Μια μελέτη επανεξέτασης σχετικά με την ακινητοποίηση μετάλλων από βιοφίλμ που έγινε από τους van Hullevbusch et al., (2003) αποκάλυψε ότι το βιοφίλμ λειτουργεί σαν απορροφητικό μετάλλων. Το βιοφίλμ σχηματίζεται από μικροοργανισμούς μέσω μιας διαδικασίας που ονομάζεται ανίχνευση απαρτίας (quorum sensing, QS). Το QS είναι γνωστό ότι ελέγχει την γονιδιακή έκφραση στην οποία τα μικροβιακά κύτταρα σχηματίζουν μήτρα εξωκυτταρικής πολυμερικής ουσίας προσκολλώντας το ένα στο άλλο σε μια ζωντανή ή μη ζωντανή ζώνη επιφάνειας (Johansen et al., 2019). Το βιοφίλμ βρίσκεται παντού στη φύση και αναπτύσσεται συνήθως σε σκληρές επιφάνειες βυθισμένες ή εκτεθειμένες στο νερό, όπως είναι τα μικροπλαστικά που συσσωρεύονται στο θαλάσσιο περιβάλλον (Verla et al., 2019).

Οι διεργασίες σχηματισμού βιοφίλμ αρχίζουν μέσα σε δευτερόλεπτα από την στιγμή που τα μικροπλαστικά έρχονται σε επαφή με το θαλασσινό νερό. Το βιοφίλμ μπορεί να συμβάλλει στην χαμηλή πολικότητα και υψηλή υδροφοβικότητα της επιφάνειας των μικροπλαστικών στο θαλασσινό νερό, η οποία μεγαλώνει με την συνεχή ανάπτυξη των μικροβιακών κυττάρων (Lobelle et al., 2011). Ωστόσο, μια μελέτη που έγινε σχετικά με την απόκριση μιας κοινότητας βακτηριδίων βιοφίλμ στην υπεριώδη ακτινοβολία υποδηλώνει ότι το σχηματισμένο βιοφίλμ στην επιφάνεια των πλαστικών μπορεί να εμποδίσει την υπεριώδη ακτινοβολία και επομένως να επιβραδύνει τις διεργασίες αποδόμησης του πλαστικού μειώνοντας έτσι την επιφάνεια και τις θέσεις προσρόφησης του. Συνεπώς, θα απαιτηθούν μελέτες για την καλύτερη κατανόηση της σχέσης ανάμεσα στην ανάπτυξη βιοφίλμ και την αποδόμηση του πλαστικού ως μέσο συσσώρευσης μετάλλων στο περιβάλλον (Verla et al., 2019).

Επιπλέον, μετά την υψηλή εκτίμηση (1000-15.000 μετρικών τόνων) μικροβιακής βιομάζας που αναφέρθηκε ότι συσχετίζεται με πλαστικά υπολείμματα παγκοσμίως, έγινε πιο προφανές ότι το βιοφίλμ μπορεί να διαδραματίζει κρίσιμο ρόλο στην μεταφορά τοξικών χημικών ενώσεων μέσω των μικροπλαστικών (Mincer et al., 2016) και ως εκ τούτου, οι μελέτες για τα μικροπλαστικά που δρουν ως φορείς για τοξικές χημικές ενώσεις σε υδρόβια ενδιαιτήματα πρέπει να περιλαμβάνουν το βιοφίλμ ως μεταβλητή (Richard, 2016). Το γεγονός αυτό εντείνει την οικοτοξικολογική ανησυχία

καθώς τα στοιχεία από τη βιβλιογραφία υποδεικνύουν ότι το βιοφίλμ είναι ο λόγος που ορισμένα ζώα προσελκύνονται από το πλαστικό ως πηγή τροφής.

Μία μελέτη που διεξήχθη στον κόλπο του Σαν Φρανσίσκο βρήκε ότι η συσσώρευση μετάλλων όπως Νικέλιο (Ni), Αργίλιο (Al) και Ψευδάργυρος (Zn) σε μικροπλαστικά (πολυαιθυλένιο χαμηλής πυκνότητας, LDPE και πολυγαλακτικό οξύ, PLA) αποδίδεται στην ανάπτυξη βιοφίλμ. Επιπλέον, στην μελέτη, τα δεδομένα δείχνουν ότι το σχήμα του μικροπλαστικού παίζει ρόλο στα μοτίβα που δημιουργούν οι μικροβιακές κοινότητες όταν αναπτύσσονται (Richard, 2016). Άλλες μελέτες έχουν δείξει ότι η σύνθεση της κοινότητας επηρεάζει την προσρόφηση μετάλλων και ότι οι ιδιότητες προσρόφησης του βιοφίλμ εξαρτώνται από την εποχή και την ωριμότητά του (Verla et al., 2019).

Τέλος, η συσσώρευση μετάλλων μέσα σε ένα βιοφίλμ μπορεί να αυξήσει την ικανότητα του μικροπλαστικού να προσροφά οργανικούς ρύπους. Τα ιόντα μέσα σε ένα βιοφίλμ έχει αναφερθεί ότι είναι πιο ασταθή από τα ιόντα που δεσμεύονται σε πολυμερή και μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως θρεπτικά συστατικά από τα κύτταρα εντός του βιοφίλμ. Οι διεργασίες αυτές πρέπει να διερευνηθούν περαιτέρω προτού μπορέσουν να γίνουν ακριβείς εκτιμήσεις σχετικά με το δυναμικό συσσώρευσης, μεταφοράς και απελευθέρωσης των βαρέων μετάλλων από πλαστικό (Verla et al., 2019).

3.3.1.3 Πρόσθετα και Χημικές Ουσίες σε Πλαστικά

Ένας άλλος πιθανός μηχανισμός ρύπανσης μπορεί να είναι τα πρόσθετα που χρησιμοποιούνται στην παραγωγή πλαστικών και οι συναφείς χημικές ουσίες που περιέχονται στις ρητίνες. Αυτός ο μηχανισμός είναι συχνά στα θερμοσκληρυνόμενα πλαστικά. Το πλαστικό περιέχει πολλές συνθετικές χημικές ουσίες ως πρόσθετα. Αυτά τα πρόσθετα μπορεί να ποικίλουν ανάλογα με τους διαφορετικούς τύπους πολυμερών. Το πιο συνηθισμένο πρόσθετο είναι η φορμαλδεΰδη, η δισφαινόλη Α (BPA) και οι φθαλικές ενώσεις. Αυτές οι χημικές ουσίες προστίθενται στα πλαστικά για να είναι σκληρά, ανθεκτικά, ευέλικτα και να αντέχουν για μεγάλο χρονικό διάστημα. Το μοριακό μέγεθος είναι μια βασική ιδιότητα του πρόσθετου όταν αξιολογείται η ταχύτητα με την οποία απορροφάται και εκροφάται από το πλαστικό. Όσο μικρότερο είναι το μοριακό μέγεθος του πρόσθετου, τόσο πιο γρήγορα θα μεταφέρεται μέσα και έξω από τα μικροπλαστικά (Erik, 2018).

3.3.2 Μηχανισμοί Εκρόφησης

Οι αντιδράσεις εκρόφησης των τοξικών χημικών ουσιών από τα μικροπλαστικά ελέγχουν τις συγκεντρώσεις τους στο περιβάλλον και επηρεάζουν τη βιοδιαθεσιμότητα, την έκπλυση και την τοξικότητά τους. Οι τοξικές χημικές ενώσεις προσκολλώνται στην επιφάνεια των μικροπλαστικών με φυσικές αλληλεπιδράσεις και συγκρατούνται από ασθενείς δυνάμεις όπως είναι οι δεσμοί υδρογόνου. Επομένως, οι διεργασίες εκρόφησης μπορούν να εμφανιστούν εύκολα. Οι διεργασίες εκρόφησης χημικών ουσιών από τα μικροπλαστικά αναφέρονται ουσιαστικά, στη διαδικασία στην οποία οι χημικές ενώσεις μεταφέρονται από το εσωτερικό του πλαστικού, στην εξωτερική του επιφάνεια και έπειτα στο μέσο απελευθέρωσης το οποίο μπορεί να είναι το ίζημα, το νερό, το ζώο ή το ανθρώπινο σώμα (Verla et al., 2019).

Οι μέθοδοι μπορεί να ποικίλλουν ανάλογα με την κατάσταση οξειδοαναγωγής των προσκολλημένων μετάλλων, τις ικανότητες εκρόφησης και τις δεσμευτικές ενέργειες των θέσεων προσρόφησης τους. Αυτές οι αντιδράσεις μπορεί να επηρεάζονται από πολλούς παράγοντες, όπως το pH, τον τύπο πλαστικού, την αλατότητα και την συγκέντρωση οργανικών και ανόργανων ουσιών στο μέσο απελευθέρωσης. Εάν το μέσο απελευθέρωσης είναι το χώμα ή το ίζημα, τα συστατικά που είναι υπεύθυνα για την προσρόφηση ιχνοστοιχείων περιλαμβάνουν τις χημικές ουσίες του εδάφους, τα ανθρακικά και τα ανόργανα συστατικά (Violante and Pigna, 2008).

Οι μηχανισμοί εκρόφησης ή απελευθέρωσης τοξικών χημικών ουσιών είναι ασαφείς και παραμένουν σχετικά ανεξερευνήτοι από τους ερευνητές. Η απελευθέρωση ρύπων από ένα μικροπλαστικό σε ένα άλλο μέσο, χωρίζεται σε δύο κομμάτια. Το πρώτο κομμάτι αφορά την εσωτερική μεταφορά μάζας (Internal Mass Transfer), δηλαδή την μετακίνηση του ρύπου εσωτερικά του μικροπλαστικού προς την επιφάνειά του και την εξωτερική μεταφορά μάζας (External Mass Transfer) που αναφέρεται στην μεταφορά του ρύπου από την επιφάνεια του μικροπλαστικού στο μέσο απελευθέρωσης (Tcacius et al., 2015).

Όταν οι προσροφημένοι ρύποι έχουν μεταφερθεί σε ένα νέο περιβάλλον και έρχονται σε επαφή με ένα νέο υλικό, π.χ. μη μολυσμένα ιζήματα ή χώμα, μπορεί να υπάρξει εκρόφηση ρύπων από τα μικροπλαστικά σε οργανικούς ή ανόργανους προσδέτες που υπάρχουν στο ίζημα και στο εδαφικό πλέγμα (Teuten et al., 2007). Ένας παράγοντας που παίζει σημαντικό ρόλο στην αύξηση της εκρόφησης μέσα σε ένα υδάτινο μέσο, είναι η αλατότητα. Έχει παρατηρηθεί, σε μελέτη που έγινε πρόσφατα, ότι υπήρξε μια τάση μείωσης της προσρόφησης του DDT με την αύξηση της αλατότητας του υδάτινου μέσου (Bakir et al., 2014). Γενικά, όμως επισημαίνεται ότι οι οργανικές ενώσεις καθίστανται λιγότερο διαλυτές καθώς αυξάνεται η αλατότητα και η διαίρεση των οργανικών χημικών ουσιών σε άλλες φάσεις επηρεάζονται από την περιεκτικότητα του υδάτινου περιβάλλοντος σε άλατα (Verla et al., 2019). Παρόλα αυτά όμως χρειάζονται

περαιτέρω μελέτες για να διευκρινιστεί κατά πόσο η αλατότητα επηρεάζει την εκρόφιση οργανικών ρύπων από τα μικροπλαστικά.

Επιπρόσθετα, η αργή εκρόφιση μπορεί να μεταφέρει τους POPs σε απομακρυσμένα οικοσυστήματα. Τα πλαστικά που περιέχουν υψηλότερες συγκεντρώσεις POPs από τα άλλα πλαστικά, βρίσκονται συχνά στις παραλίες των απομακρυσμένων νησιών (Hirai et al., 2011, Heskett et al., 2012). Ωστόσο, πρόσφατα εργαστηριακά πειράματα κατέδειξαν ότι το έλαιο του στομάχου δρα ως οργανικός διαλύτης, διευκολύνει την έκλυση των πολυβρωμοδιφαινυλαιθέρων (PBDE) από την μήτρα των πλαστικών και ενισχύει τη βιοδιαθεσιμότητα των χημικών προσθέτων (Tanaka et al., 2013). Επειδή το στομαχικό έλαιο είναι κοινό μεταξύ πολλών ειδών θαλάσσιων πτηνών και επειδή παρατηρείται κατάποση πλαστικών από διάφορα είδη θαλάσσιων πτηνών, θα πρέπει να διερευνηθούν περισσότερα είδη θαλάσσιων πτηνών σε διάφορες περιοχές σε μελλοντικές προσπάθειες. Ωστόσο, εξετάστηκαν μόνο ορισμένα είδη θαλάσσιων πτηνών και άλλων ζώων.

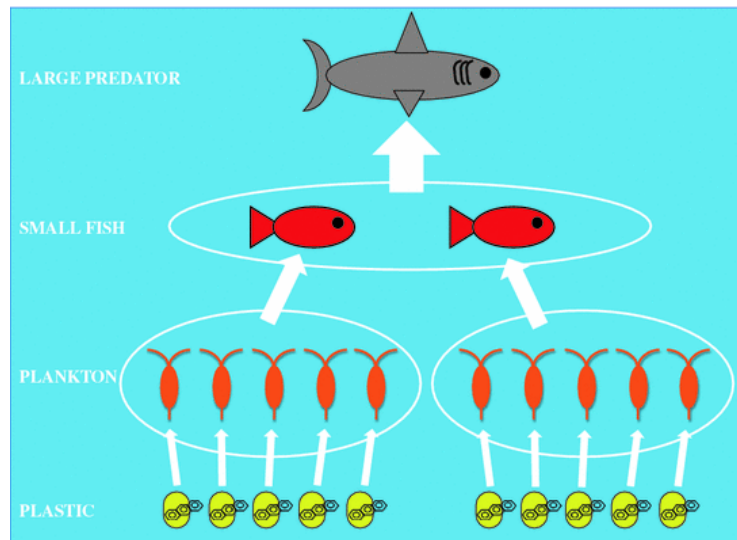
3.4 Μεταφορά Τοξικών Χημικών Ενώσεων στους Θαλάσσιους Οργανισμούς

Μια ερώτηση που κάνουν συχνά οι υπεύθυνοι για τη χάραξη πολιτικής είναι κατά πόσον αυτές οι χημικές ουσίες μπορούν να μεταφερθούν ή όχι από τα μικροπλαστικά στους θαλάσσιους οργανισμούς. Υπάρχουν διάφορες διεργασίες με τις οποίες τα μικροπλαστικά μπορούν να λειτουργήσουν ως πηγή χημικών ουσιών στους θαλάσσιους οργανισμούς.

Πέρα από την μεταφορά των χημικών ουσιών μέσω της κατάποσης των μικροπλαστικών από τους θαλάσσιους οργανισμούς, μπορούν επίσης να μεταφερθούν έμμεσα αν οι χημικές ουσίες απελευθερώνονται από τα μικροπλαστικά στο νερό και απορροφώνται από τους οργανισμούς μέσω βιοσυσσώρευσης, όταν ένα αρπακτικό ζώο τρώει ένα θήραμα που είναι ήδη επιβαρυνμένο με χημικές ουσίες. Δεν υπάρχει αμφιβολία ότι αυτές οι διαδικασίες μπορούν να εμφανιστούν, αλλά υπάρχει αβεβαιότητα σχετικά με το βαθμό στον οποίο συμβαίνουν στη φύση (GESAMP, 2016).

Τα μικροπλαστικά μπορούν να επηρεάσουν τους οργανισμούς άμεσα ή μέσω επιβλαβών χημικών ουσιών που απελευθερώνονται από την επιφάνειά τους. Συνεπώς, υπάρχει τροφική μεταφορά όχι μόνο των μικροπλαστικών αλλά και των χημικών ουσιών που απελευθερώνονται από τα σωματίδια επηρεάζοντας την τροφική αλυσίδα (Carbery et al., 2018). Στην πραγματικότητα, οι χημικές ουσίες και το φορτίο βαρέων μετάλλων στην επιφάνεια των μικροπλαστικών μπορούν να εμπλουτιστούν μέχρι και

106 φορές σε σύγκριση με εκείνες του θαλάσσιου ύδατος που τα περιβάλλει (Mato et al., 2001). Λόγω αυτού, οι θαλάσσιοι οργανισμοί σε άμεση γειτνίαση με τα μικροπλαστικά υποβάλλονται σε πολύ υψηλές συγκεντρώσεις διαφόρων ρύπων.



Εικόνα 7 Η Εικόνα απεικονίζει ένα σενάριο σύμφωνα με το οποίο οι τοξικές χημικές ενώσεις από τα μικροπλαστικά μπορούν να μεταφερθούν σε οργανισμούς χαμηλότερου τροφικού επιπέδου (π.χ. ζωοπλαγκτόν) μέσω κατάποσης και να συσσωρευθούν σε πολύ μεγαλύτερες συγκεντρώσεις μέσω βιοσυσσώρευσης σε οργανισμούς υψηλότερου τροφικού επιπέδου (Rochman et al., 2014)

Όπως αναφέρθηκε και πιο πάνω, τα μικροπλαστικά θα μπορούσαν να είναι ένας φορέας μεταφοράς χημικών ουσιών σημαντικού ενδιαφέροντος ή/και πηγή χημικών ουσιών στην θαλάσσια τροφική αλυσίδα (Bakir et al., 2014). Οι χημικές ουσίες που έχουν προσροφηθεί στην επιφάνεια των μικροπλαστικών και τα πρόσθετα που απελευθερώνονται από τα μικροπλαστικά μπορούν να εισέλθουν στον οργανισμό με τα σωματίδια και να απελευθερωθούν μέσω διεργασιών εκρόφησης για να προκαλέσουν βλάβες στους θαλάσσιους οργανισμούς και τελικά στους ανθρώπους (Bakir et al., 2014, Cole et al., 2011). Εντούτοις, τα τελευταία χρόνια δεν έχει γίνει σαφές εάν οι τοξικές ουσίες που προσκολλώνται στην επιφάνεια μικροπλαστικών απελευθερώνονται στον οργανισμό μετά την κατάποση (Thompson et al., 2004).

Για να διαπιστωθεί εάν οι τοξικές χημικές ενώσεις που προσκολλώνται στα μικροπλαστικά θα μπορούσαν να απορροφηθούν και να προκαλέσουν βλάβη στους θαλάσσιους οργανισμούς, οι Teuten et al., (2007) χρησιμοποίησαν ένα μοντέλο κατανομής για να εκτιμήσουν την απελευθέρωση του φαινανθρενίου (Phe) από τα μικροπλαστικά. Το μοντέλο έδειξε ότι τα ρυπασμένα μικροπλαστικά που προσλήφθησαν από το *Arenicola marina*, έναν πολύχαιτο που τρέφεται μέσω του ιζήματος, θα απελευθερώσουν ένα μέρος των προσροφημένων χημικών ουσιών στον οργανισμό. Ωστόσο, αν ο πολύχαιτος βρίσκεται σε καθαρά και οργανικά πλούσια

ιζήματα, μεγάλο μέρος των χημικών ουσιών προβλέπεται να προσκολληθεί στο ίζημα και όχι να απορροφηθεί από τον ίδιο τον πολύχαιτο (Teuten et al., 2007).

Η εισαγωγή μικροπλαστικών στον ωκεανό εισάγει μια ακόμα πιθανή πηγή χημικών ουσιών και προσροφημένων ρύπων από το περιβάλλον στην άγρια φύση. Έτσι, ένα ζώο που εκτίθεται σε μικροπλαστικά πιθανότατα έχει ήδη μολυνθεί με χημικές ουσίες από άλλες πηγές και το μικροπλαστικό μπορεί να μην λειτουργεί ως σημαντική πρόσθετη πηγή χημικής μόλυνσης. Οι μελέτες μοντελοποίησης είναι χρήσιμες για να κατανοήσουν αυτές τις ιδέες σχετικά με το πώς το μικροπλαστικό μπορεί να αποτελέσει σημαντική πηγή τοξικών χημικών ενώσεων (GESAMP, 2016).

Έχουν πραγματοποιηθεί εργαστηριακές μελέτες σε τεχνητά εμπλουτισμένα με χημικές ουσίες μικροπλαστικά, για να διευκρινήσουν κατά πόσο η πέψη είναι μια σημαντική διαδικασία στην λεγόμενη έκπλυση ή εκρόφηση των POPs. (Besseling et al., 2013, Browne et al., 2013, Batel et al., 2016). Οι ρυθμοί εκρόφησης ορισμένων ρύπων σε επιφανειοδραστικές ουσίες του εντέρου είναι έως και 30 φορές ταχύτεροι από ό,τι στο θαλάσσιο περιβάλλον (Bakir et al., 2014). Αυτά τα ποσοστά εκρόφησης επηρεάζονται από πολλούς παράγοντες όπως το pH και η θερμοκρασία του σώματος του οργανισμού (Hollman et al., 2013, Bakir et al., 2014).

3.4.1 Μηχανισμοί Συσσώρευσης και Μετατόπισης Μικροπλαστικών σε Θαλάσσιους Οργανισμούς

Οι Browne et al., (2008), χρησιμοποίησαν το μύδι *Mytilus edulis* ως βιοδείκτη για να διερευνήσουν τους μηχανισμούς συσσώρευσης και τοξικότητας των σφαιριδίων πολυστυρενίου (PS) μετά την κατάποσή του. Τα άτομα εκτέθηκαν σε σφαιρίδια πολυστυρενίου (PS) μεγέθους 2μm και 4-16 μm. Χρησιμοποιώντας ιστολογικές τεχνικές, παρατήρησαν ότι εντός 12 ωρών από την έκθεση, και τα δύο μεγέθη σφαιριδίων πολυστυρενίου (PS) συσσωρεύθηκαν στην κοιλότητα του εντέρου και στους πεπτικούς σωλήνες των εκτεθειμένων μυδιών. Μέσα σε 3 ημέρες το πολυστυρένιο (PS) μεταφέρθηκε από το έντερο στο κυκλοφορικό σύστημα και εντοπίστηκε στο αιμόλυμμα, που παρέμεινε για περισσότερο από 48 ημέρες.

Έδειξαν επίσης ότι η αφθονία των μικροπλαστικών ήταν μεγαλύτερη μετά από 12 ημέρες και στη συνέχεια μειώθηκε. Επιπλέον, τα μικρότερα σωματίδια ήταν πιο άφθονα από τα μεγαλύτερα σωματίδια, υποδεικνύοντας ότι τα μικρότερα σωματίδια, συσσωρεύονται ταχύτερα στους ιστούς. Ωστόσο, το μετατοπισμένο πολυστυρένιο (PS) δεν προκάλεσε σημαντική μείωση στην οξειδωτική κατάσταση, τη βιωσιμότητα και τη φαγοκυτταρική δραστηριότητα του αιμολύμμου ή τη δραστηριότητα σίτισης μέσω διήθησης. Είναι πιθανό τα πλαστικά σωματίδια πολυστυρενίου (PS) να διαπερνούν την

κυτταρική μεμβράνη της επιθηλιακής επένδυσης του εντέρου του μυδιού μέσω μηχανισμών που μοιάζουν με ενδοκυττάρωση.

Στην προσπάθειά τους να διερευνηθεί αυτή η δυνατότητα, οι Rossi et al., (2014), χρησιμοποίησαν χονδροειδείς μοριακές προσομοιώσεις για να προσδιορίσουν τη διαπερατότητα των βιολογικών μεμβρανών από τα σωματίδια πολυστυρενίου (PS). Παρατήρησαν ότι τα σωματίδια πολυστυρενίου (PS) διαπερνούν εύκολα τη λιπιδική μεμβράνη μέσω αλλοιώσεων της δομής της. Η παρατήρηση αυτή έδειξε επίσης, ότι το πολυστυρένιο (PS) επηρέασε σοβαρά την πλευρική οργάνωση της μεμβράνης σταθεροποιώντας περιοχές που μοιάζουν με σχεδίες, οι οποίες μπορούν να επηρεάσουν σοβαρά τη δραστηριότητα των μεμβρανικών πρωτεϊνών και ως εκ τούτου την κυτταρική τους λειτουργία.

Το προσομοιωμένο πείραμα μοντέλου των Rossi et al., (2014), έχει επιβεβαιωθεί σε *in vivo* έρευνα από τους Lei et al., (2018) όπου σύγκριναν την τοξικότητα πέντε κοινών τύπων μικροπλαστικών: πολυαμίδια (PA), πολυαιθυλένιο (PE), πολυπροπυλένιο (PP), πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC) και σωματίδια πολυστυρενίου (PS) χρησιμοποιώντας άτομα του ψαριού ζέβρα, *Danio rerio* και του νημτώδης, *Caenorhabditis elegans*. Τα άτομα εκτέθηκαν στους πιο πάνω τύπους μικροπλαστικών για 10 ημέρες. Η ιστοπαθολογική ανάλυση των ψαριών έδειξε ότι τα μικροπλαστικά πολυαμιδίου (PA), πολυαιθυλενίου (PE), πολυπροπυλενίου (PP) και πολυβινυλοχλωριδίου (PVC) προκάλεσαν εντερική βλάβη και διαχωρισμό των εντεροκυττάρων. Επιπλέον, μετά από την έκθεση 2 ημερών, τα μικροπλαστικά ανέστειλαν σημαντικά τα ποσοστά επιβίωσης, το μήκος του σώματος και την αναπαραγωγή του *Caenorhabditis elegans*, σε αντίθεση με το *Danio rerio*, που τα ποσοστά θνησιμότητας ήταν χαμηλά.

3.4.2 Μεταφορά Τοξικών Χημικών Ενώσεων σε Θαλάσσιους Οργανισμούς σε Εργαστηριακές Μελέτες

Τα πρόσθετα και οι ρύποι που έχουν απορροφηθεί από μικροπλαστικά είναι βιοδιαθέσιμα σε θαλάσσιους οργανισμούς που μπορούν να τα μεταβολίσουν (Wardrop et al., 2016, Auta et al., 2017). Τέτοιες τάσεις έχουν περιγραφεί σε διάφορα είδη, συμπεριλαμβανομένων των πολύχαιτων, των αμφίποδων και των ψαριών (Rochman et al., 2013, Browne et al., 2013). Οι τρέχουσες μελέτες για την τοξικότητα των μικροπλαστικών έχουν προηγμένες γνώσεις σχετικά με τις πιθανές επιπτώσεις των σωματιδίων στους κυτταρικούς και μοριακούς βιοδείκτες. Οι περισσότερες από αυτές τις μελέτες είναι εργαστηριακά πειράματα και πειράματα βασισμένα στις συνθήκες πεδίου που διεξάγονται χρησιμοποιώντας διάφορα ασπόνδυλα και σπονδυλωτά ως βιοδείκτες.

Οι μεταβολές των βιοχημικών, ιστοπαθολογικών και μοριακών βιολογικών δεικτών σε αυτούς τους οργανισμούς αύξησαν την επιστημονική γνώση σχετικά με τις επιδράσεις των μικροπλαστικών στη διαπερατότητα των μεμβρανών, τις φυσιολογικές και μεταβολικές επιδράσεις στο σώμα των οργανισμών. Το πολυστυρένιο (PS), ένα από τα πέντε πλαστικά που παράγονται σε μεγάλο βαθμό και αποτελεί περίπου το 90% του όγκου της συνολικής πλαστικής ζήτησης (που χρησιμοποιείται κυρίως για συσκευασίες τροφίμων και μόνωση στον κατασκευαστικό κλάδο), ήταν ο πιο διαδεδομένος τύπος μικροπλαστικού που χρησιμοποιήθηκε σε εργαστηριακά ελεγχόμενα πειράματα. Επιπλέον, είναι τα συνηθέστερα συσσωρευμένα πλαστικά σωματίδια στο θαλάσσιο περιβάλλον και ο τύπος πλαστικού με τη μεγαλύτερη αφθονία στο έντερο των περισσότερων εξεταζόμενων θαλάσσιων ειδών (Browne et al., 2008, Besseling et al., 2013).

Μερικές μελέτες αξιολόγησαν τα μικροπλαστικά ως πηγή χημικών ενώσεων σε σχέση με άλλα μέσα όπως το νερό, τα ιζήματα και τα τρόφιμα. Σε κάποια άλλη έρευνα μελετήθηκε αν τα μικροπλαστικά σωματίδια μεταφέρουν μεγαλύτερες συγκεντρώσεις PBDE στα αμφίποδα από ότι το θαλασσινό νερό. Παρόμοια με όσα προβλέπει η θεωρία, τα ζώα που εκτέθηκαν σε μικροπλαστικά που είχαν προσρροφήσει PBDE, είχαν μικρότερη συγκέντρωση PBDE στον οργανισμό τους από εκείνους που εκτέθηκαν σε PBDE διαλυμένα στο θαλασσινό νερό (Chua et al., 2014). Παρομοίως, μια μελέτη διερεύνησε τη διαφορά στη βιοσυσσώρευση μεταξύ άμμου και μικροπλαστικού εκθέτοντας πολύχαιτους σε μικροπλαστικά ή άμμο εμπλουτισμένα με φαινανθρένιο και εννεύλοφαινόλη. Διαπίστωσαν ότι οι πολύχαιτοι που εκτίθενται σε χημικές ουσίες μέσω της άμμου βιοσυσσώρευσαν 250% περισσότερο φαινανθρένιο και εννεύλοφαινόλη από τους πολύχαιτους που είχαν εκτεθεί σε μολυσμένα μικροπλαστικά (Browne et al., 2013).

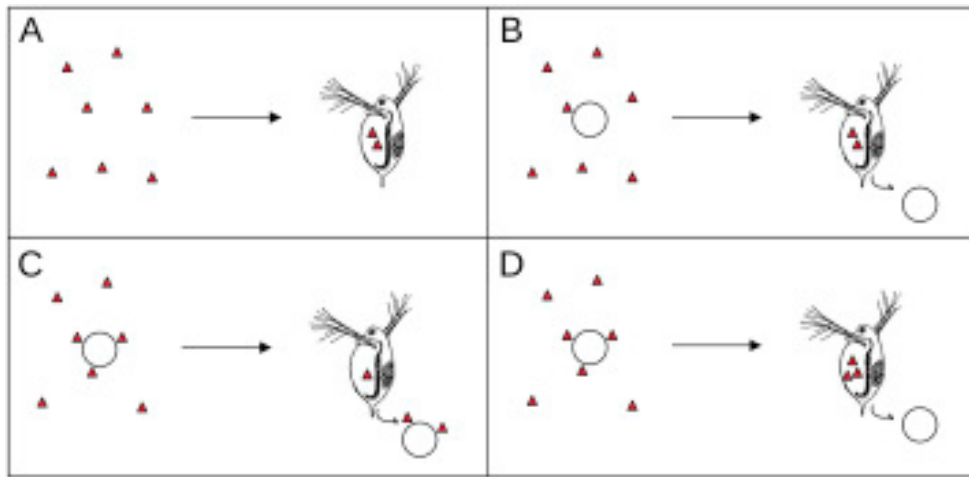
Σε άλλη μελέτη, ψάρια που είχαν ήδη μολυνθεί με PAH, PCB και PBDE εκτέθηκαν σε μικροπλαστικά με σημαντικές συγκεντρώσεις των ίδιων χημικών ουσιών και σε ποσότητες μικροπλαστικών σχετικές με αυτές που απαντώνται στα υποτροπικά ωκεάνια ρεύματα. Για τις χημικές ενώσεις PAH και PCB, δεν παρατηρήθηκε σημαντική μεταφορά στα ψάρια. Αντίθετα, η μεταφορά των PBDE ήταν σαφώς μεγαλύτερη (Rochman et al., 2013). Επίσης, σε έρευνα που περιελάμβανε δεξαμενές με μικροπλαστικά, ίζημα και πολύχαιτους με συγκεντρώσεις PCB, όλα σε ισορροπία, αποδείχθηκε ότι οι πολύχαιτοι που εκτέθηκαν σε μικρότερες συγκεντρώσεις μικροπλαστικών είχαν μεγαλύτερη συγκέντρωση PCB στους ιστούς τους, ενώ οι πολύχαιτοι που εκτέθηκαν σε μεγαλύτερες ποσότητες μικροπλαστικών συσσώρευσαν παρόμοιες συγκεντρώσεις PCB με τους πολύχαιτους που δεν εκτέθηκαν καθόλου σε μικροπλαστικά (Besseling et al., 2013).

3.4.3 Μεταφορά Τοξικών Χημικών Ενώσεων σε Θαλάσσιους Οργανισμούς

Στη φύση, τα ζώα εκτίθενται σε τοξικές χημικές ενώσεις μέσω πολλαπλών πηγών και επομένως είναι δύσκολο να αποδειχθεί αν τα μικροπλαστικά αποτελούν σημαντική πηγή βιοσυσώρευσης τοξικών ουσιών. Μερικές μελέτες υποδεικνύουν ότι οι χημικές ουσίες μπορούν να μεταφερθούν από τα μικροπλαστικά στα ζώα στη φύση. Αυτές οι μελέτες έχουν απλώς επισημάνει την έντονη παρουσία μικροπλαστικών στην τροφή των ζώων, την παρουσία των σωματιδίων στα περιεχόμενα του εντέρου τους, την απορρόφηση τοξικών χημικών ενώσεων από τα μικροπλαστικά και την ανίχνευση χημικών ουσιών στα ζώα, γεγονός που προκαλεί ανησυχία (Fossi et al., 2014). Τα αποτελέσματα θα πρέπει να αξιολογούνται με προσοχή καθώς δεν σημαίνει πάντα ότι τα μικροπλαστικά είναι η μόνη ή η κύρια αιτία μεταφοράς τοξικών χημικών ενώσεων στους θαλάσσιους οργανισμούς όταν υπάρχουν πολλές άλλες πηγές στο περιβάλλον που μπορεί να συμβάλλουν σε αυτή.

Οι ερευνητές διαπίστωσαν ότι οι συγκεντρώσεις ορισμένων PCBs και ίχνη μετάλλων σε θαλάσσια πτηνά καθώς και η ανίχνευση PBDEs σε ψάρια, σχετίζονται με τα μικροπλαστικά. Αξίζει, παρόλα αυτά, να σημειωθεί ότι η μελέτη που εξέτασε τα ψάρια δεν μπορεί να συσχετίσει τα μικροπλαστικά με τη βιοσυσώρευση της δισφαινόλης A, των εννεύλοφαινολών και των PCBs (Rochman et al., 2014).

Συνολικά, είναι σαφές ότι τα μικροπλαστικά μπορούν να αποτελέσουν πηγή χημικών ουσιών εφόσον προσληφθούν από τους θαλάσσιους οργανισμούς. Αυτό που είναι λιγότερο σαφές, είναι ο βαθμός στον οποίο τα μικροπλαστικά αποτελούν μια σημαντική πηγή τοξικών ουσιών για τους οργανισμούς. Όπως προαναφέρθηκε, ο ποσοτικός προσδιορισμός των μικροπλαστικών ως πηγή χημικών ουσιών για βιοσυγκέντρωση και βιοσυσώρευση είναι δύσκολο να απομονωθεί από άλλες πηγές στη φύση. Υπάρχουν διάφορες παράμετροι που θα επηρεάσουν το ενδεχόμενο μεταφοράς χημικών ουσιών σε βαθμό που να προκαλεί βλάβη. Η μεταφορά των χημικών ουσιών θα επηρεάζεται από εξωτερικούς παράγοντες όπως ο τύπος πλαστικού, το μέγεθος και η ποσότητα, η συγκέντρωση και οι ιδιότητες (π.χ. υδροφοβία, ευαισθησία στο μεταβολισμό) των χημικών ουσιών στο πλαστικό και στον οργανισμό, η οικολογία (ιδιαίτερα το τροφικό επίπεδο) και η φυσιολογία του ζώου (GESAMP, 2016).



Εικόνα 8 Πιθανά σενάρια βιοσυσσώρευσης τοξικών χημικών ενώσεων μέσω της λήψης μικροπλαστικών σε σύγκριση με την απλή έκθεση των οργανισμών στις χημικές ουσίες (Tourinho et al., 2019)

Στην Εικόνα 8 παρουσιάζονται πιθανά σενάρια για τις επιδράσεις των μικροπλαστικών στην πρόσληψη / βιοσυσσώρευση τοξικών χημικών ενώσεων. Στο πρώτο σενάριο (Εικόνα 8B), η παρουσία των μικροπλαστικών δεν επηρεάζει τη βιοσυσσώρευση η οποία είναι παρόμοια με την απλή έκθεση του οργανισμού στις χημικές ουσίες (Εικόνα 8A). Αυτό μπορεί να σχετίζεται με: (1) την χαμηλή αλληλεπίδραση μεταξύ χημικών ενώσεων και μικροπλαστικών που οδηγεί σε χαμηλή ικανότητα απορρόφησης, (2) την χαμηλή πρόσληψη μικροπλαστικών από τον οργανισμό και (3) με το γεγονός ότι η συγκέντρωση τοξικών ενώσεων που προσροφάται στα μικροπλαστικά είναι αμελητέα σε σύγκριση με την πρόσληψη των χημικών ουσιών από άλλες πηγές έκθεσης (Tourinho et al., 2019).

Στην Εικόνα 8C τα μικροπλαστικά λειτουργούν σαν προσροφητές για τις χημικές ουσίες μειώνοντας την βιοσυσσώρευση. Η απορρόφηση των χημικών ουσιών στα μικροπλαστικά είναι σημαντική, αλλά με κάποιο τρόπο το προσοφημένο κλάσμα είναι λιγότερο διαθέσιμο στον οργανισμό. Αυτό μπορεί να οφείλεται στην ισχυρή ικανότητα προσρόφησης των μικροπλαστικών και την χαμηλή εκρόφησή τους στο έντερο του οργανισμού. Ως εκ τούτου, οι συνθήκες του εντέρου έχουν επίσης μεγάλη σημασία όσον αφορά την εκρόφηση των χημικών ουσιών από τα μικροπλαστικά και τη δυνητική χημική συσσώρευση από τους οργανισμούς. Μια μείωση στη βιοσυσσώρευση, δίνοντας τελικά αποτελέσματα όπως παρουσιάζεται στην Εικόνα 8C, θα μπορούσε επίσης να επιτευχθεί με την κατάποση των "καθαρών" μικροπλαστικών (Tourinho et al., 2019).

Το τελικό σενάριο (Εικόνα 8D) δείχνει τα μικροπλαστικά που δρουν ως φορέας βιοσυσσώρευσης. Σε αυτή την περίπτωση, τα υψηλά επίπεδα προσρόφησης συνδυασμένα με την απορρόφηση των μικροπλαστικών από τον οργανισμό και την εκρόφηση χημικών ουσιών στο έντερο οδηγούν σε αυξημένη βιοσυσσώρευση (Bakir et al., 2014). Επομένως, αυτό το σενάριο είναι πολύ πιθανό να συμβεί, εάν προκύψει υψηλότερη προσρόφηση των τοξικών χημικών ενώσεων στα μικροπλαστικά σε

συνδυασμό με πρόσληψη μεγάλης ποσότητας σωματιδίων από κάποιον οργανισμό (Tourinho et al., 2019).

3.5 Εκτίμηση της Σημασίας της Μεταφοράς Τοξικών Χημικών Ενώσεων από τα Μικροπλαστικά στους Οργανισμούς

Η εκτίμηση της έκθεσης των οργανισμών μέσω των μικροπλαστικών σε τοξικές ουσίες είναι χρήσιμη σε ένα πλαίσιο αξιολόγησης κινδύνου, αλλά είναι πολύπλοκη και απαιτεί διάφορες παραδοχές. Τα δημοσιευμένα μοντέλα μπορούν να υιοθετηθούν ως πλαίσιο για την εκτίμηση της μεταφοράς χημικών ουσιών (Koelmans et al., 2013). Οι τιμές για κάθε μεταβλητή που απαιτούνται για την επίλυση των εξισώσεων μέσα σε αυτά τα μοντέλα, μπορούν να συγκεντρωθούν από την υπάρχουσα βιβλιογραφία. Για παράδειγμα, οι περισσότερες μελέτες παρέχουν το εύρος και τη μέση τιμή των συγκεντρώσεων των χημικών ουσιών που βρίσκονται στα μικροπλαστικά. Οι περισσότερες μελέτες προσδιορίζουν επίσης τις συγκεντρώσεις μικροπλαστικών στο περιβάλλον και στους θαλάσσιους οργανισμούς, οι οποίες μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τον υπολογισμό της μάζας του απορροφημένου πλαστικού.

Ο ρυθμός μεταφοράς χημικών ουσιών από τα μικροπλαστικά στους θαλάσσιους οργανισμούς μετά από έκθεσή τους σε αυτά στο εργαστήριο, μπορεί να υπολογιστεί χρησιμοποιώντας αυτές τις εξισώσεις με δεδομένα από προηγούμενες εργαστηριακές μελέτες. Οι θαλάσσιοι οργανισμοί μπορούν να επιλεγούν βάσει των στόχων της αξιολόγησης κινδύνου. Συνήθως οι αξιολογήσεις αυτές περιλαμβάνουν ψάρια, δίθυρα και θαλάσσια πτηνά. Κάθε μία από αυτές τις ομάδες είναι γνωστό ότι καταναλώνει μικροπλαστικά στη φύση και έχουν διεξαχθεί εργαστηριακές μελέτες για τη μέτρηση της μεταφοράς χημικών ουσιών σε παρόμοιους οργανισμούς.

Στη φύση, υπάρχουν πολλοί παράγοντες που θα επηρεάσουν τον ρυθμό αφομοίωσης, όπως η έκπλυση, η εκρόφηση και η κατανομή χημικών ουσιών μεταξύ του μικροπλαστικού, του εντέρου και του ιστού των οργανισμών. Επιπλέον παίζουν σημαντικό ρόλο οι φυσικοχημικές ιδιότητες των μικροπλαστικών, η μεταβολική ικανότητα των οργανισμών, ο χρόνος συγκράτησής τους από τους οργανισμούς, το είδος των χημικών ενώσεων αλλά και το είδος των οργανισμών (GESAMP, 2016).

4.Επιπτώσεις Τοξικών Χημικών Ενώσεων στους Θαλάσσιους Οργανισμούς

Αρκετές εργαστηριακές μελέτες αλλά και έρευνες πεδίου, έχουν αναφέρει ότι ένα ευρύ φάσμα θαλάσσιων οργανισμών από μικρά ασπόνδυλα έως μεγάλα σπονδυλωτά είναι ευαίσθητα στην πρόσληψη μικροπλαστικών με θανατηφόρα αποτελέσματα υπό διαφορετικές περιβαλλοντικές συνθήκες. Τα μικροπλαστικά τα οποία έχουν υψηλές συγκεντρώσεις POPs μπορούν να μεταφερθούν σε ωκεανούς και να ρυπάνουν διαφορετικά οικοσυστήματα (Zarfl and Matthies, 2010) ή να απορροφηθούν από θαλάσσιους οργανισμούς με αποτέλεσμα οι τοξικές χημικές ενώσεις να μεταφερθούν στον οργανισμό τους (Thompson et al., 2005). Πολλοί POPs θεωρούνται τοξικοί, προκαλούν ενδοκρινικές διαταραχές, μεταλλαξογένεση ή / και καρκινογένεση και μπορούν να βιοσυσσωρευτούν σε οργανισμούς υψηλότερων τροφικών επιπέδων. Εντούτοις, μέχρι τα τελευταία χρόνια δεν ήταν σαφές εάν οι τοξικές ουσίες που προσκολλήθηκαν σε πλαστικό υλικό θα απελευθερώνονταν μετά την κατάποση (Thompson et al., 2005).

Γενικά, οι θαλάσσιοι οργανισμοί αλληλεπιδρούν με τα μικροπλαστικά χωρίς εμφανή αποτελέσματα. Εντούτοις, μετά την κατάποση, τα σωματίδια δεν μπορούν να αφομοιωθούν ή να απορροφηθούν, επειδή οι θαλάσσιοι οργανισμοί δεν έχουν τις απαιτούμενες ενζυματικές οδούς διάσπασης των συνθετικών πολυμερών και συνεπώς θα μπορούσαν να θεωρηθούν βιο-αδρανή (Andrady, 2011). Είναι ευρέως γνωστό ότι η κατάποση μικροπλαστικών μπορεί να προκαλέσει διαφορετικά προβλήματα. Η ανησυχία οφείλεται στην ικανότητα των μικροπλαστικών να απορροφούν και να συσσωρεύουν μέταλλα και έμμοτους οργανικούς ρύπους (POPs), όπως οι πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες (PAH), τα πολυχλωροδιφαινύλια (PCB), οι πολυβρωμοδιφαινυλαιθέρες (PBDE) και το διχλωροδιφαινύλιο-τριχλωροαιθάνιο (DDTs) από το περιβάλλον (Rochman et al., 2014).

Τα μικροπλαστικά μπορούν επίσης να επηρεάσουν τη λειτουργία και την υγεία του θαλάσσιου ζωοπλαγκτόν (Cole et al., 2013, Lee et al., 2013). Παρατηρήθηκε μείωση της σίτισης του ζωοπλαγκτόν έπειτα από κατάποση σφαιριδίων πολυστυρενίου (Cole et al., 2013). Επιπλέον, τα ενήλικα θηλυκά και οι νύμφες των κοπήποδων *Tigriopus japonicus* επέζησαν της οξείας έκθεσης, αλλά παρατηρήθηκαν αυξημένα ποσοστά θνησιμότητας μετά από μια δοκιμή χρόνιας τοξικότητας (Lee et al., 2013).

Οι επιδράσεις των συμβατικών και βιοαποδομήσιμων μικροπλαστικών [πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE) και πολυγαλακτικό οξύ (PLA)], σε χαμηλές αλλά και

υψηλές συγκεντρώσεις (0,8 $\mu\text{g} / \text{L}$ και 80 $\mu\text{g} / \text{L}$), χρησιμοποιώντας πειράματα εξωτερικών μεσοκόσμων, αξιολογήθηκαν για το είδος μυδιού *Ostrea edulis* και τις σχετικές βενθικές κοινότητες (Green, 2016). Μετά από 60 ημέρες έκθεσης, παρατηρήθηκε ότι τα ποσοστά αναπνοής ήταν αυξημένα σε απόκριση στις υψηλές συγκεντρώσεις PLA, υποδηλώνοντας ότι τα βιοδιασπώμενα μικροπλαστικά προκαλούσαν στρες στα μύδια.

Παρόμοια αποτελέσματα έχουν αποδειχθεί για τα ποσοστά αναπνοής του *Arenicola marina*, σε απόκριση υψηλών δόσεων PLA, HDPE και PVC σε αμμώδη ιζήματα. Παρατηρήθηκε επίσης μείωση των ενεργειακών αποθεμάτων, που θα μπορούσε να οφείλεται όχι μόνο στη φλεγμονώδη απόκριση στους ιστούς αλλά και στη μείωση της τροφής λόγω ψευδούς κορεσμού ή στη συσσώρευση μικροπλαστικών στην πεπτική κοιλότητα (Wright et al., 2013a). Συνεπώς, το άγχος μπορεί να επηρεάσει την κατάσταση της υγείας και τη συμπεριφορά του θαλάσσιου πολύχαιτου *Arenicola marina*, συμπεριλαμβανομένης της διατροφικής συμπεριφοράς και της επανεπεξεργασίας των ιζημάτων, με αρνητικές επιπτώσεις στις οικολογικές διεργασίες (Green et al., 2016). Επιπλέον, κάτω από έκθεση σε υψηλή συγκέντρωση πλαστικού, η *Arenicola marina* συσσωρεύει εννεύλοφαινόλη και τρικλοζάνη από το PVC με ενδείξεις για διαταραχές των ανοσολογικών λειτουργιών και φυσιολογικό στρες και θνησιμότητα (Browne et al., 2013).

Οι βενθικοί οργανισμοί και ιδιαίτερα τα μύδια του γένους *Mytilus*, όπως το είδος *Mytilus edulis* και *Mytilus galloprovincialis* χρησιμοποιούνται συνήθως ως βιοδείκτες για την αξιολόγηση της κατάστασης των υδάτινων περιοχών και για την παρακολούθηση των θαλάσσιων ρύπων (Capillo et al., 2018). Τα μύδια δεν έχουν επιλεκτικό τρόπο σίτισης, φιλτράρουν μια μεγάλη ποσότητα νερού και είναι σε θέση να καταπιούν και να συσσωρεύσουν στους ιστούς τους μεγάλες ποσότητες σωματιδίων χαμηλής ποιοτικής αξίας συμπεριλαμβανομένων και των μικροπλαστικών καθώς και τις χημικές τοξικές ενώσεις που είναι προσροφημένα σε αυτά. Παρόλα αυτά, αρκετές μελέτες έχουν αποδείξει ότι η κύρια επίδραση που οφείλεται στη συσσώρευση των χημικών ουσιών στα μύδια, είναι η κυτταρική βλάβη σε απόκριση του οξειδωτικού στρες (Sureda et al., 2018, Pagano et al., 2017).

Σε εργαστηριακές μελέτες, το μπλε μύδι *Mytilus edulis* έχει αποδειχθεί ότι συσσωρεύει μικροπλαστικά πολυστυρενίου στην πεπτική του κοιλότητα, κυρίως σφαιρίδια μεγέθους 2 μm , και σωληνάκια μεγέθους 4-16 μm , εντός 12 ωρών από την έκθεσή του στα σωματίδια στο θαλασσινό νερό (Browne et al., 2008). Επιπλέον, βρέθηκαν σφαιρίδια πολυστυρενίου μεγέθους 3 μm και 9,6 μm , στο αιμόλυμμα και τα αιμοκύτταρα, γεγονός που έδειξε ότι τα μικροπλαστικά είχαν μεταφερθεί από το έντερο στο κυκλοφορικό σύστημα με σοβαρές γι αυτά συνέπειες. Οι Von Moos et al., (2012) παρακολούθησαν σωματίδια πολυαιθυλενίου υψηλής πυκνότητας (HDPE) να μεταφέρονται στο λυσοσωμικό σύστημα των μυδιών μετά από τρεις ώρες έκθεσης. Τα σωματίδια εισήλθαν στα μύδια από τα βράγχια τους, μεταφέρθηκαν από το πεπτικό

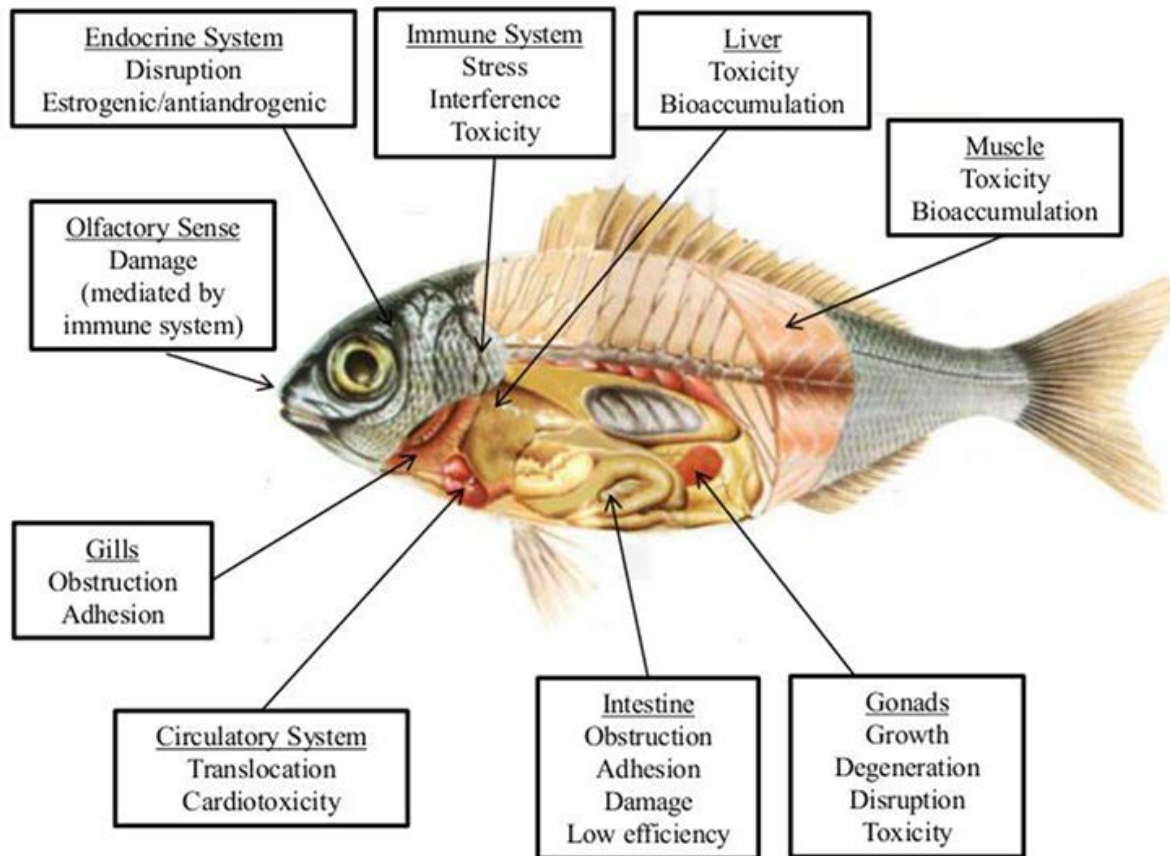
σύστημα στο λυσοσωμικό σύστημα πυροδοτώντας μια φλεγμονώδη ανοσολογική αντίδραση.

Συγκεκριμένα, παρατηρήθηκε πρώιμος σχηματισμός κοκκιοκυττάρων (φλεγμονή), αύξηση των αιμοκυττάρων και σημαντική μείωση της σταθερότητας της λυσοσωμικής μεμβράνης (Browne et al., 2008). Επιπλέον, η ποσότητα ενέργειας που αποδίδεται στις λειτουργίες του ανοσοποιητικού συστήματος θα μπορούσε να μειωθεί οδηγώντας σε βλάβες όλων των φυσιολογικών διεργασιών. Αυτό θα μπορούσε να οδηγήσει σε διαταραχή της ατομικής φυσικής κατάστασης και τελικά να επηρεάσει το οικοσύστημα. Ωστόσο πρέπει να σημειωθεί ότι για να μπορέσουν οι συγκεκριμένες μελέτες να προσδιορίσουν τους τρόπους με τους οποίους τα μικροπλαστικά εισέρχονται στους οργανισμούς, χρησιμοποιήθηκαν υψηλές συγκεντρώσεις σωματιδίων οι οποίες υπερέβαιναν εκείνες που υπάρχουν στο φυσικό περιβάλλον.

Επιπλέον, η συνεχής κατάποση και συσσώρευση μικροπλαστικών στα δίθυρα θα μπορούσε να έχει ως αποτέλεσμα χρόνιες επιδράσεις. Οι Avio et al., (2015), αφού επιβεβαίωσε την ικανότητα του *Mytilus edulis* να καταπιεί και να συσσωρεύει μικροπλαστικά τόσο καθαρά όσο και μολυσμένα, βρήκαν αυξημένη συγκέντρωση πυρενίου στον πεπτικό αδένα των μυδιών που είχαν εκτεθεί σε μικροπλαστικά αλλά και σε πυρένιο, σε σύγκριση με τα μύδια που είχαν εκτεθεί μόνο σε πυρένιο, αποδεικνύοντας την ικανότητα των μικροπλαστικών να λειτουργούν ως φορείς οξικών ουσιών.

Οι ερευνητές ανακάλυψαν ότι οι υψηλές συγκεντρώσεις πυρενίου σε μύδια προκάλεσαν διάφορα αποτελέσματα όχι μόνο σε κυτταρικό επίπεδο (π.χ. αλλοίωση των ανοσολογικών παραμέτρων, οξειδωτικό στρες, νευροτοξικότητα και γονιδιοτοξικότητα) αλλά και σε μεταγραφικό επίπεδο (π.χ. ρύθμιση της αποπτωτικής διαδικασίας, κύκλος κιτρικού και αραχιδονικού οξέος, μεταβολισμός). Η ανησυχία για τα αποτελέσματα των μικροπλαστικών στα μύδια αυξάνεται, όχι μόνο για τον κεντρικό ρόλο που έχουν στην τροφική αλυσίδα ή ως συστατικό της δομής του βενθικού οικοσυστήματος (Browne et al., 2008) αλλά και επειδή τα δίθυρα όπως το *Mytilus edulis* είναι πολύ διαδεδομένα είδη στη βιομηχανία τροφίμων.

Οι επιδράσεις της πρόσληψης μικροπλαστικών από διάφορα είδη ψαριών έχουν επίσης τεκμηριωθεί ευρέως από διάφορους ερευνητές. Επιπλέον, αρκετοί ερευνητές έχουν μελετήσει σε ελεγχόμενες συνθήκες τα αποτελέσματα της πρόσληψης μικροπλαστικών σε είτε μεμονωμένα είτε ως φορείς τοξικών ουσιών. Μικροπλαστικά, κυρίως σφαιρίδια πολυαιθυλενίου (PE) μεγέθους 1-5 μm εμπλουτισμένων με πυρένιο, έχει αναφερθεί ότι μειώνουν σημαντικά τη δραστικότητα της ακετυλοχολινεστεράσης (AChE) σε νεαρά άτομα ηλικιακού γκρούπ 0+, και μήκους 1,0-1,2cm.



Εικόνα 9 Επιπτώσεις μικροπλαστικών στα ψάρια (Espinosa et al., 2016)

Τα ρυπασμένα σωματίδια μείωσαν επίσης τη δραστικότητα της ισοκυτταρικής δεϋδρογενάσης (IDH), δείχνοντας την τοξικολογική αλληλεπίδραση μεταξύ των μικροπλαστικών και του πυρενίου, ενώ αύξησε τη συγκέντρωση των μεταβολιτών του χολικού πυρενίου, υποδηλώνοντας ότι τα μικροπλαστικά θα μπορούσαν να διαμορφώσουν τόσο τη βιοδιαθεσιμότητα όσο και τη βιομετατροπή του πυρενίου (Oliveira et al., 2013). Επιπρόσθετα, τα καθαρά μικροπλαστικά καθυστέρησαν τη θνησιμότητα των ψαριών, ενώ παρατηρήθηκε 100% θνησιμότητα σε ψάρια μετά από έκθεση 96 ωρών σε πολυαιθυλένιο (PE) εμπλουτισμένο με 200 $\mu\text{g} / \text{L}$ πυρενίου (Oliveira et al., 2013).

Η έκθεση σε σφαιρίδια πολυαιθυλενίου (PE) εμπλουτισμένα με χρώμιο (Cr), μείωσε σημαντικά τις αρπακτικές ικανότητες νεαρών ατόμων ενώ δεν παρατηρήθηκε καμιά αλλαγή στις επιδόσεις τους όταν εκτέθηκαν στο μέταλλο ξεχωριστά (Luís et al., 2015). Στην άγρια φύση, η μείωση της αρπακτικής δραστηριότητας θα μπορούσε να οδηγήσει σε μείωση της ικανότητας των νεογνών στη σύλληψη των θηραμάτων τους αλλά και στην αποφυγή των θηρευτών τους. Συνεπώς, υπάρχει η πιθανότητα μείωσης της ατομικής ικανότητας και κατά συνέπεια της ικανότητας του πληθυσμού με συνέπειες για τους ρυθμούς ανάπτυξης των νεαρών και την επιβίωση των ειδών.

Επιπλέον, τα μικροπλαστικά μπορούν επίσης να αλλάξουν τη βιοδιαθεσιμότητα και τις οδούς απορρόφησης μεταλλικών προσμείξεων. Με αυτή την έννοια, οι Khan et al., (2015) έχουν διερευνήσει την επίδραση των σφαιριδίων πολυαιθυλενίου (PE) στην πρόσληψη και τον εντοπισμό του αργύρου (Ag) σε ψάρι ζέβρα (*Danio rerio*). Οι Lu et al., (2016) ανέφεραν την παρουσία μικροπλαστικών με διάμετρο 5 μm στα βράγχια, το έντερο και το συκώτι του *Danio rerio* και τη συσσώρευση σφαιριδίων πολυστυρενίου διαμέτρου 20 μm μόνο στα βράγχια και στο έντερο.

Η συσσώρευση μικροπλαστικών σφαιριδίων πολυστερίνης προκάλεσε φλεγμονή και συσσώρευση λιπιδίων στο ήπαρ των ψαριών. Επίσης, παρατηρήθηκε σημαντική αύξηση των αντιοξειδωτικών ενζύμων όπως η δισμουτάση υπεροξειδίου (SOD) και η καταλάση (CAT), υποδεικνύοντας ότι τα μικροπλαστικά είναι υπεύθυνα για την δημιουργία οξειδωτικού στρες. Επιπλέον, η έκθεση του *Danio rerio* σε μικροπλαστικά προκάλεσε την τροποποίηση των μεταβολικών οδών στο ήπαρ των ψαριών και την αλλοίωση του λιπιδικού και ενεργειακού μεταβολισμού (Lu et al., 2016).

Τα σωματίδια πολυαιθυλενίου με ή χωρίς προσροφημένους χημικούς ρύπους από το θαλάσσιο περιβάλλον μπορεί να μεταβάλλει τη λειτουργία του ενδοκρινικού συστήματος σε ενήλικα ζώα του είδους *Oryzias latipes* (Rochman et al., 2014). Η κύρια ανησυχία θα πρέπει να είναι τα μόνιμα αποτελέσματα που μπορεί να έχει η έκθεση κατά τη διάρκεια των πρώτων σταδίων ανάπτυξης ενός οργανισμού, τα οποία ενδέχεται να θέσουν σε κίνδυνο την αναπαραγωγική τους ικανότητα και να βλάψουν τους πληθυσμούς των ψαριών (Rochman et al., 2014).

Τα μικροπλαστικά έχουν τη δυνατότητα να προσλαμβάνονται από είδη κητοειδών, συμπεριλαμβανομένης της φάλαινας μπαλένας. Αρκετοί τύποι συνθετικών πολυμερών (PE, PP, PVC, PET και νάυλον) και διαφορετικά σχήματα σωματιδίων (φύλλα, θραύσματα και σπειρώματα) έχουν βρεθεί στα έντερα της φάλαινας *Megaptera novaeangliae* (Besseling et al., 2015). Η πρόσληψη μικροπλαστικών και η εμπλοκή τους σε πλαστικά υπολείμματα μπορεί να προκαλέσουν χρόνιες και οξείες βλάβες και να αυξήσουν το φορτίο των τοξικών ουσιών, με αποτέλεσμα τη θνησιμότητα στα κητώδη (Baulch and Perry, 2014). Η παρουσία υψηλών ποσοτήτων μικροπλαστικών στη γαστρεντερική οδό των φαλαινών θα μπορούσε να προκαλέσει βλάβη στις πεπτικές διαδικασίες και στην απόφραξη του εντερικού σωλήνα (Besseling et al., 2015).

Πρόσφατα, οι Fossi et al., (2016) πρότειναν τη χρήση φθαλικών ως ιχνηθετών για τη διερεύνηση της κατάποσης μικροπλαστικών και της βιοσυσσώρευσης στις φάλαινες *Balaenoptera physalus*, καθώς τα υψηλά επίπεδα φθαλικών ενώσεων που ανιχνεύτηκαν στη στήλη νερού συμπίπτουν με αυτά που βρέθηκαν στα εξεταζόμενα δείγματα λίπους των φαλαινών. Στην πραγματικότητα, έχει αποδειχθεί ότι η έκθεση σε υψηλές συγκεντρώσεις φθαλικών ενώσεων μπορεί να μεταβάλλει τις αντιοξειδωτικές άμυνες και άλλους μηχανισμούς που εμποδίζουν την καταστροφή των κυττάρων με αποτέλεσμα το οξειδωτικό στρες και τις πιθανές διαταραχές του ενδοκρινικού

συστήματος στο συγκεκριμένο είδος (Fossi et al., 2016). Τα αποτελέσματα αυτά υποδεικνύουν ότι οι φάλαινες εκτίθενται σε μεγαλύτερο τοξικολογικό κίνδυνο στην άγρια φύση.

Τα μικροπλαστικά αποτελούν σοβαρή απειλή για όλα τα είδη υπό προστασία όπως οι θαλάσσιες χελώνες, που υπόκεινται σε μια ολόκληρη σειρά ανθρωπογενών παραγόντων άγχους, συμπεριλαμβανομένης της κατάποσης των πλαστικών (Nelms et al., 2015). Άμεση κατάποση μπορεί να συμβεί όταν τα σωματίδια αναμειγνύονται με τα θηράματά τους ενώ έμμεση κατάποση μπορεί να συμβεί όταν προσλαμβάνονται ρυπασμένα θηράματα, όπως τα μαλάκια και τα καρκινοειδή που έχουν απορροφήσει και αφομοιώσει μικροπλαστικά στους ιστούς τους (Nelms et al., 2015). Η πρόσληψη μικροπλαστικών σε θαλάσσιες χελώνες μπορεί να προκαλέσει σοβαρές βλάβες στο πεπτικό σύστημα, να παρεμποδίσει την εντερική οδό και να μειώσει το ερέθισμα της τροφής, που με την πάροδο του χρόνου θα μπορούσε να οδηγήσει σε υποσιτισμό ο οποίος τελικά να τους προκαλέσει θάνατο (Nelms et al. 2015).

Οι μεγάλες ποσότητες μικροπλαστικών που συσσωρεύονται στο έντερό τους μπορεί να μεταβάλουν τη συμπεριφορά κολύμβησης και τον έλεγχο πλευστότητας, επηρεάζοντας αρνητικά την επιθετική δραστηριότητα και την ικανότητα αποφυγής των θηρευτών τους. Επιπλέον, παρατηρήθηκαν αρνητικές επιπτώσεις όπως η μείωση των ρυθμών ανάπτυξης και η υπογονιμότητα, γεγονός που δείχνει ότι τα μικροπλαστικά αποτελούν απειλή για τη σταθερότητα και τη βιωσιμότητα των πληθυσμών των θαλάσσιων χελωνών. Τέλος, η κατάποση μικροπλαστικών μπορεί να επηρεάσει την κατάσταση υγείας των χελωνών, αλλάζοντας τη λειτουργία του ανοσοποιητικού συστήματος με αποτέλεσμα την αυξημένη ευαισθησία σε ασθένειες (Nelms et al., 2015).

Μια πρόσφατη μελέτη από τους Nobre et al., (2015), αξιολόγησε την τοξικότητα των μικροπλαστικών στην εμβρυϊκή ανάπτυξη του αχινού *Lytechinus variegatus*, χρησιμοποιώντας τόσο παρθένα σφαιρίδια όσο και σφαιρίδια που συλλέχθηκαν από αμμόδεις παραλίες. Η έρευνα βασίστηκε στην υπόθεση ότι τα παρθένα σφαιρίδια θα ήταν πιο τοξικά σε σχέση με εκείνα που συλλέχθηκαν από τις ακτές λόγω του ότι τα πρώτα θα είχαν την ικανότητα να απελευθερώσουν τα χημικά τους πρόσθετα στους οργανισμούς ενώ τα δεύτερα θα είχαν ήδη απελευθερώσει τα χημικά τους πρόσθετα στο περιβάλλον πριν προσληφθούν από τους οργανισμούς. Αποδείχθηκε ότι, πράγματι, τα παρθένα σωματίδια προκάλεσαν ανωμαλίες στην ανάπτυξη των λαρβών του αχινού σε μεγαλύτερο ποσοστό απ' ό,τι τα σωματίδια που συλλέχθηκαν από τις παραλίες.

Επιπλέον, τα μικροπλαστικά απορροφώνται εύκολα από πλαγκτονικούς οργανισμούς οι οποίοι μπορεί να αποτελέσουν οδό μεταφοράς σε δευτερογενείς και τριτογενείς καταναλωτές στη θαλάσσια τροφική αλυσίδα με επιπτώσεις στους ανθρώπους, οι οποίοι είναι οι τελικοί καταναλωτές. Είναι σημαντικό να υπογραμμιστεί ότι όσο μικρότερο είναι το μέγεθος των σωματιδίων τόσο μεγαλύτερες είναι και οι τοξικολογικές συνέπειες (Browne et al., 2008).

4.1 Οξειδωτικό Στρες-Πιθανός Μηχανισμός Αντίδρασης των Θαλάσσιων Οργανισμών στην Τοξικότητα των Μικροπλαστικών

Οι αναφορές ότι το πολυστυρένιο είναι ικανό να προκαλέσει οξειδωτικό στρες στο *Danio rerio* (Lu et al., 2016) και *Caenorhabditis elegans* (Lei et al., 2018) υποδηλώνουν ότι η τοξικότητα που προκαλείται από τα μικροπλαστικά οφείλεται στο σχηματισμό ελευθέρων ριζών. Αυτές οι ρίζες, οι οποίες μπορούν να προέρχονται από μόρια οξυγόνου ή και αζώτου (αντιδραστικά είδη οξυγόνου, ROS), όταν υπερπαραχθούν, μπορούν να μεταβάλουν τη φυσιολογική ομοιόσταση των κυτταρικών συστατικών μέσω της καταστολής της δραστηριότητας αντιοξειδωτικών συστημάτων (Οξειδωτικό στρες). Η υπερβολική παραγωγή του ROS (οξειδωτικό στρες) συνήθως συνοδεύεται από βλάβη κυτταρικών μακρομορίων, συμπεριλαμβανομένων των δομών DNA, υδατανθράκων, λιπιδίων και πρωτεϊνών. Αυτή η βλάβη μπορεί να σχετίζεται με αστάθεια γονιδιώματος, βιοχημικές και φυσιο-παθολογικές αλλοιώσεις και καρκινογένεση. Επομένως, για να αυξηθεί η επιστημονική γνώση σχετικά με τους λεπτομερείς μηχανισμούς με τους οποίους τα μικροπλαστικά προκαλούν οξειδωτική βλάβη στο βιολογικό σύστημα των οργανισμών, οδήγησε σε περαιτέρω έρευνες.

Οι Tang et al., (2018), χρησιμοποίησαν κοράλλια του είδους *Pocillopora damicornis*, εκθέτοντας τα σε υψηλές συγκεντρώσεις μικροπλαστικών πολυστυρενίου για 24 ώρες. Το πολυστυρένιο αύξησε σημαντικά τη δραστηριότητα της υπεροξειδικής δισμουτάσης και της καταλάσης (αντιοξειδωτικά ένζυμα) και μείωσε τη S-τρανσφεράση της γλουταθειόνης (ένζυμο αποτοξίνωσης) και της αλκαλικής φωσφατάσης (ανοσοποιητικό ένζυμο) κατά τη διάρκεια της έκθεσης. Επίσης, άλλη μελέτη των Tang et al., (2018), έδειξε ότι η πρόκληση οξειδωτικού στρες στο κοράλλι *Pocillopora damicornis*, μετά από έκθεσή του σε μικροπλαστικά, εμποδίζει την αποτοξίνωση και καταστέλλει το ανοσοποιητικό σύστημα. Επίσης, όπως και στην προηγούμενη αναφορά, το πολυστυρένιο προκάλεσε φλεγμονή και οξειδωτικό στρες ενεργοποιώντας τη δραστηριότητα της υπεροξειδικής δισμουτάσης και καταλάσης στο ήπαρ του *Danio rerio* (Lu et al., 2016). Αυτά τα ευρήματα επιβεβαίωσαν το οξειδωτικό στρες ως κύριο μηχανισμό που εμπλέκεται στην προερχόμενη από μικροπλαστικά, τοξικότητα στους οργανισμούς.

4.2 Φυσιο-παθολογικές Αλλοιώσεις και Αναπαραγωγικές Ανωμαλίες στους Θαλάσσιους Οργανισμούς

Με την επιβεβαίωση ότι τα μικροπλαστικά προκαλούν οξειδωτικό στρες στο βιολογικό σύστημα των οργανισμών (Lu et al., 2016, Lei et al., 2018, Tang et al., 2018), νέες μελέτες αξιολογούν τώρα τις επιπτώσεις των μικροπλαστικών στις γενικές μεταβολικές διεργασίες του σώματος των οργανισμών.

Οι Gardon et al., (2018), εξέθεσαν στρείδια *Pinctada margaritifera* σε σφαιρίδια πολυστυρενίου για 2 μήνες και παρακολουθούσαν τις επιπτώσεις του πολυστυρενίου στη συνολική φυσιολογία του ζώου μέσω της ταχύτητας πρόσληψης και αναπνοής, της αποτελεσματικότητας αφομοίωσης σε μια μεταβολική μέτρηση για τον προσδιορισμό του ατομικού ενεργειακού ισοζυγίου και των αναπαραγωγικών δυνατοτήτων. Το πολυστυρένιο προκάλεσε σημαντική μείωση της αποτελεσματικότητας της αφομοίωσης και της ανάπτυξης των εκτεθειμένων ατόμων. Επιπλέον, οι γονάδες των εκτεθειμένων στρειδιών στερηθήθηκαν την ενεργειακή ισορροπία που απαιτείται για τη διατήρηση του μεταβολισμού των ατόμων μέσω της παραγωγής μεταβολιτών που προέρχονται από τη φαγοκυττάρωση των γεννητικών κυττάρων.

Η μελέτη των Tallec et al., (2018), βρήκε σύμφωνη την μελέτη των Gardon et al., (2018) όπου σωματίδια πολυστυρενίου διαφόρων μεγεθών επηρέασαν τα τρία βασικά αναπαραγωγικά στάδια (γονιμοποίηση, εμβρυογένεση και μεταμόρφωση) των στρειδιών του Ειρηνικού (*Crassostrea gigas*). Τα μικροπλαστικά πολυστυρενίου μείωσαν σημαντικά την επιτυχία της γονιμοποίησης και την ανάπτυξη εμβρύων-λαρβών με πολυάριθμες δυσπλασίες που κορυφώθηκαν κατά το τελικό στάδιο της ανάπτυξης των εκτεθειμένων στρειδιών.

Οι Torre et al., (2014), σε προηγούμενες μελέτες, παρακολούθησαν την εμβρυοτοξικότητα σε λάρβες του αχινού *Paracentrotus lividus*, όταν εκτέθηκαν σε σωματίδια πολυστυρενίου κατά το αρχικό αναπτυξιακό στάδιο δηλαδή 48 ώρες μετά την γονιμοποίηση. Το πολυστυρένιο συσσωρεύτηκε στην πεπτική οδό των λαρβών και προκάλεσε σοβαρές αναπτυξιακές ατέλειες. Οι Pitt et al., (2018), χρησιμοποίησαν ενήλικα άτομα του είδους *Danio rerio*, εκτεθειμένα σε σωματίδια πολυστυρενίου για 7 ημέρες και παρακολούθησαν τη μεταφορά τους από τους γονείς στους απογόνους. Αποδείχθηκε ότι πολύ εύκολα μπορούν να επηρεαστούν τα έμβρυα των μολυσμένων ενήλικων ατόμων αφού ανιχνεύθηκε πολυστυρένιο στον κρόκο του λεκιθικού σάκου, στο γαστρεντερικό σωλήνα, στο ήπαρ και στο πάγκρεας των εμβρύων. Παρατηρήθηκε επίσης βραδυκαρδία στα έμβρυα. Το αποτέλεσμα της μελέτης οδήγησε στο συμπέρασμα ότι το πολυστυρένιο τροποποίησε το αντιοξειδωτικό σύστημα τόσο στους ιστούς ενήλικων ατόμων όσο και στα έμβρυά τους και επίσης μεταφέρθηκε από τις

μητέρες στους απογόνους. Ωστόσο, το PS δεν προκάλεσε σημαντικές φυσιολογικές διαταραχές.

5. Συμπεράσματα-Προτάσεις για Μελλοντική Έρευνα

Συμπερασματικά, με την αύξηση των ανθρωπίνων δραστηριοτήτων και την κακή διαχείριση των απορριμάτων, τα πλαστικά και τα μικροπλαστικά βρίσκονται παντού στα θαλάσσια οικοσυστήματα παγκοσμίως. Κατά τη διάρκεια της τελευταίας δεκαετίας, το αυξημένο επιστημονικό ενδιαφέρον για τα μικροπλαστικά οδήγησε σε μια σειρά ερευνών γύρω από την παρουσία τους και τις επιπτώσεις τους στο θαλάσσιο περιβάλλον. Παρόλα αυτά, τα θεμελιώδη ερωτήματα παραμένουν ακόμη αναπάντητα. Μια εξελισσόμενη σειρά τεχνικών δειγματοληψίας αποκάλυψε ότι τα μικροπλαστικά βρίσκονται παντού και αποτελούν έναν ρυπαντικό παράγοντα που κυριαρχεί σε όλη τη στήλη του νερού. Ωστόσο, η διαφορά του μεγέθους τους καθώς και η έλλειψη συγκρισιμότητας των μεθοδολογιών δειγματοληψίας τους, εμποδίζουν τον προσδιορισμό των χωρικών και χρονικών προτύπων αυτού του ρυπαντικού στοιχείου.

Τυπικά, η μεγαλύτερη αφθονία μικροπλαστικών συνδέεται με τις ακτές και του ωκεάνιους στροβίλους (ocean gyres) αλλά η τύχη τους είναι ασαφής. Θεωρητικά, τα μικροπλαστικά βυθίζονται λόγω βιοσυσσώρευσης, θραύονται σε μικρότερα σωματίδια ή απορροφώνται από το βιοτικό περιβάλλον. Η επαλήθευση όμως, τέτοιων υποθέσεων παρεμποδίζεται από την πολυπλοκότητα της δειγματοληψίας στα μεγάλα βάθη των ωκεανών και τη δυσκολία της συνήθους δειγματοληψίας και ανίχνευσης των μικροπλαστικών λόγω του μικρού τους μεγέθους.

Εργαστηριακές μελέτες και μελέτες πεδίου έχουν δείξει την κατανάλωση μικροπλαστικών από ένα εύρος θαλάσσιων οργανισμών, αν και παραμένει αδιευκρίνιστο σε ποιο βαθμό η κατάποση μικροπλαστικών από μόνη της θα έχει αρνητικές επιπτώσεις στην υγεία τους (π.χ. θνησιμότητα, νοσηρότητα και αναπαραγωγική επιτυχία) ή εάν μπορεί απλα να περάσει στην τροφική αλυσίδα χωρίς περαιτέρω προβλήματα. Αυτό προκαλεί μεγάλη ανησυχία επειδή τα μικροπλαστικά μπορούν να προκαλέσουν σημαντική βλάβη στους θαλάσσιους οργανισμούς και κατ' επέκτασιν στους ανθρώπους.

Η ανασκόπηση στη βιβλιογραφία έδειξε ότι οι συγκεντρώσεις τοξικών ουσιών ποικίλλουν μεταξύ των τοποθεσιών, υποδηλώνοντας ότι η ρύπανση αντιπροσωπεύει ένα τοπικό πρόβλημα. Μικροπλαστικά προερχόμενα από περιοχές με υψηλή ρύπανση περιέχουν υψηλότερα επίπεδα τοξικών ουσιών από εκείνα που προέρχονται από λιγότερο ρυπασμένες περιοχές. Επίσης ο τύπος και οι ιδιότητες των μικροπλαστικών καθώς και ο τύπος και οι συγκεντρώσεις των χημικών ουσιών σε συνδυασμό με τις ιδιότητες του περιβάλλοντος, παίζουν σημαντικό ρόλο στην συμπεριφορά προσρόφησης και εκρόφησης των σωματιδίων. Άλλος ένας σημαντικός παράγοντας

που επηρεάζει τις διαδικασίες προσρόφησης και εκρόφησης είναι το χρονικό διάστημα που τα μικροπλαστικά βρίσκονται εκτεθημένα στις συνθήκες του περιβάλλοντος καταλήγοντας στο συμπέρασμα ότι τα παλαιότερα μικροπλαστικά που έχουν υποστεί έντονη υποβάθμιση έχουν υψηλότερη ικανότητα απορρόφησης χημικών ουσιών.

Τα πρόσθετα που χρησιμοποιούνται στα πλαστικά μπορούν να μεταναστεύσουν από το εσωτερικό των σωματιδίων, στην επιφάνειά τους, και από την επιφάνειά τους στο εξωτερικό περιβάλλον. Τα χημικά πρόσθετα στα πλαστικά έχουν την τάση να αυξάνουν τις συγκεντρώσεις των τοξικών χημικών ουσιών που απορροφώνται από το περιβάλλον.

Παρόλο που ο αριθμός των μελετών αυξάνεται, η απορρόφηση των χημικών τοξικών ενώσεων από τα μικροπλαστικά είναι ένα πολύ περίπλοκο θέμα που δεν είναι πλήρως κατανοητό, και κατά συνέπεια απαιτούνται επιπλέον έρευνες για την αποδαφήβιση των σχετικών διεργασιών. Επί του παρόντος, δεν υπάρχουν επαρκείς πληροφορίες σχετικά με τους μηχανισμούς προσρόφησης και εκρόφησης των τοξικών χημικών ουσιών πάνω στα μικροπλαστικά. Ωστόσο, είναι γνωστό ότι οι μηχανισμοί προσρόφησης περιλαμβάνουν την υδρόφοβη προσρόφηση, την προσρόφηση με τη βοήθεια βιοφίλμ και την προσρόφηση από τους προστιθέμενους πλαστικοποιητές.

Οι μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί ως τώρα δείχνουν ότι οι υδρόφοβες τοξικές ενώσεις έλκονται από τις υδρόφοβες δυνάμεις στις ουδέτερες περιοχές της επιφάνειας των μικροπλαστικών ενώ οι υδρόφιλες ή φορτισμένες τοξικές ενώσεις έλκονται από τις αρνητικά φορτισμένες περιοχές στην επιφάνεια των μικροπλαστικών με ηλεκτροστατικές αλληλεπιδράσεις. Οι ικανότητες προσρόφησης των μικροπλαστικών θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν για την εκτίμηση της κατανομής των τοξικών χημικών ενώσεων σε ένα περιβάλλον που περιέχει σημαντική ποσότητα από αυτά τα σωματίδια.

Τα αποτελέσματα της τοξικότητας συμφωνούν σε κάποιο βαθμό με τα δεδομένα προσρόφησης. Ωστόσο, μια υψηλότερη προσρόφηση σε μικροπλαστικά δεν οδηγεί πάντοτε σε υψηλότερη τοξικότητα ή βιοσυσσώρευση του ρυπαντικού παράγοντα. Παρόλο που τα μικροπλαστικά δεν μπορούν να δράσουν ως φορέας βιοσυσσώρευσης, υπάρχουν κάποιες ενδείξεις ότι είναι πιθανό να επηρεάσουν την διαδικασία πρόσληψης και απομάκρυνσης χημικών προσμείξεων σε οργανισμούς, καθώς και τους μηχανισμούς τοξικότητας σε μοριακό και φυσιολογικό επίπεδο.

Τα μικροπλαστικά είναι ικανά να προσροφούν οργανικούς ρύπους και μέταλλα και λόγω του μικρού τους μεγέθους να μετατοπίζονται στις γαστρεντερικές μεμβράνες μέσω μηχανισμών που μοιάζουν με ενδοκυττάρωση στους ιστούς και τα όργανα. Επίσης το οξειδωτικό στρες που προκαλείται εξαιτίας των τοξικών χημικών ενώσεων στους οργανισμούς, οδηγεί σε ανοσολογικές αποκρίσεις, διαταραχή του ενδοκρινικού συστήματος, νευροτοξικότητα, αναπαραγωγικές ανωμαλίες και εμβρυοτοξικότητα.

Οι επιπτώσεις από τη ρύπανση του θαλάσσιου περιβάλλοντος από πλαστικά και μικροπλαστικά συνεχίζει να είναι ένα μεγάλο περιβαλλοντικό πρόβλημα που διογκώνεται συνεχώς παρα τις διεθνείς εκκλήσεις για περιορισμό της χρήσης πλαστικών και της μείωσης των πλαστικών απορριμμάτων. Όσο δεν γίνονται κατανοητές από τους πολίτες και τις κυβερνήσεις όλων των χωρών του κόσμου οι επιπτώσεις της ρύπανσης από πλαστικά και μικροπλαστικά στην υγεία και λειτουργία των θαλάσσιων οικοσυστημάτων, και δεν λαμβάνονται μέτρα για δραστικές και αποτελεσματικές λύσεις, το πρόβλημα θα διογκώνεται σε βαθμό που μπορεί να μην είναι πλέον διαχειρίσιμο στο άμεσο μέλλον.

Καμία μελέτη δεν έχει ως τώρα προσδιορίσει ρητά την πηγή των τοξικών χημικών ενώσεων που προσκολλώνται στα μικροπλαστικά, είτε προέρχονται από το περιβάλλον είτε από το ίδιο το πλαστικό. Εξακολουθεί να είναι πολύ δύσκολο να εκτιμηθούν οι κίνδυνοι χρόνιας έκθεσης των θαλάσσιων οργανισμών στα μικροπλαστικά και τα πρόσθετά τους. Αυτό οφείλεται στις περιορισμένες διαθέσιμες πληροφορίες σχετικά με το βαθμό διάσπασης και κατακερματισμού των μικροπλαστικών, την έκπλυση χημικών ουσιών από τα πλαστικά στο περιβάλλον και την είσοδό τους στην τροφική αλυσίδα. Επιπλέον, οι βιολογικές αποκρίσεις του μικροπλαστικού σε μοριακό επίπεδο είναι δύσκολο να ερμηνευθούν, καθώς η χημική δομή των σωματιδίων είναι σύνθετη και ευπροσάρμοστη.

Συνεπώς, απαιτείται έρευνα για την κατανόηση / γνώση των πηγών των τοξικών χημικών ενώσεων που απαντώνται στα μικροπλαστικά, είτε προέρχονται από πρόσθετα είτε από το περιβάλλον κατά τη διάρκεια της έκθεσης των σωματιδίων, ή προέρχονται από την αλληλεπίδραση και των δύο. Αν και έχει ήδη διαπιστωθεί ότι τα μικροπλαστικά αποτελούν φορείς μεταφοράς τοξικών χημικών ενώσεων στο περιβάλλον, υπάρχει ανάγκη για περαιτέρω μελέτη που να εκτιμάει την πιθανότητα μεταφοράς τους στους ιστούς και τα όργανα των θαλάσσιων οργανισμών καθώς και σε ποιο βαθμό, τελικά, επηρεάζουν αρνητικά το θαλάσσιο οικοσύστημα.

Παρόλο που αναλυτικές ανασκοπήσεις συνοψίζουν τις διαφορετικές "οικολογικές επιπτώσεις" των μικροπλαστικών στους θαλάσσιους οργανισμούς και τις πιθανότητες οικολογικής ανισορροπίας, δεν συζητείται ο πιθανός ρόλος συγκεκριμένων οργανισμών στην αποκατάσταση της λειτουργίας του οικοσυστήματος. Για παράδειγμα, ορισμένοι μελετητές (Οι Auta et al., 2017), αξιολογώντας τα αποτελέσματα και την τύχη των μικροπλαστικών που προσλαμβάνονται από τους θαλάσσιους οργανισμούς, προτείνουν ενέργειες όπως η ανάπτυξη μικροβιακών κοινοτήτων για την αποδόμηση των μικροπλαστικών και τον έλεγχο της ρύπανσης στο περιβάλλον. Επίσης, σύμφωνα με τους Sureda et al., (2006), υπάρχει πιθανότητα οι οργανισμοί να προσαρμοστούν σε ορισμένες συνθήκες, ειδικά όταν εκτίθενται σε χαμηλές συγκεντρώσεις ρυπαντικών χημικών ουσιών για μεγαλύτερο χρονικό διάστημα. Θα μπορούσαν να προσαρμόζονται εξελικτικά στην ύπαρξη υψηλών συγκεντρώσεων μικροπλαστικών στο περιβάλλον, οι

οποίες στο μέλλον δεν θα επηρεάζουν την ανάπτυξή τους. Παρά τις προσπάθειες να διευκρινιστεί εάν τα μικροπλαστικά μπορούν να επηρεάσουν τη συνολική παραγωγικότητα ενός θαλάσσιου οικοσυστήματος, δεν μπορεί να εξαχθεί ένα σαφές συμπέρασμα.

Μπορούμε να συμπεράνουμε ότι η σημερινή χρήση πλαστικών δεν είναι βιώσιμη και απαιτεί άμεση αλλαγή στην παραγωγή, την κατανάλωση και την ανθρώπινη συμπεριφορά, προκειμένου να μειωθεί η ποσότητα των μικροπλαστικών που υπάρχουν στο περιβάλλον. Υπογραμμίζεται ότι οι ευρύτερες επιπτώσεις των μικροπλαστικών στη λειτουργία των παγκόσμιων οικοσυστημάτων δεν είναι ακόμα κατανοητές.

Βιβλιογραφία

Alimba, C.G., Bakare, A.A., (2016). In vivo micronucleus test in the assessment of cytogenotoxicity of landfill leachates in three animal models from various ecological habitats. *Ecotoxicology*, 25, pp. 310-319.

Allsopp, M., Pambuccian, S.E., Johnston, P., Santillo, D., (2009). *State of the World's Oceans*, Springer, Berlin.

Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D., Johnston, P., (2006). *Plastic Debris in the World's Oceans*. Greenpeace International, Amsterdam, Niederlande.

Andrady, A.L., (2011). "Microplastics in the marine environment", *Marine Pollution Bulletin* 62, p. 1596-1605.

Andrady, A. L., Neal, M. A., (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 364(1526), p. 1977-1984.

Andréfouët, S., Thomas, Y., Lo, C., (2014). Amount and type of derelict gear from the declining black pearl oyster aquaculture in Ahe atoll lagoon, French Polynesia. *Marine Pollution Bulletin* 83(1): p. 224-230.

Anthony, L., Andrady, A., (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bull* 62, p. 1596-1605.

Arthur, C., Baker, J. & Bamford, H. (2009). In *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*, NOAA Technical Memorandum NOS-OR & R-30. NOAA, p. 530.

Astudillo, J., Bravo, M., Dumont, C., Thiel, M., (2009). Detached aquaculture buoys in the SE Pacific: potential dispersal vehicles for associated organisms. *Aquatic Biology* 5(3), p. 219-231.

Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H., (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, p. 156-176.

Avio, C.G., Gorbi, S., Milan, M., (2015). Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ Pollut* 198, p. 211-222.

Bagaev, A., Khatmullina, L., Chubarenko, I., (2018). Anthropogenic microlitter in the Baltic Sea water column. *Mar. Pollut. Bull.*, 129, p. 918-923.

Baini, M., Fossi, M.C., Galli, M., Caliani, I., Campani, T., Fonoia, M.G., Panti, C., (2018). Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany

(Italy): the application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 133, p. 543-552.

Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., (2014). Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuar Coastal Shelf Sci* 140, pp. 14–21.

Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 364(1526), p. 1985–1998.

Batel, A., Linti, F., Scherer, M., (2016). The transfer of benzo [a]pyrene from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment – CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environ Toxicol Chem* 35(7), p. 1656–1666.

Baulch, S., Perry, C., (2014). Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, 80, p. 210–221.

Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J.P., Ke, P.C., (2010). Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis. *J Phys Chem C* 114, p. 16556–16561.

Bendell, L.I., (2015). Favored use of anti-predator netting (APN) applied for the farming of clams leads to little benefits to industry while increasing nearshore impacts and plastics pollution. *Marine Pollution Bulletin* 91(1): p. 22-28.

Bergmann, M., Klages, M., (2012). Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), p.2734–2741.

Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., van den Heuvel-Greve, M.J., Koelmans, A., (2013). Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology* 47, p. 593–600.

Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L., Moore, C.J., (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 60, p. 2275–2278.

Braid, H.E., Deeds, J., DeGrasse, S.L., Wilson, J.J., Osborne, J., Hanner, R.H. (2012). Preying on commercial fisheries and accumulating paralytic shellfish toxins: a dietary analysis of invasive *Dosidicus gigas* (Cephalopoda Ommastrephidae) stranded in Pacific Canada. *Marine Biology* 159, p. 25–31.

Bravo Rebolledo, E.L., van Franeker, J.A., Jansen, O.E., Brasseur, S.M. (2013). Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in The Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*, 67, p. 200–202.

- Brennecke, D., Bernardo, D., Filipa, P., Isabel, C., Joao, C., (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuar Coast Shelf Sci* 178, p. 189–195.
- Brown, J., Macfadyen, G., Huntington, T., Magnus, J., Tumilty, J., (2005). Ghost fishing by lost fishing gear. Final Report to DG Fisheries and Maritime Affairs of the European Commission. Fish/2004/20. Institute for European Environmental Policy/Poseidon Aquatic Resource Management Ltd joint report 151.
- 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, p. 5026–5031.
- Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., (2013). Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Curr Biol* 23(23), p. 2388–2392.
- Capillo, G., Silvestro, S., Sanfilippo, M., Fiorino, E., Giangrosso, G., Ferrantelli, V., Vazzana, I., Faggio C., (2018). Assessment of electrolytes and metals profile of the Faro Lake (Capo Peloro Lagoon, Sicily, Italy) and its impact on *Mytilus galloprovincialis*.
- Carbery, M., O'Connor, W., Palanisami, T., (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environ Int* 115, p. 400–409.
- Carpenter, E.J., Smith, K., (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science* 175, p. 1240–1241.
- Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J., McDermid, K.J., (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* 62, p. 1708–1713.
- Carson, H. S., Nerheim, M. S., Carroll, K. A., & Eriksen, M. (2013). The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 75, p. 126–132.
- Carvalho, D., Baptista Neto, J.A., (2016). Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean Coast. Manag.*, 128, p. 10-17.
- Chua, E.M., Shimeta, J., Nugegoda, D., (2014). Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa*. *Environ Sci Technol* 48, p. 8127–8134.
- Codina-García, M., Militão, T., Moreno, J., González-Solís, J., (2013). Plastic debris in Mediterranean seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1), p. 220–226.

- Colabuono, F.I., Taniguchi, S., Montone, R.C., (2010). Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. *Mar Pollut Bull* 60(4), p. 630–634.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S., (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, p. 2588–2597.
- Collignon, A., Hecq, J.-H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F., Goffart, A. (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 64(4), p. 861–864.
- Collignon, A., Hecq, J. H., Galgani, F., Collard, F., Goffart, A. (2014). Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean–Corsica). *Marine Pollution Bulletin*, 79(1–2), p. 293–298.
- Cozar, A., Echevarria, F., Gonzalez-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-Leon, S., Palma, A.T., Navarro, S., Garcia-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernandez-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M., (2014). Plastic debris in the open ocean. *PNAS*, 111, p. 10239-10244.
- Davidson, T.M., (2012). Boring crustaceans damage polystyrene floats under docks polluting marine waters with microplastic. *Marine Pollution Bulletin* 64(9), p. 1821-1828.
- de Lucia, G., Caliani, I., Marra, S., Camedda, A., Coppa, S., Alcaro, L., (2014). Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the Western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research*, 100, p. 10–16.
- Derraik, J.G.B., (2002). “The pollution of the marine environment by plastic debris: a review”, *Marine Pollution Bulletin* 44, p. 842–852.
- Dos Santos, J., Jobling, M., (1992). A model to describe gastric evacuation in cod (*Gadus morhua* L.) fed natural prey. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 49, p. 145–154.
- Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B., (2011). Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. *Marine Environmental Research*, p. 41–52.
- Endo, S., and Koelmans, A.A., (2016). Sorption of hydrophobic organic compounds to plastics in the marine environment: equilibrium. In: Takada H, Karapanagioti HK (eds) *Hazardous chemicals associated with plastics in the marine environment*, Hdb Env Chem.
- Erik, S., (2018). The missing science: Could our addiction to plastic be poisoning us? <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/missing-science-could-our-addiction-plastic-be-poisoning-us>.

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., (2014). Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 Trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea.

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

Fischer, E.K., Paglialonga, L., Czech, E., Tamminga, M., (2016). Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments – A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environmental Pollution*, 213, p. 648-657.

Fisner, M., Taniguchi, S., Moreira, F., Bicego, M.C., Turra, A., (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: variability in the concentration and composition at different sediment depths in a sandy beach. *Mar Pollut Bull* 70(1–2), p. 219–226.

Foekema, E.M., De Gruijter, C., Mergia, M.T., van Franeker, J.A., Murk, T.J., Koelmans, A.A., (2013). Plastic in North Sea fish. *Environmental Science & Technology* 47, p. 8818–8824.

Fok, L., Cheung, P.K., (2015). Hong Kong at the Pearl River estuary: a hotspot of microplastic pollution. *Mar Pollut Bull* 99, p. 112–118

Fossi, M.C., Coppola, D., Bains, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., (2014). Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Environmental Research*, 100, p. 17–24.

Fossi, C., Marsili, L., Bains, M., Giannetti, M., Coppola, D., Guerranti, C., Caliani, I., Minutoli, R., Lauriano, G., Finoia, M.G., Rubegni, F., Panigada, S., Bérubé, M., Ramirez, J.U., Panti, C., (2016). Fin whales and microplastics: the Mediterranean Sea and the sea of Cortez scenarios. *Environ. Pollut.*, 209 (2016), p. 68-78.

Frias, J.P.G.L., Sobral, P., Ferreira, A.M., (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Mar Pollut Bull* 60, p. 1988–1992.

Fujieda, S., Sasaki, K., (2005). Stranded debris of foamed plastic on the coast of Eta Island and Kurahashi Island in Hiroshima Bay. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 71(5): p. 755-761.

Galgani, F., Claro, F., Depledge, M. Fossi, C., (2014). Monitoring the impact of litter in large vertebrates in the Mediterranean Sea within the European Marine Strategy Framework Directive (MSFD): Constraints, specificities and recommendations. *Marine Environmental Research*, 100, p. 3–9.

- Gallardi, D., (2014). Effects of Bivalve Aquaculture on the Environment and Their Possible Mitigation: A Review. *Fisheries and Aquaculture Journal* 5, p. 3.
- Gardon, T., Reisser, C., Soyez, C., Quillien, V., Le Moullac, G., (2018). Microplastics affect energy balance and gametogenesis in the Pearl Oyster *Pinctada margaritifera*. *Environ. Sci. Technol.*, 52 (9), pp. 5277-5286.
- 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*, p. 1-5.
- GESAMP, (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment. Part 1 of a global assessment.
- GESAMP, (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment. Part 2 of a global assessment.
- Goldstein, M. C., Rosenberg, M., Cheng, L., (2012). Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters*, 8(5), p. 817–820.
- Graham, E. R., Thompson, J.T., (2009). Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368, p. 22–29.
- Green, D.S., (2016). Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities. *Environ. Pollut.*, 216 (2016), p. 95-103.
- Guo, X., and Wang, J., (2019). The phenomenological mass transfer kinetics model for Sr²⁺ sorption onto spheroids primary microplastics. *Environ Pollut* 250, p. 737–745.
- Heffner, P., (2009). Medium-term outlook for world agriculture and fertilizer demand 2008/09-2013/14. 17th IFA Annual Conference. Shanghai, China.
- Heskett, M., Takada, H., Yamashita, R., Yuyama, M., Ito, M., Geok, Y.B., Ogata, Y., Kwan, C., Heckhausen, A., Taylor, H., Powell, T., Morishige, C., Young, D., Patterson, H., Robertson, B., Bailey, E., Mermoz, J., (2012). Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Mar Pollut Bull* 64, p. 445–448.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* 46, p. 3060-3075.
- Hinojosa, I.A., Thiel, M., (2009). Floating marine debris in fjords, gulfs and channels of southern Chile. *Marine Pollution Bulletin* 58(3), p. 341-350.

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

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

Hollman, P.C.H., Bouwmeester, H., Peters, R.J.B., (2013). Microplastics in the aquatic food chain: sources, measurements, occurrence and potential health risks.

Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C., (2012). Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environ. Pollut.*, 160, p. 42-48.

Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C., (2014). Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Mar Chem* 167, p. 25–32.

IMO: International Maritime Organization, (2015). Plastic particles in the ocean may be as harmful as plastic bags, report says.

Isobe, A., Uchida, K., Tokai, T., Iwasaki, S., (2015). East Asian Seas: a hot spot for pelagic microplastics. *Mar. Pollut. Bull.*, 101, p. 618-623.

Ivleva, N.P., Wiesheu, A.C., Niessner, R., (2017). *Microplastic in Aquatic Ecosystems*. *Angewandte Chemie International Edition*.

Jacobs, D. F., (2005). *Variation in Nutrient Release of Polymer-Coated Fertilizers*.

Jang, Y. C., Lee, J., Hong, S., Mok, J.Y., Kim, K.S., Lee, Y. J., Choi, H.W., Kang, H., Lee, S., (2014). Estimation of the annual flow and stock of marine debris in South Korea for management purposes. *Marine Pollution Bulletin* 86(1–2): p. 505-511.

Jayasiri, H.B., Purushothaman, C.S., Vennila, A., (2013). Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. *Mar Pollut Bull* 77, p. 107–112.

Johansen, M.P., Cresswell, T., Davis, J., Howard, D.L., Howell, N., Prentice, E., (2019). Biofilm-enhanced adsorption of strong and weak cations onto different microplastic sample types: Use of spectroscopy, microscopy and radiotracer methods. *Water Res.*

Karapanagioti, H.K., Siavalas, G., Kalaitzidis, S., Papatheodorou, G., Christanis, K., (2009). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Gulf of Aliveri, Central Greece. In: *Proceedings of the 9th National Greek Symposium on Oceanography and Fishery*, Patras, vol 1. p. 251–255.

Karapanagioti, H.K., Endo, S., Ogata, Y., Takada, H., (2011). Diffuse pollution by persistent organic pollutants as measured in plastic pellets sampled from various beaches in Greece. *Mar Pollut Bull* 62, p. 312–317.

- Khan, F.R., Syberg, K., Shashoua, Y., (2015). Influence of polyethylene microplastic beads on the uptake and localization of silver in zebrafish (*Danio rerio*). *Environ Pollut* 206, p.73–79.
- Kirstein, I.V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., Gerdts, G., (2016). Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Mar Environ Res* 120, p. 1–8.
- Klust, G., (1982). *Netting Materials for Fishing Gear* (second ed.), Fraham, Surrey, Fishing News Books Ltd., UK.
- Koelmans, A.A., Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., (2013). Plastic as a Carrier of POPs to aquatic organisms: a model analysis. *Environ. Sci. Technol.*, 47 (14) (2013), p. 7812-7820.
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D.W., Law, K.L., (2012). The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophys. Res. Lett.*, 39, p. 7.
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., van Franeker, J. A., (2015). Deleterious effects of litter on marine life. *Marine anthropogenic litter* p. 75–116.
- Landis, T.D., Dumroese, R.K., Kasten R., (2009). Using polymer-coated controlled-release fertilizers in the nursery and after outplanting. *Forest Nursery Notes*, Winter: 5-12.
- Law, K.L., Thompson, R.C., (2014). Microplastics in the seas. *Science*, 345, p. 144-145.
- Lebreton, L.C., van der Zwet, J., Damsteeg, J.W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J., (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, p. 8.
- Lee, J., Hong, S., Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, Y.C., Jang, M., Heo, N.W., Han, G.M., Lee, M.J., Kang D., Shim W.J., (2013). Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. *Marine Pollution Bulletin* 77(1–2): p. 349-354.
- Lee, J., Lee, J., Jang, Y., Hong, S., Shim, W., Song, Y., Hong, S., Jang, M., Han, G., Kang, D., Hong, S., (2015). Distribution and Size Relationships of Plastic Marine Debris on Beaches in South Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 69(3): p. 288-298.
- Lei, L., Liu, M., Song, Y., Lu, S., Hu, J., Cao, C., Xie, B., Shi, H., He, D., (2018). Polystyrene (nano) microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans*. *Environ Sci.* 5, pp. 2009–2020
- Li, J., Zhang, K., Zhang, H., (2018). Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environ Pollut* 237, pp. 460–467.

- Lindborg, V.A., Ledbetter, J.F., Walat, J.M., Moffett, C., (2012). Plastic consumption and diet of Glaucous-winged gulls (*Larus glaucescens*). *Marine Pollution Bulletin*, 64, p. 2351–2356.
- Liu, T.K., Wang, M.W., Chen, P., (2013). Influence of waste management policy on the characteristics of beach litter in Kaohsiung, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 72(1), p. 99-106.
- Lobelle, D., Cunliffe, M., (2011). Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Mar Pollut Bull* 6, p. 197–200.
- Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J., Soudant, P., (2015). Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: impact on their respective fates. *Mar Chem* 175, p. 39–46.
- Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., (2016). Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environ Sci Technol* 50(7), p. 4054–4060.
- Luís, L.G., Ferreira, P., Fonte, E., (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. *Aquat Toxicol* 164, p. 163–174.
- Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 67, p. 94–99.
- Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I., Officer, R., (2014). Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. *Marine Pollution Bulletin*, p. 325-333.
- Lusher, A.L., Tirelli, V., O'Connor, I., Officer, R., (2015a). Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.*, 5, p. 14947.
- Lusher, A.L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., Officer, R., (2015b). Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environ. Pollut.*, 199, p. 185-191.
- Lusher A., (2015) Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. *Marine Anthropogenic Litter*, p. 245-307.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin, A., (2016). Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment: a review of existing data. IVL Swedish Environmental Protection Agency, Report no. C 183, p. 65-72.

- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T., (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.* 35, p.318–324.
- Mincer, T.J., Zettler, E.R., Amaral-Zettler, L.A., (2016). *Biofilms on plastic debris and their influence on marine nutrient cycling, productivity, and hazardous chemical mobility.* Springer, Berlin.
- Mizukawa, K., Takada, H., Ito, M., Geok, Y.B., Hosoda, J., Yamashita, R., Ferreira, A.M., (2013). Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. *Mar Pollut Bull* 70(1–2), p. 296–302.
- Moore, C.J., (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108, p. 131-139.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., (2001). A comparison of plastic and plankton in the north Pacific central gyre. *Marine Pollution Bulletin* 42, p. 1297–1300.
- Moore, C.J., Lattin, G.L., Zellers, A.F., (2015). Working our way upstream: a snapshot of land-based contributions of plastic and other trash to coastal waters and beaches of Southern California. *Proceedings of the Plastic Debris Rivers to Sea Conference*, Algalita Marine Research Foundation, Long Beach, CA.
- Morritt, D., Stefanoudis, P.V., Pearce, D., Crimmen, O.A., Clark, P.F. (2014). Plastic in the Thames: A river runs through it. *Marine Pollution Bulletin* 78, p. 196–200.
- Müller, A., Becker, R., Dorgerloh, U., Simon, F.G., Braun, U., (2018). The effect of polymer aging on the uptake of fuel aromatics and ethers by microplastics. *Environ. Pollut.*, 240, p. 639-646.
- Munier, B., Bendell LI., (2018). Macro and micro plastics sorb and desorb metals and act as a point source of trace metals to coastal ecosystems.
- Murray, F., Cowie, P.R., (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin* 62, p. 1207–1217.
- Nelms, E., Duncan, E.M., Broderick, A.C., Galloway, T.S., Godfrey, M.H., Hamann, M., Lindeque, P.K., Godley, B.J., (2015). Plastic and marine turtles: a review and call for research. *Ices J. Mar. Sci.*, 73, p. 165-181.
- Newman, S., Watkins, E., Farmer, A., Ten Brink, P., Schweitzer, J.-P., (2015). The economics of marine litter. *Marine anthropogenic litter*, p. 371–398.
- Norén, F., (2007). *Small Plastic Particles in Coastal Swedish Waters.* N-Research report, commissioned by KIMO, Sweden

Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., Thompson, R. C., (2014). Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2(6), p. 315–320.

Oehlmann J.R., 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, p. 2047-2062.

Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Booyatumanondo, R., Zakaria, M.P., Dung, L.Q., Gordon, M., Moore, C., Karapanagioti, H.K., Thompson, R., (2009). International Pellet Watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Mar Pollut Bull* 58, p. 1437–1446.

Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., (2013). Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecol Indic* 34, p. 641–647.

Pagano, M., Porcino, C., Briglia, M., Fiorino, E., Vazzana, M., Silvestro, S., Faggio, C., (2017). The influence of exposure of cadmium chloride and zinc chloride on haemolymph and digestive gland cells from *Mytilus galloprovincialis*. *Int. J. Environ. Res.*, 11 (2), p. 207-216.

Pascal, M.A., Zabik, M.E., Zabik, M.J., Hernandez, R.J., (2005). Uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) from an aqueous medium by polyethylene, polyvinyl chloride, and polystyrene films. *J Agric Food Chem* 53, p. 164–169.

Pérez, J.M., Vilas, J.L., Laza, J.M., Arnáiz, S., Mijangos, F., Bilbao, E., Rodríguez, M., León, L.M., (2010). Effect of reprocessing and accelerated ageing on thermal and mechanical polycarbonate properties. *Mater. Process. Technol.*, 210 (5) (2010), pp. 727-733.

Pitt, J.A., Trevisan, R., Massarsky, A., Kozal, J.S., Levin, E.D., Di Giulio, R.T., (2018). Maternal transfer of nanoplastics to offspring in zebrafish (*Danio rerio*): a case study with nanopolystyrene. *Sci. Total Environ.*, 643, pp. 324-334.

PlasticsEurope (2014). *Plastics –The Facts 2014/2015*. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data, PlasticsEurope Brussels, Belgium.

PlasticsEurope (2017). *Plastics –The Facts 2017*. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data, PlasticsEurope Brussels, Belgium.

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

Pott, A., (2014). A new method for the detection of microplastics in the North Sea brown shrimp (*Crangon crangon*) by Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). M.Sc. thesis, RWTH Aachen University/Alfred Wegener Institute Helmholtz Centre for Polar and Marine Research.

Prinz, N., Korez, S., (2019). Understanding How Microplastics Affect Marine Biota on the Cellular Level Is Important for Assessing Ecosystem Function: A Review. *YOUMARES 9 - The Oceans: Our Research, Our Future*, pp. 101-120.

Provencher, J. F., Gaston, A. J., Mallory, M. L., (2009). Evidence for increased ingestion of plastics by northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) in the Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 58(7), p. 1092–1095.

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

Reddy, M. S., Basha, S., Adimurthy, S., Ramachandraiah, G., (2006). Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(3), p. 656–660.

Reisser, J., Slat, B., Noble, K., du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M., de Sonnevile, J., Becker, T., Pattiaratchi, C., (2015). The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences* 12(4), p. 1249-1256.

Ribic, C.A., Sheavly, S.B, Rugg, D.J., Erdmann, E.S., (2010). "Trends and drivers of marine debris on the Atlantic coast of the United States 1997–2007", *Marine Pollution Bulletin* 60, p. 1231–1242.

Richard, H., (2016). Biofilm facilitates metal accumulation onto new plastic pellets in aquatic environments. A thesis submitted to the faculty of San Francisco State University.

Rios, L.M., Moore, C., Jones, P.R., (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar Pollut Bull* 54, p. 1230–1237.

Ritter, L., Solomon, K.R., Forget, J., Stemeroff, M., O’Leary, C., (2007). Persistent organic pollutants. United Nations Environment Programme.

Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J., (2014). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports* 3, p. 3263.

Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci Rep* 3, p. 3263.

Rossi, G., Barnoud, J., Luca Monticelli, L., (2014). Polystyrene nanoparticles perturb lipid membranes. *J. Phys. Chem. Lett.*, 5, p. 241-246

- Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A., Moloney, C.L., (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philos Trans R Soc Lond Ser B Biol Sci* 364, p. 1999–2012.
- Schuyler, Q., Hardesty, B.D., Wilcox, C., Townsend, K., (2014). Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation Biology*, 28, p. 129–139.
- Sheavly, S.B., (2005). Sixth Meeting of the UN Open-ended Informal Consultative Process on Oceans & the Law of the Sea.
- Song, Y., Hong, S., Jang, M., Han, G., Shim, W., (2015). Occurrence and Distribution of Microplastics in the Sea Surface Microlayer in Jinhae Bay, South Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 69(3), p. 279-287.
- Sureda, A., Capó, X., Busquetes-Cortés, C., Tejada, S., (2018). Acute exposure to sunscreen containing titanium induces an adaptive response and oxidative stress in *Mytilus galloprovincialis*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 149, p. 58-63.
- Sutherland, W. J., Clout, M., Côté, I. M., Daszak, P., Depledge, M. H., Fellman, I., et al. (2010). A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, p. 1–7.
- Sven, S., Christiane, Z., Olaf, A.C., Peter, G., (2019). Microplastic-contaminant interactions: influence of nonlinearity and coupled mass transfer. *Environ Toxicol Chem*.
- Tallec, K., Huvet, A., Di Poi, C., Gonzalez-Fernandez, C., Lambert, C., Petton, B., Le Goic, N., Berchel, M., Soudant, P., Paul-Pont, I., (2018). Nanoplastics impaired oyster free living stages, gametes and embryos. *Environ. Pollut.*, 242, pp. 1226-1235.
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Mar Pollut Bull* 69, p. 219–222.
- Tang, J., Ni, X., Zhou, Z., (2018). Acute microplastic exposure raises stress response and suppresses detoxification and immune capacities in the scleractinian coral *Pocillopora damicornis*. *Environ Pollut* 243, pp. 66–74.
- Tcaciuc, A.P., Apell, J.N., Gschwend, P.M., (2015). Modeling the transport of organic chemicals between polyethylene passive samplers and water in finite and infinite bath conditions. *Environ Toxicol Chem* 34(12), p. 2739–2749.
- Teuten, E.L., Rowland, S.J., Galloway, T.S., Thompson, R.C., (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environ Sci Technol* 41, p. 7759–7764.
- Thompson R., Moore C., Andrady A., Gregory M., Takada H., Weisberg S., (2005). New directions in plastic debris. *Science*, 310, p. 1117.

- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304, p. 838–844.
- Timmers, M.A., Kistner, C.A., and Donohue, M.J., (2005). *Marine Debris of the Northwestern Hawaiian Islands: Ghost Net Identification*. Hawaii Sea Grant Publication.
- Tourinho, P.S., Ivar do Sul, J.A. Fillmann, G., (2010). Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*, 60, p. 396–401.
- Tourinho P.S., Koci, V., Loureiro, S., van Gestel, C.A.M., (2019). Partitioning of chemical contaminants to microplastics: Sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 252, p. 1246-1256.
- Torre, C.D., Bergami, E., Salvati, A., Faleri, C., Cirino, P., Dawson, K.A., Corsi, I., (2014). Accumulation and embryotoxicity of polystyrene nanoparticles at early stage of development of Sea Urchin embryos *Paracentrotus lividus*, *Environ. Sci. Technol.*, 48 (20), pp. 12302-12311.
- Turra, A., Manzano, A. B., Dias, R. J. S., Mahiques, M. M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., Moreira, F. T. (2014). Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Scientific Reports*, 4, p. 4435.
- van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution*, 159, p. 2609–2615.
- van Hullebusch, E.D., Zandvoort, M.H., Lens, P.N.L., (2003). Metal immobilisation by biofilms: mechanisms and analytical tools. *Rev Environ Sci Bio/Technol* 2(1), p. 9–33.
- Verla, A.W., Enyoh, C.E., Verla, E.N., (2019). Microplastic–toxic chemical interaction: a review study on quantified levels, mechanism and implication. *SN Applied Sciences*.
- Violante, A., Pigna, M., (2008). Sorption-desorption processes of metals and metalloids in soil environments. In: 5th international symposium ISMOM 2008—November 24th–28th, 2008—Pucón, Chile.
- Vom Saal, F.S., Myers, J.P., (2008). Bisphenol A and risk of metabolic disorders. *J Am Med Assoc* 300, p. 1353–1355.
- 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, p. 11327–11335.
- Wang, F., Shih, K.M., Li, X.Y., (2015). The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere*, 119 (2015), pp. 841-847.

- Wang, W.F., Wang, J., (2018). Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherm of pyrene onto microplastics. *Chemosphere* 193, p. 567–573.
- Wardrop, P., Shimeta, J., Nugegoda, D., Morrison, P.D., Miranda, A., Tang, M., Clarke, B.O., (2016). Chemical pollutants sorbed to ingested microbeads from personal care products accumulate in fish. *Environ Sci Technol* 50, p. 4037–4044.
- Watson, R., Revenga, C., Kura, Y., (2006). “Fishing gear associated with global marine catches. I. Database development”, *Fisheries Research* 79, p. 97-102.
- Wegner, A., Besseling, E., Foekema, E.M., Kamermans, P., Koelmans, A.A. (2012). Effects of nanopolystyrene on the feeding behaviour of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). *Environmental Toxicology and Chemistry* 31, p. 2490–2497.
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1, p. 140317.
- Woodland, P.C., Ziegler, E.E., (1951). Static dust collection of plastics. *Mod Plast* 28, p. 95–106
- Wright, S.L., Rowe, D., Thompson, R.C., Galloway, T.S., (2013.) Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Curr Biol* 23, p. 1031–1033.
- Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., Gao, B., (2019). Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 184, p. 109612.
- Xu, B, Liu, F, Brookes, P.C., Xu, J., (2018), The sorption kinetics and isotherms of sulfamethoxazole with polyethylene microplastics. *Mar Pollut Bull* 131, pp. 191–196.
- Yeo, B.G., Takada, H., Hosoda, J., Kondo, A., Yamashita, R., Saha, M., Maes, T., (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and hopanes in plastic resin pellets as markers of oil pollution via international pellet watch monitoring. *Arch Environ Contam Toxicol* 73(2), p. 196–206.
- Zarfl, C., Matthies, M., (2010). Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), p. 1810–1814.
- Zarfl, C., Fleet, D., Fries, E., Galgani, F., Gerdts, G., Hanke, G., (2011). Microplastics in oceans. *Marine Pollution Bulletin*, p. 1589–1591.
- Zhan, Z., Wang, J., Peng, J., Xie, Q., Huang, Y., Gao, Y., (2016). Sorption of 3, 3', 4, 4'-tetrachlorobiphenyl by microplastics: a case study of polypropylene. *Mar. Pollut. Bull.*, 110 (2016), pp. 559-563.
- Zylstra, E.R., (2013). Accumulation of wind-dispersed trash in desert environments. *J. Arid Environ.* 89, p. 13-15.

Διαδίκτυο

<https://www.hortiland.gr> Μάθετε περισσότερα για τα λιπάσματα ελεγχόμενης αποδέσμευσης (CRF)

<https://featheredworld.wordpress.com/2015/09/06/world-shorebirds-day/>