



Gıda güvenliği açısından su ürünlerinde mikroplastik riski ve araştırma yöntemleri

İdil CAN TUNÇELLİ^{ID}, Nuray ERKAN^{ID}

Cite this article as:

Can Tunçelli, İ., Erkan, N. (2021). Gıda güvenliği açısından su ürünlerinde mikroplastik riski ve araştırma yöntemleri. *Aquatic Research*, 4(1), 73-87. <https://doi.org/10.3153/AR21007>

İstanbul Üniversitesi, Su Bilimleri
Fakültesi, Balıkçılık ve Su Ürünleri
İşleme Teknolojisi Bölümü, İstanbul,
Türkiye

ORCID IDs of the author(s):

İ.C.T. 0000-0002-9999-6658

N.E. 0000-0002-0752-8495

Submitted: 26.10.2020

Revision requested 06.11.2020

Last revision received 17.11.2020

Accepted: 17.11.2020

Published online: 02.12.2020

Correspondence: İdil CAN TUNÇELLİ

E-mail: idalcan@istanbul.edu.tr



© 2021 The Author(s)

Available online at

<http://aquatres.scientificwebjournals.com>

ÖZ

Son yıllarda artan plastik kullanımı ve yanlış geri dönüşüm politikaları ekosistemde plastik atıkların birikmesine neden olmuştur. Sucul ekosistemdeki canlılar üzerindeki etkilerinin görülmesiyle birlikte plastik kirliliği küresel bir sorun haline gelmiştir. Ortamda farklı fiziksel, kimyasal ve biyolojik etkenlerden dolayı mikroplastiklere (MP'lere) ve nanoplastiklere (NP'lere) parçalanan plastikler, besin zincirine girerek insan sağlığını tehdit etmektedir. Yaygın plastik kirliliğinin bir sonucu olarak, mikroplastikler ve nanoplastikler zooplanktonlardan, balıklara, kabuklu su ürünlerinden deniz memelilerine kadar birçok farklı canlı tarafından yutulmaktadır. Su ürünlerinin bünyelerine giren mikroplastikler canlı dokuda sindirilip, doku ve organlar arasında yer değiştirebilmektedir. Bununla birlikte su ürünleri işleme teknolojilerinde yer alan bazı aşamalar da mikroplastik kontaminasyon kaynağı olabilmektedir. Mikroplastiklerin neden olduğu fiziksel, kimyasal ve biyolojik toksisite etkileri henüz tam olarak bilinmemektedir. İleride yapılacak olan çalışmalarda, tüketici sağlığı açısından işlenmiş su ürünlerindeki mikroplastiklerin kaynağının ve bulaşma yollarının incelenip belirlenmesi önem arz etmektedir. Bu derlemede, sucul ekosistemlerden besin zincirine giren mikroplastiklerin gıda güvenliği açısından işlenmiş ürünlerdeki riskleri tartışılıp, bu araştırma alanındaki mikroplastiklerin identifikasyonu ve sayımı için analitik yöntemler incelenmiştir.

Anahtar Kelimeleri: Plastik kirliliği, Nanoplastik, Kontaminasyon, İşleme teknolojileri, FTIR, Raman

ABSTRACT

Microplastic risks in the seafood in terms of food safety and their research methods

Plastic waste has accumulated in the aquatic ecosystem as a result of the increasing use of plastic in recent years and their wrong recycling policies. Plastic pollution has become a global problem with its effects on aquatic organisms. Plastics that break down into microplastics (MPs) and nanoplastics (NPs) due to different physical, chemical and biological factors in the environment enter the food chain and directly threaten human health. As a result of widespread plastic pollution, microplastics and nanoplastics are ingested by many different species, from zooplankton, fish, shellfish to marine mammals. Microplastics that enter into marine organisms can move within living tissue and move between tissue and organ. However, some stages in seafood processing technologies can also be a source of microplastic contamination. Physical, chemical and biological toxicity effects caused by microplastics are not fully known yet. In future studies, it is important to examine and determine the source and transmission routes of microplastics in seafood for consumer health. In this review, the risks of microplastics entering the food chain from aquatic ecosystems in seafood products in terms of food safety are discussed, and analytical methods for the identification and extraction of microplastics in this research area are examined.

Keywords: Plastic pollution, Nanoplastics, Contamination, Seafood processing technologies, FTIR, Raman

Giriş

Günümüz toplumunda plastik, düşük yoğunlukları, çok geniş bir sıcaklık aralığında kullanılabilirlikleri, kimyasallara ve ışığa karşı dirençli olmaları, kolayca işlenebilir özellikte olmaları ve nispeten düşük maliyetleriyle günlük yaşamın vazgeçilmez bir parçası haline gelmiştir (Ryan, 2015). Ondokuzuncu yüzyılın başında termoplastiklerin gelişimiyle birlikte kullanım alanı oldukça geniş olan doğal ve sentetik polimerler üzerine araştırmalar başlamıştır. Plastik modern gelişimi ise yirminci yüzyılların başında en az 15 yeni polimer sınıfının sentezlenmesiyle genişlemeye başlamıştır (Andrady ve Neal, 2009). Toplu plastik üretiminin başladığı 1930-1940'lardan bu yana, plastik üretim hacmi istikrarlı bir şekilde artmaktadır (Ryan, 2015). Günümüzde küresel plastik üretimi yıllık 359 milyon tona ulaşmıştır (PlasticsEurope, 2019) ve öngörülebilir gelecekte sürekli hızlı bir büyüme ile artması beklenmektedir (Ryan, 2015).

Katlanarak artan plastik üretim hacmi, uygun olmayan şekilde taşınan atık plastik miktarlarıyla birleşince tüm dünya ekosistemini tehdit eden küresel bir sorun ortaya çıkmıştır (Barnes ve diğ., 2009; Ryan, 2015). Özellikle 1950'lerden bu yana sanayinin gelişimiyle birlikte plastik malzemeler ekosistemdeki tüm ortamlarda kirlilik oluşturmada ve içerisindeki canlıları etkilemektedir (Cózar ve diğ., 2014). Plastik ve neden olduğu etkiler tüm dünyada yüzey suları (Cincinelli ve diğ., 2019; Lorenz ve diğ., 2019), derin deniz sedimentleri (Van Cauwenberghe ve diğ., 2013; Zhang ve diğ., 2020), amfipodlar (Jamieson ve diğ., 2019), balıklar (Zhu ve diğ., 2019), çift kabuklular (Moreschi ve diğ., 2020); yumuşakçalar (Oliveira ve diğ., 2020), buzullar (Obbard ve diğ., 2014; Bergmann ve diğ., 2019), toprak (Scheurer ve Bigalke, 2018), hava ortamı (Dris ve diğ., 2017), deniz kuşları (Amélineau ve diğ., 2016) ve sofraya tuzları (Gündoğdu, 2018) gibi farklı madde ve ortamlarda tespit edilmiştir.

Plastikler, altısı "büyük altı" olarak da adlandırılan yirmiden fazla polimer ailesini içerir: polipropilen (PP), yüksek ve düşük yoğunluklu polietilen (HDPE ve LDPE), polivinil klorür (PVC), poliüretan (PUR), polietilen tereftalat (PET), polistiren (PS) ve bu polimerler Avrupa'daki plastik üretiminin % 80'ine karşılık gelmektedir (Dehaut ve diğ., 2016; Andrady ve Rajapakse, 2019; PlasticsEurope, 2019). Şu anda üretilen plastiklerin çoğu fosil yakıt bazlı malzemelerdir ve küresel olarak mevcut fosil yakıtın %4 kadarı ham plastik üretimi için kullanılmaktadır (Geyer ve diğ., 2017; Aşmonaitė, 2019).

Günümüzde büyük bir sorun haline gelen aşırı plastik kullanımı ve bunların oluşturduğu atıklar sonucu özellikle sucul ekosistemlere yoğun bir plastik partikül deşarjı söz konusudur (Galgani ve diğ., 2015). Okyanus gibi büyük su kitlelerine girdikten sonra plastik materyaller, mekanik ve biyolojik

işlemler sonucu mikroplastiklere parçalanmaktadır. Parçalanmış bu materyaller rüzgar ve akıntı yardımıyla uzun mesafelere taşınıp, kökenlerinden çok uzaklardaki ortamlarda birikebilmektedirler (Barnes ve diğ., 2009).

Mikroplastikler (MP'ler) genelde boyutu 5 mm'nin altındaki polimerik partiküller olarak tanımlanmaktadır (GESAMP, 2015). EFSA (European Food Safety Authority: Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi) (2016)'da yayınladığı raporda MP'leri 5mm-100 nm arası olarak tanımlarken, 100 nm'den küçük polimerik parçaları nanoplastikler (NP'ler) olarak tanımlanmıştır. Bir başka tanımlamada ise 2,5 cm'den büyük parçalar makroplastik (Galgani ve diğ., 2015), 500 µm-5 mm arası mezoplastik, 50-500 µm arası mikroplastik ve 50 µm'dan küçük parçalar ise nanoplastik olarak tanımlanmıştır (Ryan, 2015). Literatürde çok sayıda farklı boyut temelli tanımları yapılmış olan bu maddelerin henüz yaygın, standartlaştırılmış bir tanımı bulunmamaktadır (GESAMP, 2015; EFSA, 2016; Aşmonaitė, 2019).

Mikroplastik Kaynakları

Deniz kıyılarında, yüzeyinde ve tabanında biriken atıkların önemli bir kısmını plastik maddeler oluşturmaktadır. Plastik torbalar, balıkçılık malzemeleri, gıda ambalajları gibi sahillerde en yaygın bulunan öğeler, bulunan atıkların %80'inden fazlasını oluşturmaktadır (Galgani ve diğ., 2015). Bunun yanı sıra MP'ler, büyük plastik ürünlerin üretiminde kullanılan peletler, granüller, lifler ve tozlar, kişisel bakım ürünlerindeki mikro aşındırıcı partiküller, ilaçlar ve sentetik giysilerin yıkanması sonucunda da doğrudan çevreye deşarj olabilmektedirler (Browne, 2015).

Geniş coğrafi ölçekleri aşarak kutuplardan tropik ve ılıman bölgelere kadar tüm ekosistemlerde görülen mikroplastik kirliliğinin kaynakları, doğrudan kullanım için öğütülerek veya ekstrüzyon ile parçalanmış plastik partiküllerin oluşturduğu "birincil kaynaklar" ve daha büyük plastik materyalin çevrede giderek daha küçük parçalara parçalanmasıyla oluşturduğu "ikincil kaynaklar" şeklinde ikiye ayrılmaktadır. Birincil kaynaklı MP'ler, lastiklerin aşınması veya yıkama sırasında sentetik tekstillerin aşınması gibi üretim, kullanım veya bakım sırasında büyük plastik nesnelerin aşınmasından da kaynaklanabilirler (Browne, 2015; Boucher ve Friot, 2017; Aşmonaitė, 2019). Deniz ortamındaki mikroplastiklerin %69-81'i ikincil kaynaklı MP'lerden oluşmakta ve doğaya atılan tek kullanımlık plastiklerden, hayalet ağlara kadar geniş bir kapsamı bulunmaktadır (Boucher ve Friot, 2017; EU, 2017).

Düşünülenin aksine plastik kirliliğine neden olan etmenlerin önemli ölçüde bir kısmı da içerisindeki materyalin özelliğine

çok da dikkat edilmeyen ürünlerinden kaynaklanmaktadır; yıkama esnasında sentetik fiber salınımı yapan kumaşlı giysiler, yollarda aşınan araba lastikleri, suya veya toprağa aşınım yapan gemi ve otoyol boya maddeleri ve mikroeksfolyant madde içeren kişisel kozmetik ürünleri bunlara örnektir (Boucher ve Friot, 2017). Örneğin, yapılan deneysel bir çalışmada, ev tipi çamaşır makinelerinden atık suya boşaltılan elyaf sayısını incelenmiştir ve makinenin yıkama başına 1900 adet elyaf suya salınım yaptığı sonucuna ulaşılmıştır. Bu çalışma sonucunda deniz habitatlarında bulunan mikroplastik liflerin büyük bir kısmının, giysilerin yıkanmasının bir sonucu olarak suya bulaşabileceği düşünülmektedir (Browne, 2015). Rochman ve diğ. (2015), insan tüketimine sunulan balık ve midyelerde tekstil kökenli MP'lerin varlığını bildirmişlerdir.

MP'ler, okyanuslara girdikten sonra yüzme veya batma eğilimindedir ve bir kısmı da okyanus akıntularından kaynaklanan girdaplarda birikmektedirler. Bu MP'lerin 93,000 ila 268,000 tonunun (93-268 kilotonunun) şu anda okyanuslarda yüzdüğü tahmin edilmektedir (Boucher ve Friot, 2017). Yoğunluklarına göre, örneğin polipropilen gibi deniz suyundan daha hafif MP'ler okyanuslarda yüzerek geniş bir alana dağılım gösterirken, akrilik gibi deniz suyundan daha yoğun MP'ler büyük olasılıkla okyanus tabanında birikerek nihayetinde besin zincirlerine (Seltenrich, 2015) giriş yapmaktadır (Boucher ve Friot, 2017).

Mikroplastiklerin Sınıflandırılması

MP'ler tek tip mikrosferlerden, düzensiz şekilli plastik parçalara, peletlere, mikroskobik liflere, köpüklere, filmlere ve filamanlara kadar farklı şekillerde bulunmaktadır (Hidalgo-Ruz ve diğ., 2012). Genellikle birincil kaynaklı MP'ler, ikincil kaynaklı MP'lere göre daha düzenli ve tutarlı bir morfolojiye sahiptirler (Boucher ve Friot, 2017). Kullanım amacına göre farklılık içerebildiği için çok farklı renklerde üretilen plastikler, siyah, şeffaf, kırmızı, mavi, beyaz, pembe, sarı, mor, turuncu, yeşil, kahverengi veya çok renkli şeklinde doğada bulunabilmektedir (Hidalgo-Ruz ve diğ., 2012).

Plastiklerin Mikroplastiklere Bozunması

Doğaya bırakılan plastik parçacıklar zamanla farklı etmenler sonucu daha küçük parçacıklara parçalanmaya ve bozulmaya devam etmektedir. Bozulma sonucunda yapıları değişen polimerlerde, renk bozulması, yüzey çatlama ve parçalanma gibi etkiler gözlemlenebilmektedir (UNEP, 2015). Bu parçalanma biyolojik bozunma (mikroorganizmalar), kimyasal ayrışma (UV ışınlar yardımıyla) veya fiziksel etkenler (dalga hareketi, rüzgar, aşındırıcı kum veya çökelti yardımıyla) nedeniyle oluşmaktadır (Barnes ve diğ., 2009; Hidalgo-Ruz ve diğ., 2012; Browne, 2015). MP'lerin bozunma süreçleri beş

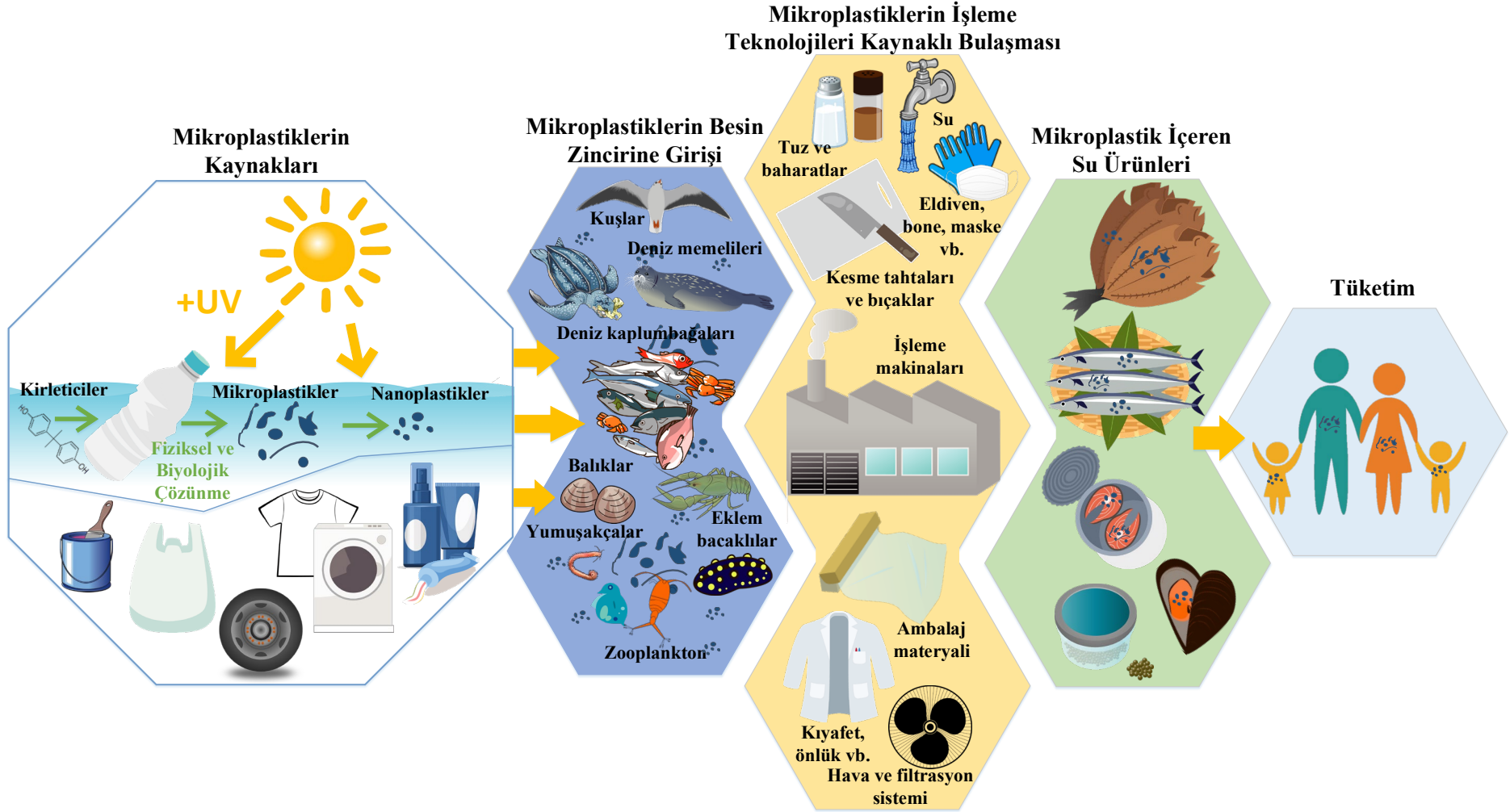
farklı şekilde kategorize edilmiştir; fotodegradasyon (UV ışık gibi ışık veya fotonların etkisiyle), termal bozunma (yüksek sıcaklıkla) termo-oksidatif bozunma (yavaş oksidatif bozunma veya orta sıcaklıklarda gerçekleşen moleküler bozulma), hidroliz (su ile reaksiyon sonucu) ve biyolojik bozunma (organik materyallerin mikroorganizmalar tarafından ayrıştırılması). Bu bozunma, polimer türü ve polimer yaşıyla birlikte güneş ışığı, sıcaklık, yağmur, nem, ışınlama, pH, kirleticiler, termal döngüler ve oksijen içeriği gibi çevresel koşullar dahil olmak üzere birçok farklı faktöre bağlıdır (Veerasingam ve diğ., 2020).

Özellikle sahillerde UV'ye ve oksidasyona maruz kalan plastiklerde bu süreç, daha yüksek sıcaklıktaki bölgelerde veya fiziksel aşınmanın meydana geldiği yerlerde daha hızlı olmaktadır. Plastik materyal tortu, toprağa gömüldüğünde veya su sütunu içerisinde parçalanmanın hızı önemli ölçüde azalmaktadır (UNEP, 2015). Su, ışığın neden olduğu oksidatif bozunmayı baskıladığından, sudaki plastiğin bozunma hızı havadakinden veya kumsallardakinden çok daha yavaştır (Veerasingam ve diğ., 2020).

MP'lerin boyutu çok küçük olduğundan, zooplankton, omurgasızlar ve küçük balıklar tarafından yanlışlıkla yiyecek olarak yutulabilmektedir (Veerasingam ve diğ., 2020) ve bu şekilde besin zincirine girmektedirler (GESAMP, 2015). Plastikler genelde yapılarında stabilizatörler, plastikleştiriciler, alev geciktiriciler ve suya salınabilen pigmentler gibi bazı katkı maddelerini de içermektedir (EU, 2017). İnsan sağlığı açısından en büyük endişelerden biri de gıda zincirinde biriken MP'lerin içerisinde ortamdan emilen bazı toksik maddelerin taşınmasıdır (Ericksen ve diğ., 2014). Bu kimyasallar (katkı maddeleri) biyolojik dokulara sızarak, organizmalarda ve gıda zincirinde biyolojik birikim yapabilmektedirler. Farklı su ve canlı ortamlarındaki MP'lerin polimerik bileşimini belirlemek için birçok analitik yöntem kullanılmaktadır (Veerasingam ve diğ., 2020).

Besin Zincirine Mikro ve Nanoplastiklerin Girişi

Mikroplastikle kontamine olmuş gıda maddesi dışında, gıdanın işlenmesi sırasında kullanılan teknik ekipman, katkı maddeleri, işleme prosedürü sırasında kullanılan yardımcı ekipmanlar, kullanılan ambalaj ve diğer dış kaynaklar ile kontamine olan gıdanın tüketimi besin zincirine mikro ve nanoplastiklerin girişini açıklamaktadır.



Şekil 1. Sucul canlılardan ve işleme proseslerinden kaynaklı insan tüketimine bulaşan mikroplastik ve nanoplastik riski

Figure 1. Microplastic and nanoplastic contamination risks of human consumption due to aquatic species and seafood processing technologies

Besin zincirine giren plastikler ve potansiyel zararlı etkileri son yıllarda hem su ürünleri hem de onları tüketen insanlar için tehlike oluşturmaktadır (Şekil 1). Plastikler sucul canlıların hareket etmesine, nefes almasına ve beslenmesine engel olacak şekilde vücutlarına dolanabilir veya takılabilir. Diğer bir yol ise plastiklerin canlılar tarafından yiyecek zannedilip yutulması yoluyla gerçekleşmektedir (Kühn ve diğ., 2015).

Mikroplastiklerin besin zincirine girişi, kasıtlı veya yanlışlıkla yutulması sonucu ve ikincil kaynaklı sindirimi sonucu gerçekleşmektedir. MP'ler renkleri sebebiyle sucul canlılar tarafından gıda zannedilip kasıtlı olarak tüketilmektedirler (Kühn ve diğ., 2015).

Kabuklu deniz canlıları, balıklar ve balinalar gibi bazı deniz memelileri suyu filtre ederek beslendiklerinden dolayı sudaki MP'leri de yutmaya yatkındırlar. İkincil kaynaklı sindirim ise, canlıların, bünyesinde MP bulduran diğer canlılar ile beslendiğinde oluşan durumdur. Sudan zooplankterlere ve daha sonra da balıklara kadar olan bu geçiş sonucu mikronano plastikler (MNP'ler) yüksek trofik seviyelerde birikime yol açabilmektedirler. Besin zincirinde ilerleyen MP'ler, su ürünleri tüketimi sonucu insanlara geçmektedir (GESAMP, 2015; Hantoro ve diğ., 2019). Bu durum insanlar için özellikle bütün olarak tüketilen kabuklu su ürünlerini ve hamsi, sardalya gibi küçük balıklar açısından risk oluşturmaktadır (Hantoro ve diğ., 2019). Balıklarda yapılan MP çalışmaları incelendiğinde, bulunan mikroplastik parçacıkları çoğunlukla mide ve sindirim sistemlerinde bulunmakta ve bunlar genellikle temizleme sırasında atılmaktadır. İç organların temizlenmesi işlemi mikroplastiklerle teması doğrudan en aza indirebilen bir yöntemdir (Hantoro ve diğ., 2019; Zhu ve diğ., 2019). Mikroplastikler, sucul canlıların sindirim sistemlerinde yer değiştirerek başka organ ve dokulara geçebilmektedir (Browne ve diğ., 2008; Zeytin ve diğ., 2020). Levrek yeminde bulunan MP'lerin (1-5 µm), çok düşük seviyelerde de olsa, kas dokusuna geçebildiği tespit edilmiştir. Bu geçişin nasıl gerçekleştiği tam olarak bilinmemekle birlikte, mevcut çalışmada bağırsak yoluyla geçtiği tahmin edilmektedir (Zeytin ve diğ., 2020). Benzer bir MP çalışmasında da (Karami ve diğ., 2017), solungaç-ıç organlarda ve solungaç-ıç organları çıkarılmış bütün (tuzlanmış-kurutulmuş) balıkta yapılan incelemeler sonucu temizlenmiş balık etinde, iç organ içeriğinden çok daha fazla sayıda MP tespit edilmiştir. Bulunan bu plastik partiküllerinin sindirim sisteminden ete geçtiği düşünülmektedir (Karami ve diğ., 2017). Bu nedenle, gıda güvenliği açısından ileride yapılacak olan çalışmalarda MP'lerin canlı vücudu içerisindeki yerinin (translokasyonunun) ve yenilebilir dokuya geçişinin incelenmesi önem arz etmektedir (Zeytin ve diğ., 2020).

Küresel su ürünleri tüketimi 2020 yılı itibarıyla, tüketilen tüm proteinin %7'sini ve hayvansal protein tüketiminin yaklaşık %17'sini temsil etmektedir. Tüketilen su ürünlerinin büyük bir kısmı avcılık yoluyla (96,4 milyon ton), diğer kısmı ise su ürünleri yetiştiriciliği (82,1 milyon ton) yoluyla sofralara gelmektedir (FAO, 2020). Su ürünleri yetiştiriciliğindeki canlıları, havuzlarda, tanklarda veya seçilmiş su kütlelerinde yetiştirerek çevresel koşullarını kontrol etmek mümkündür. Yetiştiriciliği yapılan canlıların yaşam süresi genellikle doğadan avlanan canlı türlerine kıyasla daha kısa olduğundan zamanla MP birikimi açısından bunların tüketiminin daha az tehlikeli olduğu düşünülmektedir (Smith ve diğ., 2018). Literatürde yetiştiricilik ve avcılıktan elde edilen su ürünlerinin mikroplastik içeriklerindeki farklılıklar ve kaynakları hakkında belirsizlik bulunmaktadır. Van Cauwenberghe ve Janssen (2014), çiftlik midyelerinin, doğadan yakalanan midyelerden (126 adet) önemli ölçüde daha yüksek miktarlarda MP içeriğine (178 adet) sahip olduğunu bulmuşlardır. Ek olarak, Rochman ve diğ. (2015) tarafından Endonezya ve ABD'deki pazarlarda ticari olarak satılan balık ve midyelerde mikroplastiklerin (>500 µm) varlığı bildirilmiştir (Rochman ve diğ., 2015).

Bununla birlikte su ürünleri sektörünün yan ürünü olarak üretilen bazı ürünlerde de sucul kaynaklardan geçen MP izlerine rastlamak mümkündür. İnsan tüketimi için kullanılmayan su ürünlerinden yapılan ticari bir ürün olan balık ununda, polistiren (PS) ve polietilen tereftalat (PET) maddeleri tespit edilmiştir (Castelvetto ve diğ., 2020). Yapılan çalışmalarda, mikroplastik içeren balık unu ile beslenen yetiştiricilik balıklarında MP geçişi olduğu gözlemlenmiştir (Hantoro ve diğ., 2019; Hanachi ve diğ., 2019).

Gıda güvenliği açısından diğer bir önemli konu da, gıda maddelerinin işlenmesi sırasında potansiyel kaynaklarla MP ile kontamine olmasıdır. Su ürünlerinin, işleme teknolojileri, üründe kullanılan katkı maddeleri, işleme prosesinde kullanılan yardımcı elemanlar, ambalaj veya dış etkenler kaynaklı MP ile kontamine olabildiği düşünülmektedir (Şekil 1). İnsan tüketimine sunulan balık, midye, ve deniz algı (nori) gibi canlılarda ve birçok farklı işlenmiş su ürününde MP varlığına ilişkin çok sayıda kaynak bulunmaktadır (Van Cauwenberghe ve Janssen, 2014; Rochman ve diğ., 2015; Karami ve diğ., 2017; Karami ve diğ., 2018; Zhu ve diğ., 2019; Akhbarizadeh ve diğ., 2020; Gündoğdu ve diğ., 2020; Li ve diğ., 2020).

Gıda maddelerine, işleme sırasında kullanılan katkı malzemeleri kaynaklı MP bulaşması gerçekleşebilmektedir (Liebezeit ve Liebezeit, 2014; Smith ve diğ., 2018). İşleme sırasında kullanılan su (Koelmans ve diğ., 2019), tuz (Gündoğdu, 2018), bal ve şeker (Liebezeit ve Liebezeit, 2013) gibi bazı

gıda maddelerinde MNP kirliliğine rastlanmıştır. Piyasadaki balık (sardalya ve çaça balığı) konservelerinde yapılan araştırmada 13 ülkeden alınan 20 farklı markada, düşük seviyelerde de olsa, MP izine rastlanmıştır (Karami ve diğ., 2017). Bir diğer çalışmada da incelenen 7 farklı marka balık (ton ve uskumru) konservelerinin %80'inde en az 1 adet MP bulunmuştur. Konserve balıklarda, balıkların temizlenmesi ve/veya konservenin aşamasında kullanılan katkı maddeleri potansiyel MP kaynakları olarak bildirilmiştir (Akhbarizadeh ve diğ., 2020). Ülkemizde 5 farklı şehirde 40 farklı satıcıda tüketime sunulan midye dolmalardaki (n=317) MP seviyelerini inceleyen Gündoğdu ve diğ. (2020), toplamda 204 adet partikül tespit edilmiştir. Paketlenmemiş olan bu midye dolmalarda bulunan MP'lerin, işleme sırasında dış kaynaklardan dolayı mı bulaştığı yoksa canlının içerisinde var olan miktar mı olduğu bilinmemektedir (Gündoğdu ve diğ., 2020). Benzeri işlenmiş su ürünleri için bu durum tüketici sağlığı açısından risk oluşturmaktadır. Mikroplastik konsantrasyonu en aza indirmek için tuzlama, kurutma, dumanlama, paketleme vb. işleme teknolojileri sırasında oluşabilecek MP kontaminasyon kaynakları (Şekil 1) ivedilikle incelenmelidir.

Çapraz kontaminasyonu önlemek amacıyla kolay temizlenebilen ve maliyeti az olan plastik malzemeler işletmelerde tercih edilmektedir. Bununla birlikte bazı işlemede yardımcı makinalar ve ekipmanlar da içerisinde plastik parçalar bulundurabilmektedirler. İşleme akışındaki bu kaynaklardan gıdalara plastik ve MP girişi olabilir (Şekil 1). Bu kaynaklardan bazıları; plastik kesme tahtaları, bıçaklar, strafolar, işleme makinaları, çalışanların giydiği eldiven, önlükler, yüz maskeleri vb. şeklinde sıralanabilmektedir. İşlenmiş ürün içerisinde bulunan plastik vb. yabancı maddeler sonucu gıda ürünleri ile ilgili büyük ürün geri çağırılmaları meydana gelmektedir (Wallace ve diğ., 2010; Fadare ve diğ., 2020; Fadare ve Okoffo, 2020). Hem ekonomik açıdan hem de insan sağlığı açısından plastik maddelerin kontaminasyonunun önlenmesi önemlidir.

İşlenmiş su ürünlerinin paketlenmesinde farklı yapıda ambalaj malzemeleri kullanılmaktadır. Sektörde bu amaçla en çok kullanılan materyal plastik olup, ambalaj içerisinde yer alan kalıntı monomerlerinin ve katkı maddelerinin son ürüne taşınarak paketlenmiş ürünün kalitesini bozabildiği bilinmektedir. Ambalaj malzemelerinden ve bileşenlerinden onlarla temas eden gıda maddelerine geçen tehlikeli maddeler tüketicinin sağlığını ve güvenliğini etkilemektedir (Şekil 1) (Alasalvar ve diğ., 2010; Du ve diğ., 2020; Fadare ve diğ., 2020). Önceleri cam kaplarda ambalajlı olarak sunulan birçok gıda ürünü günümüzde artık plastik kaplarda paketlenmektedir (Wallace ve diğ., 2010). Su ürünleri işleme endüstrisinde, plastik ve plastik kaynaklı malzemeler, fabrikalarda hammaddelerin ve işlenmiş ürünlerin depolanmasında veya yarı

sert ve diğer esnek biçimlerde ince ambalajlar şeklinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Alasalvar ve diğ., 2010).

Su ürünlerinin paketlemesinde yardımcı, yaygın olarak kullanılan plastiklerden bazıları, polipropilen (PP), polistren (PS), düşük yoğunluklu polietilen (LDPE), yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE), lineer alçak yoğunluk polietilen (LLDPE), yüksek moleküler yüksek yoğunluklu polietilen (HM-HDPE), polyester, naylon, etilen akrilik asit (EAA) ve poliakrilonitril (PAN) şeklinde sıralanabilmektedir (Alasalvar ve diğ., 2010).

Gıdaya bulaşan MP'lerin kaynağı olarak görülen diğer risk etkenleri ise ortamdaki hava ve çalışanlardır (Şekil 1). MP'lerin atmosferik emisyon ile iç ve dış ortamlardaki havada bulunabildiği tespit edilmiştir (Dris ve diğ., 2017). İşleme tesislerinde yer alan havalandırma sistemleri ve filtreler bu açıdan birer kontaminasyon kaynağı olup, bunları kontrolü sağlanmalıdır. Bunun yanı sıra çalışanların üzerinde giydiği kıyafetlerde (önlük, bone, yüz maskesi) MP fiberler içerebilmektedir ve yapılan çalışmalarda ortamdaki havada bulunan MP'lerin kaynağı oldukları tespit edilmiştir (Dris ve diğ., 2017; Du ve diğ., 2020; Fadare ve Okoffo, 2020). İşlenmiş su ürünlerinde ve işleme tesislerinde yapılacak olan inceleme ve araştırmalar sonucu bu MP'lerin kökeni ve bulaşma kaynakları incelenerek gıda güvenliği ile ilgili uygun yönergeler ve limitler belirlenmelidir.

Mikroplastikler ve İnsan Sağlığına Etkileri

Genel olarak 150 µm veya daha büyük plastik partiküllerin bağırsak sistemi tarafından emilemediği bildirilmiştir. Yenilebilir kas dokusunda ve farklı organlarda bulunan MP'lerin ise mideye alınan <20 µm MP'ler olduğu varsayılmaktadır (EFSA, 2016; Lusher ve diğ., 2017). 0,1–10 µm aralığındaki MP'lerin ise organlara, hücre zarlarına, kan-beyin bariyerlerine ve plasentaya nüfuz edebildiği belirlenmiştir (Browne ve diğ., 2008; EFSA, 2016; Lusher ve diğ., 2017). Benzer olarak Zeytin ve diğ. (2020), levrek balığında bulunan MP'lerin (1-5 µm) bağırsak sisteminden kan hücreleri yardımıyla kas dokusuna geçtiğini varsaymaktadır. İnsanlar tarafından yutulan mikro ve nanoplastiklerin %90'ından fazlasının insan vücudunun boşaltım sistemi yoluyla atıldığı düşünülmektedir (Smith ve diğ., 2018). İnsan hücreleri ile yapılan *in vitro* çalışma sonuçlarına göre, MP (10 µm) ve NPlerin (40-250 nm) insan hücreleri üzerindeki potansiyel sitotoksik etkileri gösterilmiştir (Schirinzin ve diğ., 2017).

Bununla birlikte mikro ve nanoplastikler, yapılarındaki patojenik ve patojenik olmayan bakteriler, kimyasallar ve katkı maddeleri kaynaklı da insan sağlığı açısından tehlike yaratmaktadırlar (Smith ve diğ., 2018; Dehaut ve diğ., 2019). Ya-

pılan çalışmalarda sahillerde örneklenen plastiklerde poliklorlu bifeniller gibi kalıcı organik kirleticiler tespit edilmiştir. Polisiklik aromatik hidrokarbonlar, bisfenol-A, ftalatlar gibi katkı maddelerinin salınımı insan vücudunda meydana gelebilmektedir (Rochman, 2015; Akhbarizadeh ve diğ., 2020). Birden fazla MP kaynağına uzun süreli maruz kalındığında vücuttaki kümülatif etki sağlık sorunlarına neden olabildiği görüşü bulunmaktadır (Karami ve diğ., 2018).

İnsan vücudundaki MP'lerin dokuda tutulma ve doku dışına atılım oranı, şekil, boyut, polimer tipi, yüzey kimyası ve içerdikleri kimyasal maddeler gibi çeşitli faktörlerden etkilenmektedir (Smith ve diğ., 2018). MP'lerin hem insanlar hem de su ürünleri üzerindeki uzun vadeli etkileri tam olarak bilinmemektedir. MP'lerin insan sağlığı üzerine etkileri, tüketilen konsantrasyon seviyesine bağlıdır ve günümüzde MP tüketim miktarına ilişkin yasal sınır değerler henüz düzenlenmemiştir (Smith ve diğ., 2018; Zeytin ve diğ., 2020). Yapılan çalışma sonuçlarından midye tüketim oranı ve maruz kalınan MP sayısı hesaplandığında, Avrupa'nın yüksek miktarda midye tüketicilerinin kişi başı yılda 11.000 adete kadar MP yuttuğu sonucuna varılmıştır (Van Cauwenberghe ve Janssen, 2014). İnsanların gıda yoluyla maruz kalabileceği gerçek mikroplastik miktarını değerlendirmek için yeterli bilgi bulunmamaktadır ve bu konuda yapılacak olan araştırmalara ihtiyaç duyulmaktadır.

Mikroplastiklerin ve Nanoplastiklerin İdentifikasyonu ve Sayımı

Mikroplastikleri ve Nanoplastikleri Ortamdan Ayırma Teknikleri

Mikro ve nanoplastiklerin (MNP) doğru ve kolay tanımlanması için analizi yapılacak karmaşık yapıları örneklerden plastik partiküllerini izole etmek gerekmektedir (Nguyen ve diğ., 2019). Bu partikülleri izole etme teknikleri; elle manuel olarak ayırma veya partiküllerin fiziksel ve kimyasal özelliklerinden yararlanılarak ayırma şeklinde uygulanmaktadır. Diseksiyon, fiksasyon ve kriyoseksiyon yöntemleri manuel olarak partiküllerin ayırımında kullanılan ucuz yöntemlerdir (Dehaut ve diğ., 2016; Nguyen ve diğ., 2019). Diseksiyon işlemi, balık, balina, midye vb. canlıların gastrointestinal sistemlerinde >500 µm mikroplastiklerin görsel olarak tanımlanması için kullanılan bir yöntemdir. Bununla birlikte, daha küçük mikroplastikler diğer dokulara ve organlarda yer değiştirebilmektedir ve fiksasyon ve kriyoseksiyon yöntemleri ise bu tip örneklerde, farklı MP translokasyonlarını (Karaciğer dokusu gibi) incelemede yararlı olabilmektedir (Nguyen ve diğ., 2019). Bu yöntemler karmaşık biyolojik materyallerde yeterli olabilmektedirler.

Kimyasal ayırma işleminde yaygın olarak asitler (HNO₃, HCl vb.), bazlar (KOH, NaOH vb.), okside edici ürünler (H₂O₂, NaClO, Fenton ayırıcı vb.) ve enzimler (Tripsin, Proteinaz K vb.) kullanılmaktadır (Dehaut ve diğ., 2019; Nguyen ve diğ., 2019). Biyolojik matrislerin yok edilmesinde asitler oldukça faydalıdır; fakat sıcaklığa göre farklılaşmakla birlikte çok güçlü asit veya alkali ortamlar, plastik polimerlerinin bozulmasına neden olup çalışmalarda analitik hatalara neden olabilmektedir (Barbosa ve diğ., 2020). Kimyasal ayırma işleminde kullanılan maddeler, plastiğe etkisi ve analiz açısından etkinliği hakkında literatürde metodoloji çalışmaları da yapılmaktadır (Dehaut ve diğ., 2016; Karami ve diğ., 2017).

Plastikler, buldukları ıslak çevresel ortamdan daha az yoğun ve daha hidrofobik olma eğiliminde olduklarından dolayı yoğunluk farkı ile de yüzdürülerek kolayca ayrılıp ardından boyut ayırma yoluyla filtrelenirler (Silva ve diğ., 2018; Nguyen ve diğ., 2019). MNP'lerin ayrılması için yoğunluğa dayalı ayırmada NaCl, NaI, KI, ZnCl₂, ZnBr₂ gibi doymuş tuz çözeltileri kullanılmaktadır (Barbosa ve diğ., 2020). Plastik polimerlerin yoğunluğu 0,8-1,7 g cm⁻³ arasında değişmektedir (Löder ve Gerdtts, 2015).

Literatürde önerildiği üzere, yoğunluk ayrımları rutin olarak santrifüjleme yoluyla gerçekleştirilmektedir (Nguyen ve diğ., 2019). MP'lerin yoğunluk farkı veya santrifüj yoluyla balık dokusundan ayrımı başarılı olarak literatürde uygulanmıştır (Karami ve diğ., 2017; Gündoğdu ve diğ., 2020).

Ayrıca buldukları ortamın katı içeriği düşük olduğunda, plastikler boyut bazlı filtreleme ile kolayca ayırt edilebilirler (Nguyen ve diğ., 2019). Bu yöntemlerin dezavantajı küçük boyutlu partiküller için dışarıdan da kontaminasyon olabileceği için riskli olmasıdır.

Fiziksel ayırma işlemine ise filtrasyon, ultrasonik ve yerçekimi kaynaklı ayırma teknikleri kullanılmaktadır. Filtrasyon işlemine filtre tıkanmadan olabildiğince küçük partikülleri yakalayıp ayırması temel alınmalıdır. Çalışmalarda giderek daha küçük gözenek boyutlarının kullanıldığı sıralı filtreleme, filtre tıkanmasını en aza indirebilen bir yöntem olarak uygulanabilir (Dehaut ve diğ., 2016; Nguyen ve diğ., 2019). Filtrelemeden sonra, örneklerdeki partiküllerin kalitatif (renk, şekil ve bileşen tanımlama) analiz ve niceliksel analiz (sayısı ve boyut dağılımı/aralığı) için filtrede tutulması gerekmektedir (Hidalgo-Ruz ve diğ., 2012).

Doğru Filtre Seçiminin Önemi

Kullanılan filtrenin gözenek boyutu ve türü yapılan çalışmaların hassasiyeti açısından oldukça önemlidir (Dehaut ve diğ., 2019; Toussaint ve diğ., 2019; Cai ve diğ., 2020). Filtrelerin yapı tipleri ve gözenek boyutları MP'lerin miktar tayini üze-

rinde etkili olup yanlış filtre kullanımı örnekteki MP sayısının eksik hesaplanarak yanlış sonuca neden olabilmektedir. Gözenek boyutu azaldıkça bulunan plastik parçaların sayısı da artmaktadır (Toussaint ve diğ., 2019; Cai ve diğ., 2020; Akhbarizadeh ve diğ., 2020).

MP çalışmalarında, örnekleme yöntemini ve özellikle kullanılacak ağ/membran filtre türlerini açıklayan tek tip bir protokol henüz bulunmamaktadır. Su numunelerinde MP analizi yapılan bazı araştırmalarda, örnekler Manta-trol ve nöston vb. ağlarla toplu olarak filtrelenmektedir (GESAMP, 2015). Örneklemeden sonra, MP'leri ayırmak için naylon, nitroselüloz, cam elyaf, polikarbonat veya paslanmaz çelikten yapılmış çeşitli filtreler kullanılmaktadır (Cincinelli ve diğ., 2017; Güven ve diğ., 2017; Dehaut ve diğ., 2019; Toussaint ve diğ., 2019; Cai ve diğ., 2020).

Partiküllerin tutulma şekillerine bağlı olarak membran filtreler, gözenek derinliği ve gözenek genişliğine göre iki tipte sınıflandırılır. Gözenek derinliğine sahip filtreler, paslanmaz çelik ağ, naylon, cam elyaf/pamuk elyaf ve nitroselüloz/karışık selüloz filtrelerdir. Yapı olarak birbirinden farklı olan bu filtre türlerinin gözenekleri derin ve kıvrımlı olup boyutları ortalama bir değerdir (Yu ve diğ., 2010). Polikarbonat membran filtreler gibi gözenek genişliğine göre sınıflandırılan filtrelerde ise ölçülen dairesel gözenekler filtrenin gerçek boyutu olup, kanalları ise sıg ve düzdür (Cai ve diğ., 2020).

Çalışmalarda seçilen filtre ve etkinliğini inceleyen Cai ve diğ. (2020), filtre türü ve gözenek boyutunun yapılacak olacak çalışma koşullarına uygun olarak minimum zaman alacak şekilde seçilmesi gerektiğini önermiştir. Filtrenin seçilen gözenek boyutu, MP analizinin daha sonraki aşaması olan mikroskopla gözlem, seçim ve tanımlama aşamalarıyla da tutarlı olmalıdır.

Laboratuvar Ortamında Mikroplastik Kontaminasyonunun Kontrolü

Mikroplastiklerin analizinin yapıldığı ortam ve kişilerden kaynaklı bulaşma söz konusu olup bu durum analiz sonuçlarının olduğundan fazla hesaplanmasına neden olabilmektedir (Dehaut ve diğ., 2019). Laboratuvar ortamında çalışan kişilerin pamuk yerine sentetik yapılı kumaşlardan yapılma önlük kullanımı sonucu MP bulaşması söz konusu olabilmektedir (Van Cauwenbergh ve diğ., 2013; Dehaut ve diğ., 2019). Bunun yanı sıra çalışanların ellerinde de tekstil kaynaklı MP fiberleri bulunabilir. Bunun önlenmesi adına filtrelenmiş su/alkol solüsyonları veya basınçlı hava kullanılması önerilmektedir. Analiz yapılan alan temiz filtreye sahip olduğundan emin olunan laminer hava akışlı tezgah veya davlumbaz olmalıdır. Kullanılan çözeltilerin hepsi önceden düşük mikron boyutlarında filtreden geçirilmelidir (Dehaut ve diğ., 2019).

Standartlaştırılmış bir MP analizi gerçekleştirmek için bu adımlar önemlidir.

Mikroplastikler her alanda bulunduğu için analizden önce ve analiz sırasında numune kontaminasyonu kaçınılmazdır (Barbosa ve diğ., 2019). Çalışmalarda kontaminasyon seviyesi kontrol yapılarak sürekli her aşamada belirlenmelidir. Bunun için ortama temiz bir cam petride filtre kâğıdı bırakılır ve herhangi bir aşamada MP kontaminasyonu gerçekleştiğinde sayısı belirlenir (Dehaut ve diğ., 2019).

Mikroplastiklerin ve Nanoplastiklerin Kompozisyonlarının Tespitinde, Tanımlanmasında ve Miktarlarının Belirlenmesinde Kullanılan Teknikler

Mikro ve nanoplastiklerin karakterizasyon yöntemlerinde kullanılan cihaz ve metotların avantaj ve dezavantajları Tablo 1'de özetlenmiştir.

Görsel Analiz Metotları

Yapılan çalışmalarda; parçacığın boyutlarının ve morfolojisinin belirlenmesi ve polimer miktarının belirlenip ve ölçülmesi elzemdir. Beş yüz µm'ye kadar olan partiküllerin görsel gözlemi basit olarak, çıplak gözle veya bir diseksiyon mikroskobu kullanılarak yapılabilmektedir (Renner ve diğ., 2018). Daha ayrıntılı incelemeler için farklı cihazlar kullanılmaktadır. Partiküllerin boyut ve morfolojik açıdan ayırımında optik, elektron ve tarama özelliklerine dayanan polarize ışık mikroskobu, stereoskop veya floresan mikroskobu kullanılmaktadır (Barbosa ve diğ., 2020). Bu yöntemler hızlı, ucuz ve kolay metotlar olmasına rağmen plastik polimerlerinin kimyasal yapılarını tanımlamada sınırlı potansiyele sahiptirler ve insan hatasına da oldukça açık metotlardır (Silva ve diğ., 2018). Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM), Transmisyon Elektron Mikroskobu (TEM), Taramalı Tünelleme Mikroskobu (STM) gibi elektron ve taramalı prob mikroskopları, MP'lerin ayırımını görüntü tabanlı tekniklerle inceleyen yaygın tekniklerdir; fakat aynı zamanda büyük ölçekli analizlerde oldukça zaman almaktadırlar (Nguyen ve diğ., 2019).

Tablo 1. Mikro ve nanoplastiklerin karakterizasyon yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları (Shim ve diğ., 2017; Silva ve diğ., 2018; Nguyen ve diğ., 2019 ve Toussaint ve diğ., 2019' dan modifiye)
Table 1. Advantages and disadvantages of characterization methods of microplastics and nanoplastics (Modified from Shim et al., 2017; Silva et al., 2018; Nguyen et al., 2019 and Toussaint et al., 2019)

Tespit/Tanımlama/Miktar Belirleme Yöntemleri	Cihaz	Avantajları	Dezavantajları
Görsel Analiz	Diseksiyon Mikroskobu Polarize Işık Mikroskobu Floresan Mikroskobu Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) Transmisyon Elektron Mikroskobu (TEM) Taramalı Tünelleme Mikroskobu (STM)	Basit, hızlı ve kolay analiz imkanı; Diğer metotlara göre daha ucuz	Kimyasal doğrulama yok; Yüksek oranda yanlış tanımlama olasılığı; Küçük ve şeffaf plastik partiküllerin eksik olma olasılığı yüksektir; Polimer bileşimi tanımlanamaz; Büyük ölçekli analizlerde zaman alıcı
	FTIR spektroskopisi	Polimeri tanımlar; Seçici ve tekrarlanabilir analiz; Küçük numune miktarları gerektirir; Örneğin ön işlem hazırlığı azdır; Örneği tahrip etmez; Canlı organizmalardaki kalıntıları lokalize edebilir	Polimer yapısı zarar görmüş örneklerde etkili değildir; FTIR-mikroskop kombinasyonu pahalıdır; Geniş alan görüntüleme için zaman alıcı (20 saate kadar süren)
Optik Titreşim Spektroskopisi	Mikro-FTIR Spektroskopisi (μ -FTIR)	Polimeri tanımlar; Örneğin ön işlem hazırlığı azdır; Hızlı ve ucuz analiz	Büyük partikülleri tanımlayabilir; Örneği tahrip edebilir
	Azaltılmış Toplam Yansımali-Fourier Dönüşüm Kızılötesi Titreşimli Spektroskopisi (ATR-FTIR)	Polimeri tanımlar; Seçici ve tekrarlanabilir analiz; Küçük numune miktarları gerektirir; Örneğin ön işlem hazırlığı azdır; Kısmen tahribatsız analiz eder; Raman mikroskobu, tek tek mikron altı parçacıkları ve türlerini tanımlayabilir; Canlı organizmalardaki kalıntıları lokalize edebilir	Örneklerin otomatik floresansı, Raman sinyalinin maskeleyebilir; Polimer yapısı zarar görmüş örneklerde etkili değildir; Örnekler lazerle zarar görebilir; Geniş alan görüntüleme için zaman alıcı (38 saate kadar); Raman mikroskop aletleri pahalıdır
X-ışını Spektroskopisi	Enerji Dağılımlı X-ışını Spektroskopisi (EDS, EDX, EDXS veya XEDS)	Polimeri tanımlar; Karbon baskın plastiklerin inorganik parçacıklardan ayrımında etkilidir (SEM ile kombine edildiğinde).	Sadece belirli polimerleri tanımlayabilir (SEM ile kombine edildiğinde); Kombine EDS cihazları pahalıdır; Uzun zaman ve çaba gerektiren ön işlem gerektirir
İkincil İyon Kütle Spektrometresi	Uçuş Zamanlı İkincil İyon Kütle Spektrometresi (TOF-SIMS)	Polimerleri tanımlar; Yüksek uzaysal çözünürlüklü görüntüleme mümkündür; Örneği tahrip etmez; Parçacık karışımları için uygundur; Düşük μ m aralığında parçacıkları tespit edebilir (ppm ile ppb arasını dahil analiz edebilir); Potansiyel olarak inorganik ve organik kimyasal kirleticiler (ağır metaller) hakkında bilgi sağlayabilir	Kompleks data içeriğinden dolayı uzman bir operatöre ihtiyaç vardır; Pahalıdır; Hava koşullarına veya yüzey kirleticilerine göre tanımlamada yanlışlık olabilmektedir; Numune, vakum uyumlu olmalıdır
Termal Analizler	Diferansiyel Tarama Kalorimetre (DSC)	Hızlı, basit; Referans malzemeleri kullanarak polimerleri tanımlar	Polimer karışımlarına sınırlı uygulama
	Piroliz-Gaz Kromatografisi-Kütle Spektrometrisi (Pyr-GC/MS)	Polimerleri ve organik katkı maddelerini tanımlar; Kütle konsantrasyonundaki küçük miktarları belirler (<0.5 mg); Örneğin ön işlem hazırlığı azdır; Biyolojik matrisler ve çevresel örnek taraması için uygundur	Zaman alıcı; Örneği tahrip eder; Partikül numarası, boyutu ve şekli hakkında sonuç vermez; Kompleks data içeriğinden dolayı uzman bir operatöre ihtiyaç vardır; Daha düşük partikül boyutunu mm' nin kesirleri ile sınırlayan numunenin manuel manipülasyonu gerekli
	Termal Ekstraksiyon ve Desorpsiyon-Gaz Kromatografisi/Kütle Spektrometrisi (TDS-GC-MS)	Polimerleri ve organik katkı maddelerini tanımlar; Örnek hazırlama aşaması kolaydır, Örneğin ön işlem hazırlığı azdır; Yüksek kütleli (100 mg' a kadar) örneklerdeki miktarları belirler	Örneği tahrip eder; Zaman alıcı; Kalitatif analizlerde sınırlı ölçüm

Optik Titreşimli Spektroskopi

MP polimer parçacıklarını tanımlama ve sayımını aynı anda yapabilen Raman ve Fourier Dönüşüm Kızılötesi (FT-IR) titreşimli spektroskopileri de kullanılmaktadır. Bu spektroskopik yöntemler örneği tahrip etmeden analiz etmeyi sağlayan nispeten yavaş, fakat kesin ve doğru sonuç veren tekniklerdir. FTIR mikroskopları 5 µm'ye, Raman ise 1 µm'ye kadar açısal (uzaysal) çözünürlüğe sahiptirler (Elert ve diğ., 2017; Nguyen ve diğ., 2019). Genellikle, daha büyük MP'ler ATR-FTIR (Azaltılmış Toplam Yansımali-Fourier Dönüşüm Kızılötesi Titreşimli Spektroskopisi) ile tanımlanırken, 20 µm'ye kadar olan MP'ler µ-FTIR ile ve ≤20 µm olan MP'ler ise µ-Raman ile karakterize edilir (Käppler ve diğ., 2016; Veerasingham ve diğ., 2020). İki yüz-300 µm'den büyük boyutlu tek partiküller ise, FTIR analizinden önce görsel inceleme yapılarak analiz edilmektedir. ATR-FTIR analizi maliyet etkin bir yöntem olduğundan ve örnek hazırlama veya karmaşık matematiksel işlem gerektirmediğinden ötürü olmadığından tercih edilmektedir; fakat analiz sonucunda MP örneği kristal ile ezildiğinden ötürü tahrip görebilmektedir (Veerasingham ve diğ., 2020). µ-FTIR ise, dedektör yardımıyla daha geniş filtre alanlarının yüksek çözünürlüklü kimyasal görüntülemesine izin veren bir cihazdır (Cincinelli ve diğ., 2017). µ-FTIR ve Raman spektroskopisini karşılaştıran Käppler ve diğ. (2016), özellikle ≤20 µm parçacıklar için daha hassas ölçüm yapabilen Raman spektroskopisini önermiştir; fakat bu yöntem µ-FTIR spektroskopisine (yaklaşık 20 saate kadar) göre daha çok zaman aldığı için (yaklaşık 38 saate kadar) metod tercihinde sıkıntı oluşturmaktadır (Tablo 1). Ayrıca Raman teknolojisinin diğer dezavantajları arasında, fiberleri veya pigment içeren parçacıkları kolayca tanımlayamaması ve lazerinin yüksek enerji yoğunluğu nedeniyle plastik numune parçacıklarını tahrip etme özelliği bulunmaktadır (Dehaut ve diğ., 2019). FTIR cihazının ise, nem içeriğine karşı duyarlı olması ve siyah partikülleri tanımlamadaki yetersizliği dezavantajları arasında sıralanabilir (Käppler ve diğ., 2016). Yapılan çalışmalardan özetle, FTIR Raman'a göre küçük partikülleri (özellikle <20 µm, analiz etmede daha yetersiz olduğundan %35 daha az plastik tespit edebilmektedir (Käppler ve diğ., 2016).

FTIR ve Raman cihazlarına ek olarak, SEM, TEM vb. elektron mikroskobu ile görüntülenen MP'ler, Enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi (EDS) ile analiz edilerek temel bileşimleri tanımlanabilir. Kombine SEM-EDS cihazı maliyet açısından pahalıdır ve örnek hazırlama ve örnek inceleme için önemli ölçüde zaman ve çaba gerektirir, bu da analiz edilebilecek örnek sayısını sınırlamaktadır. MP'lerin renkleri SEM cihazında tanımlayıcı olarak kullanılamaz, bu nedenle bu cihaz sadece plastik parçacıkların yüzey karakterizasyonu ve temel bileşim analizi için önerilmektedir (Shim

ve diğ., 2017; Silva ve diğ., 2018). Buna ek olarak, bir diğer benzer yöntem olan Uçuş Zamanlı İkincil İyon Kütle Spektrometresi (TOF-SIMS) cihazı ile de, SEM-EDS cihazı ile analizi mümkün olmayacak bazı organik malzemelerden ve doku bölümlerinden polietilen gibi MP'lerin karakterizasyonu yapılabilmektedir (Jungnickel ve diğ., 2016; Toussaint ve diğ., 2019).

Termal Analiz Metotları

Termal analiz, belirli polimer türlerinin kimyasal tanımlanması için spektroskopiye dayalı yöntemlere alternatiftir. Bu yöntemlerin en önemli dezavantajı, cihaza verildikten sonra MP numunelerini tahrip ederek analiz etmeleridir (Shim ve diğ., 2017).

Diferansiyel tarama kalorimetrisi (DSC), polimerik malzemelerin termal özelliklerini incelemek için yararlı bir yöntemdir. Yöntem, polimer türlerini tanımlamak için referans malzemeleri gerektirir, çünkü her plastik ürün, DSC'de farklı özelliklere sahiptir. DSC ile analiz nispeten basit ve hızlıdır; ancak çevresel numunelerde karışık polimer ürünlerden MP'lerin tanımlanmasında sınırlıdır (Shim ve diğ., 2017; Toussaint ve diğ., 2019).

Bununla birlikte plastik partiküllerin kimyasal bileşimleri (polimer türü) ise, spektroskopi veya kütle spektrometrisine dayalı teknikler kullanılarak incelenebilmektedirler. Bu tekniklerden polimerlerin hızlı tanımlanmasında etkili ancak boyut dağılımlarını belirleyemeyen Pyr-GC/MS (Pirroliz-gaz kromatografisi-kütle spektrometrisi) veya TDS-GC-MS (Termal Ekstraksiyon ve Desorpsiyon-Gaz Kromatografisi/Kütle Spektrometrisi) gibi örnek tahrip edici termoanalitik yöntemler en yaygınlarıdır (Zeytin ve diğ., 2020).

Pyr-GC/MS yüksek sıcaklıklarda ayrıştırılan numunelerin gaz kromatografisi ile ayrılması ve kütle spektrometrisi ile analizini içeren bir cihazdır (Nguyen ve diğ., 2019). Pirroliz gaz kromatografisi-kütle spektrometrisi tekniğinin avantajı, katı numune doğrudan cihaza verilebildiği için ön işlem ihtiyacını ortadan kaldırmış olur ve örnek miktarı oldukça azdır (5-200 µg). Sadece numune başına polimer kütlelerini ölçen Pyr-GC-MS'nin mikroplastiklerin sayısını, türünü veya morfolojisini belirlemede yararlı değildir, bu nedenle MP'lerin analizinde optik tekniklerle birlikte kullanılmalıdır (Dehaut ve diğ., 2016; Silva ve diğ., 2018).

TDS-GC-MS, numunenin 1000°C'ye kadar olan sıcaklıklara ısıtılmasıyla kütlelerinin termogravimetrik olarak ölçülmesi prensibine dayanır (Nguyen ve diğ., 2019). Nispeten yüksek kütleli (100 mg'a kadar) numuneler için uygun bir tekniktir; ancak kalitatif analizlerde sınırlıdır (Duemichen ve diğ., 2015; Nguyen ve diğ., 2019). TDS-GC/MS ile karşılaştırıldı-

ğında, Pyr-GC/MS yaklaşık 50 µg' a kadar olan nanoplastiklerin tanımı ve ölçümünde daha hassastır (Nguyen ve diğ., 2019).

Sonuç

Günümüzde oldukça popüler bir çalışma alanı haline gelen su ürünlerinde mikroplastik kirliliği insan sağlığı açısından araştırılması gereken önemli bir konudur. İnsanların su ürünleri kaynaklı mikroplastik tükettiği bilinmektedir. Bu tüketim hesaplanarak, insanlar için günlük limit alım değerlerinin belirlenmesi elzemdir. İnsan tüketimine sunulan işlenmiş su ürünlerinde bulunan MP'lerin, sucul kirlilik kaynaklı mı yoksa işleme prosesleri sırasında mı bulaştığıyla ilgili kaynağı tespit etmeye yönelik henüz bir çalışma bulunmamaktadır. Gıda güvenliği açısından MP'lerin analizi, insan sağlığı açısından riskleri ve tüketilen gıdalara MP'lerin bulaşma kaynakları gibi çalışma konularının uygun metot ve araştırma yöntemleri kullanılarak araştırılması gerekmektedir.

Etik Standart ile Uyumluluk

Çıkar çatışması: Yazarlar herhangi bir çıkar çatışmasının olmadığını beyan eder.

Etik kurul izni: Yazarlar, bu çalışmanın etik izin gerektirmediğini beyan etmişlerdir.

Finansal destek: -

Teşekkür: -

Açıklama: -

References

Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Nabipour, I., Tajbakhsh, S., Darabi, A. H., Spitz, J. (2020). Abundance, composition, and potential intake of microplastics in canned fish. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111633.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111633>

Alasalvar, C., Shahidi, F., Miyashita, K., Wanasundara, U. (2010). *Handbook of Seafood Quality, Safety and Health Applications. Handbook of Seafood Quality, Safety and Health Applications.* Wiley-Blackwell. ISBN: 9781405180702

<https://doi.org/10.1002/9781444325546>

Amélineau, F., Bonnet, D., Heitz, O., Mortreux, V., Harding, A. M. A., Karnovsky, N., Walkusz, W., Fort, J., Grémillet, D. (2016). Microplastic pollution in the Greenland

Sea: Background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. *Environmental Pollution*, 219, 1131-1139.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.017>

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

<https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>

Andrady, A.L., Rajapakse, N. (2019). Additives and Chemicals in Plastics. In *Handbook of Environmental Chemistry* (Vol. 78, pp. 1-17). Springer Verlag. ISBN: 978-3-319-95566-7

https://doi.org/10.1007/978-3-319-95566-7_124

Ašmonaitė, G. (2019). *Microplastics in the aquatic environment: Insights into biological fate and effects in fish.* (Doctoral Dissertation) University of Gothenburg. Faculty of Science, Department of Biological and Environmental Sciences, Gothenburg, Sweden.

Barbosa, F., Adeyemi, J. A., Bocato, M. Z., Comas, A., Campiglia, A. (2020). A critical viewpoint on current issues, limitations, and future research needs on micro- and nanoplastic studies: From the detection to the toxicological assessment. *Environmental Research*, 182, 109089.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109089>

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

<https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J., Gerdt, G. (2019). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances*, 5(8), eaax1157.

<https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>

Boucher, J., Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources. Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources.* IUCN International Union for Conservation of Nature. ISBN: 978-2-8317-1827-9

<https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2017.01.en>

Browne, M.A. (2015). Sources and pathways of microplastics to habitats. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 229-244). Springer International Publishing. ISBN: 978-3-319-16509-7

https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_9

Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology*, 42(13), 5026-5031.

<https://doi.org/10.1021/es800249a>

Cai, H., Chen, M., Chen, Q., Du, F., Liu, J., Shi, H. (2020). Microplastic quantification affected by structure and pore size of filters. *Chemosphere*, 257, 127198.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127198>

Castelvetto, V., Corti, A., Bianchi, S., Giacomelli, G., Manariti, A., Vinciguerra, V. (2020). Microplastics in fish meal: contamination level analyzed by polymer type, including polyester (PET), polyolefins, and polystyrene. *Environmental Pollution*, 115792.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115792>

Cincinelli, A., Martellini, T., Guerranti, C., Scopetani, C., Chelazzi, D., Giarrizzo, T. (2019). A potpourri of microplastics in the sea surface and water column of the Mediterranean Sea. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 110, 321-326.

<https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.026>

Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Lombardini, E., Martellini, T., Katsoyiannis, A., Fossi, M.C., Corsolini, S. (2017). Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere*, 175, 391-400.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.024>

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palmae, Á.T., Navarro, S., García-de-Lomasa J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(28), 10239-10244.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>

Dehaut, A., Cassone, A.L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, 223-233.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>

Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453-458.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>

Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q., Shi, H. (2020). Microplastics in take-out food containers. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 122969.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122969>

Duemichen, E., Javdanitehran, M., Erdmann, M., Trappe, V., Sturm, H., Braun, U., Ziegmann, G. (2015). Analyzing the network formation and curing kinetics of epoxy resins by in situ near-infrared measurements with variable heating rates. *Thermochimica Acta*, 616, 49-60.

<https://doi.org/10.1016/j.tca.2015.08.008>

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM) (2016). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 14(6), e04501.

Elert, A.M., Becker, R., Duemichen, E., Eisentraut, P., Falkenhagen, J., Sturm, H., Braun, U. (2017). Comparison of different methods for MP detection: What can we learn from them, and why asking the right question before measurements matters? *Environmental Pollution*, 231, 1256-1264.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.074>

Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's Oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*, 9(12), e111913.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

European Union (2017). Microplastics - Focus on Food and Health. *European Union, Joint Research Centre (JRC)*, (December), 2. Retrieved from <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/brochures-leaflets/microplastics-focus-food-and-health> (accessed 17.10.2020)

Fadare, O.O., Okoffo, E.D. (2020). Covid-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment. *Science of the Total Environment*, 737, 140279.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140279>

Fadare, O.O., Wan, B., Guo, L.H., Zhao, L. (2020). Microplastics from consumer plastic food containers: Are we consuming it? *Chemosphere*, 253, 126787.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126787>

FAO (2020). The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA) 2020. Sustainability in action. Rome. ISBN: 978-92-5-132692-3

<https://doi.org/10.4060/ca9229en>

Galgani, F., Hanke, G., Maes, T. (2015). Global distribution, composition and abundance of marine litter. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 29-56). Springer International Publishing. ISBN: 978-3-319-16509-7

https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2

GESAMP (2015). Sources, fate and effects of MP in the marine environment: A Global Assessment. In Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection; GESAMP No. 93, pp 1-220. ISSN 1020-4873.

Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782.

<https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

Gündoğdu, S. (2018). Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment*, 35(5), 1006-1014.

<https://doi.org/10.1080/19440049.2018.1447694>

Gündoğdu, S., Çevik, C., Ataş, N. T. (2020). Stuffed with microplastics: Microplastic occurrence in traditional stuffed mussels sold in the Turkish market. *Food Bioscience*, 37, 100715.

<https://doi.org/10.1016/j.fbio.2020.100715>

Güven, O., Gökdağ, K., Jovanović, B., Kideys, A. E. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*, 223, 286-294.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.025>

Hanachi, P., Karbalaei, S., Walker, T.R., Cole, M., Hosseini, S.V. (2019). Abundance and properties of microplastics found in commercial fish meal and cultured common carp (*Cyprinus carpio*). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(23), 23777-23787.

<https://doi.org/10.1007/s11356-019-05637-6>

Hantoro, I., Löhr, A.J., Van Belleghem, F.G.A.J., Widianarko, B., Ragas, A.M.J. (2019). Microplastics in coastal

areas and seafood: implications for food safety. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 36(5), 674-711.

<https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1585581>

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, 46(6), 3060-3075.

<https://doi.org/10.1021/es2031505>

Jamieson, A.J., Brooks, L.S.R., Reid, W.D.K., Piertney, S.B., Narayanaswamy, B.E., Linley, T.D. (2019). Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science*, 6(2), 180667.

<https://doi.org/10.1098/rsos.180667>

Jungnickel, H., Pund, R., Tentschert, J., Reichardt, P., Laux, P., Harbach, H., Luch, A. (2016). Time-of-flight secondary ion mass spectrometry (ToF-SIMS)-based analysis and imaging of polyethylene microplastics formation during sea surf simulation. *Science of the Total Environment*, 563-564, 261-266.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.025>

Käppler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K.-J., Voit, B. (2016). Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408(29), 8377-8391.

<https://doi.org/10.1007/s00216-016-9956-3>

Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Larat, V., Karbalaei, S., Salamatinia, B. (2018). Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Science of the Total Environment*, 612, 1380-1386.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.005>

Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C. K., Romano, N., Ho, Y.B., Salamatinia, B. (2017). A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*, 578, 485-494.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>

Koelmans, A.A., Mohamed Nor, N.H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S.M., De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410-422.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>

- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E.L., Van Franeker, J.A. (2015). Deleterious effects of litter on marine life. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 75–116). Springer International Publishing, ISBN: 978-3-319-16509-7.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4
- Li, Q., Feng, Z., Zhang, T., Ma, C., Shi, H. (2020). Microplastics in the commercial seaweed nori. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 122060.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122060>
- Liebezeit, G., Liebezeit, E. (2013). Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment*, 30(12), 2136-2140.
<https://doi.org/10.1080/19440049.2013.843025>
- Liebezeit, G., Liebezeit, E. (2014). Food Additives & Contaminants : Part A Synthetic particles as contaminants in German beers. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 31(9), 1574-1578.
<http://dx.doi.org/10.1080/19440049.2014.945099>
- Lorenz, C., Roscher, L., Meyer, M.S., Hildebrandt, L., Prume, J., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerdts, G. (2019). Spatial distribution of microplastics in sediments and surface waters of the southern North Sea. *Environmental Pollution*, 252, 1719-1729.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.093>
- Löder, M.G.J., Gerdts, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics—a critical appraisal. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 201-227). Springer International Publishing, ISBN: 978-3-319-16509-7
https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8
- Lusher, A.L., Hollman, P.C.H, Mendoza-Hill, J.J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 615. Rome, Italy. ISBN: 978-92-5-109882-0
- Moreschi, A.C., Callil, C.T., Christo, S.W., Junior, A.L.F., Nardes, C., de Faria, É., Girard, P. (2020). Filtration, assimilation and elimination of microplastics by freshwater bivalves. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2, 100053.
<https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100053>
- Nguyen, B., Claveau-Mallet, D., Hernandez, L.M., Xu-Jeffrey, E.G., Farner, M., Tufenkji, N. (2019). Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples. *Accounts of Chemical Research*, 52(4), 858-866.
<https://doi.org/10.1021/acs.accounts.8b00602>
- Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., Thompson, R. C. (2014). Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2(6), 315-320.
<https://doi.org/10.1002/2014ef000240>
- Oliveira, A. R., Sardinha-Silva, A., Andrews, P. L. R., Green, D., Cooke, G. M., Hall, S., Blackburn, K., Sykes, A. V. (2020). Microplastics presence in cultured and wild-caught cuttlefish, *Sepia officinalis*. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111553.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111553>
- PlasticsEurope. (2019). Market data : PlasticsEurope. Retrieved from <https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data> (accessed 17.10.2020).
- Renner, G., Schmidt, T.C., Schram, J. (2018). Analytical methodologies for monitoring micro(nano)plastics: Which are fit for purpose? *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 1, 55-61.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.11.001>
- Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D.V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F.C., Werorilangi, S., Teh, S.J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5, 14340.
<https://doi.org/10.1038/srep14340>
- Ryan, P. G. (2015). A brief history of marine litter research. In *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 1–25). Springer International Publishing. ISBN: 978-3-319-16509-7
https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_1
- Scheurer, M., Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environmental Science and Technology*, 52(6), 3591-3598.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>
- Schirinzi, G. F., Pérez-Pomeda, I., Sanchís, J., Rossini, C., Farré, M., Barceló, D. (2017). Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and

epithelial human cells. *Environmental Research*, 159, 579-587.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.043>

Seltenrich, N. (2015). New link in the food chain? Marine plastic pollution and seafood safety. *Environmental Health Perspectives*. Public Health Services, 123(2), 35-41.

<https://doi.org/10.1289/ehp.123-A34>

Shim, W. J., Hong, S. H., Eo, S. E. (2017). Identification methods in microplastic analysis: A review. *Analytical Methods*. Royal Society of Chemistry, 9, 1384-1391.

<https://doi.org/10.1039/c6ay02558g>

Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. A. P. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1-19.

<https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>

Smith, M., Love, D.C., Rochman, C.M., Neff, R.A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*, 5, 375-386.

<https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>

Toussaint, B., Raffael, B., Angers-Loustau, A., Gilliland, D., Kestens, V., Petrillo, M., Rio-Echevarria, I. M., Van den Eede, G. (2019). Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment*, 36(5), 639-673.

<https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1583381>

UNEP. (2015). Biodegradable Plastics and Marine Litter. Misconceptions, concerns and impacts on marine environments. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi. ISBN 978-92-807-3494-2.

Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65-70.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182, 495-499.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>

Veerasingam, S., Ranjani, M., Venkatachalapathy, R., Bagaev, A., Mukhanov, V., Litvinyuk, D., Mugilarasan, M., Gurumoorthi, K., Guganathan, L., Aboobacker, V.M., Vethamony, P. (2020). Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-63.

<https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1807450>

Wallace, C.A., Sperber, W.H., Mortimore, S.E. (2010). *Food safety for the 21st century: Managing HACCP and food safety throughout the global supply chain. Food Safety for the 21st Century: Managing HACCP and Food Safety throughout the Global Supply Chain* (pp. 1-310). John Wiley & Sons, ISBN 1119053587.

<https://doi.org/10.1002/9781444328653>

Yu, J., Hu, X., Huang, Y. (2010). A modification of the bubble-point method to determine the pore-mouth size distribution of porous materials. *Separation and Purification Technology*, 70(3), 314-319.

<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2009.10.013>

Zeytin, S., Wagner, G., Mackay-Roberts, N., Gerdt, G., Schuirman, E., Klockmann, S., Slater, M. (2020). Quantifying microplastic translocation from feed to the fillet in European sea bass *Dicentrarchus labrax*. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111210.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111210>

Zhang, D., Liu, X., Huang, W., Li, J., Wang, C., Zhang, D., Zhang, C. (2020). Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. *Environmental Pollution*, 259.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113948>

Zhu, L., Wang, H., Chen, B., Sun, X., Qu, K., Xia, B. (2019). Microplastic ingestion in deep-sea fish from the South China Sea. *Science of the Total Environment*, 677, 493-501.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.380>