

ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE MİKRO PLASTİKLER VE GİDERİM YÖNTEMLERİ

*Kübra BOZDAŞ** 
*Gökhan Ekrem ÜSTÜN*** 
*Ahmet AYGÜN**** 

Alınma: 26.06.2020; düzeltme: 28.09.2020; kabul: 19.10.2020

Öz: Atıksu arıtma tesislerine farklı kaynaklardan mikro plastikler gelmektedir ve bu tesisler mikro plastikleri gidermek için tasarlanmamışlardır. Buna rağmen birincil ve ikincil arıtma süreçlerinde mikro plastik giderimi mevcuttur. Yapılan çalışmalar atıksu arıtma tesislerinin tatlı su ortamları için potansiyel bir mikro plastik kirliliği kaynağı olduğunu kanıtlamıştır. Yüksek oranlarda giderim verimi olmasına rağmen büyük hacimlerde deşarj göz önüne alındığında alıcı ortamlar için mikro plastik kirliliği söz konusudur. Ayrıca arıtma çamurunun gübre olarak yeniden kullanımı sonucunda çamurda tutulan MP'ler toprak kirliliğine de neden olmaktadır. Mikro plastiklerin etkili bir şekilde giderimi üçüncül arıtmada uygulanan ileri arıtma teknolojilerine göre değişmektedir. Yapılan çalışmalar incelendiğinde mikro plastiklerin gideriminde en yüksek verimin Membran Biyoreaktörler ile olduğu görülmektedir. Arıtma tesisleri tasarımında mikro plastiklerinin uygun bir şekilde giderimini sağlayan ileri arıtma teknolojilerinin seçilmesi mikro plastik kirliliğinin azalmasında etkili bir yöntem olabilir.

Anahtar Kelimeler: Mikro Plastikler, Atıksu Arıtma Tesisleri, Arıtma Çamuru, Arıtma Teknolojileri, Giderim Verimleri

Micro Plastics and Removal Methods in Wastewater Treatment Plants

Abstract: Micro plastics come from different sources in wastewater treatment plants and the facilities are not designed to remove micro plastics. Despite this, there is removal of micro plastic in primary and secondary treatment processes. Studies have proven that wastewater treatment plants are a potential source of micro-plastic pollution for freshwater environments. Although there is a high rate of removal efficiency, considering the discharge in large volumes, there is micro plastic pollution for the receiving environments. In addition, as a result of reuse of treatment sludge as fertilizer, MPs kept in the sludge cause soil pollution. The effective removal of micro plastics varies according to the advanced treatment technologies applied in tertiary treatment. When the studies are examined, it is seen that the highest efficiency in the removal of micro plastics is with Membrane Bioreactors. The selection of advanced treatment technologies that ensure the proper removal of micro plastics in the design of treatment plants can be an effective method of reducing micro plastic pollution.

Keywords: Micro Plastics, Wastewater Treatment Plants, Treatment Sludge, Treatment Technologies, Removal Efficiencies

* BursaUludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 16059, Bursa

** Bursa Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 16059, Bursa

*** Bursa Teknik Üniversitesi, Mühendislik ve Doğa Bilimleri Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 16310, Bursa

İletişim Yazarı: Kübra Bozdaş (kbra.bzdas@gmail.com)

1. GİRİŞ

Plastikler; ambalaj, film, kapaklar, torbalar gibi çeşitli uygulamalarda günlük hayatta yaygın olarak kullanılan sentetik kimyasallardır (Zhang ve Chen, 2020). Sağlam, hafif ve ucuz olması nedeniyle 1950'lerden itibaren üretilmeye başlayan plastik bugün günümüzün vazgeçilmez bir ürünü haline gelmiştir (Barnes ve diğ., 2009). Plastikler; rastgele kullanım ve yetersiz atık yönetimi sonucu küresel ekosistem için bir endişe kaynağı olmaktadır (Anbumani ve Kakkar, 2018). Nüfus artışı ile küresel plastik üretimindeki artış oranının doğrusal olmayışı beraberinde kişisel plastik tüketiminin arttığını da göstermektedir (Andrady, 2017).

Plastiğin artan üretimi ile beraber çevresel ortamlarda mikro plastiklerin (MP) oluşumu da artmış olup; deniz (Desforjes ve diğ., 2014; Law ve diğ., 2014), göl (Eriksen ve diğ., 2013), nehir (McCormick ve diğ., 2014), atmosfer (Dris ve diğ., 2016), toprak (Zhang ve Liu, 2018) ve kıyı şeridi (Thompson ve diğ., 2004) gibi çeşitli çevresel ortamlarda yaygın olarak bulunmaktadır. Plastik parçacıkların okyanuslardaki varlığı ilk olarak 1972'lerde bildirilmiştir (Carpenter ve Smith, 1972). 2010 yılında üretilen 275 milyon metrik ton (MT) plastik atığın 4,8 ile 12,7milyon MT kısmının okyanuslara karıştığı bildirilmiştir. Deniz ortamında bulunan plastik atığın çoğu karasal kaynaklıdır (Jambeck ve diğ., 2015) ve bu plastikler için plaj çöpleri, kargo nakliyesi, atık su arıtma tesisi (AAT) deşarjı, liman ve balıkçılık faaliyetleri birer kaynak görevi görmektedir (Habib ve diğ., 2020).

MP'ler 5 mm'den küçük plastik parçacıklar olarak tanımlanmaktadır (Jiang, 2018) ve kökenlerine göre ikiye ayrılırlar. Birincil MP'ler mikroskobik boyutta üretilmiş plastikler olup yüz temizleyici ve kozmetik ürünleri (Zitko ve Hanlon, 1991) ve hava püskürtmeli temizleme cihazlarında (Gregory, 1996) kullanılmaktadır. İkincil MP'ler ise daha büyük plastiklerin parçalanmasından oluşan küçük plastiklerdir (Thompson ve diğ., 2004). Yaygın kullanımı olan plastik türleri polietilen (PE), polipropilen (PP), polivinil klorür (PVC), poliamid (PA), polietilen tereftalat (PET), polistiren (PS) ve polikarbonat (PC)'tır (Liu ve diğ., 2019).

MP'ler küçük boyut ve geniş yüzey alanlarından dolayı çeşitli çevresel ortamlarda birikme eğilimi gösterirler. Sudan daha düşük yoğunlukta olan MP'ler rüzgarlar ve nehir akıntıları ile taşınabilirler (Anbumani ve Kakkar, 2018). Plastiklerin dayanıklı olacak şekilde üretilmesi çevresel ortamlarda uzun yıllarca kalmasını sağlar (Barboza ve Gimenez, 2015). Plastiklerin özelliklerini geliştirmek ve dayanımlarını arttırmak için kullanılan katkı maddeleri organizmalar için toksisiteye neden olabilir (Sun ve diğ., 2019).

Çevresel ortamlarda her yerde bulunan MP'ler toksik etkileri nedeniyle oldukça dikkat çeken bir konu haline gelmiştir (Anbumani ve Kakkar, 2018). MP'ler hidrofobik yapıda olmalarından dolayı polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH), organoklorin pestisitler, poliklorlu bifeniller (PCB), kadmiyum, çinko, nikel ve kurşun gibi ağır metalleri adsorbe edebilirler (Wright ve Kelly, 2017). MP'lerin yutulması ve solunulması ile biriken kimyasal kirleticiler salgılanması sonucunda sucul organizmaların ya da insanların akciğerlerinin gastrointestinal kanalına salınarak ekosistem ve insan sağlığını olumsuz etkileyebilirler (Li ve diğ., 2018). Küçük MP'lerin yutulması bazı organizmalarda yetersiz beslenmeye ve üremede değişikliğe neden olabilir (Sun ve diğ., 2019). Bu kirleticilerin suda yaşayan canlılar tarafından yutulması sonucu ekosistemin besin zincirine kadar girebilirler (Ivar do Sul ve Costa, 2014).

Su ortamlarındaki MP kirliliği ekosistemde neden oldukları olumsuz etkileriyle çevresel tehdit olarak bildirilmiştir (Ngo ve diğ., 2019). AAT'lerin MP'leri gidermede oldukça etkili olduğu ve %99 oranında giderim sağlayabildiği hesaplanmıştır (Carr ve diğ., 2016). Ancak her gün büyük hacimlerde arıtılmış atıksuyun sucul ortamlara deşarjı MP'lerin kaynağı olarak önem taşımaktadır (Gatidou ve diğ., 2019). Chicago Nehri'nde yapılan bir çalışma AAT atıksularının nehir ortamında ki MP konsantrasyonunu arttırdığını göstermiştir (McCormick ve diğ., 2014). Yapılan çalışmalar AAT'lerin su ortamlarına MP'lerin giriş yolu olarak kabul edildiğini göstermektedir (Gündoğdu ve diğ., 2018; Talvitie ve diğ., 2015). MP'ler arıtılmış atıksu ile çevresel ortamlara salınabilir (Akarsu ve diğ., 2020; Fendall ve Sewell, 2009) ve arıtma

çamuru içinde tutulabilir (Carr ve diğ., 2016). Arıtma çamurunun tarım arazilerine uygulanması toprak ortamına MP girdisine yol açmaktadır (Li ve diğ., 2018). Kısaca AAT'ler hem tatlı su hem de karasal ortamlarda MP kirliliğine neden olmaktadır (Li ve diğ., 2018). Dolayısıyla MP'lerin saptanması, AAT'lerde değişimi ve akıbetlerinin anlaşılması, MP'lerin kontrolü açısından oldukça önemlidir (Sun ve diğ., 2019).

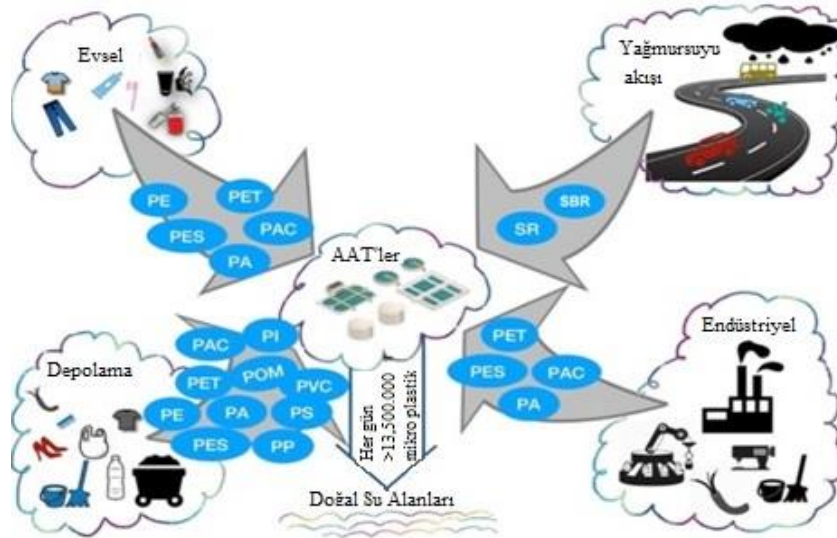
Bu çalışmanın amacı, MP'lerin AAT'lerde akıbetini ve uygulanan teknolojiye bağlı olarak değişen giderim verimlerini karşılaştırarak incelemektir. Dolayısıyla yapılan bu çalışma ile (1) AAT'lerdeki MP kaynakları, oluşumu ve özellikleri; (2) Arıtma proseslerine bağlı olarak değişen MP giderim verimleri gibi hususlar için kapsamlı bir inceleme sunulması amaçlanmaktadır.

2. ATIKSU ARITMA TESİSLERİNDE MİKRO PLASTİKLER

AAT'ler sucul ve karasal ortamlar için bir MP kaynağıdır (Alvim ve diğ., 2020). Yapılan çalışmalar ile AAT'lerin MP'lerin çevreye salınmasında bir yol olduğu kanıtlanmıştır (Murphy ve diğ., 2016; Talvitie ve diğ., 2015). Amerika Birleşik Devletleri (Mason ve diğ., 2016), Hollanda (Leslie ve diğ., 2017), Almanya (Mintenig ve diğ., 2017), İngiltere (Murphy ve diğ., 2016), İsveç (Magnusson ve Noren, 2014), Avustralya (Ziajahromi ve diğ., 2017), Türkiye (Akarsu ve diğ., 2020) gibi ülkelerde AAT'ler çıkışında MP'lerin varlığı rapor edilmiştir.

AAT'lere gelen MP kirleticilerin farklı kaynakları bulunmaktadır. Yıkama esnasında sentetik (polyester) tekstillerden salınan MP lifler (Hernandez ve diğ., 2017), yüz temizleyicilerinde kullanılan mikro boncuklar (Fendall ve Sewell, 2009) evsel deşarj sistemi ile gelmektedir. Lastiklerin aşınma ve yıpranması sonucu çevreye salınan MP'ler (Kole ve diğ., 2017) yağış ile atık su borularına gelirler. Atık depolama sahaları da AAT'ler için bir MP kaynağıdır (He ve diğ., 2019). Çin'de yapılan bir çalışmada endüstriyel atıksu konsantrasyonunun evsel atıksu konsantrasyonuna oranla 1,8 kat daha yüksek olduğu bildirilmiştir (Long ve diğ., 2019).

Tahliye sisteminin türüne göre AAT'lere gelen atıksu türü değişiklik göstermektedir. Ayrı tahliye sistemi uygulandığında evsel ve endüstriyel atık su ve depolama sahası sızıntı suları gelirirken, birleşik altyapı sistemi kullanıldığında yağmur suyu akışından da kirleticiler arıtma tesislerine gelmektedir (Şekil 1) (Ngo ve diğ., 2019).



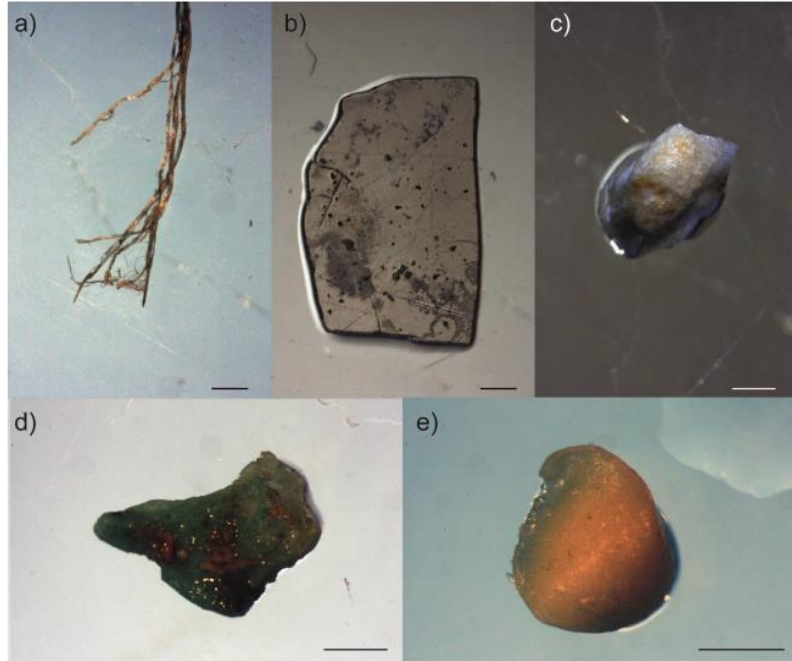
Şekil 1:
AAT'lere gelen MP kaynakları (Ngo ve diğ., 2019)

Mikro plastik parçacıklar (MPP) losyon, sabun ve diş macunu gibi kozmetik ürünleri ile kişisel bakım ürünlerinde bulunmaktadır. Bu ürünlerin çoğu tüm dünyada günlük olarak kullanılmaktadır. Kullanım sonucunda kozmetiklerde ki MPP ve diğer plastik atıklar AAT'lerde son bulur (Carr ve diğ., 2016). Yüz temizleme ürünlerinin tek bir kullanımda 4.594-94.500 mikro parçacığın kanalizasyon sistemine geçeceği bildirilmiştir (Napper ve diğ., 2015). Cheung ve Fok (2017) yaptıkları bir çalışmada yüz fırçalarında bulunan MPP'ın karakterizasyon ve emisyonlarını hesaplamışlardır. Çalışmanın sonucu olarak Anakara Çin'de her yıl 209.7 trilyon mikro boncuk (306,9 ton) yayıldığını ve bu emisyonların %80'inden fazlasının AAT'lerde eksik giderimden kaynaklandığını bildirmişlerdir (Cheunga ve Fok, 2017).

650.000 eşdeğer nüfuslu bir AAT'de MP giderim veriminin %98,41 olmasına rağmen her gün alıcı suya 65 milyon MP salınımı olduğu hesaplanmıştır (Murphy ve diğ., 2016). ABD'deki 17 AAT'de gerçekleştirilen çalışmada tesis başına günde 4 milyondan fazla MP salındığı bildirilmiştir (Mason ve diğ., 2016). Kuzey İtalya'da bulunan ve yaklaşık 1.200.000 eşdeğer nüfusa hizmet veren bir AAT %84 oranında MP giderim verimi olmasına rağmen günlük 160.000.000 MP salınımı olmaktadır (Magni ve diğ., 2019). Nihai atıksuların büyük hacimlerde su ortamlarına sürekli deşarjı MP'lerin bir kaynağı olabilir (Mason ve diğ., 2016; Murphy ve diğ., 2016; Talvitie ve diğ., 2017a).Gelişmiş atıksu arıtma teknolojileri tasarımı ve AAT'lere uygulanmasında MP kirliliği göz önüne alınmalıdır (Talvitie ve diğ., 2017a).

2.1. Atıksu Arıtma Tesislerinde Mikro Plastiklerin Özellikleri

Polyester (PES ~%28 -89), polietilen (PE ~%4-51), polietilen terephthalat (PET ~%4- 35) ve poliamid (PA ~%3-30) gibi polimerler AAT'lerden kaynaklanan akışlarında yaygın olarak bulunurlar (Sun ve diğ., 2019). Tablo 1'de tespit edilen bu polimerlerin kullanım alanları verilmiştir.AAT'ler de lif, granül, pelet, film, köpük ve parçacık tespit edilen MP türleri olup (Şekil 2) atıksu kaynaklarına göre yüzdeleri önemli ölçüde değişiklik göstermektedir (Ngo ve diğ., 2019). Film ve köpükler plastik torba ve ambalajların aşınması kaynaklı olup, peletler ise çoğunlukla kişisel ürünlere eklenen birincil MP'lerdir (Sun ve diğ., 2019).



Şekil 2:

Plastiklerin farklı şekilleri a) Lif/uzatılmış b) Film/düz c) Köpük/küresel d) Fragman (parça)/düzensiz e) Pelet/küresel (Gündoğdu, 2017)

AAT'lerde lifler genellikle baskın şekillerdir (Mason ve diğ., 2016). Atıksu numunelerinde yaygın olarak bulunan tekstil kaynaklı elyaflar AAT'de bulunan MP'lerin yaklaşık %70'ini temsil edebilir (Talvitie ve diğ., 2017b). Tek bir giysiden yıkama başına >1900 elyaf atık suya salınabileceği bildirilmiştir (Browne ve diğ., 2011). AAT'lerde lif ve partikül konsantrasyonlarının alıcı ortama oranla 25 ve 3 kat daha fazla olduğu bildirilmiştir ve bu durumda AAT'lerin alıcı ortama bir MP yolu olduğunu göstermektedir (Talvitie ve diğ., 2015).

Tablo 1. AAT'lerde Tespit Edilen Polimerlerin Kullanım Alanları ve Yoğunlukları (Ngo ve diğ., 2019)

Polimer Tipi	Kullanım Alanı	Yoğunluk (g/cm ³)
PE	Kişisel bakım ürünleri, su şişeleri, gıda ambalaj filmleri	0,89-0,98
PS	Yemek servisi kapları, CD kutuları, bina yalıtımı ve küvet ve duş kabinleri	1,04-1,1
PVC	Elektrik tesisatı ve kablolar, su boruları, kan alma torbası, tıbbi hortumlar	1,16-1,58
PP	Şişe kapakları, yoğurt kapları, tek kullanımlık sıcak içecek kapları, deterjan ve tuvalet kavanozları gibi ambalaj uygulamaları	0,83-0,92
PET	Sentetik tekstil elyafları.	0,96-1,45
PA	İtfaiyeci kıyafetleri, ısı yalıtım panelleri, elektronik kablolar.	-

2.2. Arıtma Çamurunda Mikro Plastikler

AAT'lerde giderilen MP'lerin çoğu birincil ve ikincil arıtma çamuru içinde birikmektedir (Masia ve diğ., 2020). Yapılan çalışmalar ile AAT çamur örneklerinde yüksek miktarda MP bulunduğu kanıtlanmıştır (Carr ve diğ., 2016; Magnusson ve Noren, 2014). Evsel atıksu arıtma tesisi atıksuları ve çamurlarında yüksek miktarlarda sentetik lifler bulunmaktadır (Habib ve diğ., 1998). Giysilerin yıkanması esnasında salınan sentetik liflerin biyolojik olarak parçalanamaz olmasından dolayı AAT'ler tarafından üretilen çamur ve arıtılmış atıksu atıklarında kalırlar (Zubris ve Richards, 2005). Çin'de bulunan 28 AAT'deki 79 çamur örneğinde MP'leri inceledikleri çalışmanın sonucunda çamurdaki MP'lerin %63'ü lif olarak bulunmuştur (Li ve diğ., 2018).

Arıtma çamurları organik ve inorganik besin zenginliği, toprak iyileştirme ve ekonomik olması gibi sebeplerden dolayı gübre olarak yaygın kullanılmaktadır (Singh ve Agrawal, 2008). AAT'lerde üretilen çamurun işlenip gübre olarak yeniden kullanılması AAT kaynaklı toprak kirlenmesine neden olmaktadır (Mohapatra ve diğ., 2016). Carr ve arkadaşları (2016) yaptıkları çalışmada biyosolid yoluyla çevreye salınan MP miktarını $1,09 \times 10^9$ MP/gün olarak tahmin etmişlerdir (Carr ve diğ., 2016). Dünya çapında kanalizasyon çamurunun yaygın bir şekilde gübre olarak (Mahon ve diğ., 2017) yeniden kullanılması karasal kirlilik için bir potansiyel tehdit oluşturmakla birlikte her yıl bu yolla Avrupa topraklarına 125-850 MP/milyon eklenmektedir (Nizzetto ve diğ., 2016).

3. AAT TEKNOLOJİLERİNİN MİKRO PLASTİK GİDERİM VERİMİNE ETKİSİ

AAT'ler fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma proseslerini kullanarak atık suyu arıtmak amacıyla birincil, ikincil ve üçüncül arıtma işlemlerinden oluşmaktadır (Gatidou ve diğ., 2019). Suda bulunan safsızlıkları gidermek için tasarlanan su arıtma işlemleri MP'lerin giderimi için tasarlanmamıştır (Enfrin ve diğ. 2019). Konvansiyonel atıksu arıtma sistemlerinde birincil ve ikincil arıtma işlemleri ile MP'lerin atıksudan etkili bir şekilde giderimi sağlanmaktadır (Carr et al., 2016; Talvitie ve diğ., 2017a).

Birincil arıtma çökelmiş katıları çökeltme gibi fiziksel yöntemlerle atık sudan uzaklaştırmaktadır. Atık sudaki güçlü asit, güçlü alkali ve aşırı konsantrasyon toksik maddeler ikincil arıtma için uygun su kalitesi sağlamak amacıyla oksidasyon, nötralizasyon ve diğer yöntemler ile uzaklaştırılır. MP'lerin küçük boyutlu olmaları ince ızgarada tıkanıklığa yol açmaktadır (Zhang ve Chen, 2020).

Yapılan çalışmalar MP'lerin birincil arıtma sonrasında yaklaşık %78-98 oranında MP giderimi ile ikincil arıtma ile giderimden (%7-20) daha fazla olduğunu göstermektedir (Murphy ve diğ., 2016; Talvitie ve diğ., 2017b). MP'lerin giderimi arıtmaya, çalışma koşullarına, çamur özelliklerine ve MP yüzdürmeye bağlıdır (Masia ve diğ., 2020). Üçüncü arıtmada ise MP giderimi uygulanan teknolojiye bağlıdır (Talvitie ve diğ., 2017a; Talvitie ve diğ., 2017b; Ziajahromi ve diğ., 2017). Tablo 2'de kullanılan arıtma teknolojilerine göre farklı AAT'lerde MP giderim verimleri verilmiştir.

Tablo 2. Farklı Atıksu Arıtma Tesislerinde Uygulanan Arıtma Teknolojileri İle Elde Edilen MP Giderim Verimleri

Yapıldığı Yer	Arıtma İşlemleri	MP konsantrasyonu	MP Giderim Verimi %	Referans
Helsinki, Finlandiya	Üçüncül, DF ₁₀	0,3 parçacık/L	40,0	(Talvitie ve diğ., 2017a)
Çin	Birincil ve ikincil	28,4 parçacık/L	64,4	(Liu ve diğ., 2019)
Sidney, Avustralya	Birincil	1,5 parçacık/L		(Ziajahromi ve diğ., 2017)
Sidney, Avustralya	Birincil ve ikincil	0,48 parçacık/L	66	(Ziajahromi ve diğ., 2017)
Türkiye (Seyhan)	İkincil	7,02 parçacık/L	73	(Gündoğdu ve diğ., 2018)
Türkiye (Yüreğir)	İkincil	4,11 parçacık/L	79	(Gündoğdu ve diğ., 2018)
İtalya	Birincil, ikincil ve üçüncül	0,4 parçacık/L	84	(Magni ve diğ., 2019)
İspanya (Cartagena)	Birincil	0,25 parçacık/L	90,3	(Bayo ve diğ., 2020)
Çin (Xiamen)	Birincil ve ikincil	0,59 parçacık/L	90,5	(Long ve diğ., 2019)
Sidney, Avustralya	Birincil, ikincil, üçüncül ve RO	0,28 parçacık/L RO : 0,21 parçacık/L	92-99	(Ziajahromi ve diğ., 2017)
Madrid, İspanya	Birincil arıtma ve A ² O	10,7 parçacık/L	93,7	(Edo ve diğ., 2020)
Hameenlinna, Güney Finlandiya	Üçüncül, DAF	0,1 parçacık/L	95	(Talvitie ve diğ., 2017a)
Çin (Beijing)	Birincil, ikincil	0,59 parçacık/L	95	(Yang ve diğ., 2019)
Turku, Güney Finlandiya	Üçüncül, RSF	0,02 parçacık/L	97,1	(Talvitie ve diğ., 2017a)
Çin (Changzhu)	Birincil, ikincil	9,04 parçacık/L	97,2	(Xu ve diğ., 2019)
Danimarka	-	54 parçacık/L	98,3	(Simon ve diğ., 2018)

Tablo 2.(devamı)

Kanada	Birincil ve ikincil	0,5 parçacık/L	98,3	(Gies ve diğ., 2018)
UK	Birincil ve ikincil	0,25 parçacık/L	98,4	(Murphy ve diğ., 2016)
Helsinki, Finlandiya	Üçüncül, DF ₂₀	0,03 parçacık/L	98,5	(Talvitie ve diğ., 2017a)
Mikkeli, Finlandiya	Birincil ve ikincil, CAS MBR	1,05 parçacık/L	99 99,4	(Lares ve diğ., 2018)
Kore	Biyolojik, A ² O	0,44 parçacık / L	98-99	(Lee ve Kim, 2018)
Kore	Biyolojik, SBR	0,14 parçacık / L	98-99	(Lee ve Kim, 2018)
Mikkeli, Finlandiya	Üçüncül, MBR	0,005 parçacık/L	99,9	(Talvitie ve diğ., 2017a)
İsveç	Mekanik, kimyasal ve biyolojik arıtma	0,00825 parçacık/L	99,9	(Magnusson ve Noren, 2014)

A²O:anaerobik-anoksik-aerobik

CAS:Geleneksel Aktif Çamur

DAF:Çözünmüş Hava Filtrasyonu

DF : Diskfiltre (DF₁₀: gözenek boyutu 10 µm olan diskfiltre /
DF₂₀: gözenek boyutu 20 µm olan diskfiltre)

MBR : Membran Biyoreaktör

RO : Ters Ozmos

RSF : Hızlı Kum Filtresi

Yerçekimiyle çöktürme yoluyla askıdaki katı partikülleri uzaklaştıran çöktürme süreci birincil ve ikincil arıtma süreçlerinde MP'lerin gideriminde önemli derecede katkısı olmuştur (Ngo ve diğ., 2019). Yoğunluğu düşük olan MP'ler birincil arıtmada yüzen katıların sıyırılması esnasında giderilir (Gatidou ve diğ., 2019). Atık suda bulunan yüksek yoğunluklu MP'ler düşük yoğunluklu MP'lere kıyasla daha yüksek olasılıkla çamur içine çökler (Liu ve diğ., 2019). Çöktürme ve hava yüzdürme işlemleri ile giderim oranlarında MP'lerin morfolojisi önemli bir faktördür (Ngo ve diğ., 2019).

Aerobik tankta büyüme fazında çamur flokları ile biriken MP kirleticiler çöktürme süreci ile giderilir (Ngo ve diğ., 2019). Aktif çamur prosesinde farklı giderim verimleri olduğu görülmektedir (Tablo 2). Atıksuda alıkonma süresi (Carr ve diğ., 2016) ve besin seviyesi (Rummel ve diğ., 2017) aktif çamur proseslerinde MP giderim verimini etkiler.

Hızlı kum filtrasyonu düşük işletme ve bakım maliyeti ve kirleticilerin etkili bir şekilde giderimini sağladığından dolayı yaygın olarak uygulanmaktadır (Ngo ve diğ., 2019). Buteknoloji ile MP'de %97,1 oranında giderimi verimi sağlanmıştır (Talvitie ve diğ., 2017a). Finlandiya'da ileri arıtma teknolojileri bulunan AAT'lerde yapılan çalışmalarda farklı işlem süreçlerinin giderim verimleri karşılaştırılmıştır. MP'lerin giderimi %99,9 MBR , %97 hızlı kum

filtresi, %95 çözünmüş hava filtrasyonu (DAF) ve %40 ve %98.5 disk filtre ile gerçekleştirildiği bildirilmiştir (Talvitie ve diğ.,2017a).

Membran biyoreaktörler (MBR) kirletici maddeleri gidermede yüksek verime sahiptirler. Gözenek boyutlarının diğer filtrelere oranla en küçük olması MP'leri atıksudan gidermede en verimli teknolojidir (Ngo ve diğ., 2019). MBR teknolojisi ile MP'ler %99,9'a kadar giderilebilir (Talvitie ve diğ., 2017a).

3.1 Arıtma Çamurlarında Mikro Plastik Giderimi

AAT'leri tarafından giderilen MP'lerin çoğu arıtma çamurunda tutulur. Arıtma tesislerinde üretilen çamurun tarımsal alanlarda yaygın kullanımı toprakta birincil MP kaynağı olarak kabul edilmektedir (Zhang ve diğ., 2020). Yapılan bir çalışma ile uygulamadan 15 yıl sonrasında tarım sahası topraklarında liflerin bulunduğu tespit edilmiştir (Zubris ve Richards, 2005).

Topraktaki MP'lerin bitkiler tarafından emilip terleme akımı ile vasküler sistem yoluyla bitki saplarına ve yapraklarına aktarabileceği yapılan bir çalışma sonucunda bildirilmiştir (Li ve diğ., 2019). İnsanların bu bitkileri tüketimi MP'lere maruz kalmasına neden olabilir. Tablo3 AAT çamur örneklerinde bildirilen MP miktarını göstermektedir.

Tablo 3. Arıtma Çamurlarında Bulunan MP Konsantrasyonları

Yer	Örneklem	Konsantrasyon (partikül/kg)	Referans
Çin	Sulu çamur	1565-56386 ^a	(Li ve diğ., 2018)
İrlanda	Sulu çamur	4196-15385 ^a	(Mahon ve diğ., 2017)
Almanya	Sulu çamur	1000-24000 ^a	(Lassen ve diğ., 2015)
Hollanda	Sulu çamur	660-760	(Leslie ve diğ., 2017)
Finlandiya	Aktif çamur	23000 ^a	(Lares ve diğ., 2018)
	Sindirilmiş çamur	170900 ^a	
	MBR çamuru	27300 ^a	
İskoçya	Kumtaşı	1440	(Murphy ve diğ., 2016)
	Gres yağlama	7868	
	Çamur keki	1200	

a: konsantrasyon çamurun kuru ağırlığına göre verilmiştir.

Xu ve arkadaşları (2020) ZnCl₂ çözeltisi kullanarak çamurdan 4 MP şekli izole etmişlerdir. Geliştirdikleri cam izolasyon cihazı ile gelecekte çamur ve diğer numune örneklerinden MP'leri izole etmekteki uygunluğunu ortaya koymuşlardır.

4. SONUÇLAR

AAT'lerde MP'lerin giderim verimleri oldukça yüksek oranlardadır. Sonuçlar MP'lerin çoğunun AAT'lerde giderildiğini göstermektedir ve çoğu arıtma çamurlarında tutulur. Arıtma çamurunun uygun özelliklerinden dolayı arazi uygulamalarında kullanılması ile MP'ler toprak kirlenmesine de neden olmaktadır. AAT'lerde aynı teknolojilerin kullanılmasına rağmen giderim verimleri farklılık gösterebilmektedir (Tablo 2). Tasarım ve işletme parametreleri bu farklılıklara neden olabilir. Tablo 2'de ki sonuçlara göre MBR'ler MP'lerin gideriminde en etkili yöntem olduğu görülmektedir. Buna rağmen AAT'lerden deşarj edilen atıksu miktarlarının yüksek hacminden dolayı her gün milyonlarca MP alıcı ortamlara salınmaktadır.

MP'lerin tespitinde standartlaştırılmış bir yöntem eksikliği bulunmaktadır. Gelecekteki çalışmalarda düşük maliyet ve iş gücüne kıyasla yüksek geri kazanım oranı sağlayan arıtma ve tespit yöntemleri geliştirilmelidir.

MP'lerin varlığı atıksu ve çamur arıtma proseslerinin verimliliğini azaltır. Çamur hacmi artar, daha uzun çamur tutma süresine veya daha büyük tanka ihtiyaç duyulmasının sonucunda arıtma sisteminin maliyeti artar. Mevcut AAT'ler MP kirlilik odaklı tasarlanmamışlardır. Gelecekte ki çalışmalarda AAT tasarım ve işletmesinde MP kirleticiler dikkate alınmalı ve MP hedefli arıtma teknolojileri üzerine odaklanılmalıdır. Arıtma çamurlarının arazi uygulamasında kullanılmasının potansiyel çevresel etkisinin boyutları gelecek çalışmalarda daha detaylı araştırılmadır ve gerekli önlemler alınmalıdır.

AAT'lere gelen MP'lerin çoğu insan faaliyetlerinin bir sonucudur ve bu etkileri azaltmak için gerekli önlemler alınmalıdır. MP kirliliğini önlemek için plastik kullanımının azaltılması gerekmektedir. Plastiklerin sağladıkları avantajlar göz önüne alındığında tamamen vazgeçilemeyeceği düşünülürse plastik malzemeler yerine alternatif malzemeler kullanılarak tüketimin önüne geçilmelidir. Ayrıca oluşmuş kirleticileri gidermek daha maliyetli olacağından, proaktif bir yaklaşımla kirleticileri kaynağında önlemek çevreci ve akılcı bir yaklaşım olacaktır. Kozmetiklerin içerdiği kirleticilerin çevresel ortamlarda neden olduğu zararlar hakkında farkındalığı artırmak amacıyla tüketicileri bilinçlendirmek kirliliğin önlenmesinde bir diğer yaklaşım olabilir.

KAYNAKLAR

1. Akarsu, C., Kumbur, H., Gokdag, K., Kideys, A. E.ve Sanchez-Vidal, A. (2020). Microplastics composition and load from three wastewater treatment plants discharging into Mersin Bay, north eastern Mediterranean Sea,*Marine Pollution Bulletin*, 150, 110776. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110776
2. Alvim, C. B., Mendoza-Roca, J. A.ve Bes-Pia, A. (2020). Wastewater treatment plant as microplastics release source – Quantification and identification techniques,*Journal of Environmental Management*, 255, 109739. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109739
3. Anbumani, S.ve Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review, *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), 14373-14396. doi: 10.1007/s11356-018-1999-x
4. Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review, *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12-22. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.082
5. Barboza, L. G. A. ve Gimenez, B. C. G. (2015). Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives, *Marine Pollution Bulletin*, 97(1-2), 5-12. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.008
6. Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C.ve Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364(1526), 1985-1998. doi: 10.1098/rstb.2008.0205
7. Bayo, J., Olmos, S.ve Lopez-Castellanos, J. (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors, *Chemosphere*, 238, 124593. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.124593
8. Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., ve Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175- 9179. doi: 10.1021/es201811s
9. Carpenter, E. J.ve Smith Jr., K. L. (1972). Plastics on the Sargasso sea surface,*Science*, 175(4027), 1240-1241. doi: 10.1126/science.175.4027.1240

10. Carr, S. A., Liu, J. ve Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants, *Water Research*, 91, 174-182. doi: 10.1016 / j.watres.2016.01.002
11. Cheunga, P. K. ve Fok, L. (2017). Characterisation of plastic microbeads in facial scrubs and their estimated emissions in Mainland China, *Water Research*, 122, 53-61. doi:10.1016/j.watres.2017.05.053
12. Desforages, J. P., Galbraith, M., Dangerfield, N. ve Ross, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, 79(1-2), 94-99. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.12.035
13. Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C. ve Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?, *Marine Pollution Bulletin*, 104(1-2), 290-293. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006
14. Edo, C., Gonzalez-Pleiter, M., Leganes, F., Fernandez-Pinas, F. ve Rosal, R. (2020). Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge, *Environmental Pollution*, 259, 113837. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113837
15. Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H. ve Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes, *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2), 177-182. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.007
16. Fendall, L. S. ve Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers, *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1225-1228. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025
17. Gatidou, G., Arvaniti, O. S. ve Stasinakis, A. S. (2019). Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants, *Journal of Hazardous Materials*, 367, 504-512. doi: 10.1016/j.jhazmat.2018.12.081
18. Gies, E. A., LeNoble, J. L., Noel, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E. R., ve Ross, P. S. (2018). Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada, *Marine Pollution Bulletin*, 133, 553-561. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.006
19. Gregory, M. R. (1996). Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified, *Marine Pollution Bulletin*, 32(12), 867-871. doi:10.1016/S0025-326X(96)00047-1
20. Gündoğdu, S. (2017). High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey, *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 34(4), 401-408. doi: 10.12714/egejfas.2017.34.4.06
21. Gündoğdu, S., Çevik, C., Güzel, E. ve Kilercioğlu, S. (2018). Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations, *Environmental Monitoring and Assessment*, 190.
22. Habib, D., Locke, D. C., ve Cannone, L. J. (1998). Synthetic Fibers as Indicators of Municipal Sewage Sludge, Sludge Products, and Sewage Treatment Plant Effluents, *Water, Air, and Soil Pollution*, 103, 1-8.
23. Habib, R. Z., Thiemann, T. ve Kendi, R. A. (2020). Microplastics and Wastewater Treatment Plants—A Review, *Journal of Water Resource and Protection*, 12(01), 35. doi:10.4236/jwarp.2020.121001

24. He, P., Chen, L., Shao, L., Zhang, H.ve Lu, F. (2019). Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate,*Water Research*, 159, 38-45. doi: 10.1016/j.watres.2019.04.060
25. Hernandez, E., Nowack, B.ve Mitrano, D. M. (2017). Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic, *Environmental Science & Technology*, 51, 7036-7046. doi:10.1021/acs.est.7b01750
26. Ivar do Sul, J. A.ve Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment, *Environmental Pollution*, 185, 352-364. doi: 10.1016/j.envpol.2013.10.036
27. Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R.ve Law, K. L. (2015). Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean,*Science*, 347(6223), 768-771. doi: 10.1126/science.1260352
28. Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J. ve Ragas, A. N. J. (2017). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment,*International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), 1265. doi: 10.3390 / ijerph14101265
29. Lares, M., Ncibi, M. C.ve Sillanpaa, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology,*Water Research*, 133, 236-246. doi: 10.1016/j.watres.2018.01.049
30. Lassen, C., Hansen, S. F., Magnusson, K., Noren, F., Hartmann, N. I. B., Jensen, P. R., Nielsen, T. G. ve Brinch, A. (2015). Microplastics-occurrence, Effects and Sources of Releases to the Environment in Denmark, *Danish Environmental Protection Agency*, 206.
31. Law, K. L., Moret-Ferguson, S. E., Goodwin, D. S., Zettler, E. R., Deforce, E., Kukulka, T. ve Proskurowski, G. (2014). Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set, *Environmental Science & Technology*, 48(9), 4732-4738. doi: 10.1021/es4053076
32. Lee, H.ve Kim, Y. (2018). Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea,*Marine Pollution Bulletin*, 137, 1-8. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.09.050
33. Leslie, H. A., Brandsma, S. H., van Velzen, M. J. M.ve Vethaak, A. D. (2017). Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota,*Environmental International*, 101, 133-142. doi:10.1016/j.envint.2017.01.018
34. Li, X., Chen, L., Mei, Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G.ve Zeng, E. Y. (2018). Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China, *Water Research*, 142, 75-85. doi: 10.1016/j.watres.2018.05.034
35. Li, L., Zhou, Q., Yin, N. Tu, C. ve Luo, Y. (2019). Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant, *Chinese Science Bulletin*, 64(9), 928-934. doi:10.1360/N972018-00845
36. Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z.ve Wang, J. (2019). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China,*Chemical Engineering Journal*, 362, 176-182. doi:10.1016/j.cej.2019.01.033
37. Long, Z., Pan, Z., Wang, W., Ren, J., Yu, X., Lin, L., Chen, H. ve Jin, X. (2019). Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China,*Water Research*, 155, 255-265. doi: 10.1016/j.watres.2019.02.028

38. Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S. ve Regoli, F. (2019). The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant, *Science of Total Environment*, 652, 602-610. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.269
39. Magnusson, K. ve Noren, F. (2014). Screening of Microplastic Particles in and Downstream a Wastewater Treatment Plant, *IVL Swedish Environmental Research Institute*.
40. Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R. ve Morrison, L. (2017). Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment, *Environmental Science & Technology*, 51(2), 810-818. doi: 10.1021/acs.est.6b04048
41. Masia, P., Sol, D., Ardura, A., Laca, A., Borrell, Y. J., Dopico, E., Laca, A., Machado-Schiaffino, G., Diaz, M. ve Garcia-Vazquez, E. (2020). Bioremediation as a promising strategy for microplastics removal in wastewater treatment plants, *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111252. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111252
42. Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D. ve Rogers, D. L. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent, *Environmental Pollution*, 218, 1045-1054. doi: 10.1016/j.envpol.2016.08.056
43. McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schlupe, J. ve Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river, *Environmental Science Technology*, 48(20), 11863-11871. doi:10.1021 / es503610r
44. Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Loder, M. G. J., Primpke, S. ve Gerdt, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging, *Water Research*, 108, 365-372. doi: 10.1016/j.watres.2016.11.015
45. Mohapatra, D. P., Cledon, M., Brar, S. K. ve Surampalli, R. Y. (2016). Application of Wastewater and Biosolids in Soil: Occurrence and Fate of Emerging Contaminants, *Water, Air, & Soil Pollution*, 227, 1-14.
46. Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. ve Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment, *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800-5808. doi: 10.1021/acs.est.5b05416
47. Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J. ve Thompson, R. C. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2), 178-185. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.029
48. Ngo, P. L., Pramanik, B. K., Shah, K. ve Roychand, R. (2019). Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants, *Environmental Pollution*, 255(Pt 2), 113326. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113326
49. Nizzetto, L., Futter, M. ve Langaas, S. (2016). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?, *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10777-10779. doi: 10.1021/acs.est.6b04140
50. Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D. ve Schmitt-Jahsen, M. (2017). Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment, *Environmental Science & Technology Letters*, 4(7), 258-267. doi: 10.1021/acs.estlett.7b00164
51. Simon, M., van Alst, N. ve Vollertsen, J. (2018). Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based

- Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging, *Water Research*, 142, 1-9. doi: 10.1016/j.watres.2018.05.019
52. Singh, R. P. ve Agrawal, M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge, *Waste Management*, 28(2), 347-358. doi: 10.1016/j.wasman.2006.12.010
53. Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M. ve Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal, *Water Research*, 152, 21-37. doi: 10.1016/j.watres.2018.12.050
54. Talvitie, J., Heinonen, M., Pakkönen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O. ve Vahala, R. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea, *Water Science & Technology*, 72(9), 1495-1504. doi: 10.2166/wst.2015.360
55. Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A. ve Setälä, O. (2017a). Solutions to microplastic pollution - Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies, *Water Research*, 123, 401-407. doi: 10.1016/j.watres.2017.07.005
56. Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M. ve Koistinen, A. (2017b). How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant, *Water Research*, 109, 164-172. doi: 10.1016/j.watres.2016.11.046
57. Thompson, R. C., Olson, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., Yuhanna, A. W. G., McGonigle, D. ve Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?, *Science*, 304(5672), 838. doi: 10.1126/science.1094559
58. Wright, S. L. ve Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue?, *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634-6647. doi: 10.1021/acs.est.7b00423
59. Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q. ve Wang, L. (2019). Microplastics in the wastewater treatment plants (WWTPs): Occurrence and removal, *Chemosphere*, 235, 1089-1096. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.06.197
60. Xu, Q., Gao, Y., Xu, L., Shi, W., Wang, F., LeBlanc, G. A., Cui, S., An, L. ve Lei, K. (2020). Investigation of the microplastics profile in sludge from China's largest Water reclamation plant using a feasible isolation device, *Journal of Hazardous Materials*, 388, 122067. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.122067
61. Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L. ve Lei, K. (2019). Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant, *Water Research*, 155, 175-181. doi: 10.1016/j.watres.2019.02.046
62. Zhang, G. S. ve Liu, Y. F. (2018). The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China, *The Science of the Total Environment*, 642, 12-20. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.004
63. Zhang, Z. ve Chen, Y. (2020). Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review, *Chemical Engineering Journal*, 382, 122955. doi: 10.1016/j.cej.2019.122955
64. Zhang, L., Xie, Y., Liu, J., Zhong, S., Qian, Y. ve Gao, P. (2020). An Overlooked Entry Pathway of Microplastics into Agricultural Soils from Application of Sludge-Based Fertilizers, *Environmental Science & Technology*, 54(7), 4248-4255. doi: 10.1021/acs.est.9b07905

65. Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L. ve Leusch, F. D. L. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics, *Water Research*, 112, 93-99. doi: 10.1016/j.watres.2017.01.042
66. Zitko, V. ve Hanlon, M. (1991). Another source of pollution by plastics: Skin cleaners with plastic scrubbers, *Marine Pollution Bulletin*, 22(1), 41-42. doi: 10.1016 / 0025-326X (91) 90444-W
67. Zubris, K. A. ve Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge, *Environmental Pollution* , 138(2), 201-211. doi: 10.1016/j.envpol.2005.04.013

