



Mikroplastik Kirliliği ve Tatlısu Ekosistemlerindeki Etkileri

Cansu BOZMA¹, Nurcan ŞİMŞEK², Yigit TAŞTAN³, Adem Yavuz SÖNMEZ⁴

¹Kastamonu Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Yetiştiriciliği Anabilim Dalı, Kastamonu

²Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı, Erzurum

³Kastamonu Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Yetiştiricilik Bölümü, Kastamonu

⁴Kastamonu Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Temel Bilimler Bölümü, Kastamonu

*E-mail: Cansubozma780@gmail.com

Makale Bilgisi

Alınış tarihi:

09/06/2023

Kabul tarihi:

24/06/2023

Anahtar Kelimeler:

- Plastik
- Mikroplastik
- Kirlilik
- Risk

Öz

Günümüzde kullanılan birçok materyal; ucuz maliyeti, işleme kolaylığı, dayanıklılığı ve elverişliliği gibi nedenlerle gerek ana hammadde gerekse yan ürün olarak yaygın bir şekilde plastik içermektedir. Bu yaygın kullanım, kaçınılmaz olarak küresel ölçekte toplam plastik üretimini ve buna bağlı olarak atık plastik miktarını gün geçtikçe artırmaktadır. Atık plastikler en nihayetinde doğaya karışarak, birçoğu doğada çözünmediği veya çok geç çözündüğü için, uzun süre mevcudiyet gösterebilmektedir. Bu mevcudiyet, beraberinde önemli sorunlar getirmektedir. Bu sorunların en önemlilerinden birisi ve günümüzde en çok üzerine yoğunlaşılması; plastiklerin canlı yaşamına olan etkisidir. Sorun teşkil eden en önemli plastik gruplarından biri ise boyutları nedeniyle canlı vücuduna alınması ihtimali yüksek olan mikroplastiklerdir. Mikroplastikler, genel olarak 5 mm'den küçük olan plastikler olarak tanımlanmaktadır. Mikroplastikler, sucul ekosistemlere doğrudan katılabildiği gibi, büyük boyutlardaki plastiklerin doğal süreçler sonucunda parçalanarak dağılmasıyla da ortaya çıkabilmektedir. Bunlar çeşitli yollarla canlıların vücutlarına girerek birtakım fizyolojik ve kimyasal süreçlerle etkileşime girebilmektedir. Nispeten yeni sayılabilecek bu konuda literatürde hatırı sayılır düzeyde bilgi birikimi bulunsa da ilgilendirdiği birçok hususta genel geçer kanıtlara varabilmek için katedilmesi gereken uzun bir yol vardır. Buradan hareketle bu derleme makalede okuyucuya mevcut literatür verileri ışığında bugüne dek katedilen yolda elde edilen bilgilerin aktarılması ve mikroplastiklerin çevresel etkisini azaltmaya yönelik çalışmalar için ilgili otoritelerin dikkatinin çekilmesi amaçlanmıştır. Bu amaçlara ulaşmak için mikroplastiklerin tarihçesi, sınıflandırılması, kaynakları, doğaya karışması, yayılımı, canlılar tarafından alınımı, canlılara olan etkileri ve çevresel riskleri araştırılmıştır.

Microplastic Pollution and its Effects on Freshwater Ecosystems

Article Info

Received:

09/06/2023

Accepted:

24/06/2023

Keywords:

- Plastic
- Microplastic
- Pollution
- Risk

Abstract

Due to its inexpensiveness, ease of processing, durability, and convenience; plastic is widely used either as main or side raw material in many materials used today. This widespread use inevitably increases the total global plastic production and accordingly the amount of plastic waste each day. Waste plastics eventually enter into the environment and last for a long time, as many of them biodegrade slowly or do not biodegrade at all. This presence brings along important problems. One of the most important of these problems and the most focused on today is the effect of plastics on life. One of the most important plastic groups that poses a problem on the other hand is microplastics, which are highly likely to be uptaken into the body due to their size. Microplastics are typically defined as plastics smaller than 5 mm. Microplastics can directly enter into aquatic ecosystems, as well as emerge when large plastics are disintegrated and dispersed as a result of natural events. These can enter the bodies of living beings in various ways and interact with certain physiological and chemical processes. Although there is a considerable amount of knowledge in the literature on this relatively new topic, there is still a vast ground to cover in order to conclude a consensus on many issues it concerns. From this point of view, in this literature review, it was aimed to convey the information obtained so far in the light of the current literature data to the reader and to attract attention of the relevant authorities for the efforts aimed at reducing the environmental impact of microplastics. To reach these aims, microplastics' history, classification, sources, entrance into the nature, spread, uptake by living beings, effects on living beings, and environmental risks are discussed.

Atf bilgisi/Cite as: Bozma C., Şimşek N., Taştan Y. & Sönmez A.Y. (2023). Mikroplastik kirliliği ve tatlısu ekosistemlerindeki etkileri. Menba Journal of Fisheries Faculty, 9(1), 54-62. <https://doi.org/10.58626/menba.1312262>

GİRİŞ

Mikroplastikler, özellikle son yıllarda deniz ve tatlı su ekosistemlerinde sık ve her yerde bulunmaları nedeniyle önemli bir çevresel sorun haline gelmiştir. Bu nedenle biyota muhtemelen mikroplastiklerle karşılaşacak ve onlarla etkileşime girecektir. Bununla birlikte, yakın zamana kadar plastik kirliliği üzerine yapılan araştırmaların ana odak noktası deniz ortamı olmuştur. Bu durum son yıllarda değişmeye başlamıştır ve artık dikkatler hem karasal (Lambert vd., 2014; Rillig, 2012) hem de tatlı su ortamlarına (Lambert vd., 2014; Wagner vd., 2014; Eerkes-Medrano vd., 2015) çevrilmiştir. Yapılan bu izleme çalışmalarında nehir kıyıları, yüzey suları ve nehirlerin, göllerin ve rezervuarların tortuları dahil olmak üzere tatlı su sistemlerinde mikroplastikler olarak adlandırılan mikroskobik plastik kalıntılarının miktarını belirlenmiştir (Zbyszewski ve Corcoran, 2011; Klein vd., 2015). Deniz sistemlerine kıyasla çok daha az veri mevcut olmasına rağmen, bu çalışmalar mikroplastiklerin her yerde bulunduğunu ve konsantrasyonların karşılaştırılabilir olduğunu vurgulamaktadır (Klein vd., 2017). İzleme verilerinin yanı sıra, ekotoksikolojik çalışmalar temel olarak çeşitli türler tarafından mikroplastik alımını ve bunların yaşam döngüsü parametreleri üzerindeki etkilerini araştırmıştır (Ogonowski vd., 2016; Green vd., 2016). Çalışmaların çoğunda polietilen ve polistirenin birincil mikroboncukları kısa süreli maruz kalmalar üzerinden yüksek konsantrasyonlarda (Phuong vd., 2016) kullanılmış olsa da, mikroplastiklerin tatlı su ekosistemleri için risk oluşturabileceğine dair bazı kanıtlar vardır (Scherer vd., 2017).

Bu nedenle bu derlemede, mikroplastiklerin tatlısu ortamlarına olası etkileri üzerine genel bir bakış sunulmaya çalışılacaktır.

Mahiyetleri Bakımından Plastikler ve Mikroplastikler

Mikroplastikler, menşei, malzeme türü, parçacık boyutu ve parçacık şekli gibi çok çeşitli bireysel özelliklere sahip heterojen bir kirliletiçi sınıfı olduğundan temel boyutu ile derinlemesine incelenmesi gerekmektedir. Çünkü seri üretimin mühendislik metotları ile birleşen yeni sentetik kimyasalların üretilmesi, plastiği modern zamanların en popüler malzemelerinden biri haline getirmiştir.

Günümüzde plastik malzemelerin başlıca kullanımı kauçuk teknolojisinin gelişmesiyle birlikte 1800'lere kadar dayanmaktadır. Bu alandaki en önemli atılımlardan biri, Charles Goodyear (Stevenson vd., 2008) tarafından doğal kauçuğun vulkanizasyonunun keşfedilmesi olarak görülmektedir. 1800'ler boyunca polistiren (PS) ve polivinil klorür (PVC) dahil olmak üzere sentetik polimerler geliştirmek için bir dizi girişimde bulunulsa da kırılabilirlikleri ya da şekillerinin bozulması gibi sebeplerden dolayı ticarileşmemiştir. Seri üretime giren ilk sentetik polimer, 1909 yılında olmuştur (Vlachopoulos ve Strutt, 2003).

Daha sonra, 1930'larda PVC'nin modern biçimleri, polietilen tereftalat (PET), poliüretan (PUR) ve daha işlenebilir bir polistiren üretilmiştir (Brandsch ve Piringer, 2008). Devam eden süreçte 1950'lerin başlarında yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) ve polipropilen geliştirilmiştir. 1960'larda, malzeme bilimlerindeki ilerlemeler, şekerlerin ve lipidlerin bakteriyel fermantasyonu gibi doğal kaynaklardan (Lambert, 2015) üretilen ve polihidroksialkanoatlar (PHA), polilaktitler (PLA), alifatik polyesterleri içeren plastik malzemelerin geliştirilmesine yol açmıştır. Plastik ve türevlerindeki gelişim ivmesi günümüzde dev bir sektör olmanın ötesinde hayatın her aşamasında neredeyse yok denecek kadar az kullanım alanı ile çevresel açıdan büyük tehlike arz etmeye başlamıştır.

Plastikler, polimerlere dayalı işlenebilir malzemelerdir (Baner ve Piringer, 2007) ve onları amaca uygun malzemeler haline getirmek için genellikle bir dizi kimyasal katkı maddesi ile işlenirler. Bu bileşikler, malzemelerin özelliklerini ayarlamak ve kullanım amaçlarına uygun hale getirmek için kullanılır. Bu nedenle, polimer sınıflandırmaları içinde plastik malzemeler, birleştirildikleri katkı maddelerinin türüne ve miktarına bağlı olarak yapı ve performans açısından hala farklılık gösterebilir. Daha yakın zamanlarda, teknolojik gelişmeler, artık plastik nanokompozitler üreten nano ölçeklere dayalı yeni element uygulamalarının gelişimini görmüştür (Lambert ve Wagner, 2018).

Bununla birlikte yeni ortaya çıkan ve birçok kaynaktan kendini gösteren mikroplastik kavramı plastiklerin çeşitlerinin ve türlerinin yanı sıra boyutları itibarı ile sınıflandırılması gerekliliğini de ortaya koymuştur.

"Mikro plastikler" terimi, genellikle en uzun çapı 5 mm'den küçük olan ve çoğu yazar tarafından kullanılan tanım olan plastik parçacıklarını ifade eder (Lambert ve Wagner, 2018).

Mikroplastik teriminin, yalnızca mikrometre boyut aralığında (Andrady, 2011; Browne vd., 2011) partikülleri içerecek şekilde 1 mm'den küçük maddeler olarak yeniden tanımlanması ve 1 ile 2.500 mm arasındaki maddeleri hesaba katmak için 'mezoplastik' teriminin getirilmesi önerilmiştir (GESAMP, 2015). Lambert vd. (2014) makroplastikleri 5 mm'den büyük, mezoplastikleri 1-5 mm, mikroplastikleri 0,1-1 mm arasında ve nanoplastikleri ise 0,1 µm'dan küçük parçacıklar olarak tanımlamıştır. Bununla birlikte, 5 mm'lik üst sınır genel olarak kabul edilmektedir. Çünkü bu boyut, organizmalar tarafından kolayca sindirilebilen bir dizi küçük partikül içerebilir (GESAMP, 2015).

Plastik ve Mikroplastik Kaynakları, Çevreye ve Sulara Taşınımı ve Yayılımı

Plastikler, çok çeşitli kaynaklardan çevreye atık olarak girebilmektedirler. Karasal çöp atma faaliyetleri bugün önemli bir çevresel ve kamusal sorun haline gelmiştir (Seco Pon ve Becherucci, 2012; Njeru, 2006). Buna bağlı olarak atık yönetimi artan dünya nüfusuna karşın çok ciddi bir konu olarak ortada durmaktadır. Dünyanın çeşitli bölgelerindeki atık yönetimi

uygulamaları da farklılık göstermektedir (Lambert vd. (2014). Bu da atığın mahiyeti, uygulamalar ve toplumsal bakış açısını ortaya koymaktadır. Toplu plastik parçalarda olduğu gibi, mikroplastikler çevreye birkaç yoldan girebilir. Örneğin, tüketici kozmetiklerinde kullanılan birincil mikroplastikler muhtemelen zengin bölgelerde daha önemlidir (Lambert vd., 2014). Mikroplastikler; (1) Atık su arıtım tesislerinden geçiş, kişisel bakım ürünlerinde mikroplastik kullanımından ya da giysilerin yıkanması sırasında tekstillerden yüzey sularına salınan liflerden, (2) Atık Su Arıtım Tesislerinden tarım arazilerine biyokattırların uygulanması (Nizzetto vd., 2016), (3) yağmur suyu taşma olayları, (4) arızı salınım (örn. lastik aşınması sırasında), (5) endüstriyel ürünlerden veya işlemlerden salınım ve (6) liflerin atmosferik birikimi (Dris vd., 2017) gibi birçok farklı kaynaktan karışabilmektedir. Bitkisel üretim için kullanılan plastik filmler, önemli bir tarımsal emisyon olarak kabul edilir ve bunların kullanımının, tarım topraklarındaki plastik kontaminasyonunun en önemli kaynaklarından biri olduğu düşünülmektedir (Xu vd., 2006a; Brodhagen vd., 2015; Kyrikou ve Briassoulis, 2007).

Topraklı tarımda avantajlı bir yol olarak görülen plastik kullanımı esasen bazı handikapları beraberinde getirir. Nemi muhafaza ederek sulamayı azaltmak, yabancı ot büyümesini azaltmak, toprak besinlerini tutmak ve gübre maliyetlerini düşürmek ve toprak sıcaklığını artırarak mahsul verimini artırmak ve ürünü olumsuz hava koşullarından korumak için bu plastik malzemeler kullanılabilir (Klemchuk, 1990; Liu vd., 2014). Fakat bununla birlikte, hava koşulları onları kırılabilir hale getirebilir ve malzemenin parçalanmasına neden olarak geri kazanılmasını zorlaştırabilir ve art arda gelen yağış olaylarıyla birleştiğinde, kalıntılar ve parçalanmış parçacıklar biriktikleri toprağa karışmasına neden olabilmektedir (Klemchuk, 1990; Liu vd., 2014; Xu vd., 2006b). Bunlara ek olarak endüstri, sanayi, lastik üretimi, ulaştırma faaliyetleri ve bunun gibi birçok sektörel faaliyetlerden çevreye önemli ölçülerde plastik taşınımı olmaktadır.

Mikroplastiklerin çevresel matrislerde izolasyonu, özellikle tortular ve topraklar gibi yüksek organik içerikli numunelerle uğraşırken oldukça zorlayıcı olabilir. Benzer şekilde, sentetik polimerlerin spektroskopik olarak tanımlanması, yüksek pigment içerikleri ve partiküllerin ve liflerin ayrışması nedeniyle karmaşıktır. Buna göre, mikroplastiklerin saptanması ve analitik olarak doğrulanması, gelişmiş ekipmana erişim gerektirir (örneğin, mikro-FTIR ve mikro-Raman) (Klein vd., 2017). Yakın zamandaki izleme çalışmaları, deniz ortamlarına benzer şekilde mikroplastiklerin çeşitli tatlı su sistemlerinde her zaman ve her yerde bulunduğunu ortaya koymuştur.

Hiç şüphesiz bu mikroplastiklerin ortama alınması ve çevresel sistem içerisinde dolaşımı ve su kaynaklarına taşınımı da çeşitli yollarla olmaktadır.

Ortama giren birçok plastik malzeme sabit kalmamaktadır. Bunun yerine, her birinde farklı kalma süreleri olan çevresel bölümler arasında (örneğin karadan tatlı suya ve tatlı sudan deniz ortamlarına) taşınmaktadır. Örneğin, karadan nehir sistemlerine geçiş, geçerli hava koşullarına, belirli bir nehir alanına olan mesafeye ve arazi örtüsü tipine bağlı olarak değişmektedir (Lambert vd., 2014).

Mikroplastiklerin karadan suya hareketi daha sonra karadan akma veya yol kenarındaki hendeklere dağılma şeklinde gerçekleşebilmektedir. Daha büyük plastiklerle karşılaştırıldığında mikroplastikler, makroplastiklerden daha hızlı bir şekilde çeşitli çevre bölmelerine taşınacakları ve dağıtılacakları için farklı bozunma oranlarına da maruz kalabilirler (Harrison vd., 2014).

Plastik bozunma süreçleriyle ilgili mevcut anlayışımızın çoğu, genellikle foto-, termal veya biyolojik bozunma gibi tek bir mekanizmayı araştıran laboratuvar çalışmalarından elde edilmiştir (Lambert vd., 2013). Bir dizi bozunma mekanizmasının bir arada meydana geldiği çevresel koşullar altında plastiklerin bozunmasına ilişkin sınırlı bilgi bulunmaktadır. Bilginin mevcut olduğu durumlarda, bu çalışmalar ağırlık kaybına, gerilme mukavemetindeki değişikliklere, moleküler yapının bozulmasına ve spesifik polimer türlerini kullanmak için spesifik mikrobiyal suşların tanımlanmasına odaklanma eğiliminde olmuştur. Bozunma süreçleri, araştırılmakta olan bozunma mekanizmasına (örn. termal bozunma) ve oluşturulan deneysel sonuca göre tanımlanır. Aksine, parçacık oluşum hızları genellikle araştırılmaz. Bu önemlidir, çünkü polietilen gibi polimerler kolayca depolimerize olmaz ve genellikle daha küçük parçalara ayrışır. Bu parçalar daha sonra giderek daha küçük parçalara ayrılarak sonunda nanoplastikler (Lambert ve Wagner, 2016a; Lambert ve Wagner, 2016b; Gigault vd., 2016) oluşturur.

Plastik parçalanma oranlarının tahmini basit bir süreç değildir. Matematik ve fizik literatüründe kinetik parçalanma modelleri araştırılmış ve polimer bozunmasının kinetiği, polimer bilimi literatüründe kapsamlı bir şekilde araştırılmıştır. Fakat genel kanaat gereğince yapısı ve şekli itibarı ile değişmekle birlikte bu plastik türlerinin çevresel veya sucul ekosistemde kalıcılık süreleri oldukça uzun ve kirletici boyutları oldukça yüksektir.

Plastik ve Mikroplastiklerin Tatlısı Ekosistemlerine Etkileri

Su ortamına girdikten sonra, plastiklerin hareketliliği ve bozunması, ana materyallerin, farklı boyutlarda parçalanmış parçacıkların ve diğer polimer olmayan bozunma ürünlerinin bir karışımını üretecektir. Buna göre biyota, zaman ve mekanda değişen karmaşık bir plastik ve plastikle ilişkili kimyasal karışımına maruz kalacaktır (Lambert ve Wagner, 2018).

Mikroplastikler çeşitli organizmalar tarafından su ortamından ve tortudan alınabilmektedirler. Bu, doğrudan yutma yoluyla olabildiği gibi solungaçlar vasıtası ile yani dermal alım şeklinde de olabilmektedir. Tatlı sularda yaşayan zooplanktonlarla ilgili yapılan çalışmalardan birinde; *Bosmina coregoni*, polistiren mikroboncukları (2 ve 6 µm) ve alg kombinasyonlarına maruz kaldığında ikisi arasında ayırım yapmamıştır (Bern, 1990). Aynı çalışma, *Daphnia cucullata*'nın, aynı boyuttaki alg hücreleriyle kombinasyon halinde polistiren mikroboncuklarına (2, 6, 11 ve 19 µm) maruz kaldığında, daha küçük üç boyut sınıfı için benzer filtreleme oranları sergilediğini ortaya koymuştur.

Organizmaların mikroplastik alımı nedeniyle fiziksel strese maruz kalma derecesi parçacık boyutuna bağlıdır. Çünkü tortu veya gıda parçacıklarından daha büyük parçacıkların sindirilmesi daha zor olabilmektedir (Besseling vd., 2013). İlave olarak, partikül şekli de önemli bir parametredir. Çünkü daha iğne benzeri bir şekle sahip partiküller iç ve dış yüzeylere daha kolay tutunabilmektedirler. Mikroplastiklerin dolaylı etkileri, boyutuna ve şekline bağlı olabilen fiziksel tahrişi içerebilir. Daha küçük, daha köşeli parçacıkların yerinden çıkarılması, düz küresel parçacıklardan daha zor olabilir ve solungaçların ve sindirim sisteminin tıkanmasına neden olabilmektedir. Yapılan bir araştırmada, *D. magna*'ya mikroplastik maruziyetinin kronik etkileri değerlendirilmiştir (Ogonowski vd., 2016). İkincil mikroplastiklere (ortalama parçacık boyutu 2,6 µm) maruz kalma, yalnızca çok yüksek mikroplastik seviyelerinde (105.000 parçacık L⁻¹) yüksek mortaliteye, artan kuluçkalar arası süreye ve azalan üremeye neden olduğu ortaya koyulmuştur. Buna karşılık protokolde, karşılık gelen birincil mikroplastiklerde (ortalama parçacık boyutu 4,1 µm) hiçbir etki gözlenmediği bildirilmiştir (Ogonowski vd., 2016).

Bununla birlikte sucul yaşam canlılarından olan midyelerden yengeçlere trofik bir mikroplastik transferinin meydana gelebileceğini öne süren bazı çalışmalar da vardır (Farrell ve Nelson, 2013). Mavi midye, *Mytilus edulis*, 0,5 µm polistiren kürelerine (yaklaşık 1 milyon partikül ml⁻¹) maruz bırakılmış ve yengeçlere (*Carcinus maenas*) yem olarak verilmiştir. Yengeç hemolenfindeki en yüksek partikül konsantrasyonu (15.033 partikül ml⁻¹) 24 saat sonra tespit edilmiş, 21 gün sonra ise bu konsantrasyon midyelere verilen konsantrasyonun %0,027'si olan 267 partikül ml⁻¹ olarak rapor edilmiştir. Başka bir çalışma, 1.000, 2.000 ve 10.000 partikül ml⁻¹ gibi çok daha düşük konsantrasyonlarda polistiren mikrobucuklar (10 µm) kullanılarak mesoto makro-zooplanktondan mikroplastik transferinin potansiyelini göstermiştir (Setälä vd., 2014). Atılım oranları mevcut olmadığından ve mikroplastik alımı genellikle sindirim sisteminde (yani bir organizmanın dokularında değil, dışında) bulunan parçacıklar olarak tanımlandığından, mikroplastiklerin trofik transferinin aynı zamanda bir biyoakümülyasyona mı yoksa biyobüyütmeye mi yol açtığı şimdiki kadar açık değildir.

Bununla birlikte, mikroplastiklerin avdan avcıya kesinlikle aktarılacağı ve bunun belirli durumlarda avcının vücudunda daha uzun süreler boyunca tutulabileceği açıktır.

Buradan hareketle önemli bir merak konusu, organizmaların doğal olarak oluşan mikropartikülleri ne ölçüde tükettiği ve etkilerin mikroplastiklere kıyasla nasıl olduğudur (Scherer vd., 2017). Çünkü doğal olarak oluşan parçacıklar su ekosistemlerinin önemli bir bileşenidir ve konsantrasyon, parçacık boyutu dağılımı, şekli ve kimyasal bileşimi gibi parçacık özellikleri ve ayrıca maruz kalma süresi, bunların sucul topluluklarla etkileşimlerini belirlemede güçlü bir rol oynar (Bilotta ve Brazier, 2008).

Genel olarak, ekosistem işleyişine yönelik daha geniş etkileri belirlemek için hücresel düzeydeki tepkiler ile popülasyon düzeyindeki etkiler arasındaki ilişkilerin anlaşılması önemli olacaktır. Değerlendirilecek noktalar hem biyolojik yönlerle (moleküler hedef, etkilenen uç noktalar) hem de mikroplastiklerin fiziksel ve kimyasal özellikleri gibi parçacık yönleriyle ilgilidir. Mikroplastiklerin biyoyararlanımı ve mikron altı olanların hücrelere penetrasyonu dikkate alınması gereken faktörlerdir (Lambert ve Wagner, 2018).

Bunların yanı sıra sızıntı kimyasalların etkilerinin de ortam açısından değerlendirilmesi konunun izahı açısından önemlidir. Çünkü sızıntı kimyasalları alıcı ortam açısından önemli ölçüde problem oluşturmaktadır.

Başlangıç maddelerinin ve monomerlerin, katalizörlerin, çözücülerin ve plastik malzemelerden sızan katkı maddelerinin çevresel etkilerini değerlendirmek kolay değildir (Muncke, 2009). Sızdırılabilir bileşiklerin karışım bileşimi ve konsantrasyonu, alıcı ortamların fiziksel, kimyasal ve biyolojik koşullarına bağlıdır.

Deiyonize su kullanılarak plastik ürünlerden suda çözünür bileşenlerin süzülmesi, plastiklerin neden olduğu çevresel tehlikelerin profilini çıkarmak için yararlı bir yöntem olarak kabul edilir (Lithner vd., 2012; Lithner vd., 2009). Lithner ve ark. bu tür sızıntı sularını, *D. magna*'ya karşı akut toksisitesini değerlendirmek için doğrudan toksisite testi yaklaşımında kullanmışlardır (Lithner vd., 2012; Lithner vd., 2009). Örneğin, 10 L kg⁻¹ bir sıvı-katı oranı ve 24 saatlik bir maruziyet ile, polivinil klorür, poliüretan ve polikarbonattan gelen sızıntı sularının, en toksik EC₅₀ değerlerini 5–69 gr plastik L⁻¹ aralığında tespit etmişlerdir (Lithner vd., 2009). Daha yüksek sıvı/katı oranları ve daha uzun süzme süreleri, plastikleştirilmiş PVC ve epoksi reçine ürünlerinden gelen sızıntı sularının 2–235 g plastik L⁻¹ EC₅₀ değeri ile en toksik etkiyle sonuçlanmıştır (Lithner vd., 2012).

Yapılan başka bir çalışmada; Bejgarn vd. (2015), toz haline getirilen ve üzerinde yapay hava koşulları uygulanan plastiklerin, katı/sıvı oranı 10 olacak şekilde 72 saat süreyle bir deniz kopepodu olan *Nitocra spinipes*'e olan etkilerini araştırmışlardır. Bejgarn vd. (2015), farklı PVC materyallerden gelen sızıntıların toksisitesinin değişkenlik gösterdiğini bulmuş ve paketlenmede kullanılan PVC'nin yapay hava koşulları uygulamasından sonra toksik etkisinin arttığını, bahçe hortumunda kullanılan PVC'nin toksik etkisinin ise yapay hava koşulları uygulamasından sonra azaldığını tespit etmişlerdir. Bu çalışma aynı zamanda sızabilen PVC'nin karmaşık bir madde karışımı olduğunu ve ilginç bir şekilde klor içeren kütle parçalarının tanımlanmadığını göstermiştir. Parçalanmış ürünlerin ve kimyasal göçün neden olabileceği potansiyel fizikokimyasal çeşitlilikten ötürü bu tarz sızıntıların karakterizasyonu oldukça zor olmaktadır. Gıda ile temas eden maddelerden gelen kimyasal göç ürünlerinin tanımlanması için bir test protokolü geliştirilmiştir. Bu protokol; uçucu, yarı uçucu ve uçucu olmayan maddeleri tespit etmek için isabetli kütle ve formül tahmini yapabilen LC-TOF-MS ve GC-MS teknikleri birleştirilerek üretilmiştir (Bradley vd., 2008; Bradley vd., 2009).

Genel olarak, bu çalışmalarda kullanılan plastik malzemenin sıvı/katı oranı, çevresel izleme çalışmaları sırasında tipik olarak tanımlanandan daha yüksektir. Bununla birlikte, tehlikeli monomerlerden ve katkı maddelerinden imal edilen

malzemelere uygulandığında bu tür bir tarama, etkin bir şekilde değiştirilebilmeleri için ilgili bileşiklerin tanımlanmasını kolaylaştırabilir.

Hiç şüphesiz plastik ve türevlerine ilişkin biyolojik etki çalışmalarında en önemli ayaklardan birisini mikrometre altı plastikler oluşturmaktadır. Çünkü mevcut hem boyutları hem de yayılımları açısından daha gelişmiş analiz teknikleri ve ileri düzeyde çalışmalar ile tespiti gerekli olan farklı bir karaktere sahiptirler.

Plastik malzemeler, kullanımlarına bağlı olarak, ekosistem işleyişinde kritik bir rol oynayan bakteri ve mantarlar gibi organizmalar için toksik olabilecek antimikrobiyal maddeler ve nanomalzemeler gibi bileşikler içerebilir. Mikroskopik parçacıkların, sızan katkı maddelerin ve diğer bozunma ürünlerinin bir kombinasyonunun, sucul ve karasal organizmalara karşı mevcut analiz metodlarında tespit edilmesi veya tanımlanması zor olan ince etkilere neden olması mümkündür. Bozunma sırasında mikron altı ve nanometre boyutlarında plastik parçacıkların ortaya çıkması oldukça olasıdır (Lambert vd., 2014; Andrady, 2011; Lambert ve Wagner, 2016a; Mattsson vd., 2015; Syberg vd., 2015).

Tasarlanmış nanoparçacıklar hücre zarlarını geçebilir ve içselleştirilebilir. Bunlar boyutlarına bağlı olarak endositoz veya fagositoz yolu ile alınabilmektedir (Nowack ve Bucheli, 2007). Hücre içine girdikten sonra tasarlanmış nanoparçacıklar veziküller ve mitokondri içinde depolanır ve bir etki oluşturabilir (Nowack ve Bucheli, 2007). Hücresel tepkiler oksidatif stres, antioksidan aktivite ve sitotoksiteyi içerir (Oberdörster vd., 2006). Toksikite değerlendirmeleri açısından, nano-boyut aralığındaki mikroplastiklere özgü olabilecek absorpsiyon, dağılım, metabolizma ve boşaltım mekanizmalarının moleküler ve hücresel yollarının ve kinetiklerinin anlaşılmasına ihtiyaç vardır.

Desai vd. (1997) tarafından yapılan bir çalışmada bir polilaktik poliglolik asit kopolimerinin 100 nm partiküllerinin, aynı malzemeden yapılmış 10 µm partiküllere kıyasla bir in vitro hücre kültüründe hücre içi alımın on kat daha yüksek olduğunu göstermiştir. Tasarlanmış nanoparçacıkların ayrıca memeli ve balık sistemlerinde sitotoksik, genotoksik, enflamatuar ve oksidatif stres tepkileri ürettiği gösterilmiştir (Dhawan vd., 2011).

Handy vd. (2008) tarafından yapılan bir literatür taramasında balıklarda hedef organlar olarak solungaçları, bağırsağı, karaciğeri ve beyini ve ayrıca oksidatif stres, karaciğerde tümör oluşumuyla uyumlu hücresel patolojiler, bazı organa özgü iyon düzenleyici bozukluklar ve vasküler dahil olmak üzere bir dizi toksik etkiyi vurgulamıştır. Bazı plastiklerin karmaşık kimyasal yapısı ve birlikte oluşan kirleticileri absorbe etme yeteneği dikkate alındığında, mikroplastikler için bu uç noktaların deneysel olarak araştırılması oldukça önemlidir.

Plastik ve Türevlerinin Oluşturduğu Çevresel Risklerin Değerlendirilmesi

Çoğu ülkede kimyasal risk değerlendirmeleri, maruz kalma ve etki ölçütü olarak ilgili maddelerin kütle konsantrasyonlarına dayanır. Literatürde, yayılacağı tahmin edilen parçacıkların kütle konsantrasyonları, tasarlanmış nanoparçacıkların risklerini değerlendirmek için kullanılmıştır (Boxall vd., 2007; Musee, 2011). Bu yaklaşımlar, parçacıkların farklı çevresel bölümler arasında transfer olmaksızın eşit olarak dağıldığını varsayar. Bu yaklaşım, Gottschalk vd. (2009) tarafından geliştirilerek kullanılan farklı bölmeler arasındaki emisyon akışlarını modellemek için transfer katsayılarını ve sedimentasyon hızlarını dahil etmişlerdir. Bununla birlikte, bu tür bir yaklaşım, anlamlı bir maruz kalma değerlendirmesi gerçekleştirmek için birincil mikroplastik üretim seviyeleri, endüstriyel uygulamalar ve kullanımlar, tüketici ürünlerindeki seviyeler, atık su arıtımındaki akıbet, depolama alanlarına deşarj ve çevresel akıbet ve dağılım modellemesi hakkında kapsamlı bilgiler gerektirmektedir. İkincil mikroplastikler için bir maruz kalma değerlendirmesi, izleme verileri gerektirecektir. Ancak saha çalışmalarında bildirilen boyut aralıkları genellikle kullanılan örnekleme teknikleri tarafından kısıtlandığından bu engellenmektedir (GESAMP, 2015).

Mikroplastiklerin kimyasal bileşimlerine dayalı olarak değerlendirilmesi de önemli bir zorluk teşkil eder. Çünkü kimyasal olarak mikroplastikler bir karışım olarak kabul edilir. Kimyasal bileşimine dayalı olarak poliüretan için risk değerlendirmesinin basitleştirilmiş bir örneği Tablo 1'de verilmiştir. Poliüretan esnek köpük şilteler ve araba koltukları için kullanılan ve üç monomerin birleştirilmesinden oluşan, %18'e kadar alev geciktirici içeren bir yapıya sahiptir (Alaee vd., 2003). Karışımın tüm bileşenleri için tahmin edilen çevresel konsantrasyon tahmin edilen etkisiz konsantrasyon oranlarına dayanan örnek bir risk değerlendirmesi daha sonra bir risk katsayısını hesaplamak için kullanılır. Bu özel örnek için risk katsayısı birden küçüktür; ancak bu tür bir değerlendirme, katı parçacıkların fiziksel tahrişinden kaynaklanan potansiyel olumsuz etkileri hesaba katmaz. Bu durumda, tasarlanmış nanoparçacıklarda olduğu gibi mikroplastikler için risk değerlendirmesinin belirli zorluklar içerdiği açıkça ortaya çıkmaktadır (Brennholt vd., 2017).

Tablo 1. Alev geciktirici olarak Tetrabromobisphenol A (TBBPA) içeren esnek Poliüretan köpüğün kimyasal bileşenlerine dayanan farazi bir kimyasal karışım risk değerlendirmesi (birimler mg/L'dir)(Lambert ve Wagner, 2018).

	1. Monomer	2. Monomer	3. Monomer	1. Katkı Maddesi
	Propilen oksit	Etilen oksit	Toluen diizosiyanat	TBBPA
LC ₅₀ alg	307	502	3,79	0,19
LC ₅₀ daphnia	188	278	2,61	0,02
LC ₅₀ balık	45	58	3,91	0,02
TEK (DF=1000)	0,045	0,058	0,003	0,000002
TÇK (çözünmüş bileşik)	0,00067	0,00067	0,00067	0,0000032
RK _{TÇK/TEK}	0,015	0,012	0,257	0,160
Karışım RK	0,443			

Bu örnek tablo için LC50 (ortanca ölümcül konsantrasyon), EPI Suite ECOSAR modeli kullanılarak hesaplanmıştır;

DF: Değerlendirme faktörü

TÇK: Tahmin edilen çevresel konsantrasyon

TEK: Tahmin edilen etkisiz konsantrasyon

RK: Risk katsayısı

Monomerlerin TÇK değerleri ECHA'nın propilen oksite dayalı risk değerlendirmesine dayanmaktadır (European Commission, 2002).

TBBPA'nın TÇK değeri Birleşik Krallık göllerinde ölçülen maksimum konsantrasyonlara dayanmaktadır (Harrad vd., 2009).

Çevresel sistemlerdeki mikroplastiklerin farklı partikül boyutları, bu sistemlerde yaşayan organizmalar için farklı riskler sunmaktadır. Örneğin, küçük planktonla beslenen balık türleri, nano ölçekten 5 mm veya daha büyük mikroplastiklere kadar mikroplastiklerle karşılaşabilir. Balık daha büyük parçacıklardan kaçınabilir, ancak beslenirken küçük parçacıklar yutulabilir. Filtreyle beslenen organizmalar için üst boyut sınırı, belirli bir organizmanın doğal olarak yutacağı parçacıkların boyutuna bağlı olacaktır. Mikroplastiklerin risk değerlendirmesi bu nedenle parçacık boyutuna dayalı olabilir. Arvidsson (2012) tarafından verilen bir örnekten yararlanan Kutucuk 1'de basitleştirilmiş varsayımsal bir durum sunulmaktadır. Bu yaklaşım, o parçacık boyutu aralığındaki en hassas türler için boyut sınıflarına ve parçacık konsantrasyonuna dayalı olarak mikroplastiklerin zararlı ilgili eşikleri hakkında bilgi olduğunu varsaymaktadır. Bununla birlikte, çevresel riski tanımlamak için parçacık boyutunun kullanımı o kadar basit olmayabilir. Çünkü mikroplastikler çevrede tek dağılımlı değildir (Lambert ve Wagner, 2018).

Kutucuk 1: Parçacık boyutlarına göre Mikroplastiklere ilişkin risk değerlendirmesi için farazi bir vaka.

Bir gölün, ≤5 mm boyutlarında mikroplastikler için 10.000 parçacık/L TÇK değeri var ve bu parçacıkların TEK değerinin 1.000 parçacık/L olduğu farzediliyor. Ayrıca, alt sınır aynı kabul edilerek TÇK'nin %1'inin 1 mm'den küçük parçacıklardan oluştuğu farzediliyor; buna göre RK, parçacık boyutlarının üst sınırıyla aşağıda verildiği gibi belirlenir:

$$RK_{üst\ sınır-\leq 5mm} = \frac{PEC}{PNEC} = \frac{10.000}{1.000} = 10 (> 1)$$

$$RK_{üst\ sınır-\leq 1mm} = \frac{PEC}{PNEC} = \frac{100}{1.000} = 0,1 (< 1)$$

Daha sonra üst sınırın ayarlanmasıyla risk olup olmadığı belirlenir.

SONUÇ

Bu literatür araştırmasında mikroplastiklerin genel yapıları, çevresel etkileri ile bu parçacıkların sucul ekosistemlerde etkilerine ilişkin değerlendirmeler yapılmıştır. Bu etkilerin miktarı ve mahiyetinin çevresel girdilerin coğrafi dağılımları, kişi başına plastik kullanım miktarları, demografik ve nüfus özelliklerine göre değişiklik gösterdiği ortaya koyulmaktadır (Nguyen Phuc vd., 2011). Tabi artan sanayileşme, nüfus artışı, kentleşme faaliyetleri ve buna bağlı olarak değişen teknolojik gelişmeler nedeniyle çevresel yoğunlaşmalar uzun vadede olumlu ya da olumsuz etkileyebilir. Bu etkileşimin en aza indirilmesindeki en önemli faktörlerden birisi de mevcut altyapıların atık malzemeleri işleme kapasitelerinin artırılması olmaktadır. Mevcut literatür çalışmaları plastik ve türevlerinin çeşitli çevresel ortamlarda dağılımları, taşınımaları, parçalanma ve bozunmalarına ilişkin çeşitli çalışmaları içerse de yeterli ve büyük çaplı çalışmalara ihtiyaç vardır. Gelecekteki çalışmalar, mikroplastiklerin çevresel kaderini ve ekolojik etkilerini daha iyi anlamaya odaklanmalıdır. Çünkü sınırlı çalışmalar oldukça değişkenlik gösteren bu olumsuz unsuru açıklamaya henüz yeterli değildir. Mikroplastiklerin maruziyetinin uzun vadeli, ince etkileri hakkında da çok az şey bilinmektedir. Öte yandan bu çalışmaların ekseriyetinin denizel ortama odaklanması tatlı sularda plastik veya mikroplastik kirliliğinin yayılım ve etkilerinin yeterince anlaşılmasını kısıtlamaktadır. Bilimsel çalışmaların tatlısulara da yoğunlaşması kaçınılmaz bir gerekliliktir.

Ayrıca bu tip çevresel sorunların tespiti, giderimi veya önlenmesi gibi etkinliklerin tümü hiç şüphesiz ki politik, sosyolojik ve teknolojik bir kısım eylemleri gerektirmektedir. Toplumsal eylemler bilinçlenme ve koruma çalışmalarını ele

alırken, politik eylemler önleyici mevzuatın oluşturulması ve kararlılıkla uygulanması çalışmalarını üstlenmelidir. Teknolojik faaliyetler ise kirlenen kaynakların aslına uygun şekilde rehabilite edilebilmesi adına tepkiler üretmelidir.

KAYNAKLAR

- Alaee M., Arias P., Sjodin A., Bergman A. (2003). An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environ Int* 29(6):683–689. doi:10.1016/S0160-4120(03)00121-1
- Andrady A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull* 62(8): 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Arvidsson R. (2012). Contributions to emissions, exposure and risk assessment of nanomaterials. Doctoral Thesis, Chalmers University of Technology
- Baner A. L., Piringer O. (2007). Preservation of quality through packaging. In: *Plastic packaging materials for food*. Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim, pp 1–8. doi:10.1002/9783527613281.ch01
- Bejgarn S., MacLeod M., Bogdal C., Breitholtz M. (2015). Toxicity of leachate from weathering plastics: an exploratory screening study with *Nitocra spinipes*. *Chemosphere* 132: 114–119. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.03.010
- Bern L. (1990). Size-related discrimination of nutritive and inert particles by freshwater zooplankton. *J Plankton Res* 12(5):1059–1067. doi:10.1093/plankt/12.5.1059
- Besseling E., Wegner A., Foekema E. M., van den Heuvel-Greve M. J., Koelmans A. A. (2013). Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.) *Environ Sci Technol* 47(1):593–600. doi:10.1021/es302763x
- Bilotta G. S., Brazier R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Res* 42(12):2849–2861. doi:10.1016/j.watres.2008.03.018
- Boxall A. B., Chaudhry M. Q., Sinclair C. J., Jones A., Aitken R., Jefferson B., Watts C. (2007). Current and future predicted environmental exposure to engineered nanoparticles. Report by Central Science Laboratory for the Department of Environment Food and Rural Affairs
- Bradley E. L., Driffield M., Harmer N., Oldring P. K. T., Castle L. (2008). Identification of potential migrants in epoxy phenolic can coatings. *Int J Polym Anal Charact* 13(3):200–223. doi:10.1080/10236660802070512
- Bradley L. E., Driffield M., Guthrie J., Harmer N., Oldring T. P. K., Castle L. (2009). Analytical approaches to identify potential migrants in polyester-polyurethane can coatings. *Food Addit Contam Part A* 26(12):1602–1610. doi:10.1080/19440040903252256
- Brandsch J., Piringer O. (2008). Characteristics of plastic materials. In: *Plastic packaging*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, pp 15–61. doi:10.1002/9783527621422.ch2
- Brennholt N., Heß M., Reifferscheid G. (2017). Freshwater Microplastics: Challenges for Regulation and Management. In: Wagner M, Lambert S (eds) *Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?* Springer, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-319-61615-5_12
- Brodhagen M., Peyron M., Miles C., Inglis D. A. (2015). Biodegradable plastic agricultural mulches and key features of microbial degradation. *Appl Microbiol Biotechnol* 99(3): 1039–1056. doi:10.1007/s00253-014-6267-5
- Browne M. A., Crump P., Niven S. J., Teuten E., Tonkin A., Galloway T., Thompson R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ Sci Technol* 45(21):9175–9179. doi:10.1021/es201811s
- Desai M. P., Labhasetwar V., Walter E., Levy R. J., Amidon G. L. (1997). The mechanism of uptake of biodegradable microparticles in Caco-2 cells is size dependent. *Pharm Res* 14(11):1568–1573
- Dhawan A., Pandey A., Sharma V. (2011). Toxicity assessment of engineered nanomaterials: resolving the challenges. *J Biomed Nanotechnol* 7(1):6–7. doi:10.1166/jbn.2011.1173
- Dris R., Gasperi J., Tassin B. (2017). Sources and fate of microplastics in urban areas: a focus on Paris Megacity. In: Wagner M, Lambert S (eds) *Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?* Springer, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-319-61615-5_4
- Eerkes-Medrano D., Thompson R. C., Aldridge D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res* 75:63–82. doi:10.1016/j.watres.2015.02.012
- European Commission (2002). *Methyloxirane (propylene oxide): summary risk assessment report*. Institute for Health and Consumer Protection-European Chemicals Bureau

- Farrell P., Nelson K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.) *Environ Pollut* 177:1–3
- GESAMP (2015) Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection Reports and studies 90
- Gigault J., Pedrono B., Maxit B., Ter Halle A. (2016). Marine plastic litter: the unanalyzed nanofraction. *Environ Sci Nano* 3(2):346–350. doi:10.1039/c6en00008h
- Gottschalk F., Sonderer T., Scholz R. W., Nowack B. (2009). Modeled environmental concentrations of engineered nanomaterials (TiO₂, ZnO, Ag, CNT, fullerenes) for different regions. *Environ Sci Technol* 43(24):9216–9222. doi:10.1021/es9015553
- Green D. S., Boots B., Sigwart J., Jiang S., Rocha C. (2016). Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling. *Environ Pollut* 208:426–434. doi:10.1016/j.envpol.2015.10.010
- Handy R. D., Owen R., Valsami-Jones E. (2008). The ecotoxicology of nanoparticles and nanomaterials: current status, knowledge gaps, challenges, and future needs. *Ecotoxicology* 17(5):315–325. doi:10.1007/s10646-008-0206-0
- Harrad S., Abdallah M. A-E., Rose N. L., Turner S. D., Davidson T. A. (2009). Current-use brominated flame retardants in water, sediment, and fish from English lakes. *Environ Sci Technol* 43(24):9077–9083. doi:10.1021/es902185u
- Harrison J. P., Schratzberger M., Sapp M., Osborn A. M. (2014). Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiol* 14(232):014–0232. doi:10.1186/s12866-014-0232-4
- Klein S., Worch E., Knepper T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-main area in Germany. *Environ Sci Technol* 49(10): 6070–6076. doi:10.1021/acs.est.5b00492
- Klein S., Dimzon I. K., Eubeler J., Knepper T. P. (2017). Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. In: Wagner M, Lambert S (eds) *Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?* Springer, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-319-61615-5_3
- Klemchuk P. P. (1990). Degradable plastics – a critical-review. *Polym Degrad Stab* 27(2): 183–202
- Kyrikou I., Briassoulis D. (2007). Biodegradation of agricultural plastic films: a critical review. *J Polym Environ* 15(2):125–150. doi:10.1007/s10924-007-0053-8
- Lambert S., Sinclair C. J., Bradley E. L., Boxall A. B. A. (2013). Effects of environmental conditions on latex degradation in aquatic systems. *Sci Total Environ* 447:225–234. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.12.067
- Lambert S, Sinclair C. J., Boxall A. B. A. (2014). Occurrence, degradation and effects of polymerbased materials in the environment. *Rev Environ Contam Toxicol* 227:1-53. doi:10.1007/978-3-319-01327-5_1
- Lambert S. (2015). Biopolymers and their application as biodegradable plastics. In: Kalia CV (ed) *Microbial factories: biodiversity, biopolymers, bioactive molecules*, vol 2. Springer India, New Delhi, pp 1–9. doi:10.1007/978-81-322-2595-9_1
- Lambert S., Wagner M. (2016a). Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere* 145:265–268. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.11.078
- Lambert S., Wagner M. (2016b). Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers. *Chemosphere* 161:510–517. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.07.042
- Lambert, S., & Wagner, M. (2018). *Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: an overview*. Springer International Publishing.
- Lithner D., Damberg J., Dave G., Larsson A. (2009). Leachates from plastic consumer products – screening for toxicity with *Daphnia magna*. *Chemosphere* 74(9):1195–1200. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.11.022
- Lithner D., Nordensvan I., Dave G. (2012). Comparative acute toxicity of leachates from plastic products made of polypropylene, polyethylene, PVC, acrylonitrile-butadiene-styrene, and epoxy to *Daphnia magna*. *Environ Sci Pollut Res* 19(5):1763–1772. doi:10.1007/s11356-011-0663-5
- Liu E. K., He W. Q., Yan C. R. (2014). ‘White revolution’ to ‘white pollution’ – agricultural plastic film mulch in China. *Environ Res Lett* 9(9):091001. doi:10.1088/1748-9326/9/9/091001
- Mattsson K., Hansson L. A., Cedervall T. (2015). Nano-plastics in the aquatic environment. *Environ Sci Process Impacts* 17:1712–1721. doi:10.1039/c5em00227c
- Muncke J. (2009) Exposure to endocrine disrupting compounds via the food chain: is packaging a relevant source? *Sci Total Environ* 407(16):4549–4559. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.05.006

- Musee N. (2011) .Simulated environmental risk estimation of engineered nanomaterials: a case of cosmetics in Johannesburg City. *Hum Exp Toxicol* 30(9):1181–1195. doi:10.1177/09603271110391387
- Nguyen Phuc T., Matsui Y., Fujiwara T. (2011). Assessment of plastic waste generation and its potential recycling of household solid waste in Can Tho City, Vietnam. *Environ Monit Assess* 175(1–4):23–35. doi:10.1007/s10661-010-1490-8
- Nizzetto L., Langaas S., Futter M. (2016). Pollution: Do microplastics spill on to farm soils? *Nature* 537(7621):488–488. doi:10.1038/537488b
- Njeru J. (2006). The urban political ecology of plastic bag waste problem in Nairobi, Kenya. *Geoforum* 37(6):1046–1058
- Nowack B., Bucheli T. D. (2007). Occurrence, behavior and effects of nanoparticles in the environment. *Environ Pollut* 150(1):5–22. doi:10.1016/j.envpol.2007.06.006
- Oberdörster E., Zhu S., Blickley T. M., McClellan-Green P., Haasch M. L. (2006). Ecotoxicology of carbon-based engineered nanoparticles: effects of fullerene (C60) on aquatic organisms. *Carbon* 44(6):1112–1120. doi:10.1016/j.carbon.2005.11.008
- Ogonowski M., Schur C., Jarsen A., Gorokhova E. (2016). The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual Fitness in *Daphnia magna*. *PLoS One* 11(5):e0155063
- Phuong N. N., Zalouk-Vergnoux A., Poirier L., Kamari A., Ch[^]atel A., Mouneyrac C., Lagarde F. (2016). Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? *Environ Pollut* 211:111–123. doi:10.1016/j.envpol.2015.12.035
- Rillig M. C. (2012). Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environ Sci Technol* 46 (12):6453–6454. doi:10.1021/es302011r
- Scherer C., Weber A., Lambert S., Wagner M. (2017). Interactions of microplastics with freshwater biota. In: Wagner M, Lambert S (eds) *Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?* Springer Nature, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-319-61615-5_8
- Seco Pon J. P., Becherucci M. E. (2012). Spatial and temporal variations of urban litter in Mar del Plata, the major coastal city of Argentina. *Waste Manag* 32(2):343–348. doi:10.1016/j.wasman.2011.10.012
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental pollution*, 185, 77-83. doi: 10.1016/j.envpol.2013.10.013
- Stevenson K., Stallwood B., Hart A. G. (2008.) Tire rubber recycling and bioremediation: a review. *Biorem J* 12(1):1–11. doi:10.1080/10889860701866263
- Syberg K., Khan F. R., Selck H., Palmqvist A., Banta G. T., Daley J., Sano L., Duhaime M. B. (2015). Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environ Toxicol Chem* 34(5):945–953. doi:10.1002/etc.2914
- Vlachopoulos J., Strutt D. (2003). Polymer processing. *Mater Sci Technol* 19(9):1161–1169. doi:10.1179/026708303225004738
- Wagner M., Scherer C., Alvarez-Muñoz D., Brennholt N., Bourrain X., Buchinger S., Fries E., Grosbois C., Klasmeier J., Marti T, Rodriguez-Mozaz S, Urbatzka R, Vethaak A, Winther-Nielsen M, Reifferscheid G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environ Sci Eur* 26(1):1–9. doi:10.1186/s12302-014-0012-7
- Xu G, Wang QH, Gu QB, Cao YZ, Du XM, Li FS (2006a). Contamination characteristics and degradation behavior of low-density polyethylene film residues in typical farmland soils of China. *J Environ Sci Health Part B* 41(2):189–199. doi:10.1080/03601230500365069
- Xu J, Wang P, Guo WF, Dong JX, Wang L, Dai SG (2006b). Seasonal and spatial distribution of nonylphenol in Lanzhou Reach of Yellow River in China. *Chemosphere* 65(9):1445–1451. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.04.042
- Zbyszewski M, Corcoran PL (2011). Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. *Water Air Soil Pollut* 220(1–4): 365–372. doi:10.1007/s11270-011-0760-6