

TOPRAKTAKİ MİKRO VE NANOPLASTİKLERİN KAYNAKLARI VE EKOTOKSİKOLOJİK ETKİLERİ



Yeşim Özkan Dağlıoğlu^{1a}, Betül Yılmaz Öztürk^{2,b,*}

¹ Ordu University, Molecular Biology and Genetics Department, Ordu/Turkey

²Eskisehir Osmangazi University Central Research Laboratory Application and Research Center, Eskisehir, Turkey

*Corresponding Author: Betül Yılmaz Öztürk
E-mail: byozturk@ogu.edu.tr

(Received 21st April 2024; accepted 28th May 2024)

a:  ORCID 0000-0001-8740-1162, b:  ORCID 0000-0002-1817-8240

ÖZET. Plastikler insan yaşamının vazgeçilmez bir parçasıdır. Plastik üretiminin ve kullanımının artması, çevrede biriken ve potansiyel olarak daha küçük parçalara (mikro ve nano) ayrılan plastik atık miktarının artmasına neden olur. 5 mm'den küçük parçalar genellikle mikroplastik olarak tanımlanırken, 0,1 µm'den küçük parçalar nanoplastik olarak tanımlanır. Bu mikro ve nano plastikler hem sucul ve karasal ortamlarında hem de insan sağlığı açısından giderek artan ekotoksikolojik kaygılara neden olan kirletici maddedir. Büyük miktarlarda mikro ve nanoplastiklerin, plastik malçlama, çöp sahasına boşaltma ve atık su çamurunun geri dönüşümü olmak üzere çok sayıda yoldan toprağa girer. Son yıllarda yapılan az sayıda çalışma, karasal (toprak) ortamda mikro ve nanoplastik oluşumunu ve potansiyel tehlikelerini göstermiştir. Bununla birlikte, karasal ortamdaki mikro ve nanoplastik boyutu ve çeşidi ve özellikle toprakta ne kadar mikro ve nanoplastiğin biriktiği, olası kaynakları, potansiyel ekolojik ve toksikolojik etkileri, bunların toprak ortamıyla etkileşimi ve hakkında daha az şey bilinmektedir. Bu derlemede, kısıtlı literatür değerlendirmesi sonucunda toprak ortamındaki mikro ve nanoplastik kirliliğinin kaynakları, oluşum ve dağılımları, ekotoksikolojik etkilerine ilişkin genel bir bakış sunmaktadır.

Anahtar Kelime: Mikroplastik, Nanoplastik, Karasal Biyota, Toprak, Ekotoksikolojik Etkiler, Trofik Transfer

SOURCES AND ECOTOXICOLOGICAL EFFECTS OF MICRO AND NANOPLASTICS IN SOIL

ABSTRACT. Plastics are an indispensable part of human life. Increasing plastic production and use results in an increasing amount of plastic waste accumulating in the environment and potentially breaking down into smaller pieces (micro and nano). Pieces smaller than 5 mm are generally defined as microplastics, while pieces smaller than 0.1 µm are defined as nanoplastics. These micro and nano plastics are pollutants that cause increasing ecotoxicological concerns in both aquatic and terrestrial environments and for human health. Large amounts of micro- and nanoplastics enter the soil through numerous routes, including plastic mulching, landfill disposal, and recycling of wastewater sludge. A small number of studies in recent years have demonstrated the formation of micro and nanoplastics in the terrestrial (soil) environment and their potential dangers. However, less is known about the size and type of micro- and nanoplastics in the terrestrial environment and, in particular, how much micro- and nanoplastics accumulate in soil, their possible sources, potential ecological and toxicological effects, and their interaction with the soil environment. This review provides an overview of the sources, formation and distribution, and ecotoxicological effects of micro and nanoplastic pollution in the soil environment, as a result of limited literature evaluation.

Keywords: Microplastic, Nanoplastic, Terrestrial Environment, Soil, Ecotoxicological Effects, Trophic Transfer

GİRİŞ

Sucul ve karasal çevrelerde antropojenik çöp miktarı son 30 yılda önemli ölçüde arttı, bunun yaklaşık %60-80'ini plastikler oluşturur [1]. Plastiklerin seri üretimi 1950'lerde başladı ve şu anda dünya çapında 280 milyon tonu aşıyor [2]. Mikroplastikler (MP'ler) 0,1 µm ~ 5 mm boyutunda, nanoplastikler (NP'ler) ≤0,1 µm boyutunda olup birincil ve ikincil kaynaklardan orjinlenen toprak ortamında ortaya çıkan kirleticilerdir [3, 4, 5].

Birincil MP ve NP'ler, kişisel bakım ürünleri, şampuanlar, duş jelleri, rujlar ve çeşitli sentetik tekstiller gibi diğer plastik ürünlerde kullanılan yapay plastik boncuklardır [6]. Bu plastik boncuklar polietilen (PE), polipropilen (PP) ve polistiren (PS) parçacıklarıdır [4]. İkincil MP ve NP'ler, daha büyük plastik parçalarının ultraviyole radyasyon, biyolojik bozunma ve mekanik stres ve hava etkisiyle aşınması ve parçalanmasından kaynaklanır [6,7,8,9,10]. Dünyadaki toprakların yaklaşık %30'u çeşitli bozulma türlerinden muzdarip olduğundan, toprak kalitesinin korunması veya iyileştirilmesinde toprak kullanımı ve yönetimi önemli bir rol oynamaktadır. 2015 yılında 195 hükümet tarafından onaylanan on yedi Birleşmiş Milletler Sürdürülebilir Kalkınma Hedefinden birçoğu toprakla ilgili olup toprak kirliliğinin azaltılmasına büyük önem vermektedir [11,12]. MP ve NP'lerin neden olduğu kirlilik, 2014 yılında Birleşmiş Milletler Çevre Programı tarafından ilk on çevre sorunu arasında yer almıştır. [13]. 1950 ile 2015 yılları arasında küresel plastik atığın 6.300 milyon ton olduğu tahmin ediliyor ve bunların %79'u çöplüklerde ve diğer çevre alanlarında birikiyor. [9,13,14,]. MP ve NP kirliliğinin kaynaklarına bakıldığında, tarımsal ekosistemlerin çöp depolama alanları, kentsel alanlar ve plajlar dışında plastikle en fazla kirlenen karasal sistem olması muhtemeldir. [15]. Karasal ekosistemlerin temeli ve insan toplumunun en önemli kaynaklarından biri olan toprağın MP ve NP'ler tarafından kirlenme olasılığı daha yüksektir [16]. Araştırmacılar toprağa gömülü plastiğin parçalanmasının ve biyolojik bozunmasının son derece zor olduğunu göstermiştir [17]. MP ve NP'ler toprak ortamında varlığını uzun süre sürdürebilir [18,19]. MP ve NP'lerin topraktaki çevresel davranışları karmaşıktır [20]. PH, inorganik iyonlar, doğal organik madde (NOM), asılı kil parçacıkları ve bakteriler gibi karmaşık çevresel faktörler, MP ve NP'lerin agragasyonunda kritik rol oynar [21]. MP ve NP'ler, diğer katı parçacıklarla homojen veya heterojen agragasyona maruz kalabilir [22,23]. Karasal ortamda ışığa maruz kalmanın neden olduğu foto yaşlanma, MP ve NP'lerin fizikokimyasal özelliklerini ve katkı maddeleri ile monomerlerin salınımını da etkiler [24,25,26]. Ancak, MP ve NP'lerin doğal toprak ortamında daha uzun bir zaman ölçeğinde taşınması ve dönüşümüne ilişkin bilginiz nispeten sınırlıdır. Doğal toprakta plastik parçacıkların yanı sıra birçok başka kirletici de bir arada bulunur. MP ve NP'ler ve kirleticiler arasındaki etkileşim, Karapanagioti vd., 2010'nin önerdiği gibi çeşitli faktörler tarafından kolaylıkla bozulabilen çok karmaşık bir süreçtir; mikroplastik türü, parçacık boyutu ve kirletici türü adsorpsiyon sürecini etkiler [27,28]. MP ve NP'lerin toprakta taşınması ve dönüşümü, MP ve NP'lerin veya toprağın fizikokimyasal özellikleri ve çevresel faktörler gibi birçok faktörden etkilenebilir [29,30]. Farklı boyut, bileşim ve şekillere (lif, küre, parça, film veya toz) sahip MP ve NP'ler, topraktaki hareketliliklerini, adsorpsiyon kapasitelerini ve biyolojik toksisitelerini etkileyen farklı yüzey elektriksel özelliklerine ve yüzey alanlarına sahiptir [31,32,33]. Bunlar arasında parçacık boyutunun deneysel sonuçlar ve süreç üzerinde büyük etkisi vardır. Örneğin, parçacık boyutunun nanoakışkanların viskozitesi üzerindeki etkisine ilişkin deneysel çalışmalarda parçacık boyutunun değiştirilmesiyle bağlı viskozitedeki değişimin yaklaşık %40 kadar yukarı ve aşağı değişebilmektedir [34]. Yine, toprak pH değişimi düşük yoğunluklu polietilen (LDPE) tozunun 2,4-DB4-(2,4-diklorofenoksi) bütirik asit adsorpsiyonu için dağılım

katsayısını değiştirmiştir [35]. MP ve NP'lerin (polietilen (PE) filmler gibi) yüksek sıcaklığa, ışığa ve yağışa uzun süre maruz kalması, toprak MP ve NP'lerin yaşlanmasına ve göçünün değişmesine neden olabilir [9,36].

Mp ve Np'lerin Kaynakları, Ortaya Çıkışı Ve Toprağa Taşınımı

Toprak ekosistemlerinin besin döngüsüne aracılık etme, biyolojik çeşitliliği koruma ve gıda sağlamadaki önemi göz önüne alındığında, plastik parçacıkların toprak çevremizi etkileyip etkilemediğini ve nasıl etkilediğini araştırmak önemlidir [37]. Şu anda mevcut literatür, toprak ortamındaki plastik parçacık kaynaklarının muhtemelen topraktaki plastik parçacık konsantrasyonlarını artırdığını ve bununla birlikte toprak organizmalarının fizyolojisinin ve toprak kimyasının etkilenebileceğini ileri sürmektedir [32,38-40]. Bununla birlikte, plastik parçacıkların toprak biyotasına ve toprak işlevlerine bulaşması riski hala belirsiz olduğundan, plastik parçacıkların ve bunlarla ilişkili kirleticilerin toprak ortamlarındaki kaynakları, varlığı, akıbeti ve olası etkileri konusunda acil araştırmalara ihtiyaç vardır [41]. Plastik parçacıklar toprak ortamına, bahçecilik ve tarım ürünlerinde kullanılan tarımsal plastik malç filmleri gibi daha büyük plastik parçacıkların parçalanması, atmosferik veya havadan birikmesi (kaplanmamış veya uygun olmayan şekilde yönetilen çöp depolama sahalarından veya kentsel çöplerden), tarım arazilerinin sulanması, plastikle kirlenmiş su içeren tarım arazileri, sokak akıntıları (örn. lastik kauçuk döküntüleri), plastik kaplı gübrelerin kullanımı ve biyokatıların (atık su arıtma tesislerinden gelen arıtılmış kanalizasyon çamuru) arazi uygulaması da dahil olmak üzere birçok yoldan toprak ortamına girebilir [38,41-46]. Bu kaynakların önemine ilişkin niceliksel veriler henüz yeterince belgelenmemiş olsa da, biyokatıların araziye uygulanması ve plastik malç dolgularının kullanımının, plastik parçacıkların toprağa ulaşmasının en önemli yolları olduğu düşünülmektedir [38,41,42, 47,48].

Tarımsal kaynaklar

Plastik film malçlama; Plastik malçlama filmleri teknolojisi 1980'lerden beri Çin'de tanıtıldıktan sonra yaygın olarak uygulanır. Bu teknolojinin toprak sıcaklığın arttırması, toprak nemi muhafaza etmesi, tohumların korunması ve yabancı otları azaltılması gibi üstün avantajları sayesinde mahsul verimini yaklaşık %30 artırması sonucu tarımda yaygın olarak kullanılır. [49-51]. Böylece çevredeki en önemli plastik atık kaynaklarından biri haline gelmiştir [52-54]. Tarımsal üretimde ve çiftçilikte uygulanan plastik filmler toprakta kalır. Yüksek sıcaklık, ışığa maruz kalma, mikroorganizmalar ve mekanik parçalanma etkisiyle MP ve NP'lere parçalanabilirler [55]. *Biyokatılar*; Biyokatılar (arıtılmış kanalizasyon çamuru), toprağın fiziksel özelliklerini iyileştirmek ve toprak verimliliğini sürdürmek için çeşitli ülkelerde tarımsal topraklara yaygın olarak uygulanmaya devam etmektedir [15, 33,42,56]. Avustralya, Avrupa ve Kuzey Amerika'da biyokatıların yaklaşık %50-80'i tarım arazisi uygulaması yoluyla geri dönüştürülmektedir. Ancak biyokatıların tarım topraklarındaki potansiyel plastik kirliliği kaynakları olduğu giderek daha belirgin hale geliyor [41,57]. Kanalizasyon atık üretilen kanalizasyon çamurunun, giriş yoluyla giren plastik parçacıkları %99'a kadar tuttuğu ve biriktirdiği, arıtılmış çamurun tekrarlanan veya uzun süreli uygulamalarından sonra büyük miktarlarda plastik parçacıkların toprak ortamında biriktiği rapor edilmiştir [42,58]. *Sulama ve plastik kaplı gübreler*; tarım arazilerinin plastikle kirlenmiş atık su ile sulanması ve plastik kaplı gübrelerin kullanılmasının, topraktaki plastik parçacıkların

önemli bir kaynağıdır [59]. *Organik gübre ve kompost uygulaması*; Organik gübre, tarımsal üretimde önemli rol oynayan organik asitler, peptitler ve inorganik bileşenler gibi besin maddeleri açısından zengindir. Organik gübrelerle kirlenmiş toprakta bulunan plastiklerin çoğu, ana şekli pul ve lif olan, parçacık boyutu 0,5 mm'den büyük olan ve konsantrasyon aralığı 2– 180 mg kg⁻¹ olan gözle görülür parçalardır [60]. Küçük boyutlarından dolayı organik gübrelerdeki MP ve NP'lerin gerçek içeriği daha yüksek olabilir [24]. Kompostlama tarımsal üretimde yaygın olarak uygulanan bir gübredir [59]. *Plastik içerikli sulama suyu*; Günümüzde dünya çapında 270 milyon hektar sulakalan bulunmaktadır ve bu da toplam tarım arazilerinin %18'ini oluşturur [44]. MP ve NP'ler kanalizasyon sulama yoluyla toprağa geçer. Çalışmalar, toprak numunelerindeki MP ve NP içeriğinin genellikle 320 n kg⁻¹'den az olduğunu, ancak kanalizasyonla sulanan topraktaki MP ve NP içeriğinin 7.000 n kg⁻¹'den yüksek olduğunu göstermiştir [5,33,61].

Endüstriyel Kaynaklar

Atıksu arıtma tesisleri; kanalizasyon arıtma tesisleri MP ve NP'lerin hem kaynağı hem de havuzudur. Atık su arıtma tesislerindeki MP ve NP'lerin %90'ı kanalizasyondan ayrılır ve çamurda kalır. Belediye çamuru tarımsal kullanımı toprağa besin sağlar ve böylece MP ve NP'leri tarım alanlarına girer [24]. *Yanlış fabrika yönetimi ve sızıntı*; fabrikada plastik ürünlerin yanlış yönetimi ve kullanım sonrasında yetersiz geri dönüşüm, daha büyük plastiklerin toprağa karışmasına ve MP ve NP'lere ayrışmasına neden olabilir [62,13,63]. Çok sayıda Strafor yüzdürme cihazı, cihazların eskimesi ve hasar görmesi nedeniyle plastik ürünlerin suya karışmasına neden olmaktadır. Olta takımlarının yenilenmesi, harap olmuş balık ağlarının suya bırakılmasına yol açmaktadır. İstatistiklere göre, balıkçı tekneleri ve ticaret gemileri her yıl en az 298 milyon plastik av malzemesini çöpe atıyor [64]. Bu MP ve NP'ler sahile ve nehir kıyısına rüzgar, dalga, gelgit veya biyolojik aktivite yoluyla yatay taşıma yoluyla girerler [65].

Ticari Ürünler

Sentetik tekstiller ve kişisel bakım ürünleri; sentetik tekstillerin büyük ölçekli kullanımı toprak MP ve NP'leri için ana kaynaklardır. PE veya PP genellikle kozmetikte mikro boncuk veya parıltı olarak kullanılır [66]. Sentetik tekstillerde sıklıkla ester ve naylon gibi sentetik elyaflar kullanılır [67]. Tek bir sentetik elyaflı sweatshirt, yıkandığında 110.000 MP parçacık salabilir. [68]. Yasaklamaların yürürlüğe girmesi, MP ve NP'lerin kullanımını etkili bir şekilde azaltmıştır. Örneğin, Avrupa Kimyasallar Ajansı, 2019'da AB'de kozmetik, deterjan ve temizlik ürünlerinde MP ve NP'lerin kullanımına ilişkin kapsamlı bir kısıtlama önermiştir. Plastik mikro boncukları yasaklayan politikanın yürürlüğe girmesinden sonra, AB kozmetiklerinde MP ve NP üretimi oldukça azalmıştır[5,69]. *Yol kenarı çöpleri ve araba lastikleri*; çöp veya diğer atıkların yasadışı olarak boşaltılması ve araba lastiklerinin aşınması ve yıpranması da MP ve NP'lerin toprağa girme yollarından birisidir [66]. İsveç her yıl yaklaşık 10.000 ton lastik tozu yayıyor ve Almanya'nın lastik tozu emisyonları İsveç'inkinden 11 kat daha fazladır [38]. Lastik ile zemin arasındaki temas sonucu oluşan MP ve NP'lerin kanalizasyona karışır ve sonunda toprakta birikir [70,71,5].

Mp ve Np'lerin Topraktaki Çevresel Davranışı

Topraklarda plastik parçacık birikiminin toprak biyotası üzerinde zararlı etkileri olabilir. Toprak ortamına giren plastik parçacıklar, toksik kimyasallar için taşıma vektörleri olarak hizmet etme potansiyeline sahiptir. Ana plastik parçacıkların üretimi sırasında eklenen plastikleştiriciler (örneğin ftalatlar), alev geciktiriciler, UV stabilizatörleri ve antioksidanlar gibi kimyasal katkı maddeleri içerebilirler ve plastik parçacıklardan sızabilirler. Ayrıca toprak ortamındaki plastik parçacıklar, toksik organik kirleticileri (örn. hidrofobik organik kirleticiler ve metaller) yüzeylerine adsorbe edebilir ve zenginleştirebilir ve bunlar daha sonra çevredeki ortama salınabilir [72-74]. Plastik parçacıkların toprak biyotası tarafından kolayca sindirilme potansiyeli vardır ve muhtemelen bu toksik kimyasalların hem çevre hem de besin zinciri yoluyla taşınmasında önemli bir yol sağlayarak sağlık üzerinde istenmeyen etkilere yol açabilir. Toksikolojik çalışmalar, topraktaki plastik parçacıkların varlığının toprak organizmalarının büyümesini engelleyebileceğini, kilo kaybına neden olabileceğini, bağırsaklarına zarar verebileceğini ve mikrobiyal toplulukta değişikliklere neden olabileceğini, oksidatif stresi ve bağışıklık tepkilerini tetikleyebileceğini, üreme sorunlarına ve ölümlere neden olabileceğini göstermiştir [75-77]. Ayrıca, topraktaki plastik parçacıkların konsantrasyonları, farklı arazi kullanımları ve konumlar arasında önemli ölçüde farklılık göstermektedir; bunların varlığı, esas olarak kanalizasyon çamurunun (biyokatıların) uygulanmasına, plastik malç filmlerinin kullanımına, atık su ile sulamaya ve antropolojik faaliyetlere atfedilmektedir [38,78].

Fizikokimyasal Süreç

Toplama ve taşıma; topraktaki MP ve NP'ler homojen bir şekilde agregat oluşturabilir [79]. Birçok çalışma, MP ve NP'lerin homo-agregasyonunun DLVO teorisi (Süspaniyonlarda partiküller arası itme ve çekme kuvvetlerinin uzaklıkla ilişkisi) ile tanımlanabileceğini göstermiştir [80,81]. Klasik DLVO, parçacıklar arasındaki etkileşim kuvvetinin, MP ve NP'lerin agregat davranışını tahmin edebilen van der Waals kuvveti ve elektrostatik kuvveti içerdiğini varsayar [80]. MP ve NP'lerin toprak ortamındaki homo-agregasyonu ile karşılaştırıldığında, MP ve NP'lerin birçok farklı parçacıkla hetero-agregasyon olasılığı daha yüksektir [23]. *Kirleticilerin adsorpsiyonu*; topraktaki MP ve NP'ler, ağır metaller ve organik kirleticiler gibi diğer çevresel kirleticileri adsorbe edebilir. MP ve NP'ler hidrofobik kuvvet, π - π etkileşimi, elektrostatik etki ve van der Waals kuvveti yoluyla topraktaki kirleticileri adsorbe edebilir [82-84]. *Ağır metallerin MP'ler/NP'ler üzerinde adsorpsiyonu ve desorpsiyonu*; ağır metaller küresel toprakta geniş çapta dağılmıştır [85]. Bakır (Cu^{2+}), kadmiyum (Cd^{2+}) ve kurşun gibi ağır metaller topraktaki MP ve NP'ler tarafından adsorbe edilebilir [86-87]. *Organik kirleticilerin MP ve NP'ler üzerinde adsorpsiyonu ve desorpsiyonu*; polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar) ve organoklorlu pestisitler (OCP'ler) gibi kalıcı organik kirleticiler, hidrofobik kuvvet yoluyla MP ve NP'ler tarafından adsorbe edilebilen hidrofobik organik bileşiklerdir [88]. MP ve NP'ler ve toprak parçacıkları organik kirleticileri adsorbe etme konusunda rekabet edebilir [89]. Ayrıca toprağa MP ve NP (%10) ilavesinin doğal toprakların adsorpsiyon kapasitesinde azalmaya yol açtığını göstermiştir.

Biyota Etkileri

Topraktaki organizmalar MP ve NP'lerin taşınmasında önemli roller oynar. Toprak yüzeyinde parçacık boyutu 1 mm'den küçük olan MP ve NP'ler, organizmalar tarafından doğrudan yutulması veya tüketilmesi yoluyla besin zincirine girebilir [5,90]. Ayrıca MP ve NP'ler bazı organizmaların kütüküllerine yapışabilir. Mikron boyutundaki plastik parçacıklar ise vücuda giremeyecek kadar büyük olduğundan mikroorganizmalar tarafından tutunurlar [91]. Bağlanan çeşitli mikroorganizmalar bir biyofilm oluşturacak ve bu mikroorganizmalar tarafından salınan biyolojik enzimler MP ve NP'leri biyolojik olarak parçalayabilmektedir [91]. *Alım ve yutma*; Topraktaki organizmalar 1 mm'den küçük MP ve NP'leri kolaylıkla yutabilirler [92]. Akarlar, collembola ve kazıcı memelilerin MP ve NP'leri kazınması ve çiğnemesi muhtemeldir, böylece MP ve NP'lerin toprakta göçünü teşvik ederler [7]. *Biyomagnifikasyon*; MP ve NP'ler besin zinciri yoluyla trofik düzeyde aktarılabilir ve organizmalarda birikebilir [90]. *Biyolojik bozunma*; mikroorganizmalar, MP ve NP'leri parçalamak için biyolojik enzimi sentezleyebilir ve serbest bırakabilir. Hayvanların sindirim sistemindeki mikroorganizmalar da MP ve NP'leri bozabilir. Yüksek karbon/azot oranı nedeniyle MP ve NP'ler mikrobiyal topluluklar tarafından kullanılabilir [93,94]. Nano boyutlu veya biyolojik olarak parçalanabilen plastikler dışında çoğu MP ve NP, bitkiler tarafından kullanılamaz. Yavaş bozunmaya genellikle bitki köklerindeki simbiyotik mikroorganizma topluluğu, örneğin N-sabitleyiciler, patojenler ve mikorizal mantarlar hakimdir [95, 5].

Foto-Yaşlanma Süreci

Yüzey toprağı, topraktaki MP ve NP'lerin fotoyaşlanması için uygun koşulları sağlayan UV radyasyonuna, yeterli oksijene ve yüksek sıcaklığa doğrudan maruz kalır [96,24,47,5]. Foto-yaşlanmış MP ve NP'ler, sürekli yağış olayları, solucanlar gibi toprak hayvanlarının hareketi ile toprakta dikey olarak taşınabilir ve birikebilir [13,97-99]. MP ve NP'lerin yer altı lokasyonuna taşınması, ışıktan korundukları için fotoyaşlanma sürecini durdurur ve olası anaerobik koşullar bunların oksidatif bozunma sürecini engelleyebilir [96,13]. Fotoyaşlanma davranışının toprak MP ve NP'lerinin fizikokimyasal özelliklerini etkilediği, kirleticilere yönelik adsorpsiyon kapasitesini değiştirdiği ve monomerleri veya katkı maddelerini serbest bıraktığı bulunmuştur [28]. *Fizikokimyasal özellik değişikliği*; fotoyaşlanma, MP ve NP'lerin fizikokimyasal özelliklerini etkiler, dolayısıyla bu malzemelerin topraktaki taşınmasını ve akıbetini etkiler [100,101]. Polimerlerin fotoyaşlanması reaktif oksijen türlerinin neden olduğu oksidatif bir bozunma sürecidir [102,79]. PVC, konjuge polienler, hidrojen klorür ve karbonil bileşikler üretmek için UV ışığı altında bozunur ve çapraz bağlanır [103]. PET, UV bozunması sırasında vinil polyester, karboksil grupları içeren kısa polyester moleküler zincirler, $CH_2 = CH_2$ ve CO_2 gibi küçük moleküller üretir [28]. Doğal ışığa maruz kaldığında PC, yan zincirlerin foto-oksidasyonu ve foto-Fries yeniden düzenlenmesi dahil olmak üzere fotodegradasyona uğrar ve bu da salisilik asit, 2,2 dihidroksibenzofenon ve diğer maddelerin oluşmasına neden olur [104]. Makroskopik olarak, MP ve NP yüzeyi kırılğan hale gelir ve çatlaklar, bu da belirgin yerel mikro çatlaklara neden olur [106,13]. Mikroskopik olarak, fotoyaşlanma süreci zincirlerin kesilmesine (moleküler ağırlığın azaltılması), çapraz bağlanmaya (moleküler ağırlığın artırılması) ve polimer yüzeyine oksijen içeren fonksiyonel grupların (alkoller, ketonlar ve esterler gibi) eklenmesine yol açar [13]. Oksijen içeren fonksiyonel grupların eklenmesi, MP ve

NP'lerin toprakta dikey taşınmasını ve hareketliliğini engelleyen hidrofobikliği azaltır [107,13]. Foto-yaşlanmış MP'ler daha yüksek hareketliliğe, daha yüksek reaktiviteye ve toprakta daha geniş spesifik yüzey alanına sahiptir ve bu da daha büyük çevresel riskler getirebilir [25]. *Kirleticilerin adsorpsiyonu ve salınımı*; fotoyaşlanma, MP ve NP'lerin adsorpsiyon kapasitesini ve monomerlerin veya katkı maddelerinin salınımını etkiler, bu da kirleticilerin topraktaki göçünü ve dağılımını etkiler [109,87]. Fotoyaşlanma, MP ve NP'lerin, kirleticilerin birikmesini artıracak ince çatlaklar üretmesine neden olur [24,108]. Oksijen içeren grupların oluşumu yüzey polaritesini değiştirerek topraktaki MP ve NP'lerin ağır metaller ve diğer kirleticiler için afinitesini artırır [101,79,109]. MP ve NP'ler ve adsorbe edilmiş kirleticilerin kombinasyonu toprak riskini artırabilir. Fotoyaşlanma MP ve NP'leri geniş boyut dağılımına (nm-mm) sahip çeşitli şekillerdeki (çokgen, çubuk şeklinde veya dikdörtgen) parçalara ayırır [25]. Buna ek olarak MP ve NP'ler, plastiği UV radyasyonu altında dayanıklı kılmak için tasarlanmış çeşitli katkı maddeleri (UV stabilizatörleri, alev geciktiriciler, renklendiriciler gibi) salgılar [110,111]. atıkların ana toplanma alanı olan çöp sahası ve sızıntı suyu, yüksek konsantrasyonlarda organik kimyasallar veya ağır metaller içerebilir [112,113]. Sızıntı yapan kimyasallar salındığı yerde birikebilir veya yeraltı suyuna ve toprak organizmalarına aktarılabilir [4]. MP ve NP'lerden salınan birçok katkı maddesinin, ftalatlar, polibromlu difenil eterler ve bisfenol A dahil olmak üzere endokrin bozucular olduğu tespit edilmiştir [114,115]. Bununla birlikte, toprakta foto-yaşlanmış MP ve NP'lerden kimyasal salınımını araştıran az sayıda çalışma vardır ve sızan bileşenlerin potansiyel etkisi belirsizliğini korumaktadır [5].

Mp ve Np'lerin Toprakta Taşınmasını Etkileyen Faktörler

Toprağa giren MP ve NP'ler karasal ekosistemde yeni bir stres kaynağı haline gelmiştir [29]. Toprak MP ve NP'lerinin çevresel davranışı, MP' ve NP'lerin fizikokimyasal özellikleri, toprağın fizikokimyasal özellikleri ile çevresel faktörlerle yakından ilişkilidir.

MP ve NP'lerin Fizikokimyasal Özellikleri

Parçacık boyutu; daha küçük boyutlu MP ve NP'ler daha güçlü bir dikey hareketliliğe sahiptir. Bir sera saksısı deneyinde, en küçük PE MP'lerin (710–850 µm), solucanların yutma/sindirim, vücut duvarlarına yapışma ve solucanların oyuk açması gibi solucan faaliyetleri yoluyla en derin toprak katmanına (10 cm) ulaştığı bulunmuştur [32]. Çalışma ayrıca daha küçük boyutlu MP ve NP'lerin, daha küçük tutma ve çökeltme dirençleri nedeniyle toprakta daha yüksek hareketliliğe sahip olduğunu gösterdi [25]. Boyutları 48–58 µm'den 1,0–2,0 mm'ye yükselen HDPE MP'lerin topraktaki Cd adsorpsiyon kapasitesi 1.473,21 mg kg⁻¹'den 1.433,79 mg kg⁻¹'e düşmüştür [33,61]. Bunun nedeni, daha küçük parçacıkların daha yüksek spesifik yüzey alanına ve daha fazla adsorpsiyon bölgesine sahip olmasıdır [33,61,5]. *Kompozisyon ve yapı*; MP ve NP'lerin bileşimi, salınabilecek organik kirleticilerin türüyle doğrudan ilişkilidir. PS, monomerik stiren salabilirken, PC'nin bisfenol A'yı sızdırma potansiyeli vardır [116]. MP ve NP'lerin bozulması aynı zamanda moleküler yapıya da bağlıdır. Örneğin, PP'nin metile bağlı karbon atomları, PE'nin hidrojen atomuna bağlı karbon atomlarına göre saldırıya daha duyarlıdır [5]. Farklı MP ve NP türleri de çeşitli biyolojik toksisite etkilerine neden olur. Buğday aynı dozda (%1) LDPE (<500 µm) ve nişasta bazlı biyolojik olarak parçalanabilir plastiğe (Bio, <500 µm) maruz bırakıldığında, Biyoişlem görmüş buğdayda daha az yaprak ve

daha ince bitki sapları görülürken, yaprak sayısı ve LDPE ile tedavi edilen gruptaki bitki sapı kontrole benzerdi. Yani LDPE ile karşılaştırıldığında biyolojik olarak parçalanabilen plastik parçacıklar daha güçlü bir olumsuz etki gösterdi. [43,5]. MP ve NP'lerin bölgesel ortamda taşınmasını ve agregasyonunu etkileyebilir. Rillig ve arkadaşları topraktaki mikro liflerin dikey taşınma hızının mikro kürelerinkinden daha zayıf olabileceğini gösterdi [117]. Mikrofiberler (ortalama uzunluk 3,756 µm, %0,05–%0,40), mikroboncuklardan (15–20 µm, %0,25–%2,00) toprak parçacıklarıyla daha büyük agregatlar oluşturur. Çünkü lif şeklindeki plastik parçacıklar, doğrusal yapıları nedeniyle toprak parçacıklarının dolaşması daha kolaydır [118]. Bununla birlikte, MP şeklinin MP ve NP'lerin bozulması ve biyota etkileri üzerindeki etki mekanizması tam olarak açıklanmamıştır. *Konsantrasyon*; MP ve NP'lerin konsantrasyonu arttığında MP ve NP'lerin daha yüksek taşıma performansına sahiptir. Ancak konsantrasyon artmaya devam ettikçe parçacıkların birbiriyle çarpışma olasılığı artar ve oluşan agregatlar MP ve NP'lerin göçünü geciktirir [119]. MP ve NP'lerin konsantrasyonu ne kadar yüksek olursa MP ve NP'lerin topraktaki biyolojik aktivitesi de o kadar düşük olur. MP ve NP konsantrasyonundaki artış, solucanları daha fazla bağırsak mukusu üretmeye teşvik eder, bu da solucanların enerji rezervlerinin kaybına ve hatta ölümlerine yol açabilir [76].

Toprağın Fizikokimyasal Özellikleri

Toprak mineralleri; Toprakta bol miktarda bulunan metal mineralleri olarak, demir oksit ve kil mineralleri pozitif yüklüdür ve negatif yüklü MP ve NP'ler ile bir araya gelebilir Li ve arkadaşları, kuvars kumunun (300-425 µm) yüzeyine goetit veya hematiti bağladılar, ardından MP süspansiyonunu enjekte ettiler [91]. Demir oksitlerin eklenmesinin, 0,2 µm MP'lerin atılımını %73'ten yaklaşık %27'ye, 2 µm MP'lerin atılımını ise %82'den yaklaşık %2'ye düşürdüğünü buldular. Azalan atılımın temel nedeni MP'ler-demir oksitler arasındaki büyük hetero agregatların kuvars kumu tarafından hapsedilmesi idi. *Organik maddelerden toprak*; Düşük toprak organik maddesi konsantrasyonu (SOM), MP ve NP'lerin yüzey elektronegatifliğini artırarak MP ve NP'ler ve gözenekli ortamlar arasındaki itici kuvveti artırır, böylece MP ve NP'lerin toprakta göçünü teşvik eder [91,5]. *İyonik güç*; toprak gözenek suyundaki metal katyonları, MP ve NP'lerin difüzyon çift katmanını sıkıştırır ve enerji bariyerinin azalması, MP ve NP'ler ile gözenekli ortam arasındaki elektrostatik itmeyi zayıflatarak MP ve NP'lerin ortam tarafından daha kolay yakalanmasını sağlar [119]. pH; MP ve NP'lerin, gözenekli ortamın ve toprak organik maddelerinin yüzey yükünü doğrudan etkileyebilir ve yüzey yükü, elektrostatik etkileşimi etkileyebilir [5].

Çevresel Faktörler

Yağış; yağmur, MP ve NP'lerin dikey taşınmasını yönlendirecek sızıntı oluşturabilir ve ıslak-kuru sirkülasyon, göçte önemli bir rol oynar. O'Connor ve ark. simüle edilmiş kolon deneyinde ölçülen penetrasyon derinliğinin 40 mm'den 800 mm'ye yükseldiğini, kumlu topraktaki PS MP'lerin (ortalama çap 17,9 µm) penetrasyon derinliğinin (4-5,5 cm) artırır. Islak-kuru sirkülasyonlu toprak kolonunda, PS MP'lerin penetrasyon derinliği 24 ıslak-kuru döngüden sonra yaklaşık 5 cm'den yaklaşık 8 cm'ye yükseldi ve penetrasyon derinliği döngü süreleri ile doğrusal olarak arttı [20]. MP ve NP'lerin topraktaki dikey göçü yağmurdan önemli ölçüde etkilenir. Göç mesafesi esas olarak toprak sızıntı bölgesindeki gözenek boşluğu yolunun uzunluğuyla ilgilidir [20,5]. Sıcaklık; Topraktaki

MP ve NP'lerin biyolojik parçalanması sıcaklığa bağlıdır çünkü enzimatik depolimerizasyon ve asimilasyon sürecini etkiler [120,121]. Sıcaklığın artmasının organizmaların ve enzimlerin aktivitesini iyileştirdiğini gösterir. *Işık ışınlaması*; UV ışığı, MP'lerin/NP'lerin yaşlanmasını etkileyen önemli bir faktördür; 290-400 nm dalga boyuna sahip UV ışığı, çoğu MP'nin/NP'nin C-C bağları ve C-H bağı gibi kimyasal bağlarını kırarak enerjiye sahiptir. Yousif ve ark. PS MP ve NP'lerin fotoyaşlanmasının, MP ve NP'lerin yüzeyinde daha küçük boyutlu parçacıklar ve oksijen içeren fonksiyonel gruplar oluşturduğunu doğruladı [106]. Oksijen ve ışık ışınlaması, MP ve NP'lerin serbest radikal oluşumu için iki temel faktör olduğundan, bunlar yalnızca güneş ışığı alabilen yüzey toprak katmanında fotoyaşlanma sürecine girebilirler. Çiftçilik gibi tarımsal faaliyetlerden, hayvanların vücut duvarında taşıma veya toprakta delik kazma gibi hareketleri ve sürekli yağış olaylarının toprak üzerindeki yıkama etkisinden sonra, fotoyaşlanmış MP ve NP'ler, fotodegradasyon sürecinin olmadığı derin toprağa göç eder. Derin topraktaki anaerobik koşullar aynı zamanda MP ve NP'lerin oksidatif bozunma sürecini de engeller. Biyolojik bozunma, derin topraktaki MP ve NP'lerin bozunmasında önemli bir rol oynar [99,98,13].

Mp ve Np'lerin Toprak Organizmaları Üzerindeki Etkisi

Solucanlar; toprak ekosistemlerinin model organizmalarıdır ve plastik kirliliğinin toprak organizmaları üzerindeki etkilerini değerlendirmek için yaygın olarak kullanılmaktadır [122]. *Lumbricus terrestris* yapılan bir çok çalışmada, toprak yüzeyinden aldığı MP ve NP'leri boyut seçici olarak aşağıya doğru (ağırlıklı olarak) yuvalarına taşıyabileceğini göstermiştir. *L. terrestris* farklı boyutlarda küresel PE boncuklarını oyuk açarak toprağa taşıdı ve maruz kalma sonucunda yüksek ölüm ve büyüme oranının azalma kaydedilmiştir [76]. Toprağın orta ve alt katmanlarında MP ve NP'ler tespit edildi ve en küçük parçacıklar tabana taşınarak en derin toprak katmanında gözlenmiştir. MP ve NP'lerin toprağa taşınmasının, su ile yuvalardan aşağıya doğru hareket ve solucanın dış kısmına yapışma ve bunun sonucunda bağırsaktan geçişi (egestion) yoluyla olduğu varsayılmıştır [32]. Solucanlar tarafından MP ve NP'lerin alınmasının ve bunun sonucunda toprağa biyojen taşınmasının, toprak drenajından sızmaya, yeraltı suyunun kirlenmesine ve ardından karasal bitkiler ve karasal besin ağları tarafından alınmasına yol açabilir [40]. *Yay kuyrukları*; toprak kollembolan türlerinin plastik kirliliğe karşı duyarlıdır. MP ve NP'lerin maruz kalmanın, bağırsaktaki mikrobiyal topluluk ve bakteri çeşitliliğinde değişiklikler yoluyla hedef olmayan türleri ve dolayısıyla büyümeyi ve üremeyi etkiler [77]. MP ve NP'e maruz kalma nedeniyle değişen bağırsak bakteri topluluğunun gözlemlenmesi, toprak yay kuyruklarının topraktaki plastik kirliliğinin değerli bir biyo-göstergesi olarak kullanılabilirliğini düşündürmektedir [40]. *Nematodlar*; örneğin, *Caenorhabditis elegans*'ta ortalama ömür, vücut uzunluğundaki azalma ve düşük hayatta kalma oranı gözlemlendi. Hareket hızında, vücut bükme ve kafayı vurma sıklığında da bir artış ile lokomotor davranışı üzerinde boyuta bağlı uyarıcı toksisiteye neden olabileceği gösterilmiştir [123]. Genel olarak MP ve NP'ler nematodlar üzerinde motor davranış, hayatta kalma, hareketle ilgili nöronlar, yaşam süresi ve oksidatif stres üzerindeki etkilerinde boyuta bağlı toksisite gösterebileceğini ve geniş etkileri olabileceğini öne sürmüştür. Ayrıca, en güçlü toksisitesi, daha küçük MP ve NP'lerin nematodlar tarafından daha kolay alınmasından kaynaklanıyor olabileceğini göstermiştir [37]. *İzopodlar*; izopodların bitki örtüsünün ayrışmasında oynadığı önemli rol nedeniyle ekotoksikite çalışmalarında en sık kullanılan

türler arasındadırlar [37,40]. MP ve NP'lerin karasal izopod, *Porcellio scaber* beslenme davranışı ve enerji rezervi üzerindeki etkilerini değerlendirildiği çalışmada hepatopankreastaki gıda alımı, dışkılama veya gıda asimilasyon oranları ve verimliliği, vücut kütlesi, ölüm oranı ve enerji rezervleri (proteinler, karbonhidratlar ve trigliseritler) üzerinde hiçbir etkisi olmamıştır [124,40].

Mp ve Np'lerin Bitkiler Üzerindeki Etkisi

Yapılan çalışmalar sonucunda, toprak ortamındaki MP ve NP'lerin varlığının, toprak yapısı, kütle yoğunluğu, besin içeriği ve su tutma kapasitesi gibi toprağın fizikokimyasal parametrelerinde önemli değişikliklere neden olabileceğini ve bunun sonucunda bitki büyümesini veya performansını etkileyebileceğini bildirmiştir [125,86,118,5].

Triticum aestivum (Buğday); %1 konsantrasyonda LDPE kalıntıları ve nişasta bazı biyolojik olarak parçalanabilir plastik malç filmi toprak solucanlarının varlığında ve yokluğundadaki kumlu toprakla karıştırıldığında, plastik kalıntıların hem vejetatif hem de üreme büyümesi sırasında buğday bitkisinin hem toprak üstü hem de toprak altı kısımlarını etkilediği gözlemlendi. Kullanılan plastik malç film türünün buğday büyümesi üzerinde güçlü bir etkisi vardı ve biyolojik olarak parçalanabilen plastik malç, geleneksel LDPE filmlere kıyasla daha güçlü olumsuz etkiler gösterdi [124]. Bunun nedeni muhtemelen, PET ve polibütilen tereftalattan (PBT) oluşan biyolojik olarak parçalanabilen filmlerin PE'den daha toksik etkilere sahip olabilmesi olabilir; bu da biyolojik olarak parçalanabilen plastik parçacıkların geleneksel plastik parçacıklardan daha az toksik olmadığını düşündürmektedir [124,125]. Bununla birlikte solucanların varlığı buğdayın büyümesi üzerinde olumlu bir etkiye yapmış ve esas olarak MP ve NP kalıntılarının neden olduğu bozulmaları hafifletmiştir [43,48]. *Allium fistulosum* (taze soğan); MP ve NP'lere maruz kalma, toplam bitki biyokütlesinde, doku element bileşiminde, kök özelliğinde ve toprağın mikrobiyal aktivitesinde önemli değişikliklere neden olabilir [118]. Topraktaki yaygın plastik kirliliğinin bitki performansı ve dolayısıyla tarımsal ekosistemler ve karasal biyolojik çeşitlilik üzerinde önemli etkileri olabileceğini ortaya koydu [118,40]. *Lepidium sativum* (Bahçe teresi); tohumların yüzey gözeneklerinin tıkanması ve kök kıllarına yapışan MP ve NP'lerin çimlenme oranlarını önemli ölçüde azaltmıştır. *Vicia faba*; 5-100 nm PS maruz kalma sonucunda köklerin biyokütle ve CAT enzim aktivitesinde azalma; artan SOD ve POD enzim aktivitesi; büyüme oranını düşmesi gibi ekolojik etkileri olmuştur [83,40].

MNP'lerin trofik transferi

Az olmasına rağmen, bazı ön çalışmalar MP ve NP'lerin karasal besin ağlarındaki trofik düzeyler boyunca aktarılabildiğini göstermiştir. Ev bahçesindeki topraktan solucan gübresine ve tavuk dışkısına kadar MP konsantrasyonlarında kademeli bir artış gözlemlendi ve bu kısa karasal besin zincirinde MP'lerin trofik transferinin meydana gelebileceğini öne sürdü [99]. Ek olarak, kırmızı omuzlu şahin (*Buteo lineatus*), çizgili baykuş (*Strix varia*), doğu çığlık baykuşu (*Megascops asio*), kara akbaba (*Coragyps atratus*), kırmızı kuyruklu şahin (*Buteo jamaicensis*) ve bakır şahin (*Accipiter cooperii*) dahil olmak üzere sahadan toplanan kara yırtıcı kuşlarının gastrointestinal sistemlerinde veya dışkılarında MP'ler tespit edilmiştir [93, 127]. Güneybatı Paraguay'dan rokoko kurbağası (*Rhinella diptycha*), tropik ev kertenkelesi (*Hemidactylus mabouia*) ve Amazon lav kertenkelesi (*Tropidurus torquatus*) gibi bazı herpetofaunaların da MP'ler

içerdiği bildirildi [128]. Bunlar, karasal yaban hayatında MP'lerin trofik transferinin görülme sıklığını göstermektedir. Mikrokozmetik bir çalışmada Chae ve An (2020), PS NP'lerin (20 nm) maş fasulyesinde (*Vigna radiata*) kök alımı yoluyla içselleştirilebildiğini ve daha sonra maş fasulyesi yapraklarıyla beslenen Afrika dev salyangozuna (*Achatina fulica*) aktarılabildiğini bulmuşlardır [129]. Bu, MP ve NP'lerin karasal birincil üreticilerden düşük trofik tüketicilere trofik transferi için bir başlangıç ipucu sağlar. Karasal ekosistemlerde bitkiler, karasal besin ağının temelini oluşturan güneş ışığından gelen enerjiyi kullanarak fotosentez yoluyla organik madde oluşturabilirler. MP ve NP'lerin bitkilerde kök veya yaprak alımı yoluyla içselleştirildiği gösterilmiştir, bu da MP ve NP'lerin karasal besin ağı üreticilerine nüfuz edebildiğini göstermektedir [130, 131, 127]. MP ve NP'leri içeren bitki yapıları birincil tüketiciler tarafından tüketildiğinde MP ve NP'lerin trofik transferi meydana gelebilir. [129]. Her ne kadar yutulan MP ve NP'lerin esas olarak hayvanın gastrointestinal kanallarında tutuluyor veya dışkıyla atılıyorsa da, MP ve NP'lerin bağırsaktan diğer organlara translokasyonuna dair kanıtlar vardır [132,133]. Ayrıca, toprakta yaşayan küçük omurgasızlar gibi bazı hayvanlar genellikle avcılar tarafından bir bütün olarak yutulur. Her iki durumda da avcı-av etkileşimleri MP ve NP'lerin trofik seviyelere taşınmasına yol açabilir. Ancak, karasal besin ağındaki MP ve NP'lerin biyobirikim ve biyomagnifikasyon potansiyellerine ilişkin büyük bilgi boşlukları bulunmaktadır. MP ve NP'lerin karasal besin zinciri boyunca ilgili kirletici maddelerin transferindeki potansiyel rolü yeterince anlaşılmamıştır ve daha fazla araştırılmalıdır [127].

SONUÇ

Karasal ekosistemlerde MP ve NP'lerin yaygınlığı, karasal biyota ile bu küçük polimerik parçacıklar arasında kaçınılmaz karşılaşmalara ve etkileşimlere yol açmaktadır. Karasal organizmalarda MP ve NP'lerin alımı ve etkisine ilişkin araştırmalar henüz başlangıç aşamasındadır ancak son yıllarda artan bir ivme kazanmıştır. MP ve NP'lerin alımı, farklı trofik seviyeleri temsil eden çok çeşitli karasal türler için belgelenmiştir. Tespit tekniklerindeki sınırlamalar nedeniyle, karasal biyotadaki NP'lerin alımı ve akıbetine ilişkin saha verileri şu anda çok azdır. MP ve NP'lere maruz kalmayla ilişkili gözlemlenen biyolojik etkiler çeşitlidir ve çoğu zaman çelişkilidir; bunların parçacık özelliklerinden, test türlerinden ve deney koşullarından etkilendiği görülmektedir. Ancak bazı laboratuvar toksisite çalışmalarının çevresel önemi tartışmalıdır. MP ve NP'lerin kaynaklı toksisitenin altında yatan mekanizmalar belirsizliğini koruyor. MP ve NP'lerin birlikte mevcut kirleticilerin biyolojik birikimi üzerindeki etkileri çalışmalar arasında çelişkili olabilir. MP ve NP'lerin popülasyon veya topluluk düzeyindeki biyolojik etkilerini ve bunun karasal besin ağı üzerindeki etkilerini değerlendirmek için sınırlı çalışmalar yapılmıştır. Diyetle alım, MP ve NP'lerin insan vücuduna girişinin birincil yolunu temsil eder. Bununla birlikte, insanlarda gıdaların, özellikle de karasal bitki ve hayvanların yenilebilir kısımlarının tüketimi yoluyla MP ve NP'lerin alımına ilişkin niceliksel veriler hala sınırlıdır. Gıda maddelerindeki MP ve NP'lerin kontaminasyonunun ne ölçüde yenilebilir bitki veya hayvan dokularında MP ve NP'lerin biyolojik birikiminden kaynaklandığı belirsizliğini koruyor.

REFERANSLAR

- [1] Derraik, J. G. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44(9): 842-852.
- [2] Europe, P. (2015): An analysis of European plastics production, demand and waste data. *Plastics—the facts*, 147.
- [3] Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12): 2588-2597.
- [4] Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., Svendsen, C. (2017): Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the total environment*, 586: 127-141.
- [5] Liu, P., Zhan, X., Wu, X., Li, J., Wang, H., Gao, S. (2020): Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties, sorption and potential risks. *Chemosphere*, 242: 125193.
- [6] Akdogan, Z., Guven, B. (2019): Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental pollution*, 254: 113011.
- [7] Guo, J. J., Huang, X. P., Xiang, L., Wang, Y. Z., Li, Y. W., Li, H., Chai, Q. Y., Wong, M. H. (2020): Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment international*, 137: 105263.
- [8] Lu, L., Wan, Z., Luo, T., Fu, Z., Jin, Y. (2018): Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. *Science of the total environment*, 631: 449-458.
- [9] Liu, X., Wang, J. (2020): Algae (*Raphidocelis subcapitata*) mitigate combined toxicity of microplastic and lead on *Ceriodaphnia dubia*. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 14: 1-10.
- [10] Ryan, P. G., Moore, C. J., Van Franeker, J. A., Moloney, C. L. (2009): Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526): 1999-2012.
- [11] Bouma, J. (2019): How to communicate soil expertise more effectively in the information age when aiming at the UN Sustainable Development Goals. *Soil Use and Management*, 35(1): 32-38.
- [12] Bouma, J., Montanarella, L., Evanylo, G. (2019): The challenge for the soil science community to contribute to the implementation of the UN Sustainable Development Goals. *Soil Use and Management*, 35(4): 538-546.
- [13] Ng, E. L., Lwanga, E. H., Eldridge, S. M., Johnston, P., Hu, H. W., Geissen, V., Chen, D. (2018): An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of the total environment*, 627: 1377-1388.
- [14] Geyer, R., Jambeck, J. R., Law, K. L. (2017): Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 3(7): e1700782.
- [15] Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S. (2016): *Environmental Science Technology* 50(20): 10777-10779
- [16] Nielsen, U. N., Wall, D. H., Six, J. (2015): Soil biodiversity and the environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 40: 63–90.
- [17] Otake, Y., Kobayashi, T., Asabe, H., Murakami, N., Ono, K. (1995): Biodegradation of low-density polyethylene, polystyrene, polyvinyl chloride, and urea formaldehyde resin buried under soil for over 32 years. *Journal of Applied Polymer Science*, 56: 1789–1796.
- [18] Scheurer, M., Bigalke, M. (2018): Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environmental Science & Technology*, 52: 3591–3598.

- [19] Xu, B., Liu, F., Cryder, Z., Huang, D., Lu, Z., He, Y., Wang, H., Lu, Z., Brookes, P.C., Tang, C., Gan, J., Xu, J. (2019): Microplastics in the soil environment: Occurrence, risks, interactions and fate - A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50: 2175–2222.
- [20] O'Connor, D., Pan, S., Shen, Z., Song, Y., Jin, Y., Wu, W., Hou, D. (2019): Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. *Environmental Pollution*, 249: 527–534.
- [21] Hüffer, T., Praetorius, A., Wagner, S., Von der Kammer, F., Hofmann, T. (2017): Microplastic exposure assessment in aquatic environments: learning from similarities and differences to engineered nanoparticles. *Environmental Science & Technology* 51(5): 2499–2507.
- [22] Cai, L., Hu, L., Shi, H., Ye, J., Zhang, Y., Kim, H. (2018): Effects of inorganic ions and natural organic matter on the aggregation of nanoplastics. *Chemosphere*, 197: 142–151.
- [23] Lowry, G. V., Gregory, K. B., Apte, S. C., Lead, J. R. (2012): Transformations of nanomaterials in the environment. *Environmental Science & Technology*, 46: 6893–6899.
- [24] Gao, D., Li, X., Liu, H. (2020): Source, occurrence, migration and potential environmental risk of microplastics in sewage sludge and during sludge amendment to soil. *Science of the Total Environment*, 742: 140355.
- [25] Yan, X., Yang, X., Tang, Z., Fu, J., Chen, F., Zhao, Y., Ruan, L., Yang, Y. (2020): Downward transport of naturally-aged light microplastics in natural loamy sand and the implication to the dissemination of antibiotic resistance genes. *Environmental Pollution*, 262: 114270.
- [26] Zhao, H., Li, J., Ma, X., Huo, W., Xu, S., Cai, Z. (2018): Simultaneous determination of bisphenols, benzophenones and parabens in human urine by using UHPLC-TQMS. *Chinese Chemical Letters*, 29: 102–106.
- [27] Karapanagioti, H. K., Ogata, Y., Takada, H. (2010): Eroded plastic pellets as monitoring tools for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH): laboratory and field studies. *Global Nest Journal*, 12(3):327-334
- [28] Liu, P., Zhan, X., Wu, X., Li, J., Wang, H., Gao, S. (2020): Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties, sorption and potential risks. *Chemosphere*, 242: 125193.
- [29] Ma, J., Zhao, J., Zhu, Z., Li, L., Yu, F. (2019): Effect of microplastic size on the adsorption behavior and mechanism of triclosan on polyvinyl chloride. *Environmental Pollution*, 254: 113104.
- [30] Rillig, M. C. (2012): Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environmental Science & Technology*, 46: 6453–6454.
- [31] Helmberger, M. S., Tiemann, L. K., Grieshop, M. J. (2020): Towards an ecology of soil microplastics. *Functional Ecology*, 34: 550–560.
- [32] Rillig, M. C., Ziersch, L., Hempel, S. (2017): Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports*, 7: 1–6.
- [33] Zhang, L., Xie, Y., Liu, J., Zhong, S., Qian, Y., Gao, P. (2020): An overlooked entry pathway of microplastics into agricultural soils from application of sludge-based fertilizers. *Environmental Science and Technology*, 54: 4248–4255.
- [34] Koca, H. D., Doganay, S., Turgut, A., Tavman, I. H., Saidur, R., Mahbubul, I. M. (2018): Effect of particle size on the viscosity of nanofluids: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82: 1664-1674.
- [35] Hüffer, T., Metzelder, F., Sigmund, G., Slawek, S., Schmidt, T. C., Hofmann, T. (2019): Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil. *Science of the Total Environment*, 657: 242–247.
- [36] Singh, B., Sharma, N. (2008): Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, 93: 561–584.

- [37] Zhu, F., Zhu, C., Wang, C., Gu, C. (2019): Occurrence and ecological impacts of microplastics in soil systems: A review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102: 741–749.
- [38] Bläsing, M., Amelung, W. (2018): Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the total environment*, 612: 422-435.
- [39] Chae, Y., An, Y. J. (2017): Effects of micro-and nanoplastics on aquatic ecosystems: Current research trends and perspectives. *Marine pollution bulletin*, 124(2): 624-632.
- [40] Okoffo, E. D., O'Brien, S., Ribeiro, F., Burrows, S. D., Toapanta, T., Rauert, C., O'Brien, J. W., Tschärke, B.J., Wang, X., Thomas, K. V. (2021): Plastic particles in soil: state of the knowledge on sources, occurrence and distribution, analytical methods and ecological impacts. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 23(2): 240-274.
- [41] Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S. (2016): Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental Science & Technology*, 50(20): 10777–10779
- [42] Okoffo, E. D., O'Brien, S., O'Brien, J. W., Tschärke, B. J., Thomas, K. V. (2019): Wastewater treatment plants as a source of plastics in the environment: a review of occurrence, methods for identification, quantification and fate. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5(11): 1908-1931.
- [43] Qi, Y., Yang, X., Pelaez, A. M., Huerta Lwanga, E., Beriot, N., Gertsen, H., Garbeva, P., Geissen, V. (2018): Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of the Total Environment*, 645: 1048–1056.
- [44] He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Lei, L. (2018): Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109: 163-172.
- [45] Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D. (2019): Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5): 339-344.
- [46] Van den Berg, P., Huerta-Lwanga, E., Corradini, F., Geissen, V. (2020): Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. *Environmental Pollution*, 261, 114198.
- [47] Hurley, R. R., Nizzetto, L. (2018): Fate and occurrence of micro (nano) plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 6–11.
- [48] Okoffo, E. D., O'Brien, S., Ribeiro, F., Burrows, S. D., Toapanta, T., Rauert, C., Thomas, K. V. (2021): Plastic particles in soil: state of the knowledge on sources, occurrence and distribution, analytical methods and ecological impacts. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 23(2): 240-274.
- [49] Tarara J M (2000): Microclimate modification with plastic mulch. *HortScience*, 35(2): 169–180
- [50] Summers, C. G., Stapleton, J. J. (2002): Use of UV reflective mulch to delay the colonization and reduce the severity of *Bemisia argentifolii* (Homoptera: Aleyrodidae) infestations in cucurbits. *Crop Protection (Guildford, Surrey)*, 21(10): 921–928
- [51] Dai, J., Dong, H. (2014): Intensive cotton farming technologies in China: Achievements, challenges and countermeasures. *Field Crops Research*, 155: 99–110
- [52] Yan, C., Mei, X., He, W. (2010): Present situation of residue pollution of mulching plastic film and controlling measures. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Beijing)*, 22: 269–272.
- [53] Guo, B., Meng, J., Wang, X., Yin, C., Hao, W., Ma, B., Tao, Z. (2019): Quantification of pesticide residues on plastic mulching films in typical farmlands of the North China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 14: 2.
- [54] Yan, C., He, W., Turner, N.C. (2014): Plastic-film mulch in Chinese agriculture: Importance and problems. *World Agriculture*, 4: 32–36.

- [55] Van Sebille, E. (2015): The oceans' accumulating plastic garbage. *Physics Today*, 68: 60–61.
- [56] Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M., Nizzetto, L. (2020): Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The Total Environment*, 724: 138334.
- [57] Batstone, D., Dale, G., Randall, H. W., Tao, E., Water, M. (2020): ANZBP Preliminary Report on Microplastics Risk for the Australian and New Zealand Biosolids Industry July 2020.
- [58] Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., Geissen, V. (2019): Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of the total environment*, 671: 411-420.
- [59] Bläsing, M., Amelung, W. (2018): Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the total environment*, 612: 422-435.
- [60] Fan, Y., Shi, J., Gao, L. (2019): Source and detection of microplastics in soil systems. *Journal of Agro-Environment Science*, 33: 28–31.
- [61] Zhang, S., Han, B., Sun, Y., Wang, F. (2020). Microplastics influence the adsorption and desorption characteristics of Cd in an agricultural soil. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 121775.
- [62] Lambert, S., Wagner, M. (2016): Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145: 265–268.
- [63] Weinstein, J. E., Crocker, B. K., Gray, A. D. (2016): From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35: 1632–1640.
- [64] Sun, C., Jiang, F., Li, J., Zheng, L. (2016): The research progress in source, distribution, ecological and environmental effects of marine microplastics. *Advances in Marine Science*, 34: 449–461.
- [65] Turrell, W. R. (2018): A simple model of wind-blown tidal strandlines: How marine litter is deposited on a mid-latitude, macro-tidal shelf sea beach. *Marine Pollution Bulletin*, 137: 315–330.
- [66] He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Lei, L. (2018): Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109: 163–172.
- [67] Gong, J., Xie, P. (2020): Research progress in sources, analytical methods, eco-environmental effects, and control measures of microplastics. *Chemosphere*, 254: 126790.
- [68] Bouwmeester, H., Hollman, P. C. H., Peters, R. J. B. (2015): Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain: Experiences from nanotoxicology. *Environmental Science & Technology*, 49: 8932–8947.
- [69] Boyle, K., Örmeci, B. (2020): Microplastics and nanoplastics in the freshwater and terrestrial environment: A review. *Water*, 12: 2633.
- [70] Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G., Ragas, A. M. (2017): Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastics in the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14: 1265.
- [71] Kreider, M. L., Panko, J. M., McAtee, B. L., Sweet, L. I., Finley, B. L. (2010): Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of the Total Environment*, 408: 652–659.
- [72] Ribeiro, F., Garcia, A. R., Pereira, B. P., Fonseca, M., Mestre, N. C., Fonseca, T. G., Ilharco, L.M, Bebianno, M. J. (2017): Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2): 379-391.
- [73] Ribeiro, F., O'Brien, J. W., Galloway, T., Thomas, K. V. (2019): Accumulation and fate of nano-and micro-plastics and associated contaminants in organisms. *TrAC Trends in analytical chemistry*, 111: 139-147.

- [74] Hüffer, T., Metzelder, F., Sigmund, G., Slawek, S., Schmidt, T. C., Hofmann, T. (2019): Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil. *Science of the Total Environment*, 657: 242-247.
- [75] Judy, J. D., Williams, M., Gregg, A., Oliver, D., Kumar, A., Kookana, R., Kirby, J. K. (2019): Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota. *Environmental Pollution*, 252: 522-531.
- [76] Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., Geissen, V. (2016): Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental science & technology*, 50(5): 2685-2691.
- [77] Ju, H., Zhu, D., Qiao, M. (2019): Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida*. *Environmental Pollution*, 247: 890-897.
- [78] Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M., Nizzetto, L. (2020): Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The Total Environment*, 724: 138334.
- [79] Wang, X., Bolan, N., Tsang, D. C. W., Sarkar, B., Bradney, L., Li, Y. (2021): A review of microplastics aggregation in aquatic environment: Influence factors, analytical methods, and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, 402: 123496.
- [80] Cai, L., Hu, L., Shi, H., Ye, J., Zhang, Y., Kim, H. (2018): Effects of inorganic ions and natural organic matter on the aggregation of nanoplastics. *Chemosphere*, 197: 142–151.
- [81] Wang, L., Wu, W., Bolan, N. S., Tsang, D. C. W., Li, Y., Qin, M., Hou, D. (2021): Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: Current status and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 401: 123415.
- [82] Bradl, H. B. (2004): Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277: 1–18.
- [83] Jiang, L., Liu, Y., Zeng, G., Xiao, F., Hu, X., Hu, X., Wang, H., Li, T., Zhou, L., Tan, X. (2016): Removal of 17 β -estradiol by few-layered graphene oxide nanosheets from aqueous solutions: External influence and adsorption mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 284: 93–102.
- [84] Tong, X., Li, Y., Zhang, F., Chen, X., Zhao, Y., Hu, B., Zhang, X. (2019): Adsorption of 17 β -estradiol onto humic-mineral complexes and effects of temperature, pH, and bisphenol A on the adsorption process. *Environmental Pollution*, 254: 112924.
- [85] Hou, D., O'Connor, D., Igalavithana, A. D., Alessi, D. S., Luo, J., Tsang, D. C. W., Sparks, D. L., Yamauchi, Y., Rinklebe, J., Ok, Y. S. (2020): Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1: 366–381.
- [86] Wang, F., Yang, W., Cheng, P., Zhang, S., Zhang, S., Jiao, W., Sun, Y. (2019): Adsorption characteristics of cadmium onto microplastics from aqueous solutions. *Chemosphere*, 235: 1073–1080.
- [87] Yang, J., Cang, L., Sun, Q., Dong, G., Ata Ul Karim, S. T., Zhou, D. (2019): Effects of soil environmental factors and UV aging on Cu²⁺ adsorption on microplastics. *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 23027–23036.
- [88] Wang, W., Wang, J. (2018): Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherms of pyrene onto microplastics. *Chemosphere*, 193: 567–573.
- [99] Chen, X., Gu, X., Bao, L., Ma, S., Mu, Y. (2020): Comparison of adsorption and desorption of triclosan between microplastics and soil particles. *Chemosphere*, 263: 127947.
- [90] Batel, A., Linti, F., Scherer, M., Erdinger, L., Braunbeck, T. (2016): 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. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35: 1656–1666.

- [91] Li, M., He, L., Zhang, M., Liu, X., Tong, M., Kim, H. (2019): Cotransport and deposition of iron oxides with different-sized plastic particles in saturated quartz sand. *Environmental Science & Technology*, 53: 3547–3557.
- [92] Chiellini, E., Corti, A., Swift, G. (2003): Biodegradation of thermally-oxidized, fragmented low-density polyethylenes. *Polymer Degradation and Stability*, 81: 341–351.
- [93] Carlin, J., Craig, C., Little, S., Donnelly, M., Fox, D., Zhai, L., & Walters, L. (2020): Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. *Environmental Pollution*, 264: 114633.
- [94] Rillig, M. C., Lehmann, A., de Souza-Machado, A. A., Yang, G. (2019): Microplastic effects on plants. *New Phytologist*, 223: 1066–1070.
- [95] Powell, J. R., Rillig, M. C. (2018): Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem function. *New Phytologist*, 220: 1059–1075.
- [96] Akdogan, Z., Guven, B. (2019): Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution*, 254: 113011.
- [97] Maaß, S., Daphi, D., Lehmann, A., Rillig, M. C. (2017): Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution*, 225: 456–459.
- [98] Lambert, S., Sinclair, C., Boxall, A. (2014): Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 227: 1–53.
- [99] Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., Geissen, V. (2017): Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution*, 220: 523–531.
- [100] Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, A., Takada, H. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364: 2027–2045.
- [101] Liu, J., Zhang, T., Tian, L., Liu, X., Qi, Z., Ma, Y., Chen, W. (2019): Aging significantly affects mobility and contaminant-mobilizing ability of nanoplastics in saturated loamy sand. *Environmental Science & Technology*, 53: 5801–5815.
- [102] Šunta, U., Prosenč, F., Trebše, P., Bulc, T. G., Kralj, M. B. (2020): Adsorption of acetamiprid, chlorantraniliprole and flubendiamide on different type of microplastics present in alluvial soil. *Chemosphere*, 261: 127762.
- [103] Gardette, J. L., Lemaire, J. (1991): Photothermal and thermal oxidations of rigid, plasticized and pigmented poly(vinyl chloride). *Polymer Degradation and Stability*, 34: 135–167.
- [104] Fechine, G. J. M., Rabello, M. S., Souto Maior, R. M., Catalani, L. H. (2004): Surface characterization of photodegraded poly(ethylene terephthalate). The effect of ultraviolet absorbers. *Polymer*, 45: 2303–2308.
- [105] Diepens, M., Gijsman, P. (2007): Photodegradation of bisphenol A polycarbonate. *Polymer Degradation and Stability*, 92: 397–406.
- [106] Yousif, E., Haddad, R. (2013): Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: Review. *SpringerPlus*, 2: 1–32.
- [107] Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., Svendsen, C. (2017): Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the total environment*, 586: 127–141.
- [108] Satoto, R., Subowo, W. S., Yusiasih, R., Takane, Y., Watanabe, Y., Hatakeyama, T. (1997): Weathering of high-density polyethylene in different latitudes. *Polymer Degradation and Stability*, 56: 275–279.

- [109] Leed, R., Smithson, M. (2019): Ecological effects of soil microplastic pollution. *Science Insights*, 30: 70–84.
- [110] Bandow, N., Will, V., Wachtendorf, V., Simon, F. G. (2017): Contaminant release from aged microplastic. *Environmental Chemistry*, 14: 394–405.
- [111] Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2013): Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology*, 23: 2388–2392.
- [112] Slack, R. J., Gronow, J. R., Voulvoulis, N. (2005): Household hazardous waste in municipal landfills: Contaminants in leachate. *Science of the Total Environment*, 337: 119–137.
- [113] Yamamoto, T., Yasuhara, A., Shiraishi, H., Nakasugi, O. (2001): Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. *Chemosphere*, 42: 415–418.
- [114] Hu, X., Wen, B., Zhang, S., Shan, X. (2005): Bioavailability of phthalate congeners to earthworms (*Eisenia fetida*) in artificially contaminated soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62: 26–34.
- [115] Wang, N., Zhao, H., Ji, X., Li, X., Wang, B. (2014): Gold nanoparticles enhanced bisphenol A electrochemical biosensor based on tyrosinase immobilized onto self-assembled monolayers-modified gold electrode. *Chinese Chemical Letters*, 25: 720–722.
- [116] Paraskevopoulou, D., Achilias, D. S., Paraskevopoulou, A. (2012): Migration of styrene from plastic packaging based on polystyrene into food simulants. *Polymer International*, 61: 141–148.
- [117] Rillig, M. C., Lehmann, A., Ryo, M., Bergmann, J. (2019): Shaping up: Toward considering the shape and form of pollutants. *Environmental Science and Technology*, 53: 7925–7926.
- [118] De Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., Rillig, M. C. (2018): Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. *Environmental science & technology*, 52(17): 9656-9665.
- [119] Hou, J., Xu, X., Lan, L., Miao, L., Xu, Y., You, G., Liu, Z. (2020): Transport behavior of micro polyethylene particles in saturated quartz sand: Impacts of input concentration and physicochemical factors. *Environmental Pollution*, 263: 114499.
- [120] Kalka, S., Huber, T., Steinberg, J., Baronian, K., Müssig, J., Staiger, M. P. (2014): Biodegradability of all-cellulose composite laminates. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 59: 37–44.
- [121] Lucas, N., Bienaime, C., Belloy, C., Queneudec, M., Silvestre, F., Nava Saucedo, J. (2008): Polymer biodegradation: Mechanisms and estimation techniques - A review. *Chemosphere*, 73: 429–442.
- [122] Chae, Y., An, Y. J. (2018): Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. *Environmental pollution*, 240: 387-395.
- [123] Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M., He, D. (2018): Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the Total Environment*, 619–620: 1–8.
- [124] Kokalj, A. J., Horvat, P., Skalar, T., Kržan, A. (2018): Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods. *Science of the Total Environment*, 615: 761-766.
- [125] Wan, Y., Wu, C., Xue, Q., Hui, X. (2019): Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Science of the Total Environment*, 654: 576-582.
- [126] Thomas, D., Schütze, B., Heinze, W. M., Steinmetz, Z. (2020): Sample preparation techniques for the analysis of microplastics in soil—a review. *Sustainability*, 12(21): 9074.

- [127] Wang, W., Do, A. T. N., & Kwon, J. H. (2022): Ecotoxicological effects of micro-and nanoplastics on terrestrial food web from plants to human beings. *Science of the Total Environment*, 834: 155333.
- [128] Mackenzie, C. M., & Vladimirova, V. (2023): Preliminary study and first evidence of presence of microplastics in terrestrial herpetofauna from Southwestern Paraguay. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 58(1): 16-24.
- [129] Chae, Y., & An, Y. J. (2020): Nanoplastic ingestion induces behavioral disorders in terrestrial snails: trophic transfer effects via vascular plants. *Environmental Science: Nano*, 7(3): 975-983.
- [130] Li, L., Luo, Y., Li, R., Zhou, Q., Peijnenburg, W. J., Yin, N., ... & Zhang, Y. (2020): Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. *Nature sustainability*, 3(11): 929-937.
- [131] Sun, H., Lei, C., Xu, J., & Li, R. (2021): Foliar uptake and leaf-to-root translocation of nanoplastics with different coating charge in maize plants. *Journal of Hazardous Materials*, 416: 125854.
- [132] Amereh, F., Babaei, M., Eslami, A., Fazelpour, S., & Rafiee, M. (2020): The emerging risk of exposure to nano (micro) plastics on endocrine disturbance and reproductive toxicity: From a hypothetical scenario to a global public health challenge. *Environmental Pollution*, 261: 114158.
- [133] Banerjee, A., & Shelver, W. L. (2021): Micro-and nanoplastic-mediated pathophysiological changes in rodents, rabbits, and chickens: A review. *Journal of Food Protection*, 84(9): 1480-1495.