

**T.C.  
ERCIYES ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**ORGANİZE SANAYİ BÖLGESİ ATIKSULARINDAKİ  
MİKROPLASTİKLERİN KARAKTERİZASYONU VE YER  
ÇEKİMİ ETKİLİ DİNAMİK MEMBRAN FİLTASYON  
İLE GİDERİLMESİ**

**Hazırlayan  
Emine Büşra ÇOLAKOĞLU**

**Danışman  
Dr. Öğr. Üyesi İbrahim UYANIK**

**Doktora Tezi**

**Mayıs 2025  
KAYSERİ**



T.C.  
ERCIYES ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ORGANİZE SANAYİ BÖLGESİ ATIKSULARINDAKİ  
MİKROPLASTİKLERİN KARAKTERİZASYONU VE YER  
ÇEKİMİ ETKİLİ DİNAMİK MEMBRAN FİLTRASYON  
İLE GİDERİLMESİ  
(Doktora Tezi)

Hazırlayan  
Emine Büşra ÇOLAKOĞLU

Danışman  
Dr. Öğr. Üyesi İbrahim UYANIK

Bu çalışma, Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu  
(TÜBİTAK) tarafından 122Y255 kodlu proje ile desteklenmiştir.

Mayıs 2025  
KAYSERİ

## BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK

Bu çalışmadaki tüm bilgilerin, akademik ve etik kurallara uygun bir şekilde elde edildiğini beyan ederim. Aynı zamanda bu kural ve davranışların gerektirdiği gibi, bu çalışmanın özünde olmayan tüm materyal ve sonuçları tam olarak aktardığımı ve referans gösterdiğimi belirtirim.

Emine Büşra Çolakoğlu

İmza



**“Organize Sanayi Bölgesi Atıksularındaki Mikroplastiklerin Karakterizasyonu ve Yer Çekimi Etkili Dinamik Membran Filtrasyon ile Giderilmesi”** adlı Doktora tezi, Erciyes Üniversitesi Lisansüstü Tez Önerisi ve Tez Yazma Yönergesi’ ne uygun olarak hazırlanmıştır.

**Hazırlayan**

Emine Büşra ÇOLAKOĞLU

İmza

**Danışman**

Dr. Öğr. Üyesi İbrahim UYANIK

İmza

**Çevre Mühendisliği ABD Başkanı**

Prof. Dr. Oktay ÖZKAN

İmza

## TEŞEKKÜR

Öncelikle çalışmalarım boyunca bilimsel katkılarıyla beni aydınlatan, yardımlarını esirgemeyen ve her zaman destekleyen sevgili danışman hocam Dr. Öğr. Üyesi İbrahim UYANIK'a teşekkürü bir borç bilirim. Deneysel çalışmalarım sırasında karşılaştığım zorlukları aşmamda yardımlarını esirgemeyen ve bilgileri ile yanırlarımı ve eksiklerimi tamamlayıp ilerlememi sağlayan Prof. Dr. Erkan ŞAHİNKAYA, Doç. Dr. Adem YURTSEVER ve Doç. Dr. Hamdi MIHÇİOKUR'a teşekkürlerimi sunarım. Çalışmamız devam ettiği sürede fikirlerini ve desteğini esirgemeyen Doç. Dr. Zekiye KOCAKAYA'ya çok teşekkür ederim.

Çalışmam sırasında Erciyes Üniversitesi Nanoteknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi imkanlarından yararlanmamı sağlayan Prof. Dr. Serdar ÖNSES ve Doç. Dr. Erkan YILMAZ'a ve cihaz kullanımım sırasında gösterdiği yardımlarından ötürü Mahmut RUZİ hocalarıma teşekkürlerimi borç bilirim. Çalışmamızın en önemli noktaları olan Kayseri Organize Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi ve Plastik Geri Dönüşüm Tesisleri çalışanlarına bizlere yardım ettikleri için çok teşekkür ederim.

Bu tez çalışmasına maddi destek veren Türkiye Bilimsel ve Teknik Araştırma Kurumu'na (Proje No: 122Y255) teşekkür ederim.

Aynı projede çalıştığım çalışma arkadaşım Hatice ELBİR'e, beni bu süreçte canı gönülden destekleyen sevgili arkadaşlarım Şüheda BİLİCİ, Ezgi DEVECİ, Mert YİĞİT, İbrahim Yasin KÖKTAŞ, Büşra ÇELEBİ ve Funda SÜTÇÜ GÜNEY'e en içten duygularıyla teşekkür ederim. Tüylü dostlarım Karagöz, Limon, Bumbura ve Yeleli'ye bu süreçte beni arkadaş olarak seçtikleri ve benimle oynadıkları için teşekkür ederim.

Son olarak, tüm hayatım boyunca beni destekleyen ve eğitim hayatım süresince büyük bir sabır ve anlayış göstererek maddi, manevi yardımlarını benden esirgemeyen, tüm kararlarım saygı duyan ve her zaman yanımda olan canım anneme, babama ve abime sonsuz teşekkürlerimi sunuyor, onlara buradan kucak dolusu sevgilerimi gönderiyorum.

Emine Büşra ÇOLAKOĞLU

Mayıs, 2025, KAYSERİ

# ORGANİZE SANAYİ BÖLGESİ ATIKSULARINDAKİ MİKROPLASTİKLERİN KARAKTERİZASYONU VE YER ÇEKİMİ ETKİLİ DİNAMİK MEMBRAN FİLTASYON İLE GİDERİLMESİ

Emine Büşra ÇOLAKOĞLU

Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü  
Doktora Tezi, Mayıs 2025  
Danışman: Dr. Öğr. Üyesi İbrahim UYANIK

## ÖZET

Büyük plastik atıkların parçalanması ile oluşan mikroplastikler (MP), son yıllarda sucul ortamlar için dikkate alınacak önemli kirlilik parametrelerinden biri olmuştur. Plastik geri dönüşüm tesisleri (PGDT) ve atıksu arıtma tesisleri (AAT), MP oluşumu ve salınımı açısından önemli noktasal kaynaklardan biri haline gelmiştir. Bu tez çalışmasında, Kayseri Organize Sanayi Bölgesi (KOSB) AAT’de ve KOSB’de bulunan plastik geri dönüşüm tesisleri (PGDT) atıksularında MP’lerin karakterizasyonu yapılmış, yenilikçi yer çekimi etkili dinamik membran filtrasyon sistemi (YÇ-DMF) kullanılarak MP giderimi çalışılmıştır. Tez çalışması 2 aşamada gerçekleştirilmiştir. İlk aşamada KOSB AAT’de 3 ay boyunca belirlenen noktalardan atıksu ve çamur numuneleri alınarak MP’lerin karakterizasyonu (sayı, şekil, boyut, renk ve tür) yapılmış ve tesis giderim verimi ortaya konmuştur. Daha sonra KOSB’de bulunan farklı çalışma koşullarına sahip 4 adet PGDT’den atıksu numuneleri alınarak MP karakterizasyonu (sayı, boyut, renk, şekil ve tür) yapılmıştır. İkinci aşamada ise, KOSB AAT’nin son çöktürme çıkış suyu ve PGDT’lerin birinden alınan çıkış suları ile YÇ-DMF sisteminde paslanmaz çelik destek tabakaları (100, 200 ve 200 µm) kullanılarak MP giderimi çalışılmıştır. YÇ-DMF sisteminde dinamik tabaka oluşturmak için KOSB AAT’den alınan ön ve son çöktürme çamurlarının karışımı belirlenen konsantrasyonlarda kullanılmıştır.

KOSB AAT’de yapılan karakterizasyon deneyleri sonucunda giriş ve çıkış suyu MP miktarları sırasıyla ortalama 434 ve 52 MP/L olarak tespit edilmiştir. Numuneler arasında en fazla MP miktarı 3.734 MP/L çamur numunesinde bulunmuştur. Baskın polimer türleri polipropilen (PP-%37), polietilen (PE-%24), polietilen teraftalat (PET-%11) ve diğerleri (%38) olarak bulunmuştur. KOSB AAT’de ortalama %88 oranında MP giderimi

gerçekleştiği halde yılda  $5,6 \times 10^{11}$  adet MP alıcı ortama deşarj edilmektedir. 4 PGDT'den KOSB kanalizasyon sistemine deşarj edilen ortalama MP miktarı 28.317 MP/L olarak belirlenmiştir. Tüm PGDT'lerdeki baskın polimer türleri, PE (%54) ve PP (%21) olarak belirlenmiştir. YÇ-DMF sisteminde AAT ve PGDT çıkış suları kullanılarak yapılan MP giderim deneylerinde, 100, 200 ve 300  $\mu\text{m}$ 'luk destek tabakalarında sırasıyla ortalama %97, %98, %96 ve %86, %83, %83 oranlarında MP giderim verimleri elde edilmiştir. Her destek tabakasında kontrol deneyleri hariç başlangıçta ortalama akı 5000 LMH olurken, filtrasyon sonunda elde edilen ortalama akı AAT (~276 LMH) ve PGDT (~70 LHM) deneylerinde farklılık göstermiştir. Giriş ve çıkış suyu numunelerinde yapılan MP karakterizasyonları sonuçları, önceki karakterizasyon sonuçları ile örtüşmektedir. Farklı olarak çıkış sularında lif şeklinde MP miktarı azaldığı ve DM tabaka üzerinde tutunduğu tespit edilmiştir.

Sonuç olarak, bu tez çalışması, Türkiye'de ilk defa OSB'lerde bulunan PGDT'lerde ve endüstriyel AAT'de yapılan MP karakterizasyon ve giderim çalışmalarından biri olmuştur. OSB'lerde bulunan geri dönüşüm sektörleri ve endüstriyel AAT'lerde MP karakterizasyonu yapılmış ve yenilikçi alternatif arıtma yöntemi YÇ-DMF denenerek MP deşarjını azaltmaya yönelik ayrıntılı veriler sunulmuştur. Sunulan alternatif arıtma yönteminin hem AAT çıkış sularındaki MP salınımı azaltma hem PGDT'ler gibi yoğun MP içeren çıkış sularında MP geri kazanımı ve ön arıtım sağlanarak hem ekonomik hem çevresel açıdan sürdürülebilir bir sistem olabileceği düşünülmektedir.

**Anahtar Kelimeler:** Mikroplastik karakterizasyonu, yerçekimi ile çalışan dinamik membran filtrasyon, plastik geri dönüşüm atıksuyu, endüstriyel atıksu

# **CHARACTERIZATION OF MICROPLASTICS IN ORGANIZED INDUSTRIAL ZONE WASTEWATERS AND REMOVAL BY GRAVITY DRIVEN DYNAMIC MEMBRANE FILTRATION**

**Emine Büşra ÇOLAKOĞLU**

**Erciyes University, Graduate School of Natural and Applied Sciences**

**PhD Thesis, May 2025**

**Supervisor: Ass. Prof. İbrahim UYANIK**

## **ABSTRACT**

Microplastics (MP), resulting from the degradation of substantial plastic debris, have recently emerged as a significant pollution parameter for aquatic ecosystems. Plastic recycling facilities (PRFs) and wastewater treatment plants (WWTPs) have become notable sources of MP generation and release. This thesis examines the characterization of MPs in wastewaters from the Kayseri Organized Industrial Zone (KOIZ) WWTP and PRFs within KOIZ, as well as the removal of MPs using a novel gravity-driven dynamic membrane filtration system (YÇ-DMF). The study was conducted in two stages. In the first stage, wastewater and sludge samples were collected from designated points in the KOIZ WWTP over three months. The characterization of MPs including their number, shape, size, color, and type was conducted, revealing the WWTP's removal efficiency. Subsequently, wastewater samples were collected and characterized from four PRFs operating under different conditions within KOIZ. In the second stage, the removal of MPs was examined in the secondary clarifier effluent of the KOIZ WWTP and the effluent from one of the PRFs, using stainless steel support layers with pore sizes of 100, 200, and 300  $\mu\text{m}$  in the YÇ-DMF system. A mixture of primary sedimentation and secondary sludge from KOIZ WWTP was used at specific concentrations to form a dynamic layer in experiments.

Based on the characterization experiments conducted at the KOIZ WWTP, the average MP concentrations in the influent and effluent samples were measured at 434 MP/L and 52 MP/L, respectively. The highest concentration of MPs was found in the sludge sample (3.734 MP/L). The dominant polymer types identified were PP (37%), PE (24%), PET (11%), and others (38%). Although the KOIZ WWTP achieves an average of 88% MP

removal, approximately  $5,6 \times 10^{11}$  MPs are still discharged into the receiving environment annually. Additionally, the average concentration of MPs discharged from four PRFs into the KOIZ sewer system was determined to be 28.317 MP/L. The dominant polymer types in all PRFs were identified as PE (54%) and PP (21%). In the MP removal experiments conducted with WWTP and PRF effluents in the YÇ-DMF system, average removal efficiencies of 97%, 98%, 96%, and 86%, 83%, 83% were achieved in the support layers of 100, 200, and 300  $\mu\text{m}$ , respectively. At the beginning of the experiments, the average flux in each support layer was 5000 LMH; however, the average flux at the end of filtration differed between the WWTP ( $\sim 276$  LMH) and PRF ( $\sim 70$  LMH) experiments. The results of the characterization of MP in the influent and effluent water samples are consistent with the previous MP characterization results. Additionally, it was determined that the amount of MP in fibers decreased in the effluent water and was retained on the dynamic membrane layer.

In conclusion, this study is one of the first MP characterization and removal studies in PRFs and WWTPs within OIZ in Türkiye. MP characterization was conducting in recycling sector and industrial WWTPs in OIZ, and detailed information was provided to help lower MP discharge through the evaluation of a novel treatment method called YÇ-DMF. The alternative treatment method is considered a sustainable solution that is beneficial for both the economy and the environment because it lowers MP release in WWTP discharges and helps recover and pre-treatment of effluents with high MP levels, such as PRFs.

**Keywords:** Microplastic characterization, gravity-driven dynamic membrane filtration, plastic recycling wastewater, industrial wastewater.

## İÇİNDEKİLER

### ORGANİZE SANAYİ BÖLGESİ ATIKSULARINDAKİ MİKROPLASTİKLERİN KARAKTERİZASYONU VE YER ÇEKİMİ ETKİLİ DİNAMİK MEMBRAN FİLTASYON İLE GİDERİLMESİ

BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK .....	ii
YÖNERGEYE UYGUNLUK.....	ii
KABUL VE ONAY .....	iv
TEŞEKKÜR.....	v
ÖZET .....	vi
ABSTRACT .....	viii
İÇİNDEKİLER .....	x
KISALTMALAR .....	xiii
TABLolar LİSTESİ.....	xv
ŞEKİLLER LİSTESİ .....	xvi
GİRİŞ .....	1

## 1. BÖLÜM

### GENEL BİLGİLER ve LİTERATÜR ÇALIŞMALARI

1.1. Mikroplastiklerin Oluşumu ve Kaynakları .....	3
1.1.1. Plastik Atıkların Geri Dönüşüm Mekanizmaları ve Plastik Geri Dönüşüm Tesisleri .....	5
1.1.2. Atıksu Arıtma Tesislerindeki MP'lerin Kaynağı, Akıbeti ve Giderimi .....	8
1.1.3. Organize Sanayi Bölgeleri ve Mikroplastik Sorunu .....	11
1.1.4. Uluslararası Yasal Çerçeve Görüşmeleri.....	14
1.2. Mikroplastik Analiz Yöntemleri.....	14
1.2.1. OpenSpecy Spektrum Analiz Yazılımı.....	18
1.3. Mikroplastik Arıtma Yöntemleri .....	20
1.3.1. Dinamik Membran ve Yerçekimi Etkisi ile Çalışan Membran Filtrasyon Prosesi .....	22
1.3.1.1. DM ve YÇ Filtrasyon ile Yapılan MP Giderim Çalışmaları.....	25
1.4. Mikroplastiklerin Canlılar Üzerindeki Etkileri.....	26
1.5. Araştırmanın Amacı .....	29

## 2. BÖLÜM

### GEREÇ VE YÖNTEM

<b>2.1. Mikroplastik Karakterizasyon Çalışmaları.....</b>	<b>32</b>
<b>2.1.1. KOSB Atıksu Arıtma Tesisi ve Numune Alma Noktaları.....</b>	<b>32</b>
2.1.1.1. Atıksu ve Çamur Numunelerinin Ekstraksiyonu .....	34
<b>2.1.2. KOSB'deki Plastik Geri Dönüşüm Tesisleri ve Numune Alma Noktaları .</b>	<b>36</b>
2.1.2.1. Atıksu Numunelerinin Ekstraksiyonu .....	38
<b>2.1.3. AAT ve PGDT Numunelerindeki Mikroplastiklerin Karakterizasyonu ....</b>	<b>42</b>
<b>2.1.4. Kontaminasyon.....</b>	<b>45</b>
<b>2.2. Yer Çekimi Etkisi ile Çalışan Dinamik Membran Filtrasyon (YÇ-DMF) ile yapılan MP Giderim Çalışmaları .....</b>	<b>45</b>
2.2.1. YÇ-DMF ile Yapılan Ön Çalışmalar.....	45
2.2.2. YÇ-DMF Deney Düzenegi .....	47
2.2.3. YÇ-DMF ile yapılan MP Giderim Çalışmaları .....	49
2.2.3.1. YÇ-DMF ile KOSB AAT Çıkış Suyunda MP Giderimi .....	49
2.2.3.2. YÇ-DMF ile PGDT Çıkış Suyunda MP Giderimi.....	51
2.2.3.3. YÇ-DMF Giriş ve Çıkış Suyu Numunelerindeki MP'lerin Karakterizasyonu.....	53
<b>2.3. Analizler .....</b>	<b>55</b>

## 3. BÖLÜM

### BULGULAR VE TARTIŞMA

<b>3.1. Mikroplastik Karakterizasyon Çalışma Sonuçları .....</b>	<b>59</b>
<b>3.1.1. KOSB AAT MP Karakterizasyon Sonuçları.....</b>	<b>59</b>
3.1.1.1. Kasım Ayı MP Karakterizasyon Sonuçları .....	59
3.1.1.2. Aralık Ayı MP Karakterizasyon Sonuçları .....	64
3.1.1.3. Ocak Ayı MP Karakterizasyon Sonuçları .....	68
3.1.1.4. KOSB AAT MP Deşarj Miktarının Değerlendirilmesi .....	71
3.1.1.4.1. Deşarj Edilen Polimer Türlerinin Çevresel Risk Analizi .....	74
<b>3.1.2. PGDT MP Karakterizasyon Sonuçları .....</b>	<b>77</b>
3.1.2.1. PGDT1 MP Karakterizasyon Sonuçları .....	77
3.1.2.2. PGDT2 MP Karakterizasyon Sonuçları .....	80
3.1.2.3. PGDT3 MP Karakterizasyon Sonuçları .....	84
3.1.2.4. PGDT4 MP Karakterizasyon Sonuçları .....	86



3.1.2.5. PGDT'lerden KOSB AAT'ye Deşarj Edilen MP Miktarlarının Değerlendirilmesi.....	88
3.1.3. Polimer Türlerini Tanımlama ve MP'lerin Eşleşme Oranları .....	88
3.2. YÇ-DMF ile Yapılan MP Giderim Sonuçları.....	92
3.2.1. AAT çıkış suyunda YÇ-DMF ile MP Giderimi.....	92
3.2.1.1. 100 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri .....	93
3.2.1.2. 200 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri .....	97
3.2.1.3. 300 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri .....	100
3.2.1.4. MP Karakterizasyonu ve Giderim Mekanizmaları .....	103
3.2.2. PGDT çıkış suyunda YÇ-DMF ile MP Giderimi .....	106
3.2.2.1. 100 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri .....	107
3.2.2.2. 200 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri .....	111
3.2.2.3. 300 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri .....	113
3.2.2.4. MP Karakterizasyonu ve Giderim Mekanizmaları .....	117
<b>4. BÖLÜM</b>	
<b>SONUÇ ve ÖNERİLER</b>	
4.1. Sonuçlar .....	122
4.2. Öneriler .....	124
KAYNAKÇA .....	127
EKLER.....	152
EK 1.....	152
EK 2.....	156
ÖZGEÇMİŞ.....	159

## KISALTMALAR

AAT	: Atıksu arıtma tesisi
PGDT	: Plastik geri dönüşüm tesisi
OSB	: Organize sanayi bölgesi
KOSB	: Kayseri organize sanayi bölgesi
MP	: Mikroplastik
DM	: Dinamik membran
YÇ-DMF	: Yerçekimi etkisi ile çalışan dinamik membran filtrasyon
TMP	: Transmembran basıncı
MBR	: Membran biyoreaktör
DMBR	: Dinamik membran biyoreaktör
AnMBR	: Anaerobik membran biyoreaktör
SFDM	: Kendiliğinden oluşan dinamik membran
P-DM	: Önceden kaplanmış dinamik membran
SÇÇ	: Son çöktürme çamuru
ÖÇÇ	: Ön çöktürme çamuru
MF	: Mikrofiltrasyon
UF	: Ultrafiltrasyon
NF	: Nanofiltrasyon
RO	: Ters osmoz
BM	: Birleşmiş milletler
OSBÜK	: Organize sanayi bölgeleri üst kuruluşu
FT-IR	: Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi
ATR	: Zayıflatılmış toplam yansıma
HQ	: Eşleşme/Tanımlama oranı
EPS	: Hücre dışı polimerik madde
SMP	: Çözünebilir mikrobiyal ürün
WPO	: Islak peroksit oksidasyonu
PVDF	: Polivinilidin florür
PES	: Polisülfon
CA	: Selüloz asetat

ABS	: Akronitril bütadien stiren
PA	: Poliamid
PET	: Polietilen teraftalat
PBT	: Polibütülen teraftalat
PAN	: Poli akronitril
SAN	: Stiren akronitril
PC	: Polikarbonat
PEA	: Polietil akrilat
PEVA	: Polietil vinil asetat
PE	: Polietilen
HDPE	: Yüksek yoğunluklu polietilen
LDPE	: Düşük yoğunluklu polietilen
POM	: Polioksimetilen
PP	: Polipropilen
PS	: Polistiren
PVC	: Polivinil Klorür
PUR	: Poliüretan
PDM	: Polidimetilsiloksan
IBMA	: Polibütül metakrilat
SMMA	: Stiren bütül metakrilat
NBA	: n-bütül metakrilat
PMMA	: Polimetil metakrilat
PMA	: Polimetil akrilat
PVAC	: Polivinil asetat
PTFE	: Politetrafloroetilen
PVA	: Polivinil alkol
PVS	: Polivinil stearat
PVF	: Polivinil formal
SEB	: Stiren etilen bütülen

## TABLolar LİSTESİ

Tablo 1. PGDT'lerde yapılan MP karakterizasyon çalışmaları.....	8
Tablo 2. Ülkemizde evsel ve endüstriyel nitelikli atıksularda yapılan MP karakterizasyon çalışmaları .....	11
Tablo 3. Membran prosesler ile atıksularda (sentetik, AAT, PGDT vb.) yapılan MP giderim çalışmaları .....	22
Tablo 4. Atıksu ve çamur numunelerinin karakteristiği .....	34
Tablo 5. PGDT'lerden alınan atıksu numunelerinin karakteristiği.....	38
Tablo 6. Mikroplastik sınıflandırma kategorileri.....	44
Tablo 7. Biowin3 bozunma süreleri.....	57
Tablo 8. Endüstriyel atıksularda yapılan MP karakterizasyon çalışmaları.....	72
Tablo 9. Polimer türlerinin EC50, LC50 ve PNEC değerleri .....	75
Tablo 10. Polimer türlerinin AAT'lerindeki durumu, Log <sub>KOW</sub> , Henry Sabiti, biyolojik bozunma değerleri .....	76
Tablo 11. KOSB AAT'de yapılan MP giderim deneyleri.....	93
Tablo 12. PGDT atıksuyu ile yapılan MP giderim deneyleri .....	107
Tablo 13. Gerçek ölçekli tesis tasarım parametreleri.....	124

## ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.	Birincil ve ikincil mikroplastiklerin oluşumu.....	5
Şekil 2.	Plastik yaşam döngüsünü (siyah), farklı plastik atık işleme yöntemlerini (çöp sahası, yakma ve geri dönüşüm), geri dönüşüm yaklaşımlarını (yeşil) ve sürdürülebilirliğe ulaşmak için çözümleri (mavi) gösteren akım şeması ....	6
Şekil 3.	Geleneksel bir AAT'de bulunan arıtma proseslerindeki MP'lerin genel giderim verimleri .....	10
Şekil 4.	Kayseri OSB'nin konumu .....	13
Şekil 5.	a) KOSB sektörel dağılımı, b) KOSB sektörlerine göre atıksu dağılımı.....	13
Şekil 6.	PVC olarak atanmış bir spektrumun (turuncu), siMPle'ın yüklenmiş bir referans spektrumu (mavi) ile eşleştirildiği yazılım kullanıcı arayüzü .....	18
Şekil 7.	Open Specy'deki özellikler ve veri işleme akışı diyagramı.....	18
Şekil 8.	OpenSpecy spektrum karşılaştırılması: Beyaz spektrum: Bu çalışmada analiz edilen MP spektrumu, Kırmızı spektrum: OpenSpecy kütüphanedeki eşleşen spektrum.....	20
Şekil 9.	DM oluşum ve filtrasyon mekanizması.....	23
Şekil 10.	Membran tıkanma yasaları .....	24
Şekil 11.	YÇ filtrasyon düzenekleri.....	25
Şekil 12.	MP'lerin çevresel döngülerde taşınımı .....	27
Şekil 13.	Tez çalışması metodolojik akım şeması .....	31
Şekil 14.	Kayseri OSB AAT: a) Uydu görünümü [Google Earth], b) Kuşbakışı görünümü.....	32
Şekil 15.	Kayseri OSB AAT akım şeması ve numune alma noktaları (Mavi: MP Karakterizasyon numuneleri; Pembe: DM tabaka oluşturmak için alınan çamur numuneleri).....	33
Şekil 16.	Polielektrolit içeren susuzlaştırılmış çamur.....	34
Şekil 17.	Kayseri OSB AAT: Atıksu ve çamur numunelerine uygulanan karakterizasyon aşamaları.....	35
Şekil 18.	PGDT'lerin akım şemaları: Numune alma noktaları ve tesislerden görüntüler.....	37

Şekil 19. a) Islak elemenden sonra elek üzerinde biriken MP'ler, b-c) Yoğunluk ayrımı aşamasında birbirinden ayrılmayan ve çöken MP'ler .....	39
Şekil 20. Islak elemenden sonra 6 boyut aralığına bölünen atıksu numune .....	39
Şekil 21. 5 mm'lik elek üzerinde tutulan mezo ve makroplastikler .....	40
Şekil 22. a) Peroksit ve Fe(II) çözeltileri eklendikten sonra ısıtılan numune, b) Reaksiyon gerçekleştiği sırada buz banyosuna konulan numune, c) Pas sorunu ve filtre kağıdını boyaması, d) Islak eleme yapılarak pasın su ve aseton ile temizlenmesi.....	41
Şekil 23. PGDT4'ten alınan S4 numunesinin 250-125 µm boyut aralığındaki 4 filtre kağıdına bölünerek süzülmesi .....	42
Şekil 24. 6 boyut aralığına bölünmüş ve tartılmış PGDT atıksu numuneleri.....	42
Şekil 25. AAT numunelerinde bulunan MP şekillerinin görüntüsü .....	43
Şekil 26. PGDT numunelerinde bulunan MP şekillerinin görüntüsü .....	43
Şekil 27. YÇ-DMF sisteminin şematik diyagramı.....	48
Şekil 28. YÇ-DMF sisteminin ve modülün fotoğrafı .....	48
Şekil 29. Deneyle ilgili yapıldığı yerlerden görüntüler .....	49
Şekil 30. AAT deney koşullarındaki GD reaktör görüntüleri: a) Çamur karışımı-30 cm, b) Çamur karışımı-50 cm, c) Kontrol-50 cm, d) Çamur +Alüm-50 cm ..	50
Şekil 31. PGDT MP giderimi için alınan atıksu numune noktası.....	51
Şekil 32. PGDT atıksuyu ile doldurulmuş YÇ-DMF reaktör görünümü.....	52
Şekil 33. a) > 5 mm büyük plastikler, b) 5-1 mm arasındaki MP'ler.....	52
Şekil 34. Süzülen filtre kağıdı üzerindeki MP'lerin örnek görüntüleri: Giriş numuneleri: a) PGDT atıksuyunun boyut dağılımı (5000-250 & 250-45 µm), b) Çamur karışımının boyut dağılımı (5000-250 & 250-45 µm), Çıkış suyu numunesi: c) 300 µm'lik elekten yapılan deney .....	54
Şekil 35. Alan hesabı .....	55
Şekil 36. Kasım: a) AAT'deki proseslerde bulunan ortalama MP miktarı, b) AAT'deki proseslerde (S1+S2+S3+S4) bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı.....	60
Şekil 37. a) Dengeleme tankı yüzeyi, b) Ön çöktürme yüzey sıyrıcılarında toplanan MP'li atıksuların rögarda toplanması .....	61

- Şekil 38. Kasım: a) AAT'deki proseslerde bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı ..... 62
- Şekil 39. Kasım: a) AAT'deki proseslerde bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP renk sayısının boyutlara göre dağılımı..... 63
- Şekil 40. Kasım: a) AAT'deki proseslerde bulunan polimer tür sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam polimer türü sayısının boyutlara göre dağılımı..... 64
- Şekil 41. Aralık: a) AAT'deki proseslerde bulunan ortalama MP miktarı, b) AAT'deki proseslerde (S1+S2+S3+S4) bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı..... 65
- Şekil 42. Aralık: a) AAT'deki proseslerde bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı ..... 66
- Şekil 43. Aralık: a) AAT'deki proseslerde bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP renk sayısının boyutlara göre dağılımı..... 67
- Şekil 44. Aralık: a) AAT'deki proseslerde bulunan polimer tür sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam polimer türü sayısının boyutlara göre dağılımı..... 67
- Şekil 45. Ocak: a) AAT'deki proseslerde bulunan ortalama MP miktarı, b) AAT'deki proseslerde (S1+S2+S3+S4) bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı..... 68
- Şekil 46. Son çöktürme havuz yüzeyi: a) Aralık 2022, b) Ocak 2023 ..... 69
- Şekil 47. Ocak: a) AAT'deki proseslerde bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı ..... 69
- Şekil 48. Ocak: a) AAT'deki proseslerde bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP renk sayısının boyutlara göre dağılımı..... 70

- Şekil 49. Ocak: a) AAT'deki proseslerde bulunan polimer tür sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam polimer türü sayısının boyutlara göre dağılımı.....70
- Şekil 50. AAT proseslerde tespit edilen MP'lerin aylara göre dağılımı.....71
- Şekil 51. KOSB Atıksu Arıtma Tesisi'nin (*kırmızı simge*) ve deşarj noktasının (*mavi simgeler*) uydu görüntüleri [Kaynak: Google Earth].....75
- Şekil 52. PGDT1: a) S1-1 ve S1-2'de bulunan ortalama MP miktarı, b) S1-1 ve S1-2'de bulunan ortalama MP sayısının (MP/L) boyutlara göre dağılımı, c) S1-1 ve S1-2'de bulunan ortalama MP ağırlığının (g MP/L) boyutlara göre dağılımı.....79
- Şekil 53. PGDT1: 1-2-3) Toplanan plastik atıklar, 4) Plastiklerin kırılması, 5) Kırılan plastiklerin yıkanması, 6) MP'lerin bekletme havuzuna aktarılması (1. elekten sonra), 7) Deşarj çukuru (2. Elekten sonra) 8-9) Deşarj çukurundan toplanan MP'ler .....79
- Şekil 54. PGDT1: a) S1-1 ve S1-2'de bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) S1-1 ve S1-2'de bulunan MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı.....80
- Şekil 55. PGDT1: a) S1-1 ve S1-2'de bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) S1-1 ve S1-2'de bulunan polimer türü sayısının yüzde dağılımı.....80
- Şekil 56. PGDT2: a) S2-1, S2-2- ve S2-3'te bulunan ortalama MP miktarı, b) S2-1, S2-2 ve S2-3'te bulunan ortalama MP sayısının (MP/L) boyutlara göre dağılımı, c) S2-1, S2-2 ve S2-3'te bulunan ortalama MP ağırlığının (g MP/L) boyutlara göre dağılımı .....82
- Şekil 57. PGDT2: a) S2-1, S2-2- ve S2-3'te bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) S2-1, S2-2- ve S2-3'te bulunan toplam MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı .....83
- Şekil 58. PGDT2: a) S2-1, S2-2- ve S2-3'te bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) S2-1, S2-2 ve S2-3'te bulunan polimer türü sayısının yüzde dağılımı .....83
- Şekil 59. PGDT3: a) S3'te bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı, b) S3'te bulunan MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı, c) S3'te



- bulunan MP renkleri sayısının yüzde dağılımı, d) S3'te bulunan toplam polimer türü sayısının yüzde dağılımı ..... 85
- Şekil 60. PGDT3: a) Toplanan poşetler ve torbalar, b) Renklerine göre ayrılan MP şekilleri: parçacık, film, pelet (granül), köpük, Mikroskop görüntüleri: c) Siyah boncuk (5000-1000  $\mu\text{m}$ ), d) şeffaf ve beyaz boncuklar (1000-600  $\mu\text{m}$ ) ..... 85
- Şekil 61. PGDT4: 1-2-3-4) Eritilecek poşetler ve kırılmış sert plastikler, 5) MP granüllerinin soğutulması, 6) Üretilen granüller ..... 87
- Şekil 62. PGDT4: a) S4'te bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı, b) S4'te bulunan MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı, c) S4'te bulunan MP renkleri sayısının yüzde dağılımı, d) S4'te bulunan toplam polimer türü sayısının yüzde dağılımı ..... 87
- Şekil 63. Opus-OpenSpecy karşılaştırması: a) AAT'de ve b) PGDT'lerde tespit edilen polimer türlerinin ortalama HQ değerleri ..... 91
- Şekil 64. OPUS ile çizilen spektrumlar: a) AAT: PP (1000-600  $\mu\text{m}$ ; HQ: %584) ve b) PGDT: PE (600-425  $\mu\text{m}$ ; HQ: %582) ..... 92
- Şekil 65. OpenSpecy ile tekrar çizilen spektrumlar: a) AAT: PP (HQ: %980) ve b) PGDT: PE (HQ: %980) ..... 92
- Şekil 66. YÇ-DMF: *Akı-Bulanıklık-MP giderim performans grafikleri*: a) 100-K (50 cm), b) 100-1 (AKM:77 mg/L-50 cm), c) 100-2 (AKM:100 mg/L-30 cm), d) 100-3 (AKM: 123 mg/L; Alüm: 150 mg/L-50 cm) ..... 94
- Şekil 67. 100  $\mu\text{m}$  destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden hemen sonraki iki yönlü görünümü: a) 100-K (50 cm), b) 100-1 (Çamur-50 cm), c) 100-2 (Çamur-30 cm), d) 100-3 (Alüm+Çamur-50 cm) ..... 95
- Şekil 68. 100  $\mu\text{m}$  destek ve DM tabakası SEM görüntüleri: a) 100-K: *sol*: destek tabakası, *sağ*: DM tabakası, b) 100-1: *sol*: destek tabakası, *sağ*: DM tabakası, c) 100-3: DM tabakası ..... 97
- Şekil 69. YÇ-DMF: *Akı-Bulanıklık-MP giderim performans grafikleri*: a) 200-K (50 cm), b) 200-1 (AKM:230 mg/L-50 cm), c) 200-2 (AKM:230 mg/L-30 cm), d) 200-3 (AKM: 185 mg/L; Alüm: 250 mg/L-50 cm) ..... 98
- Şekil 70. 200  $\mu\text{m}$  destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden hemen sonraki iki yönlü görünümü: a) 200-K (50 cm), b) 200-1 (Çamur-50 cm), c) 200-2 (Çamur-30 cm), d) 200-3 (Alüm+Çamur-50 cm) ..... 98

Şekil 71. 200 µm destek ve DM tabakası SEM görüntüleri: a) 200-1: <i>sol</i> : destek tabakası, <i>sağ</i> : DM tabakası, b) 200-3: DM tabakası .....	99
Şekil 72. YÇ-DMF: <i>Akı-Bulanıklık-MP giderim performans grafikleri</i> : a) 300-K (50 cm), b) 300-1 (AKM:250 mg/L-50 cm), c) 300-2 (AKM:215 mg/L-30 cm), d) 300-3 (AKM: 220 mg/L; Alüm: 300 mg/L-50 cm).....	101
Şekil 73. 300 µm DM tabakası SEM görüntüleri: 300-K.....	101
Şekil 74. 300 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden sonraki iki yönlü görünümü: a) 300-K (50 cm), b) 300-1 (Çamur-50 cm), c) 300-2 (Çamur-30 cm), d) 300-3 (Alüm+Çamur-50 cm).....	102
Şekil 75. YÇ-DMF-AAT: 100, 200 ve 300 µm deneylerinde elde edilen ortalama MP giderim verimleri .....	104
Şekil 76. a) Reaktör yüzeyinde biriken MP'ler, b) DM tabaka optik mikroskop görüntüsü, c) Deney sonrası DM tabakaları görüntüsü ( <i>sol</i> : 200 µm; <i>sağ</i> : 200 µm) .....	105
Şekil 77. YÇ-DMF-AAT: Filtrasyon giriş ve çıkış suyu MP numunelerindeki ortalama MP şekil sayısının numunelere (a,c,e) ve boyutlara göre (b,d,f) dağılım grafikleri (logaritmik).....	106
Şekil 78. YÇ-DMF: <i>Akı-MP giderim performans grafikleri</i> : a) 100-K, b) 100-1 (AKM:105 mg/L-ÖB), c) 100-2 (AKM:100 mg/L) .....	108
Şekil 79. 100 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden sonraki iki yönlü görünümü: a) 100-K, b) 100-1 (ÖB), c) 100-2.....	109
Şekil 80. 100 µm DM tabakası SEM görüntüleri: a) 100-K, b) 100-1 (ÖB), c) 100-2: <i>sol</i> : destek tabakası, <i>sağ</i> : DM tabakası .....	111
Şekil 81. YÇ-DMF: <i>Akı-MP giderim performans grafikleri</i> : a) 200-K, b) 200-1 (AKM:210 mg/L-ÖB), c) 200-2 (AKM:105 mg/L) .....	112
Şekil 82. 200 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden sonraki iki yönlü görünümü: a) 200-K, b) 200-1 (ÖB), c) 200-2.....	113
Şekil 83. 200 µm DM tabakası SEM görüntüleri: a) 200-K, b) 200-2 .....	113
Şekil 84. YÇ-DMF: <i>Akı-MP giderim performans grafikleri</i> : a) 300-K, b) 300-1 (AKM:180 mg/L-ÖB), c) 300-2 (AKM:245 mg/L) .....	115
Şekil 85. 300 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden sonraki iki yönlü görünümü: a) 300-K, b) 300-1 (ÖB), c) 300-2.....	116
Şekil 86. 300 µm DM tabakası SEM görüntüleri: a) 300-K, b) 300-1 (ÖB).....	116

Şekil 87. YÇ-DMF-PGDT: 100, 200 ve 300 µm deneylerinde elde edilen ortalama MP giderim verimleri .....	118
Şekil 88. a) Farklı zamanlarda alınan PGDT atıksuyundaki MP'lerin reaktör yüzeyinde birikmesi, b) 300 µm destek tabakası üzerinde biriken DM tabakası (çamur deneyi), c) 200-K DM tabakası mikroskop görüntüsü.....	119
Şekil 89. YÇ-DMF-PGDT: Filtrasyon giriş ve çıkış suyu MP numunelerindeki ortalama MP şekil sayısının numunelere (a,c,e) ve boyutlara göre (b,d,f) dağılım grafikleri (logaritmik).....	121
Şekil 90. En iyi durum senaryosu: 100 µm Akı-MP giderim performans grafiği .....	125
Şekil 91. Modül yerleşim düzeni ve bir hattın tasarımı .....	126
Şekil 92. En iyi durum senaryosuna göre tasarım hattı planlaması .....	126

## GİRİŞ

2024 yılı ile itibariyle dünya genelinde plastik üretimi 413,8 milyon ton'a (Mt) ulaşmıştır [1]. Çin'in 2018'deki plastik atık ithalatı yasaklama kararından sonra plastik atık ithalatının Malezya, Vietnam, Tayland, Hindistan ve Türkiye gibi ülkelere kayması bu ülkelerde plastik sorunun son yıllarda artmasına sebebiyet vermiştir [2, 3]. Avrupa Birliği EuroStat verilerine göre, Türkiye, 2020 yılında yaklaşık 13,7 Mt'luk (2004'teki miktarın 3 katı) bir hacimle Avrupa Birliği'nden ihraç edilen atıkların en büyük varış noktası konumuna gelmiştir [4]. PlasticsEurope 2023 yılında yayınlandığı raporda, 2022 yılında Türkiye, ham plastik üretimi ihracatında %11,6, plastik geri dönüşümü ithalatında %8, ihracatında ise %4,6 pay ile Avrupa plastik ticaretinde başlıca ticari ortaklar arasında yer almıştır [5]. Ülkemizdeki plastik geri dönüşüm oranlarındaki dengesizlik ve bu plastik atıkların yanlış yönetimi/doğaya kontrolsüzce bırakılması ve çevresel koşulların (güneş ışığı, rüzgâr, su vb.) etkisiyle parçalanarak mikroplastiklerin (100 nm-5 mm) oluşmasına neden olmaktadır [6].

Mikroplastikler, hem doğal su döngüsünde hem de antropojenik su döngülerinde bulunmaktadır. AAT'ler, su ortamına giren ve sonuç olarak hem insanlar hem de ekosistem için tehdit oluşturan önemli bir mikroplastik kaynağı olarak kabul edilmektedir [7]. Alıcı ortama giren mikroplastikler su akıntılarından ve sürüklenmelerinden etkilenerek belirli alanlarda birikerek sucul ve komşu ortamlara yönelik ekotoksikolojik riskleri artırmaktadır [8]. Bundan dolayı, son yıllarda bu sorunu çözme amacıyla mikroplastiklerin giderilmesinde konvansiyonel atıksu arıtma teknolojilerinin yanı sıra alternatif atıksu arıtma teknolojileri (üçüncül arıtma prosesleri) kullanılmaktadır. Bu prosesler; filtrasyon prosesleri (granüler filtrasyon ve membran filtrasyon), ayırma prosesleri (yağlı film, yoğunluk, manyetik vb.), koagülasyon, adsorpsiyon, yüzdürme (çözünmüş havalı yüzdürme, köpük yüzdürme) ve ileri oksidasyon prosesleridir [6, 7]. Yapılan bir araştırma kapsamında son 5 yılda mikroplastik gideriminde yapılan

çalışmalar arasında membran proseslerin kullanımının %13 oranında olduğu saptanmıştır. Mikroplastik gideriminde, ultrafiltrasyon (UF), ters ozmoz (RO), dinamik membran (DM) ve membran biyoreaktör (MBR) prosesleri kullanılmaktadır [9]. Literatürde membran prosesler ile çalışmalarda en fazla tercih edilen arıtma seçeneği MBR [10, 11, 12] olurken, DM'nin sentetik atıksu arıtımında mikro-parçacıklarla gideriminde kullanılabileceğine yönelik sadece bir çalışma bulunmaktadır [13]. Yapılan bu çalışmalar, AAT'lerde yerinde veya pilot çalışma olarak laboratuvarında test edilmiştir. Kullanılan arıtma prosesleri aynı olsa da giderim verimleri mikroplastiklerin özelliklerine bağlı olarak değişebilmekte ve uygulanan metodolojilerde bulunan farklılıklar çalışmaları karşılaştırmayı engellemektedir. Bununla birlikte, membran sistemlerin mikroplastikleri gidermede en etkili yöntem olduğu gerçeği de ön plana çıkmaktadır.

**Araştırmanın Önemi;** Kayseri OSB'de faaliyet gösteren tüm işletmelerin evsel ve endüstriyel nitelikli atıksuları, merkezi bir atıksu arıtma tesisinde toplanmakta ve ileri biyolojik arıtma sistemi (A<sup>2</sup>/O) ile arıtılmaktadır. Sayıca %27 oranında mobilya sektörü, %10-15 oranlarında inşaat yapı, metal, elektrik elektronik ve tekstil sektörleri bulunmaktadır. Ancak, atıksu oluşturma oranlarına göre tekstil (%30) ve geri dönüşüm sektörü (%30) atıksuyun çoğunluğunu oluşturmakta olup mikroplastik kirliliği açısından tehdit oluşturduğu bilinmektedir [14]. Geri dönüşüm tesislerinde plastikler kırma, yıkama ve ayırma işlemleri ile geri dönüşüm işlemine hazır hale getirilmektedir. Yıkama işlemi sırasında küçük parçalara ayrılan plastikler atıksuya karışabilmekte ve deşarj edilmektedir. Plastik geri dönüşüm sektöründeki proseslerde oluşan mikroplastiklerin istemeden de olsa deşarj edildiği ve KOSB merkezi atıksuya karıştığı bilinmektedir [15]. Organize Sanayi Bölgeleri Uygulama Yönetmeliği'ne göre OSB'ler, Belediye tarafından belirlenen kanala deşarj standartlarına uymak zorundadır [16]. Ancak mikroplastiklere yönelik böyle bir standart bulunmadığı için mikroplastik içeren atıksular kanala deşarj edilmekte ve AAT'ye gönderilmektedir. Sonuç olarak, OSB'lerdeki atıksulardaki MP'lerin tespiti, karakterizasyonu ve giderimi ile yapılan çalışma sayısı oldukça azdır.

## 1. BÖLÜM

### GENEL BİLGİLER VE LİTERATÜR ÇALIŞMALARI

#### 1.1. Mikroplastiklerin Oluşumu ve Kaynakları

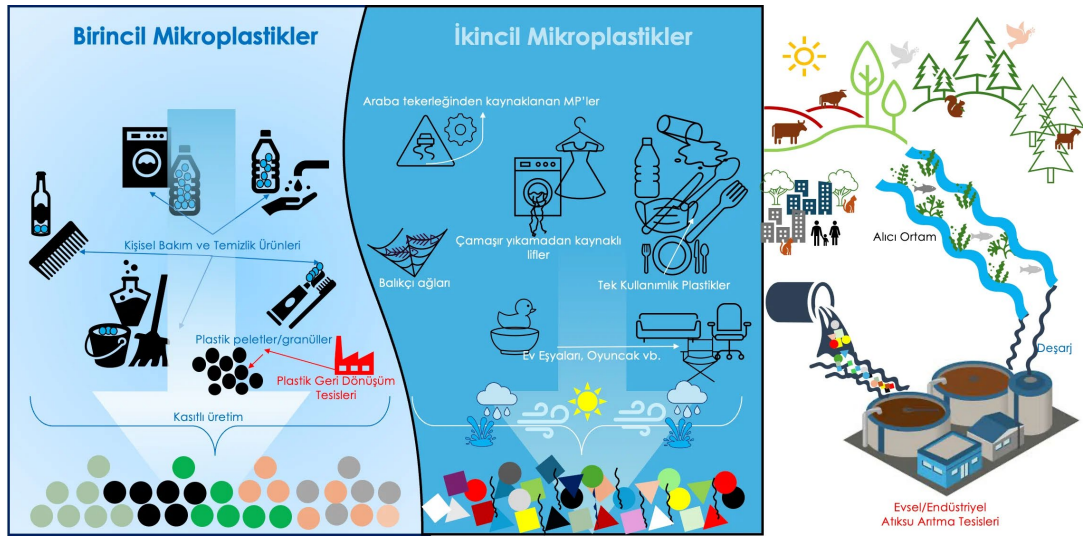
Plastikler, yüksek moleküler kütle ve plastisiteye sahip petrokimyasal kaynaklardan oluşan ve etkinliğini artırmak için birçok başka kimyasal içeren sentetik polimer bileşikleridir [17]. Tüm katkı maddeleri de dahil olmak üzere “doğal kökenli olmayan her polimerik malzeme”, “**Plastik**” olarak kabul edilmektedir [18].

Her yıl 400 milyon tondan fazla plastik üretilmekte ve inşaat, otomobil, elektronik ve tarım olmak üzere tüketici ve endüstriyel faaliyetlerde kullanılmaktadır. Üretilen tüm plastiklerin yaklaşık %36'sı gıda ve içecek kapları için kullanılan tek kullanımlık plastik ürünler de dahil olmak üzere ambalajlarda kullanılmakta ve bunların yaklaşık %85'i düzenli depolama sahalarında veya düzenli yönetilemeyen atıklar olarak çevrede son bulmaktadır [19]. Plastik atıkların uygunsuz bir şekilde çevreye atılması, çevresel koşullara bağlı olarak bu plastik atıkların fiziksel ve kimyasal olarak ayrışmasına neden olmaktadır [20]. Plastik atıkların bozunma süresi çevre, sıcaklık, plastiğe eklenen kimyasal katkı maddeleriyle ilişki gibi faktörlere bağlı olmaktadır. Plastikler, çevrede foto-bozunma, termo-oksidatif bozunma, hidroliz ve biyolojik bozunma gibi mekanizmalar ile ayrışmaya uğrayabilmektedir. İlk olarak güneş ışığıyla foto-bozunma gerçekleşirken ardından termo-oksidatif bozunma başlar ve plastiklerin daha küçük parçacıklara ayrılmasına sebebiyet vermektedir [21]. Bu küçük plastik parçacıklar, organizmalara tarafından metabolize edilerek CO<sub>2</sub> veya polimer zincirlerinde karbon atomlarını biyomoleküllere dönüştürebilmektedir. Fakat bu plastiklerin bozunma süresi yavaş ve uzun zaman süreçlerinde gerçekleşmektedir [21]. 2019-2022 yıllarında Kuzey Avrupa'da, kıyı ve deniz ortamlarında, sık kullanılan tek kullanımlık plastiklerin (TKP)

fiziksel ve kimyasal bozunmasını inceleyen bir araştırmada, TKP'lerin, doğal hava koşullarında fotooksidasyon yoluyla tahmin edilenden daha hızlı bozunmaya uğradığı, denizde ise havadakinden daha yavaş bozulduğu tespit edilmiştir [22].

Avrupa'nın deniz tortularında ve su sütunlarında bulunan çok küçük plastik parçalarının varlığını "*mikroplastikler (MP)*" olarak tanımlayıp kullanan ilk çalışma Thompson, 2004 olmuştur [23]. Mikroplastikler, genellikle 5 mm – 1 µm arasındaki plastik parçacıklar olarak tanımlanmaktadır [24]. Literatürde mikroplastiklerin üst ve alt boyut sınırına ilişkin tartişmalar bulunmaktadır. Parçacık boyutuna bağlı olarak plastik atıkları; makroplastikler (> 25 mm), mezoplastikler (5-25 mm), mikroplastikler (100 nm-5 mm) ve nanoplastikler (<100 nm) olarak tanımlanırken [25] başka bir çalışmada birkaç µm'den 5000 µm'ye (5 mm) kadar değişen boyutlarda deniz suyunda bulunan plastik parçacıklar olarak tanımlanmıştır [26]. Bugüne kadar yapılan tüm araştırmalar göz önüne alındığında, "*mikroplastikleri*" tanımlamak için gerekli tüm kriterleri (boyut, kaynak, fiziksel ve kimyasal özellikler) kapsayan evrensel olarak kabul görmüş bir tanım bulunmamaktadır. Bununla birlikte, yazarların dünya çapında mikroplastikleri, karşılaştırmaya ve izlemeye yönelik standart bir tanımını "düzenli veya düzensiz şekle sahip 1 µm ile 5 mm arasında, birincil veya ikincil MP olarak üretilebilen/oluşan, suda çözünmeyen herhangi bir sentetik katı parçacık veya polimerik matristir" önererek literatüre katkı sağlamıştır [24, 27].

Mikroplastikler, alıcı ortamlarda (su, toprak, hava) birincil ve ikincil mikroplastik olmak üzere iki şekilde bulunmaktadır. Genel olarak, mikroboncuk ve temizlik ürünlerinde aşındırıcı olarak kullanılmak için üretilen mikroplastikler "*birincil mikroplastikler*" olarak adlandırılırken; güneş işığı, rüzgâr, su ve diğer çevresel stres faktörlere maruz kalarak daha büyük plastik atıkların (plastik poşetler, balık ağları) parçalanmasından dolayı oluşan küçük parçacıklar da "*ikincil mikroplastikler*" olarak adlandırılmaktadır (Şekil 1) [24, 28, 29]. şu anda, birincil mikroplastiklerin mikroskobik boyutta üretildiği evrensel olarak kabul edilmektedir ve bu da kasıtlı üretimi vurgulamaktadır. İkincil mikroplastikler ise büyük plastik parçaların fiziksel, kimyasal ve/veya biyolojik süreçlerle küçük parçacıklara ayrıldıktan sonra oluştuğu genel olarak kabul edilmektedir [30].



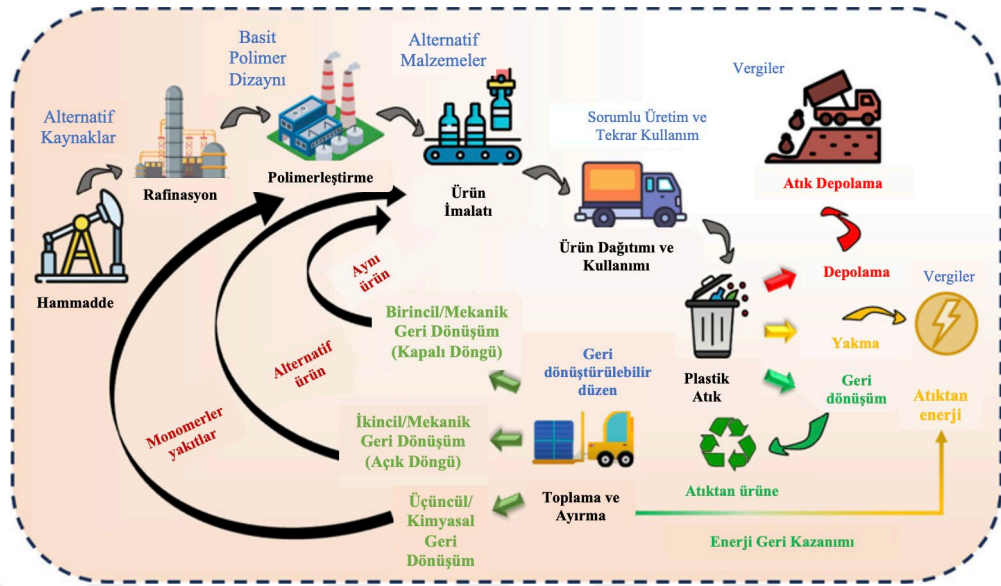
Şekil 1. Birincil ve ikincil mikroplastiklerin oluşumu

### 1.1.1. Plastik Atıkların Geri Dönüşüm Mekanizmaları ve Plastik Geri Dönüşüm Tesisleri

Atılan plastiklerin tam ömrü, malzemenin kimyasal yapısına, bulunduğu ortamın özelliklerine ve ayrıca “bozunmanın” nasıl tanımlandığına veya ölçüldüğüne bağlı olarak değişmektedir [31]. Bununla birlikte kullanım ömrünü tamamlayan plastikler, çevreye veya depolama sahasına atılarak, enerji geri kazanımı için yakılarak veya geri dönüştürülerek üç şekilde son bulmaktadır.

Plastik geri dönüşümü aşaması, birincil, ikincil, üçüncül ve dördüncül geri dönüşüm olmak 4 farklı şekilde yapılmaktadır (Şekil 2) [32]. Birincil ve ikincil geri dönüşüm, atık plastiklerin hammaddeye eşdeğerde veya daha düşük değerinde geri dönüştürüldüğü mekanik geri dönüşümünü temsil etmektedir. Üçüncül geri dönüşüm, atık polimerlerden kimyasal bileşenleri geri kazanma süreçleri anlamına gelirken, dördüncül geri dönüşümde ise atık plastikler enerji üretmek için kullanılmaktadır.





Şekil 2. Plastik yaşam döngüsünü (siyah), farklı plastik atık işleme yöntemlerini (çöp sahası, yakma ve geri dönüşüm), geri dönüşüm yaklaşımlarını (yeşil) ve sürdürülebilirliğe ulaşmak için çözümlerini (mavi) gösteren akım şeması

Plastik atıkların geri dönüşümünde, mekanik geri dönüşüm en yaygın yöntem olarak kullanılmaktadır. Mekanik geri dönüşümde öğütme, yıkama, ayırma, kurutma, granüle dönüştürme ve bileşik hazırlama gibi işlemler uygulanmaktadır. Öncelikle plastik atıklar renk veya malzeme türüne göre ayrılmakta, ayrılan büyük parça plastikler küçük parçalara parçalanmakta, küçük parçacıklar yıkanıp kurutulmakta ve bu plastik parçacıklar eritilerek pelet/granül olarak işlenmektedir [33]. **Birincil ve ikincil geri dönüşüm** olarak adlandırılan ve plastik endüstrisi tarafından üretim tesislerinde uzun zamandır uygulanan bu şirket içi kapalı devre geri dönüşüm ekonomik olarak büyük bir önem taşımaktadır. Kapalı devre geri dönüşümü, özellikle tüketici öncesi üretim atıklarının önemini vurgulayan yüksek kaliteli atık girdilerine bağlı olarak değişmektedir. Açık devre geri dönüşümünde ise orijinal malzemeye kıyasla farklı işlevleri yerine getiren ürünler üretilerek alternatif pazarlara gönderilmektedir [34]. Geri dönüştürülmüş poşetler/torbaların, enerji üretiminde kullanılan jeneratörlerin [35] ve yalıtım malzemesi [36], çimento, tuğla, kiremit, kaldırım ve asfalt gibi yapı malzemelerinde kullanılmaktadır [37, 38]. **Üçüncül veya kimyasal geri dönüşüm uygulamaları**, piroliz ve gazlaştırma yoluyla monomerleri ve hidrokarbon ürünlerini depolimerize etme ve geri kazanma tekniklerini kullanmaktadır. Kimyasal geri dönüşüm, karışık plastik atıkların işlenmesinde verimlilik göstermekte; ancak, enerji talepleri ve yoğun reaksiyon koşullarıyla nedeniyle sınırlı kullanılmaktadır. **Dördüncül geri dönüşüm yaklaşımı** ise

özellikle karışık plastik atıkları depolama sahalarına yönlendirmek yerine yakma yoluyla (termal bertaraf) enerji geri kazanımı sağlamakta fakat yakma fırınının tasarımına ve işletimine bağlı olarak çevreye ve sağlığa olumsuz etkileri oluşabilmektedir. 2015 yılı itibarıyla yaklaşık 6300 milyon ton plastik atık üretilmiş, bunların yaklaşık %9'u geri dönüştürülmüş, %12'si yakılmış ve %79'u depolama sahalarına veya doğal çevreye atılmıştır [39]. 2015 yılındaki bu geri dönüşüm oranı, 2022 yılında değişmemiş (%9) fakat mekanik ve kimyasal geri dönüşümlerden oluşan plastik atık miktarı 6 kat artarak yaklaşık 36 milyon tona ulaşmıştır [1].

Son zamanlarda plastik geri dönüşüm tesislerinde yapılan karakterizasyon çalışmaları, plastik geri dönüşüm endüstrisinin, MP kirliliğinin başlıca kaynağı olabileceğini vurgulamaktadır. Plastik geri dönüşüm tesislerinde yapılan araştırmalar, tesis içi proseslerdeki atıksularda [40], tesis içi MP kaçışını engellemek için kullanılan filtrasyon öncesi ve sonrasındaki atıksularda [41], geri dönüşüm sonrası deşarj edilen çıkış suyundaki kaçan MP miktarını [40, 41, 42, 43, 44] ve hatta tesise uzak bölgelerdeki MP kirliliğini inceleyerek [45] potansiyel MP sorununu ortaya koymuştur (Tablo 1). 2023 yılında yapılan bir çalışma da ise bir PGDT'de parçalama işlemi sırasında mikroplastiklerin üretim oranlarını ve bu üretim oranlarını etkileyen faktörleri incelenmiştir. Bu çalışmadaki sonuçlar, plastik geri dönüşüm sektörünün operasyonel süreçleri boyunca büyük miktarda mikroplastik üretiminin gerçekleştiğini ve atıksu ve çamurdan uzaklaştırılması ve üretimini azaltmaya yönelik önlemler dikkate alınmazsa, bunun önemli bir mikroplastik kirliliği kaynağı olabileceğini belirtmektedir [46].

Tablo 1. PGDT’lerde yapılan MP karakterizasyon çalışmaları

Numune Alma Noktası	g MP/L	MP adet/L	Kaynak
EPW 1 <sup>a</sup>	3,4	$2,0 \times 10^5$	[40]
EPW 2 <sup>c</sup>	0,014	$1,1 \times 10^2$	
PBW 1 <sup>a</sup>	0,17	$3,0 \times 10^3$	
PBW 2 <sup>c</sup>	0,59	$2,0 \times 10^4$	
HPW 1 <sup>a</sup>	0,026	$4,3 \times 10^2$	
HPW 2 <sup>c</sup>	0,017	$1,8 \times 10^2$	
PRF 1 <sup>d</sup>	21.241	$4,93 \times 10^5 - 9,55 \times 10^6$	[41]
PRF 2 <sup>c</sup>	5.958	$2,17 \times 10^2 - 1,01 \times 10^6$	
PBW 1 <sup>a</sup>	0,0108	96	[42]
PBW1 <sup>b</sup>	0,023	967	
PBW 2 <sup>a</sup>	0,0838	201	
PBW2 <sup>b</sup>	0,238	2.269	
PBW 3 <sup>a</sup>	0,0081	110	
PBW3 <sup>b</sup>	1.836	24.798	
PRF1 <sup>c</sup>	14,34	2.695	[43]
PRF2 <sup>c</sup>	19,34		
PRF3 <sup>c</sup>	14,52		
PRF1 <sup>c</sup>	-	$5,55 \times 10^8$	[44]

**EPW:** Elektronik plastik atık, **PBW:** Pet Şişe Atık, **HPW:** Evsel kaynaklı plastik atık, **PRF:** Plastik geri dönüşüm tesisi (PGDT), **a:** PGDT çıkış suyu, **b:** Atıksu, **c:** Deşarj kanalı, **d:** Filtrasyon öncesi, **e:** Filtrasyon sonrası.

### 1.1.2. Atıksu Arıtma Tesislerindeki MP’lerin Kaynağı, Akıbeti ve Giderimi

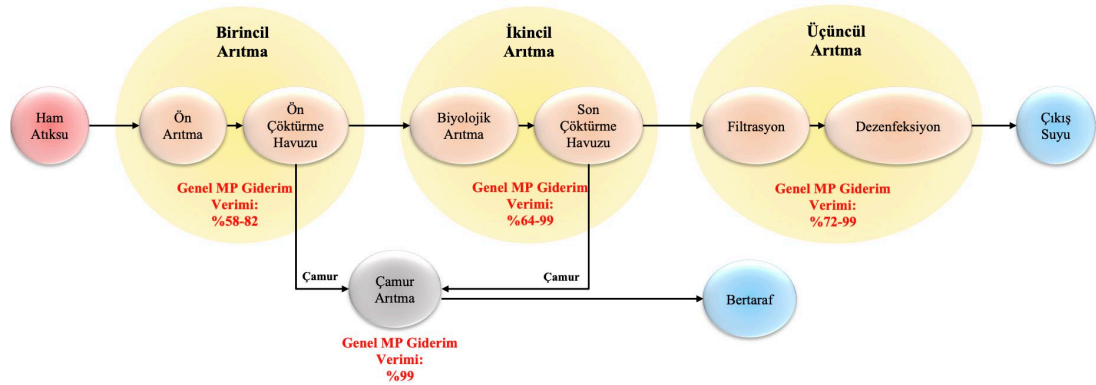
Atıksu arıtma tesislerinin evsel ve endüstriyel atıksular (Tablo 2), yağmur suyu [47] ve sızıntı suyu [48] gibi kaynaklardan gelen plastik parçacıkların kümülatif yüklenerek alıcı ortam haline geldiği ve plastik parçacıkların etkili bir şekilde giderilememesi nedeniyle alıcı ortama MP salan başka bir kaynak olarak belirtilmektedir [49].

AAT’lerdeki prosesler, atıksu karakterizasyonuna göre ön arıtım (kaba ızgara, ince ızgara, kum tutucu, dengeleme), birincil (ön çöktürme), ikincil (biyolojik arıtma) ve üçüncül/ileri arıtma (granüler filtrasyon, membran prosesler, kimyasal oksidasyon, adsorpsiyon, iyon değişimi, elektrokoagülasyon) sistemleri seçilerek tasarlanmaktadır [50]. Atıksu arıtımının ön arıtma aşamaları (eleme, kum tutucular, yüzdürme vb.), tesis arızasına neden olabilecek kum, gres, çubuk, tahta parçaları ve paçavralar gibi büyük atık bileşenlerini gidermek için kullanılan fiziksel yöntemleri içermektedir. Birincil arıtma işlemin temel amacı, çökeltilen organik ve inorganik katıları çöktürme yoluyla ve yüzen maddeleri sıyırma yoluyla, ikincil arıtma işlemi ise suda kalan organik ve askıda katı maddeleri aerobik ve anaerobik biyolojik yöntemler yoluyla uzaklaştırmaktadır. Üçüncül arıtma ise, atıksu özellikleri, mevcut koşullarla uyumluluk, yeniden kullanım

uygulaması türü, geri kazanılan su kalite hedefi, işletme, bakım, enerji ve kimyasal gereksinimler gibi faktörleri dikkate alınarak yapılmaktadır [51].

Atıksuda bulunan MP miktarındaki farklılıklar, hizmet verilen nüfus, atıksu kaynakları (evsel veya endüstriyel), ekonomi ve yaşam tarzı gibi çeşitli faktörlerle ilişki olmaktadır [52]. AAT'lerdeki MP'lerin karakterizasyonu ve giderimi ise boyut, şekil, yoğunluk ve arıtma proseslerine bağlı olarak değişmektedir [7]. Düşük yoğunluklu PP ve PE ile orta yoğunluklu mikroplastiklerden polistiren (PS), atıksu üzerinde yüzer şekilde veya atıksu sütununda asılı olarak kalmaktadır [53]. PET gibi orta veya yüksek yoğunluklu mikroplastikler ise askıda katı maddelerin tutulması ile birincil ve/veya ikincil çamurda birikerek uzaklaştırılmaktadır. Çamura çöken mikroplastikler, özellikle düşük yoğunluklu olanlar, türbülanslı karıştırma sırasında atıksu sütununda veya yüzeyinde yeniden askıda kalabilmekte; fakat tekrar proses döngüsüne girerek giderilmektedir [53,54].

Yapılan çalışmalarda, AAT'lerdeki mikroplastiklerin, birincil (%58-82) ve ikincil arıtma (%64-99) prosesleri ile etkili bir şekilde arıtıldığı ancak giderilemeyen mikroplastiklerin alıcı ortama deşarj edildiği tespit edilmiştir (Şekil 3) [55-57]. Birincil arıtmada 1000 µm'den büyük MP'ler sudan etkili bir şekilde uzaklaştırılmaktadır [58]. Bununla birlikte, fiziksel kuvvetler (su türbülansı veya kum aşındırma) nedeniyle büyük MP'ler parçalanabilmekte ve oluşan küçük MP'ler ikincil arıtmaya geçmektedir [58,59]. İspanya'da ikincil arıtma ünitelerine sahip olan bir AAT'nin ön ve son çöktürme çıkış sularında sırasıyla %54 ve %48 oranında küçük boyutlu MP'lerin (25-104 µm) bulunduğu belirtilmiş fakat daha büyük (5-1 mm) mikroplastiklerin nasıl giderildiği ve AAT'deki ön arıtma üniteleri konusunda bilgiler verilmemiştir [60]. İkincil arıtma ile üçüncül arıtma kullanılan çalışmalarda %72-99 arasında etkili bir giderim elde edilse de numune alma veya prostedeki farklılıklar çıkış suyundaki MP miktarını etkilemektedir [61-66]. Üçüncül arıtma olarak yer çekimi ile çalışan filtreler kullanılan çalışmada çıkış suyunda parçacık veya lif şeklinde MP bulunmadığı belirtilirken [61], kum filtresi ve anaerobik membran biyoreaktörü (AnMBR) kullanılan bir çalışma %97 ve %99 giderim verimleri elde edilmesine rağmen kum filtresi (%79 lif) ve AnMBR (%83) çıkış suyunda, aktif çamur prosesinden (%44 lif) daha fazla lif şeklinde MP bulunduğu tespit edilmiştir [62].



Şekil 3. Geleneksel bir AAT’de bulunan arıtma proseslerindeki MP’lerin genel giderim verimleri

Literatürde AAT’de yapılan MP karakterizasyon çalışmaları fazla olsa da atıksu özelliklerindeki ve numune alımındaki farklılıklar, farklı sonuçların ortaya çıkmasını ve karşılaştırılmasını zorlaştırmaktadır. Ülkemizde bulunan AAT’lerde MP karakterizasyonu yapılan çalışmalar Tablo 2’de verilmiştir. Bu çalışmalardan 7 tanesi sadece evsel nitelikli, 6 tanesi hem evsel hem endüstriyel nitelikli ve 2 tanesi sadece endüstriyel nitelikli (sadece tekstil) AAT’den alınan numunelerle yapılmıştır. Adana’da bulunan Seyhan ve Yüreğir AAT’de tekstil, otomotiv, ambalaj ve gıda üretim tesisleri [58], Gebze AAT’de ahşap, plastik üretimi, ambalaj, gıda, kimyasal ve boya üretimi, paslanmaz çelik ve alüminyum üretim tesisleri [77], Denizli AAT’de endüstriyel atıksu oranı (%2) az olsa da tekstil, mineral işleme ve araba yıkama [78], Ankara’da 2 tane OSB AAT’de ve OSB içindeki tekstil, gıda, metal ve boya endüstrisi tesis içi AAT’lerinden [79] ve Bursa’daki Yeşil Çevre OSB AAT’deki atıksularda karakterizasyon çalışması yapılmıştır [80]. Sadece tekstil endüstrisi atıksuyu arıtan tesis içi AAT’lerde yapılan çalışmalar bulunmaktadır [69, 74].

Tablo 2. Ülkemizde evsel ve endüstriyel nitelikli atıksularda yapılan MP karakterizasyon çalışmaları

Aritma Tesisi	Boyut Aralığı (µm)	Giriş Kons. (MP adet/L)	Çıkış Kons. (MP adet/L)	Giderim (%)	Günlük deşarj (MP/gün)	Kaynak
Seyhan AAT <sup>a</sup>	55	26,5±3,2	6,9±0,8	73	-	[58]
Yüreğir AAT <sup>a</sup>		23,4±4,1	4,1±0,3	79		
Bursa Doğu AAT <sup>a</sup>	300, 500, 1000, 5000	3.140	220	93	-	[67]
Karaman AAT <sup>a</sup>	50, 100, 500, 5000	301	91	60-76	474-822x10 <sup>6</sup>	[68]
Tekstil Endüstrisi Atıksuyu <sup>b</sup>	20, 500, 1000, 5000	56	5	91	-	[69]
Yozgat AAT <sup>a</sup>	61,328, 500	53,9	1,9	97	4,96x10 <sup>6</sup>	[70]
Karaduvar AAT <sup>c</sup>	26	3,1	1,6	48	240 x 10 <sup>6</sup>	[71]
Tarsus AAT <sup>a</sup>		2,6	0,7	73	30,1 x 10 <sup>6</sup>	
Silifke AAT <sup>a</sup>		1,5	0,6	60	7,2 x 10 <sup>6</sup>	
İstanbul AAT <sup>c</sup>	250, 500, 1000, 2000	73	5	85-93	2,934 x 10 <sup>6</sup>	[72]
Bursa AAT <sup>a</sup>	300,500, 1000,3000, 5000	135,3	8,5	94	5,25x10 <sup>8</sup>	[73]
Tekstil AAT <sup>d</sup>	0,7	893-4.452	310-2.404	38-65	-	[74]
Gemlik AAT <sup>a</sup>	300,500,1000, 3000,5000	107,1±40,2	4,1±1,1	96	7,48x10 <sup>7</sup>	[75]
8 adet AAT <sup>c</sup> (Karadeniz)	45	76,25±49,2	20,5±21,5	-	2,26x10 <sup>13</sup>	[76]
7 adet AAT <sup>a</sup> (Marmara)						
Gebze AAT <sup>a</sup>	50	70,1±28,6	7,1±1,7	89-91	1022,6x10 <sup>6</sup>	[77]
Denizli AAT <sup>a</sup>	100	4.800	140	>95	1,28x10 <sup>10</sup>	[78]
OSB A AAT	38, 425, 1000, 5000	-	121	91	-	[79]
OSB B AAT <sup>a</sup>		101	9			
Yeşil Çevre AAT <sup>a</sup>	300,500,1000, 3000,5000	161,3±74,9	16,9±6,2	90	1,35x10 <sup>9</sup>	[80]

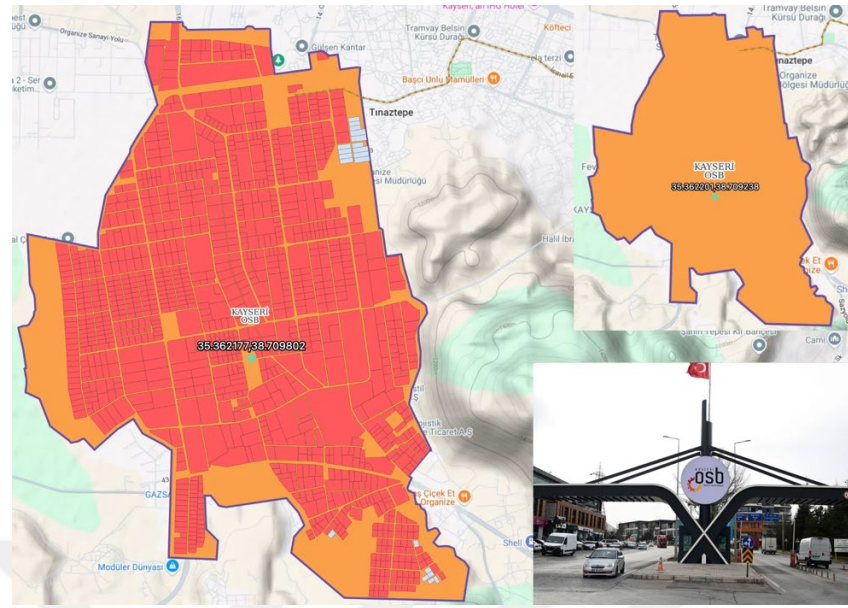
a: Birincil ve ikincil arıtma, b: Paket atıksu arıtma, c: Birincil, ikincil ve üçüncül arıtma, d: Tesis içi fizikokimyasal arıtma, e: Birincil arıtma.

### 1.1.3. Organize Sanayi Bölgeleri ve Mikroplastik Sorunu

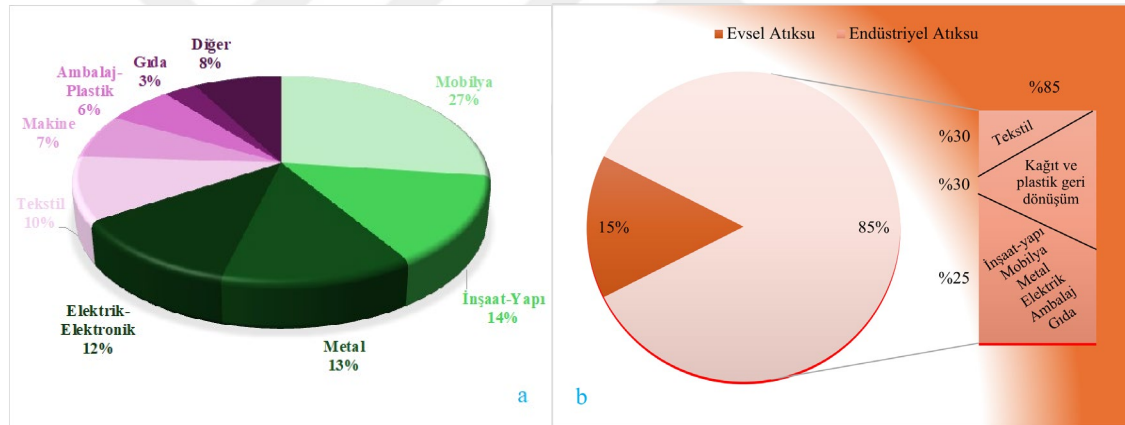
Endüstriyel park (industrial park) veya Organize Sanayi Bölgeleri (OSB-organized industrial zone), kapsamlı bir plana göre yollar, ulaşım ve kamu hizmetleri, ortak tesislerin kurulduğu, bir grup üretici tarafından kullanılmak üzere geliştirilen ve parsellere bölünen arazi parçalarından oluşmaktadır. Bu terim, serbest ticaret bölgeleri (Free Trade Zone, FTZ), ihracat işleme bölgeleri (Export Processing Zone, EPZ), özel ekonomik bölgeler (Special Economic Zones, SEZ), yüksek teknoloji bölgeleri (High-Tech Parks, HTP) vb. gibi çeşitli sanayi parklarını kapsamaktadır [81].

19. yüzyılın sonlarında sanayinin belirli bir plan dahilinde yerleştirilmesi ve geliştirilmesinin önemine bağlı olarak dünyada ilk OSB uygulaması örneğinin İngiltere'de, daha sonra başta Amerika Birleşik Devletleri olmak üzere diğer gelişmiş ülkelerde geçilmiştir. İlk uygulamalar özel firmaların kâr elde etme amacı için tasarlanırken, İkinci Dünya Savaşıyla birlikte başlayan dönemde OSB'ler bir devlet yatırımı olarak uygulanmaya başlamış ve az gelişmiş ülkelerde küçük ve orta ölçekli işletmelerin geliştirilmesi amacıyla hizmet eder bir biçimde düzenlenmiştir. Ülkemizde ise sanayinin geliştirilmesi amacıyla uygulamaya konulan pek çok teşvik tedbirlerinden biri olan OSB uygulamalarına, ilk olarak 1962 yılında Bursa'da bir OSB kurulmasıyla başlanmıştır [82]. Organize sanayi bölgeleri üst kuruluşu (OSBÜK) verilerine göre şu an Türkiye'de faaliyet olan toplam 400 adet OSB bulunmaktadır. İlgili konularda geniş mevzuata (kanun, yönetmelik, genelgeler vb.) sahip olan OSB'lerde çevre yönetimi konusunda 7 adet yönetmelik uygulanmaktadır [83].

Kayseri ilinde 3 adet (Kayseri, İncesu ve Mimarsinan) sicil almış OSB bulunmaktadır. Kayseri'nin en büyük OSB'si, Kayseri Organize Sanayi Bölgesi 1976 yılında 1.047 hektar alanda kurulmuş, 1980 yılında faaliyete geçmiştir [84]. KOSB'de, faaliyette olan 1170 fabrika ve 70 bin çalışan istihdam edilmektedir [85] (Şekil 4). Mobilya-ahşap ürünler (27%), inşaat yapı malzemeleri (%10-15), metal ürünler (%13), elektrik-elektronik (%12), tekstil (%10), makine (%7), ambalaj-plastik (%6), gıda (%3) ve diğer sektörler (%8-boya-kimya-temizlik ürünleri, ev eşyaları-elektrikli ev aletleri, kağıt-baskı-reklam, otomotiv yan sanayi) gibi çeşitli sektörlerle sahip olan karma bir OSB'dir [14, 86] (Şekil 5-a). Kayseri OSB'de toplam 122 adet ambalaj ve plastik sektörü firması ve 17 adet geri dönüşüm firması bulunmaktadır [87]. Ancak, atıksu oluşturma oranları sektörlerle göre farklılık göstermektedir. Kayseri OSB'de faaliyet gösteren tüm işletmelerin evsel ve endüstriyel nitelikli atıksuları, merkezi bir atıksu arıtma tesisinde toplanmakta ve ileri biyolojik arıtma sistemi (A<sup>2</sup>/O) ile arıtılmaktadır. Atıksu oluşturma oranlarına göre tekstil (%30) ve geri dönüşüm (%30) sektörü atıksuyun çoğunluğunu oluşturmakta olup MP kirliliği açısından tehdit oluşturmaktadır [14] (Şekil 5-b).



Şekil 4. Kayseri OSB'nin konumu



Şekil 5. a) KOSB sektörel dağılımı, b) KOSB sektörlere göre atıksu dağılımı

Dünyanın en büyük petrokimya endüstri bölgesi olan Suudi Arabistan'daki El-Cübeyl [88] ve yüksek endüstriyel faaliyetin ve havzada plastik ürün üreticileri bulunduğu Humber Körfezi'nde (Ontario, Kanada) endüstriyel kaynaklı MP'ler tespit edilmiştir [89]. Endüstriyel alanların çevresindeki MP sorunun yanı sıra, OSB'lerde bulunan sektörlerden kaynaklı MP sorunun belirtildiği çalışmalar da bulunmaktadır [15, 79, 80, 90, 91]. MP sorununu çözmek için ne Dünya'da ne de Türkiye'de MP sorunu ile ilgili bir hukuken yaptırım uygulayabilecek yasal bir düzenleme bulunmamaktadır.



#### 1.1.4. Uluslararası Yasal Çerçeve Görüşmeleri

Mart 2022'de Birleşmiş Milletler (BM) Çevre Meclisi'nin beşinci oturumunda, deniz ortamı da dahil olmak üzere plastik kirliliği konusunda uluslararası hukuken bağlayıcı tarihi bir karar kabul edilmiştir. BM Çevre Programı İcra Direktörü, plastiğin üretimi, tasarımı ve bertarafı da dahil olmak üzere tüm yaşam döngüsünü ele alan kapsamlı bir yaklaşıma dayalı "aracı" geliştirmek üzere Hükümetler arası Müzakere Komitesinin (INC) toplanmasını talep ederek müzakere süreçlerini başlatmıştır [92].

Küresel Plastik Anlaşması (*Global Plastic Treaty*), şu anda yaklaşık 175 ülke tarafından, üretimden bertarafa kadar malzemenin yaşam döngüsünün her aşamasında plastik kirliliğini sona erdirmek için müzakere edilen uluslararası bir anlaşmadır. Bu anlaşma, ilgili her ülkenin plastik kirliliğinden kaynaklanan zararları azaltmanın ve kademeli durdurmanın bir yolunu bulmasına yardımcı olmak için tasarlanmıştır. Her ülke, ihtiyaçlarına en uygun plastik azaltma çabalarını desteklemek için Küresel Plastik Anlaşması'nı kullanabilirken aynı zamanda, üzerinde çalışabileceği standart bir küresel çerçeve oluşturarak koordineli ve etkili bir çalışmayı hedeflemektedir [93].

Karar alındığından bu yana müzakereler, Uruguay (28 Kasım-2 Aralık 2022), Fransa (29 Mayıs-2 Haziran 2023), Kenya (13-19 Kasım 2023), Kanada da (23-29 Nisan 2024) olmak üzere 4 kez yapılmış ve 5. Müzakere Güney Kore'de 25 Kasım-1 Aralık 2024 tarihlerinde gerçekleşmiştir. Delegeler, uzun saatler süren zorlu müzakereler sonucunda plastik kirliliği ile ilgili yeni bir anlaşma (*zero draft-sıfır taslak*) üzerinde uzlaşmadıkları için oturumu askıya alıp 2025'te yeniden toplanmaya karar vermişlerdir [94].

## 1.2. Mikroplastik Analiz Yöntemleri

Numune alma prosedürleri numune türlerine (atıksu, atık çamur, deniz suyu, sediment, sahil kumu, toprak, biyota) göre farklılıklar göstermektedir. Çevredeki MP'lerin tanımlanması ve miktarının belirlenmesinde ilk kritik adım temsili örneklerin toplanmasıdır [95].

Atıksu arıtma tesislerindeki örnekleme prosedürleri, ayırma adımıyla (filtrasyonla birleştirilmiş pompalama, yüzey filtrasyonu ve otomatik örnekleme) veya numune kaplarında toplanarak diğer prosedürler için laboratuvarlara götürülmektir. Bununla birlikte toplanan numuneler organik ve inorganik madde içerebileceğinden, plastik parçacıkları bu karışımdan ayırmak için; yoğunluk ayrımı, filtrasyon ve oksidasyon işlemleri uygulanmaktadır [96]. Yoğunluk ayrımında, MP'ler genellikle tuz çözeltisi (NaCl, NaI, ZnCl<sub>2</sub>, SPT) ilavesiyle oluşan yoğunluk farkı yardımıyla yüzdürülme veya çöktürülme yoluyla safsızlıklardan ayrılır [97]. Genellikle ucuz ve çevre dostu olduğu için NaCl (1,2 g/cm<sup>3</sup>) kullanılmakta fakat bazı polimerlerin yoğunluğu fazla olduğu için yoğunluğu fazla olan NaI (1,6-1,8 g/cm<sup>3</sup>) ve ZnCl<sub>2</sub> (1,5-1,7 g/cm<sup>3</sup>) çözeltileri de kullanılabilir [98]. Yoğunluk ayırma işleminden sonra üst fazı süzmek 0,4–2,5 µm gözenek boyutuna sahip filtreler (cam elyaf, selüloz nitrat, nitroselüloz ve polikarbonat) kullanılarak filtrasyon işlemi uygulanmaktadır [96, 99]. Numuneden ayrılan MP'ler, daha sonra yapılacak olan spektroskopik analizde girişim yapabilecek organik maddeler içerebileceğinden bir ön arıtım işlemi (asidik ve alkali çözeltiler ile hidroliz, peroksit ve fenton oksidasyonu ve enzimatik arıtım) uygulanmaktadır [96]. Atıksu numunelerindeki organik maddeleri gidermek için hidrojen peroksit (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) uygulanmaktadır fakat zaman alan (7 gün) bir işlem olduğu için genelde Fe<sup>+2</sup> tuzu katalizör olarak kullanılmaktadır. Daha sonra numune 60-70 °C'de tüm organik maddeler oksitleninceye kadar ısıtılmaktadır [100]. Yapılan bu işlemlerin sırası ve kullanılacak kimyasal türü, kullanılan numuneye bağlı olarak değişmektedir.

MP'lerin analizi, fiziksel karakterizasyon ve kimyasal karakterizasyon olmak üzere iki şekilde sınıflandırılmaktadır. Fiziksel karakterizasyon temel olarak MP'lerin boyut dağılımını karakterize etmenin yanı sıra şekil, renk gibi diğer fiziksel parametreleri değerlendirmeyi ifade etmektedir. Öte yandan, kimyasal karakterizasyon esas olarak MP'lerin bileşimini araştırmak için uygulanan yöntemlerdir. *Fiziksel karakterizasyon* için üç boyutlu mikroskoplar (diseksiyon mikroskop, ışık mikroskop, floresan mikroskop, taramalı elektron mikroskobu (SEM) vb.) en yaygın olarak kullanılan cihazlardır. Boyutu ölçmek, morfolojiyi karakterize etmek (film, sert veya yumuşak parçacık, boncuk, köpük vb. özellikleri atamak) ve MP'lerin sayısını saymak için doğrudan kullanılmaktadır. Bununla birlikte, optik mikroskopun nispeten düşük büyütme faktörü nedeniyle boyut sınırlı olduğundan ve sonuç büyük ölçüde araştırmacıya bağlı olduğundan, MP'lerin

görsel olarak tanımlanmasında sapmalar olabilmektedir. Bu yüzden mikroskobik analizi doğrulamak ve daha hassas analizler için ek olarak kimyasal yöntemler kullanılmaktadır. *Kimyasal karakterizasyon yöntemleri*, spektroskopik (fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi (FT-IR) ve Raman) ve termal yöntemleri (Pyr-GC-MS, TED-GC-MS) içermektedir [29]. Piroliz-gaz kromatografisi kütle spektrometresi (Pyr-GC-MS) ve termal desorpsiyon-gaz kromatografisi kütle spektrometresi (TED-GC-MS), termal bozunma ürünlerini analiz ederek polimerin yapısal bilgilerini elde etmek için kullanılmaktadır. Ancak, GC-MS tabanlı yöntemler tahribatlıdır; numunelere dönülemez zararlar verir ve karmaşık ekipman/operasyon gerektirmektedir [101]. Bu yöntemler arasında, spektroskopik teknikler, çevresel numunelerdeki mikroplastikleri analiz etmek için kullanılan en yaygın yöntemlerdir.

FT-IR tekniğinde, mikroplastik parçacık kızılötesi radyasyona maruz bırakılmakta ve karakteristik pik noktalarının atomlar arasındaki belirli kimyasal bağlara karşılık geldiği bir spektrum elde edilmektedir. Elde edilen spektrum, referans spektrum arşivi ile karşılaştırılarak numune bileşimini tanımlamak için kullanılmaktadır [102]. Bilinmeyen parçacıkları tanımlamak için, veri tabanı arama Öklit uzaklığı veya Pearson korelasyonu kullanarak bilinmeyen spektrum ile referans kütüphanesindeki her spektrum arasında bir karşılaştırma yaparak bir endeks verir. Bu endeks, eşleşme kalitesi veya tanımlama oranı (identification ratio veya hit quality (HQ)) olarak ifade edilmekte, bilinmeyen parçacığın, her referans spektrumuyla ne oranda eşleştirildiğini göstermektedir [95]. FT-IR taraması için yansıma, iletim ve zayıflatılmış toplam yansıma (ATR) modları mevcuttur. Belirli bir kalınlığa sahip MP'lerin iletim modunda, düz yüzeyli MP'ler için yansıtma, düzensiz MP parçacıkları için ATR-FT-IR kullanılmaktadır. Mikro-FT-IR ise yüksek mekân çözünürlüğü ile iletim veya yansıtma modu kullanılarak MP parçacıklarını (10-20  $\mu\text{m}$ ) doğrudan membran filtre (alüminyum oksit veya silikon) üzerinde analiz etme şansı sunmaktadır [103].

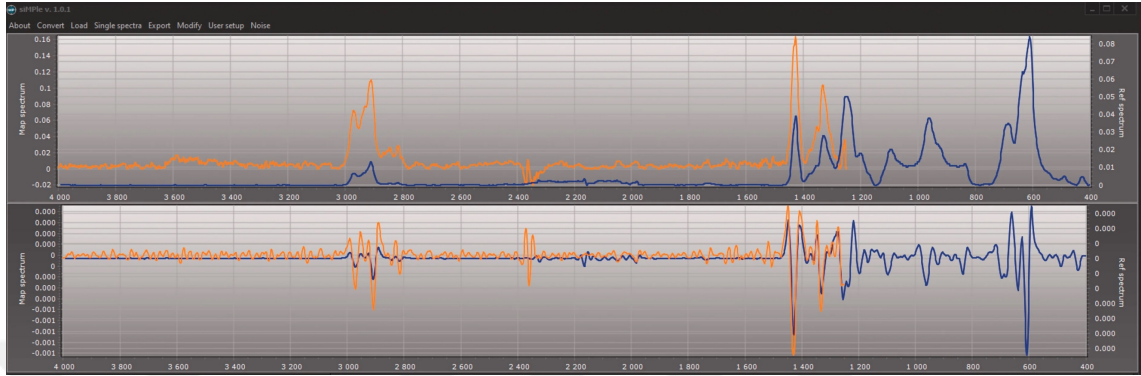
Raman spektroskopisi ise, ışığın esnek olmayan saçılımına dayanan bir titreşim spektroskopisi tekniğidir. Titreşim spektrumu şeklinde, bir sistemin moleküler titreşimleri hakkında bilgi sağlamakta ve numunede bulunan bileşenlerin tanımlanmasına izin vermektedir [102]. İşletimsel olarak, FT-IR spektroskopisi IR ışığının yüzeye çarpması/yansıma şeklinde kullanılırken, Raman spektroskopisi tek dalga boyuna sahip bir ışın uygular ve bu enerji bir spektrum oluşturmadan önce numune tarafından emilir

[104]. FT-IR ile karşılaştırıldığında, Raman teknikleri daha iyi konumsal çözünürlük (1 µm'ye kadar) göstermektedir. Ancak Raman spektroskopisi, numunelerdeki mikrobiyolojik, organik veya inorganik maddelerden kaynaklanan floresan girişimine yatkındır. Bu nedenle, Raman analizinden önce istenmeyen numune modifikasyonlarından kaçınmak için numunelerin saflaştırılması dikkatli bir şekilde yapılmalıdır [102].

Spektroskopik ölçümler yapılırken ve spektrumları yorumlarken bazı zorluklar yaşanmaktadır. Yukarıda bahsedilen ön işlemlerle MP'ler temizlenerek mikroskobik ve spektroskopik analizlere tabi tutulmaktadır. Seçilen filtre kâğıdı, FT-IR ve Raman aşaması da düşünülerek seçilmeli, arka plan girişimi az olan her iki yöntemde de silikon filtre [95], alüminyum oksit [105] veya alüminyum folyo [106] kullanılması önerilmektedir. Bir diğer zorluk ise, numune hazırlama, kimyasal aşınma ve doğal bozunma sırasında spektral değişimlerin olması ve bunun üzerine yapılan araştırma eksikliğidir. Önceki çalışmalar, ultraviyole radyasyonun, termal oksidasyonun ve nemin oksidasyon reaksiyonları yoluyla MP'lerin kimyasal yapısını değiştirebileceğini göstermiştir [26]. Ancak, bu süreçler sırasında spektral değişimler tam olarak anlaşılmamış ve bu değişimleri izlemenin ve tahmin etmenin zor olduğu vurgulanmıştır. Bir diğer önemli zorluk, genellikle parçacığın spektrumunu özel yapım ve/veya ticari kütüphanelerin spektrumuyla karşılaştırmayı içeren, kütüphane eşleştirme yazılımının kullanılmasıdır. Bu, FT-IR veya Raman spektroskopisinin donanımlı bir operatörü gerektirmeden yapılmasını sağlayan basit bir işlemdir. Fakat, aynı zamanda ihmal edilmemesi gereken birkaç dezavantajı bulunmaktadır. Başarılı eşleştirmenin olasılığı büyük ölçüde spektral kütüphanenin kapsamlılığına ve eşleştirme algoritmasına bağlı olmaktadır çünkü ticari ve özel yapım kütüphaneler çevresel bozulmaya maruz kalmamış polimer spektrumları içermektedir. Ayrıca, plastiklerin moleküler özelliklerine bağlı olarak çeşitli spektral özellikler verebilmektedir. Örneğin, kristal ve amorf PE malzemeler farklı spektral özellikler göstermektedir [95].

Yukarıda sayılan zorluklar hesaba katılarak geniş spektrumlu polimer kütüphanesi gerekliliği göz önüne alınarak ücretsiz açık yazılımlı polimer kütüphaneleri geliştirilmiştir. Tek bir kütüphane yerine birden fazla üreticinin FT-IR sistemlerindeki (Bruker Hyperion 3000, Agilent Cary 620/670, PerkinElmer Spotlight 400 ve Thermo Fischer Scientific Nicolet iN10) kütüphane sonucu ile karşılaştırabilmek için **siMPle** adlı

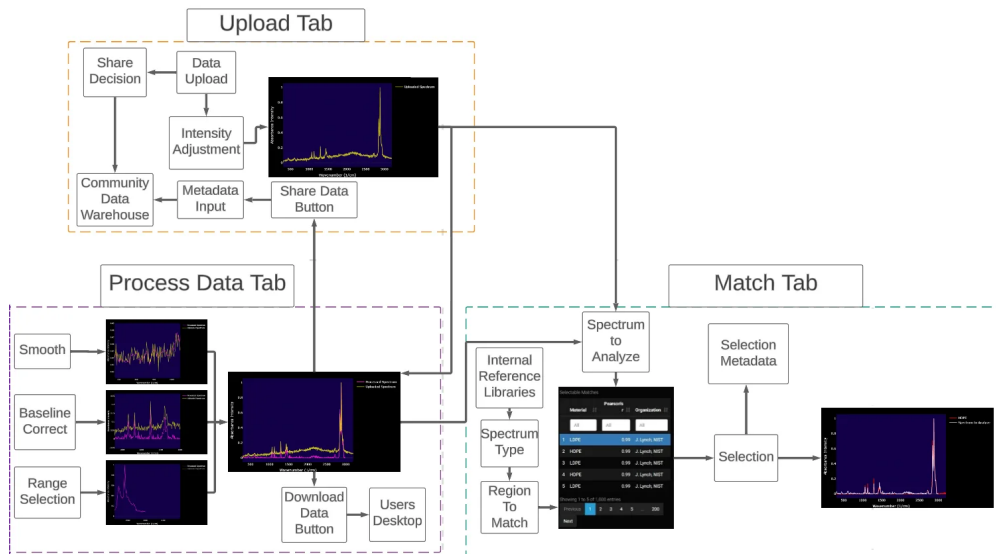
ücretsiz bir yazılım aracı geliştirilmiştir [107]. Bu yazılım, farklı üreticilerin FT-IR sistemlerindeki polimer bilgileri ile MP'nin hızlı ve uyumlu bir şekilde analiz edilmesini sağlamaktadır (Şekil 6).



Şekil 6. PVC olarak atanmış bir spektrumun (turuncu), siMPLe'in yüklenmiş bir referans spektrumu (mavi) ile eşleştirildiği yazılım kullanıcı arayüzü

### 1.2.1. OpenSpecy Spektrum Analiz Yazılımı

Zengin spektrumlu polimer kütüphanesine sahip yazılımlardan biri de **OpenSpecy**'dir (<https://openanalysis.org/openspecy/#>). Bu yazılım, cihaz kütüphanelerinin yetersiz ve maliyetli olmasından dolayı geliştirilmiştir. Eşleşmelerdeki ve doğruluk oranlarındaki eksikliğin spektral kütüphanelerde bulunmayan kirlenici olarak analiz edilen MP çeşitliliğinden kaynaklandığı ve bundan dolayı kolay, uygulanabilir ve ücretsiz bir yazılım olan OpenSpecy çözüm olarak sunmuşlardır (Şekil 7) [108].



Şekil 7. Open Specy'deki özellikler ve veri işleme akışı diyagramı

OpenSpecy, kullanıcıların spektrumlarını görüntülemelerine, işlemelerine, bir topluluk kütüphanesiyle tanımlamalarına ve paylaşımlarına olanak tanımaktadır (Şekil 8). Kullanıcılar, öncelikle spektrum datalarını csv formatında siteye yüklemektedirler (1). Aynı zamanda, veri dosyasını yüklemeyen önce, veri paylaşma modu (*share your data*) seçeneğini kullanarak isteğe bağlı olarak spektrum datalarını paylaşabilmektedirler. Veri dosyası yüklendikten 30-40 sn sonra spektrum otomatik olarak çizilmektedir (2). Dosya yüklenirken ön işlemler (*pre-processing*) butonu açık olduğu için bazı özellikler daha spektrum üzerinde değişiklik yapmadan uygulanarak çizilmektedir (2-3). Daha sonra tanımlama (4) butonuna tıklayarak kütüphanelerde bulunan spektrumlar eşleşme yapılmakta; polimer türü ve Pearson korelasyon katsayısı gibi bilgiler spektrumun penceresinin alt kısmında verilmektedir (5). Kullanıcılar, tekrar ön işlem yaparak (6) dalga boyu aralığı belirleme, bazı dalga boyu aralığındaki girişimleri ve referans çizgisi düzeltme gibi işlemleri (*Savitzky-Golay filtresi*) ve (*IModPolyFit*) yardımıyla spektrumunu işleyerek spektrumunu iyileştirebilmektedir. Bundan dolayı, şekilde görüldüğü gibi PE olarak tespit edilen MP spektrumuna düzeltmeler yapılarak Pearson korelasyon katsayısının %93'ten, %97'ye çıktığı sonuç elde edilmiştir. Son olarak, yüklenen veri dosyası ve çizilen spektrum, pencerenin sağ köşesindeki kutudan seçilerek tekrar indirilebilmektedir. Araştırmacılar, en iyi eşleşmelerin %60 (Pearson korelasyon katsayısının) altında olduğunda yanlış ön işleme, düşük kaliteli spektrumlar veya şu anda referans kütüphanesinde bulunmayan bir malzeme türünün sonucu olduğundan şüphelenilerek hareket edilmesi gerektiğini bildirmişlerdir [108].



Şekil 8. OpenSpecy spektrum karşılaştırılması: Beyaz spektrum: Bu çalışmada analiz edilen MP spektrumu, Kırmızı spektrum: OpenSpecy kütüphanedeki eşleşen spektrum

### 1.3. Mikroplastik Arıtma Yöntemleri

AAT'ler, su ortamına giren ve sonuç olarak hem insanlar hem de ekosistem için tehdit oluşturan önemli bir mikroplastik kaynağı olarak kabul edilmektedir [7]. 1.1.2 başlığında ele alındığı üzere konvansiyonel atıksu arıtma tesislerinde bulunan proseslerde MP giderimi %58-99 arasında değişmektedir. Çalışmalar sonucunda MP'lerin AAT'de davranışları incelenmiş ve bu soruna uygun arıtma yöntemleri kullanılmaya başlanmıştır. Özellikle son yıllarda MP'lerin giderim sorununu çözme amacıyla konvansiyonel atıksu arıtma teknolojilerinin yanı sıra alternatif atıksu arıtma teknolojileri (üçüncül arıtma prosesleri) kullanılmaktadır. Bu prosesler; filtrasyon prosesleri (granüler filtrasyon ve membran filtrasyon), ayırma prosesleri (yağlı film, yoğunluk, manyetik vb.), koagülasyon, adsorpsiyon, yüzdürme (çözünmüş havalı yüzdürme, köpük yüzdürme) ve ileri oksidasyon prosesleridir [6, 7].

Yapılan bir araştırma kapsamında 2015-2020 yılları arasında MP gideriminde yapılan çalışmalar arasında membran proseslerin kullanımının %13 oranında olduğu saptanmıştır. Bu oranın %8'ini membran ile ayırma kalan %5'ini ise MBR olarak sınıflandırmışlardır [9]. Mikroplastik gideriminde, MF, UF, NF, RO, DM ve MBR prosesleri kullanılmaktadır [109]. Membran prosesler ile ilgili yapılan çalışmalar, AAT'lerde bulunan proseslerde (Bknz 1.1.2) veya pilot çalışma olarak sahada veya laboratuvarında test edilmiştir (Tablo 3). Referans gösterilen çalışmalarda, kullanılan membran prosesler aynı olsa da giderim verimleri mikroplastiklerin özellikleri ve atıksu özelliklerine bağlı olarak değişebilmekte ve uygulanan metodolojilerde bulunan farklılıklar çalışmaları karşılaştırmayı engellemektedir. Bu çalışmalar araştırılırken özellikle [9] çalışması örnek alınarak 2020-2024 yılları arasındaki membran proseslerle (DM ve gravity-driven membrane (GDM) hariç) MP giderim verimi hem genel hem de tez çalışması özelinde AAT ve PGDT'ler dikkate alınarak araştırılmıştır. Bu çalışmalarda gerçek atıksularda bulunan polimer türleri dikkate alınarak sentetik atıksular hazırlanarak yapılmış; sadece beş çalışmada [116, 117, 118, 119 ve 121] gerçek atıksu kullanarak üçüncül arıtma (pilot tesisi) olarak kullanılmıştır. MF, UF ve RO gibi membran proseslerinde kullanılan membran türlerinin por çapları 0,01-5 µm arasında değiştiği ve MP'lerin boyutları (1-5000 µm) bu boyut aralığından daha büyük olduğu için yüksek giderim verimleri elde edildiği belirtilmiştir.



Tablo 3. Membran prosesler ile atıksularda (sentetik, AAT, PGDT vb.) yapılan MP giderim çalışmaları

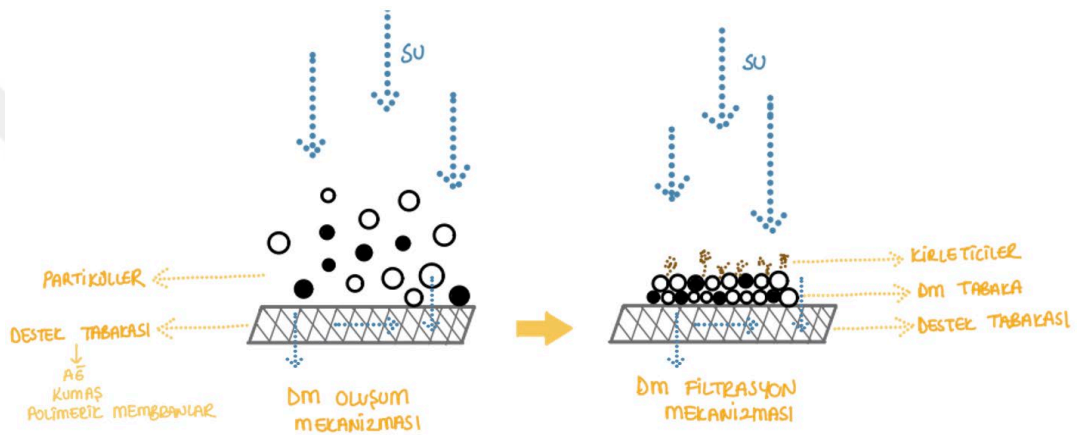
Atıksu Türü	MP boyutu ( $\mu\text{m}$ )	Membran Türü-İşletim	Giderim Verimi (%)	Kaynaklar
Kirli yüzey suyu +(PVC)	<5	<b>MF: 0,1 <math>\mu\text{m}</math> -MBR</b>	-	[110]
Sentetik atıksu+(PA+PS)	20-300	<b>MF: 5 <math>\mu\text{m}</math> (PC, CA, PTFE)</b>	99,6 (PA) 95,7 (PS)	[111]
Sentetik atıksu +(PE+PVC+PES)	0,74, 1,14, 1,88	<b>MF: 0,1 <math>\mu\text{m}</math> UF: 100 kDa</b>	91 96	[112]
Sentetik atıksu+(PE+PVC)	150-250	<b>MF: 0,22 <math>\mu\text{m}</math> (PVDF)</b>	100	[113]
Evsel AAT çıkış suyu + PE çözeltisi	10	<b>MF: 0,2 <math>\mu\text{m}</math> UF: 0,03 <math>\mu\text{m}</math> (PVDF)</b>	91-98 95-99	[114]
Evsel AAT çıkış suyu+PP	500	<b>Aerobik MBR (PVDF)</b>	100	[115]
Evsel AAT + pilot UF	500-5000	<b>UF: 0,1 <math>\mu\text{m}</math> (PES/PVP)</b>	78.7 96.9	[116]
Evsel AAT + Pilot MBR	100-5000	<b>UF: 0,02-0,04 <math>\mu\text{m}</math> MBR (PVDF)</b>	99	[117]
PGDT atıksuyu (PET +HDPE)	25-500	<b>UF: 0,02-<math>\mu\text{m}</math>-hollow fiber</b>	100	[118]
AAT çıkış suyu	17-427	<b>MF: 0,14, 0,4, 0,8 <math>\mu\text{m}</math> (seramik)</b>	96	[119]
Deniz suyu+ (LDPE+PET+uPVC)	221-509 79-161 43-159	<b>MF: 0,22 <math>\mu\text{m}</math> (PTFE)</b>	99	[120]
Endüstriyel AAT	100-150	<b>MF+RO<sub>1</sub>+RO<sub>2</sub></b>	80-100	[121]
PGDT soğutma suyu	10-5000	Pamuk kumaş Naylon ağ Paslanmaz çelik ağ	1-85	[122]
Sentetik atıksu+(PS)	1-5	<b>MF: 0,45 <math>\mu\text{m}</math> MF: 5 <math>\mu\text{m}</math></b>	99 40-95	[123]
Hastane çamaşırhane atıksuyu	50-1000	<b><sup>1</sup>MF (SiC): 0,35 <math>\mu\text{m}</math> <sup>1</sup>UF (ZrO<sub>2</sub>): 0.005 <math>\mu\text{m}</math> <sup>2</sup>UF (Ce-Y-ZrO<sub>2</sub>/TiO<sub>2</sub>): 0.36 <math>\mu\text{m}</math></b>	<sup>1</sup> 96 <sup>2</sup> 99	[124]

PC: polikarbonat, CA: selüloz asetat, PTFE: politetrafloroetilen, PVDF: polivinilidin florür, PES: polisülfon, HDPE: yüksek yoğunluklu polietilen, SiC: Silisyum karbür, ZrO<sub>2</sub>: Zirkonyum dioksit, 1: ön arıtma, 2: fotokatalitik membran reaktör.

### 1.3.1. Dinamik Membran ve Yerçekimi Etkisi ile Çalışan Membran Filtrasyon Prosesi

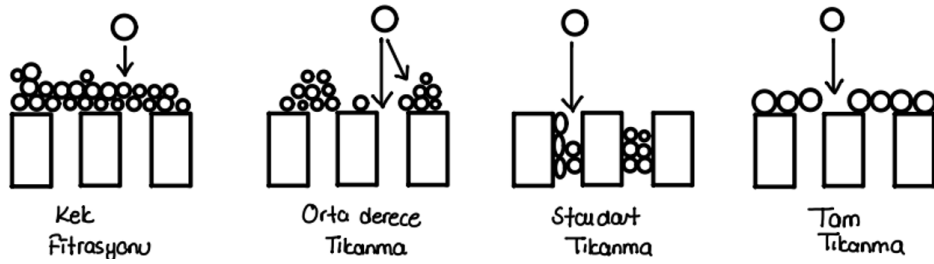
**Dinamik Membran (DM)**, askıda katı maddelerin veya kolloidlerin birikerek destekleyici bir membran üzerinde ikincil bir membran/bariyer görevi gören bir kek tabakasının oluşumuna dayanmaktadır [125]. Bu kek tabakasının destek malzemesinin üzerinde oluşması, biriktirilen tabakanın “gerçek membran” veya destek malzemesinden sonra “ikincil membran” olarak kirleticilerin uzaklaştırılmasında ana bariyer görevi

görmektedir (Şekil 9). DM genellikle büyük gözenek boyutuna (10-500  $\mu\text{m}$ ) sahip bir destek tabakası üzerinde oluşturulmaktadır. Büyük gözenek boyutlarına sahip malzemeler genellikle geleneksel membranlardan daha ucuzdur. Mevcut DM araştırmalarında MF, UF ve RO membranlar, ağ (plastik, paslanmaz çelik vb.), dokuma veya dokuma olmayan kumaş yaygın olarak kullanılmaktadır. DM prosesinde, geleneksel membranlara (MF, UF vb.) kıyasla daha düşük maliyetli malzemeler kullanılması, itici güç olarak yerçekimini kullanması ve enerji gereksiniminin düşük olması gibi avantajları ile son yıllarda tercih edilen bir arıtma sistemi olmuştur [9, 126].



Şekil 9. DM oluşum ve filtrasyon mekanizması

DM oluşumu, birçok fizikokimyasal ve mikrobiyolojik mekanizma içeren karmaşık bir süreçtir. Bu oluşum, Hermia tarafından normal akımlı filtrasyon için geliştirilen dört klasik filtrasyon modeli ile açıklanmıştır [127] (Şekil 10). Kek filtrasyonu (*cake filtration*), membran gözenek boyutundan daha büyük parçacıkların membran yüzeyine birikmesi, tam tıkanma (*complete blocking*) ise partiküllerin tek bir katmanda membran gözeneklerini tıkanması durumudur. Orta derece tıkanma (*intermediate blocking*), tam tıkanma modeline benzer, ancak parçacıklar üst üste birikebilirken, standart tıkanma (*standart blocking*), membran gözenek boyutundan daha küçük parçacıkların gözenek kanallarında birikerek gözenekleri küçültmesidir [128].

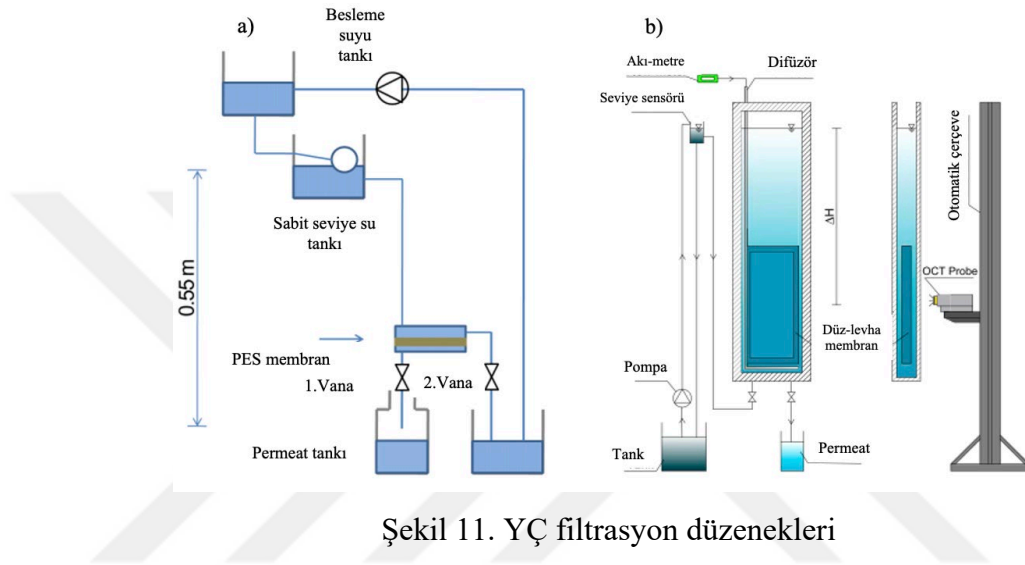


Şekil 10. Membran tıkanma yasaları

DM'ler önceden kaplanmış (*pre-coated/pre-deposited dynamic membrane-P-DM*) veya kendiliğinden oluşan (*self-forming dynamic membrane-SFDM*) DM'ler olmak üzere iki şekilde sınıflandırılmaktadır. PDM, belirli parçacıklar (metal oksitler, nanopartiküller, aktif karbon ve toprak bazlı bileşikler vb.) veya kolloidler içeren çözeltilerin filtrelenmesiyle destekleyici membran üzerinde oluşturulurken, kendiliğinden oluşan DM, atıksudaki biyokütle ve askıda katı madde (AKM) birikmesiyle oluşmaktadır [129, 130]. SFDM'nin DM bileşenleri, jel tabakası ve kek tabakasından oluşmaktadır. Jel tabakası doğrudan destek malzemesine bağlıdır ve esas olarak hücre dışı polimerik maddelerden (EPS) ve çözünülebilir mikrobiyal ürünlerden (SMP) oluşmaktadır. Jel tabakası, membran geçirgenliğinin anahtarıdır ve kek tabakası birikimi için bir substrat sağlar ve stabilize edildikten sonra, kek tabakası oluşumu gerçekleşir. SFDM'lerin oluşması ve geçirgenlik seviyesinin stabil olması zaman alırken, PDM'ler için oluşum süresi ve geçirgenlik seviyesi anında oluşmaktadır [129].

**Yerçekimi etkisi ile çalışan membran filtrasyon sistemi (YÇ; Gravity-driven membrane, GDM, GD veya GD-MBR)**, batık ya da harici MBR konfigürasyonlarından geliştirilmiş; düşük enerji gereksinimleri nedeniyle su arıtımı için sürdürülebilir bir alternatif olarak önerilen filtrasyon sistemidir. Başlangıçta, içme suyu arıtımı için kullanılırken daha sonra yağmur suyu, seyreltilmiş atıksu, gri su arıtımı ve deniz suyu için ön arıtma gibi farklı su türlerinin arıtılması için tasarlanarak kullanılmıştır. Arıtılan suyun türünden bağımsız olarak, YÇ sistemleri farklı membran türleri (MF, UF ve DM) ve proses konfigürasyonları (hollow fiber veya düz levha membran modülleri) ile çalıştırılmaktadır [131, 132, 133] (Şekil 11). Basit işletim, düşük enerji tüketimi ve genel olarak düşük maliyet avantajlarına sahiptir, çünkü esas olarak sabit akışı yerçekimi ile gerçekleştirilmekte ve basınç ya da vakum pompası kullanılmamaktadır [134]. YÇ çalışmalarında, 40-100 cm arasındaki su yükseklikleri kullanılarak sistem

çalıştırılmaktadır [135]. YÇ filtrasyonunda yüksek giderim verimleri membran üzerinde oluşan biyofilm tabakasıyla sağlanmaktadır. Başlangıçta akı yüksek olsa da zamanla akı sabit bir ivmede çalışmaktadır. YÇ filtrasyon sisteminin DM filtrasyonundan en büyük farkı membran por çapıdır. YÇ'lerde membran gözenek çapı nanometre boyutlarındayken, dinamik membranlarda mikrometre hatta milimetre boyutlarındadır [134, 136].



Şekil 11. YÇ filtrasyon düzenekleri

### 1.3.1.1. DM ve YÇ Filtrasyon ile Yapılan MP Giderim Çalışmaları

DM ve YÇ, sentetik ve gerçek atıksuyun (evsel-endüstriyel atıksular, deniz suyu, içme suyu), aerobik/anaerobik vb. koşullarda işletildiği membran proseslerden biridir [125, 129, 132, 137]. Mikro-parçacıklarla oluşturulan DM'nin sentetik atıksu arıtımında kullanılabilmesine yönelik sadece bir çalışma bulunmaktadır [13]. Söz edilen bu çalışmada, sürekli filtrasyon akısı ile çalışan laboratuvar ölçekli DM sistemi kurularak sentetik atıksuda mikro-partikül ile kirletici giderimi amaçlanmıştır. Transmembran basıncı (TMP), filtrasyon direnci, çıkış suyu bulanıklığı ve DM oluşumu filtrasyon sırasında gözlemlenmiştir. Giriş suyunun bulanıklığı yaklaşık 195 NTU iken 20 dakikalık filtrasyondan sonra <1 NTU olarak tespit edilmiştir. Bu sonuç, DM filtrasyonunun; filtrasyon direncini ve TMP'yi artırdığını ve mikro-parçacık içeren bir atıksuyun, DM oluşturarak arıtılmasına katkı sunduğunu göstermiştir. Çalışmadan görüleceği üzere mikro-parçacık içeren sentetik atıksu ile DM oluşumu gerçekleşmiş, MP içeren gerçek atıksu kullanılmamıştır.

Literatürde YÇ ile MP giderimini inceleyen iki çalışma bulunmaktadır [138, 139]. Hibrit koagülant kullanılarak önceden pıhtılaştırılmış YÇ sisteminin MP'leri giderme performansı ve koagülant performansı incelenmiştir. Hibrit koagülant ve PES düz plaka membran (150 kDa) kullanılan YÇ sisteminde 5 µm PS boncukları içeren sentetik atıksu %93,4 oranında giderilmiştir. Ayrıca MP'lerin, oluşan tabakanın porozitesini düşürerek 6 µm'den daha küçük partiküllerin tutulmasına ve akı düşüşüne neden olduğu belirtilmiştir [138]. İkinci çalışmada ise, gerçek AAT son çöktürme çıkış suyu ve laboratuvar ölçekli YÇ ile dokuma kumaş (çap: 0,1 m) kullanılarak MP giderimi çalışılmıştır. Yüksek akı (550.000 L/m<sup>2</sup>.sa.bar) ve geçirgenlik gösteren YÇ sisteminde toplam AKM'nin etkili bir şekilde giderildiği belirtilmiştir. Pilot ölçekli deneylerde, 300 µm'den büyük MP'lerin tamamının ve son çöktürme çıkış suyundaki 10-300 µm arası küçük boyutlu MP'lerin %96'nın üzerinde gideriminin sağlandığı tespit edilmiştir [139].

Son olarak literatürde YÇ ve DM'nin birlikte çalışıldığı sadece bir çalışma bulunmaktadır ve bu çalışmada gerçek evsel atıksu arıtımı için granüler aktif karbonla oluşturulan ve 20 cm su yüksekliğine sahip bir dinamik membran biyoreaktör (DMBR) sistemi kullanılmıştır. Kontrol ve koagülant ile oluşturulan DM tabakası karşılaştırıldığında, koagülant kullanılan DMBR sisteminde filtrasyon performansı ve etkili bir giderim verimi elde edildiği belirtilmiştir [140].

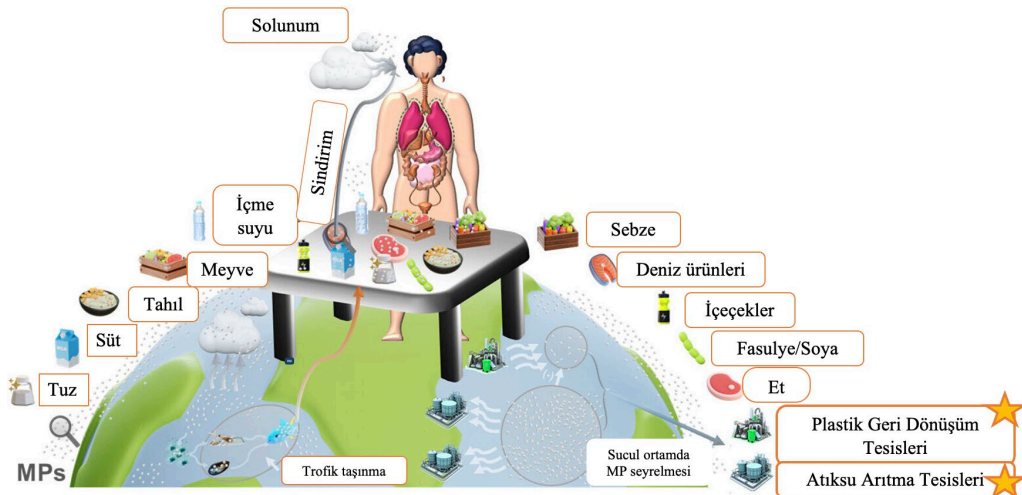
Bu tez çalışmasında hem PGDT hem de AAT'den alınacak olan gerçek atıksular ile çalışılmış ve bu atıksuların yenilikçi bir membran sistemde (YÇ+DM) ve farklı elek boyutlarındaki destek tabakalarıyla arıtma performansı incelenmiştir. Bu çalışma ile gerçek endüstriyel atıksularda MP gideriminde YÇ ve DM sistemi ilk kez birlikte kullanılmıştır.

#### **1.4. Mikroplastiklerin Canlılar Üzerindeki Etkileri**

Plastiklerin çevreye atılması, çeşitli etkiler (UV ışığı, mekanik stres, termal maruziyet, mikrobiyal aktivite) yoluyla aşınmaya, eskimeye ve MP'lere dönüşmekte ve sonunda su/atıksu döngüsüne girmektedirler [141] (Şekil 1). Aşınmış MP'ler üretilirken esneklik/sertlik vb. özellikleri kazandırma için kullanılan katkı maddelerinin salınması [142], toksik metalleri, kalıcı organik kirleticileri (persistent organic pollutants-POP),

ilaçları ve kişisel bakım ürünlerini yüzeylerine adsorbe etme ve bu kirlilikleri taşıma özelliği nedeniyle canlılar için bir tehdit oluşturmaktadır [143]. Yoğunluklarına bağlı olarak su kütlelerinin yüzeyinde, dibinde veya su kolonunda asılı olarak birikmektedirler. Biriken MP'ler tortularda depolanmakta ve asılı kalan parçacıklar ise, sucul ortamdaki canlılar tarafından potansiyel besin kaynağı olarak görülüp yutulabilmekte ve birikme eğilimi göstermektedir [8].

MP kirliliğinin sucul ortamlarda (göl, nehir, deniz ve okyanus) artması, su akıntılarında ve sürüklenmelerinden etkilenerek belirli alanlarda birikerek sucul ve komşu ortamlara yönelik ekotoksikolojik riskleri artırmaktadır [144]. MP'lerin sucul ekosistemdeki canlıların üzerinde neden olduğu olumsuz etkilere dair kapsamlı araştırmalar yapılmıştır [145]. Balık türleri (japon balığı, sazan vd.), istiridye, midye gibi türler üzerinde DNA hasarı, oksidatif stres, bağırsak hasarı, büyümeye toksik etki, metabolizma değişimi, bağırsak mikrobiyotanın değişim ve bağışıklık bozukluğu gibi etkileri belirtilmiştir. MP'lerin taşınımı sadece sucul ekosistemlerde kalmayıp karasal ekosistemlerde bulunan canlılar üzerinde de toksik etkileri bulunmaktadır. Sadece PS'den oluşan MP'lerin farelerin böbrek yapısı ve işlevi üzerindeki etkileri araştırılmıştır [146]. Farelerin sekiz hafta boyunca MP içeren içme suyuyla beslenmesi böbrek yapısını ve filtrasyon işlevini değiştirdiğini ve mitokondriyal işlevsel genlerin MP maruziyetine karşı hassas olduğunu belirtilmiştir. Başka bir çalışmada, PS'den oluşan MP (10 ve 100 µm) ve NP'lerin (100 nm) solucanların metal alımı üzerindeki etkisini gözlemlemek için yapılmıştır. MP'lerin metal birikimini artırarak solucanların bağışıklık ve metabolik sistemlerinde hasarlara yol açtığı tespit edilmiştir [147].



Şekil 12. MP'lerin çevresel döngülerde taşınımı

İnsan ve hayvan sağlığı üzerinde çeşitli toksik etkiler oluşturabilen MP'ler, insan tüketimine yönelik gıda maddeleri de dahil olmak üzere deniz ekosistemini ve gıda zincirini tehdit etmektedir (Şekil 12). İnsan vücuduna soluma (hava), yutma (içme suyu, gıda) ve dermal (kozmetik ürünleri) yollarla girebilmekte ve potansiyel olarak insan sağlığına olumsuz etkilere neden olabilmektedir [144]. Yapılan çalışmalarda, insanlar tarafından tüketilen ürünlerde (tuz, midye, konserve balık, yosun vb.) PP, PS, PA 66, Naylon 6.6, PE, poliolefin ve poliakronitril (PAN) türü MP'ler tespit edilmiştir [148, 149, 150, 151]. Ayrıca, en sık tüketilen sebze ve meyvelerdeki MP'lerin sayısı ve boyutuna (<10 µm) bakılmış, günlük alım miktarları hesaplanarak yetişkinlerde ve çocuklardaki MP maruziyeti hesaplanmıştır [152]. En fazla MP miktarı meyvelerden elma, sebzelerden havuçta bulunmuştur. En küçük MP boyutu 1,51 µm ile havuçlarda bulunurken, en büyük MP boyutu olan 2,52 µm ile marulda tespit edilmiştir. Bulunan MP miktarları ile yetişkin ve çocukların günlük alım miktarları hesaplanmış, çocukların elma ( $1,41 \times 10^6$ ) ve havuç ( $1,15 \times 10^5$ ) beslenmesi ile daha fazla MP'ye maruz kalabileceği tespit edilmiştir. Bundan dolayı, MP'lerin çevremizden yediğimiz yemeğe ve içtiğimiz suya kadar tespiti, insan vücuduna ne etkiler yapabileceği düşüncelerini akla getirmiş ve olası toksik etkilerini araştırmak için yapılan çalışmalar hız kazanmaya başlamıştır.

MP'lere maruz kalmanın bağırsakta hasara ve iltihaplanmaya, ayrıca bağırsak hücrelerinin tahrip olmasına, mukus tabakasının azalmasına, mikrobiyal bozukluklara ve bağışıklık hücresi toksisitesine neden olabileceğini gösterebilen çalışmalar bulunmaktadır [153]. 33-65 yaş aralığında bulunan 8 sağlıklı insandan alınan dışkı örneklerinin hepsinde 50-500 µm aralığında toplam 20 adet MP [154], 11 yetişkin insandan alınan kolon örneklerinin hepsinde kişi başı ortalama 331 adet MP tespit edilmiştir [155]. İnsan plasentasında MP'lerle ilgili yapılan bir çalışmada sorunsuz gebelik geçiren altı hastadan plasenta örnekleri alınarak analiz edilmiştir. Sonuçlarda, 4 insan plasentasında toplam 12 adet MP tespit edilirken [156], başka bir çalışmada sezaryen doğum sırasında plasenta ve mekonyumdan (bebeğin ilk dışkısı) alınan numunelerde 50 µm'den büyük MP'ler incelenmiş ve PE, PP, PS ve poliüretan (PUR) türlerinde MP'ler tespit edilmiştir [157]. Başka yapılan bir çalışmada, hasta kanında ve kanserli dokularda (rahim ağzı kanseri) 13 farklı MP (PE, PP vd.) tespit edilmiş; vücuttaki MP miktarının yaş ve vücut kitle endeksi ile doğru orantılı olduğu tespit edilmiştir. Kan örneklerinde, kanserli dokulardan daha fazla polimer türü ve miktarı

bulunduğu belirtilmiştir [158]. Son olarak, 26 kadavradan alınan mide örneklerinde ortalama 97 adet MP tespit edilmiş ve kişi başına ortalama düşen MP miktarının  $9,4 \pm 10,4$  parçacık olduğu belirtilmiştir. Yapılan diğer çalışmalara göre hesaplanan günlük alım miktarları (günde 32,2 adet parçacık) az olduğu belirtilse de böyle yapılan çalışmaların aslında bir ön çalışma niteliğinde olduğu toksikoloji çalışmalarında veriler sağlayabileceği belirtilmiştir [159].

Yukarıdaki bahsedilen çalışmalarda MP'lerin canlılar üzerinde toksik etkileri bulunduğu görülmektedir. MP'lerin analizinden arıtma yöntemlerine, çevredeki salınımdan canlılara ulaşması ve üzerine olan etkisini ve riskleri değerlendirmek için geniş çerçeveli bir risk analizi değerlendirmesine ihtiyaç duyulduğu görülmektedir [160, 161]. MP'lerin potansiyel etkileri hakkında daha net bir fikir edinmek için "ekotoksikolojik risk değerlendirmesi çerçevesi" sunularak daha geniş bir çerçevede ekosisteme olan etkisini değerlendirmek için yapılan çalışmalar bulunmaktadır [160, 162, 163]. Genel toksikolojik analizlerde kullanılan potansiyel ekolojik risk indeksi (PERI), polimer risk indeksi (PHI), kirletici yük indeksi (PLI), temiz kıyı indeksi (CCI), çevresel tahmini konsantrasyon (PEC) gibi parametreler veya risk analizi yazılımları (EPI Suite, Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (US EPA)) kullanılarak MP'lerin risk analizi çerçeveleri daha geniş bir açıdan değerlendirilmektedir [164, 165, 166, 167]. Yapılan risk analizi çerçeveleri ile standart bir yöntem arayışına girilse de diğer alanlarda (MP analiz ve arıtma) olduğu gibi bu alanda henüz standart bir risk analizi çerçevesi oluşturulamamıştır.

### **1.5. Araştırmanın Amacı**

Mikroplastiklerin sucul ortamdan giderimi için literatürde mevcut tesislerde karakterizasyon çalışmaları yapılmış olup birçok klasik ve ileri arıtma yönteminde MP giderimi incelenmiştir. Literatürde yer alan MP karakterizasyon ve giderim çalışmaları incelendiğinde, özellikle Türkiye'deki OSB'lerde MP karakterizasyon çalışmalarının yapılmasına ihtiyaç duyulduğu görülmüştür. Ülkemizde endüstriyel nitelikli atıksularda yapılan MP karakterizasyonu çalışması oldukça az, özellikle OSB'de bulunan AAT'lerde yapılan sadece iki MP karakterizasyon çalışması bulunmaktadır [79, 80]. Bu tez çalışması ile ilk kez Kayseri OSB'deki bulunan PGDT'ler ve AAT atıksularında MP karakterizasyon çalışmaları yapılmıştır. OSB'lerde bulunan MP sorununa değinmek



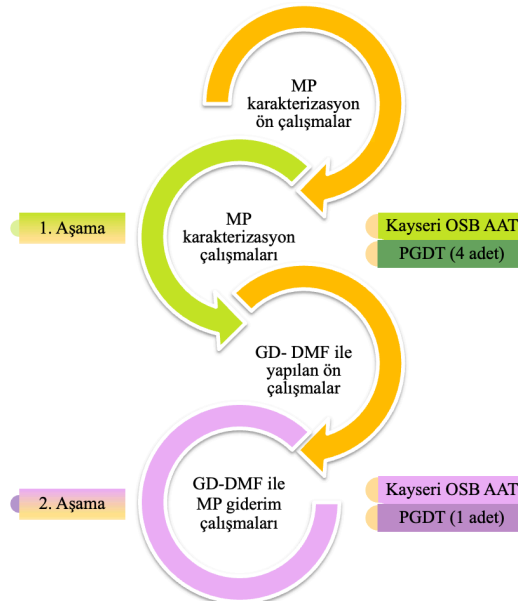
amacıyla Kayseri OSB’de MP oluşumuna neden olan sektörlerden PGDT’leri ve bu sektörler nedeniyle KOSB AAT’de oluşan MP sorununun boyutu incelenmiştir. Karakterizasyon çalışmalarında, dört farklı PGDT’den numuneler alınarak; sayı, şekil, renk, boyut ve polimer türleri belirlenmiştir. KOSB AAT’de ise üç farklı zamanda alınan numunelerde benzer şekilde karakterizasyon yapılmıştır.

MP’lerin membran prosesler ile giderim çalışmaları incelendiğinde ise atıksularda DM ile bir [13], YÇ ile 2 adet [138, 139] MP giderim çalışması yapılmıştır. Bu çalışmalardan sadece bir tanesinde gerçek atıksu kullanılmıştır. YÇ, DM veya YÇ+DM’nin birlikte kullanıldığı ve gerçek PGDT atıksularının arıtıldığı bir çalışma bulunmamaktadır. Halihazırda literatürde PGDT kaynaklı atıksulardaki MP giderimi (koagülasyon veya kum filtresi) ile ilgili çalışmalar oldukça sınırlı olup membran prosesler (UF) kullanılarak MP giderimi yapan sadece bir çalışma [118] bulunmaktadır. Literatürdeki tüm bu boşluklar düşünüldüğünde, yoğun MP içeren gerçek atıksularda yapılan çalışmalar önem kazanmaktadır. Gerçek atıksulara ticari olarak üretilen PS, PP gibi MP’lerin eklenerek yapıldığı çalışmalar da bulunmaktadır. Fakat bu MP’ler gerçek ortamlarda tespit edilen aşınmış MP’lerden farklı olmaktadır. Aşınmış MP’lerin ortamdaki kirliliği adsorbe edebileceği, üretilme durumuna göre bünyesinde katkı maddelerini ortama salabileceği koşulların olduğu bilinmektedir. Bu nedenle, sucul ortamlarda bulunan gerçek MP’lerin yeni yöntemlerle giderildiği çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır. Membran prosesler, atıksuların arıtımında ve yeniden kullanılmasında mevcut en iyi tekniklerden biri olup enerji, maliyet, işletme ve tıkanma gibi bazı dezavantajları bulunmaktadır. Membran malzemelerin de çoğunlukla polimerik türde malzemeler olduğu düşünülünce, membranlarında MP yaydığından bahseden çalışmalara rastlanmaktadır [168]. Bu nedenle, bu tez çalışmasında farklı boyutlarda çelik elek destek tabakalarında DM oluşum potansiyeli, akı ve su kalitesi incelenmiştir. Yapılan bu ön çalışmalar ile optimum koşullar belirlenmiştir. YÇ-DMF’de MP giderimi çalışmaları bu verilere dayanarak hem KOSB AAT çıkış atıksularında hem de PGDT atıksularında belirlenen farklı koşullarda gerçekleştirilmiştir.

## 2. BÖLÜM

### GEREÇ VE YÖNTEM

Bu tez çalışması iki aşamadan oluşmaktadır. İlk aşama da 4 adet PGDT ve Kayseri OSB merkezi AAT’de belirlenen noktalardan alınmış numunelerde (atıksu ve çamur) MP karakterizasyonu (boyut, tür, renk, şekil ve miktar (ağırlık/sayı)) yapılmış; deşarj miktarları ve AAT’deki proseslerde giderim verimleri hesaplanmıştır. İkinci aşama da ise karışık plastik geri dönüştüren bir PGDT’de yıkama suyu (çıkış suyu) ve AAT son çöktürme çıkış suyu olarak alınan numuneler, 100, 200 ve 300 µm por çapına sahip çelik elek destek tabakalarından yapılan membran modüller kullanılarak yerçekimi etkisiyle çalışan reaktörde MP giderimi, akı ve çıkış suyu kalitesi parametreleri incelenmiştir. İlk ve ikinci aşamadaki optimum sonuçlar yapılan ön çalışmalar sonucu elde edilmiştir (veriler gösterilmemiştir). Tez çalışmasını özetleyen metodolojik akım şeması Şekil 13’te gösterilmiştir.



Şekil 13. Tez çalışması metodolojik akım şeması

## 2.1. Mikroplastik Karakterizasyon Çalışmaları

### 2.1.1. KOSB Atıksu Arıtma Tesisi ve Numune Alma Noktaları

Çalışma alanı olarak KOSB merkezi atıksu arıtma tesisi seçilmiştir (Şekil 14). KOSB’de bulunan işletmelerin evsel ve endüstriyel nitelikli atıksuları, bu atıksu arıtma tesisinde toplanmakta ve ileri biyolojik arıtma sistemi ile arıtılmaktadır. AAT’de, fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım ve çamur susuzlaştırma ünitesi mevcuttur. Günlük ortalama 40.000 m<sup>3</sup> karışık endüstriyel atıksu arıtma kapasitesine sahip olan KOSB AAT tam otomasyon sistemi ile yönetilmektedir [14, 169].

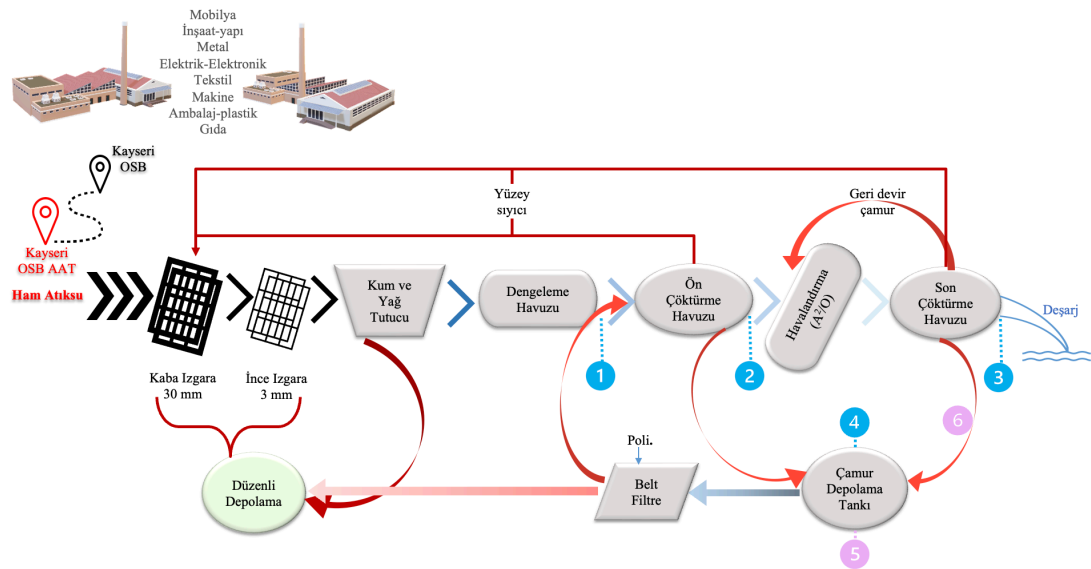
AAT’ye ulaşan ham atıksu, fiziksel arıtma ünitelerinden (kaba/ince elekler ve kum ve yağ tutucu) sonra dengeleme tankında toplanmaktadır. Ardından atıksudaki fazla miktardaki AKM, ön çöktürme tankına çökeltilmekte ve atıksu biyolojik arıtma işlemi için havalandırma havuzuna gönderilmektedir. Karbon, azot ve fosforun giderilmesi için anaerobik, anoksik ve aerobik (A<sup>2</sup>/O) aşamalardan oluşan biyolojik reaktörün ardından, son çöktürme tankında arıtılmış atıksu alıcı ortama deşarj edilmektedir. Fazla çamur (ön çöktürme ve son çöktürme) stabilize edilmek ve susuzlaştırılmak üzere çamur susuzlaştırma (belt filtre) ünitesine gönderilmektedir.



Şekil 14. Kayseri OSB AAT: a) Uydu görünümü [Google Earth], b) Kuşbakışı görünümü

AAT akım şeması ve numune alma noktaları Şekil 15’te gösterilmiştir. Örneklemeler; Kasım, Aralık 2022 ve Ocak 2023’te gerçekleştirilmiştir. Alınan tarihlerdeki numunelerin karakteristiği Tablo 4’te gösterilmiştir. Sadece Kasım ve Aralık aylarında alınan

numunelerin paralel numuneleri de alınmıştır. Kaba (30 mm) ve ince (3 mm) ızgaralar ve kum tutucuda tutulan büyük plastik ve kaba parçacıklar, düzenli depolama sahasına gönderildiği için bu çalışmada dikkate alınmamıştır. AAT'de dengeleme havuzu (hacim:10.000 m<sup>3</sup>, bekleme süresi: 8 saat) bulunduğu için kompozit numune alınmaya gerek duyulmamış, tüm numuneler anlık olarak örneklenmiştir. AAT'ye gelen endüstriyel atıksularda günlük ve saatlik çok fazla değişiklik olduğundan, örnekleme dengeleme tankından sonra yapılmıştır. Ön çöktürme giriş numunesi (S1), dengeleme havuzunun çıkışında tam karışım halindeyken 1 L'lik numune kabı daldırılarak alınmıştır. Ön çöktürme çıkış suyu (S2) ve son çöktürme çıkış suyu (S3) numuneleri, savaklanan suya numune kabı daldırılarak sırasıyla ortalama 2 ve 20 L şeklinde örneklenmiştir. Çamur numunesi (S4, ön ve son çöktürme çamuru karışımı), çamur depolama tankından 250 mL sulu çamur şeklinde örneklenmiştir. Çamur numunesi ön çalışmalarda susuzlaştırılan polielektrolit içeren çamurdan alınmış fakat çamur parçalanmadığı için depolama tankından sıvı numune şeklinde örneklenmiştir (Şekil 16). S3 numunesi hariç, diğer numuneler (S1, S2 ve S4) plastik şişelerde örneklenmiştir. S3 numunesi, tesiste üst üste yerleştirilen çelik eleklerden (5 mm, 1 mm, 600 µm, 425 µm, 250 µm, 125 µm ve 75 µm) süzülerek alınmış ve alüminyum folyo ile kaplanarak laboratuvara getirilmiştir.

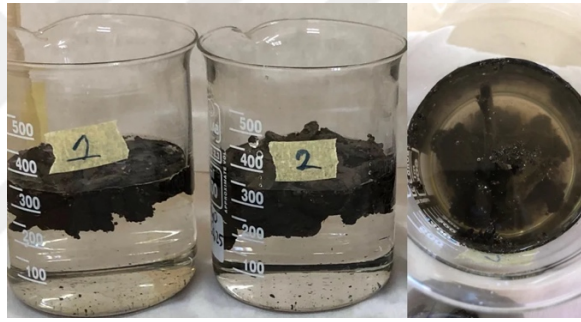


Şekil 15. Kayseri OSB AAT akım şeması ve numune alma noktaları (Mavi: MP Karakterizasyon numuneleri; Pembe: DM tabaka oluşturmak için alınan çamur numuneleri)

Tablo 4. Atıksu ve çamur numunelerinin karakteristiği

Numune Alma Tarihi	Debi (m <sup>3</sup> /gün)	Numune Alma Noktası	KOİ (mg/L)	AKM (mg/L)	pH	İletkenlik (mS/cm)	Hava Durumu
Kasım 2022	26.453	*S1-3 L	1.568	1.512	7,3	2,7	Parçalı bulutlu
		S2-3 L	584	132	6,8	-	
		*S3-47,5 L	32	16	7,5	2,6	
		*S4-250 mL	-	25.340	-	-	
Aralık 2022	30.546	*S1-2 L	1.670	1.708	7,3	3,6	Hafif yağmurlu
		*S2-2 L	529	184	7,3	-	
		*S3-20 L	39	23	7,5	3,6	
		*S4-250 mL	-	23.500	-	-	
Ocak 2023	31.519	S1-1 L	1.914	1.780	7,0	3,5	Güneşli
		S2-1,8 L	667	184	6,8	-	
		S3-20 L	46	35	7,5	3,5	
		S4-250 mL	-	23.640	-	-	

\*paralel numune (toplam hacim)



Şekil 16. Polielektrolit içeren susuzlaştırılmış çamur

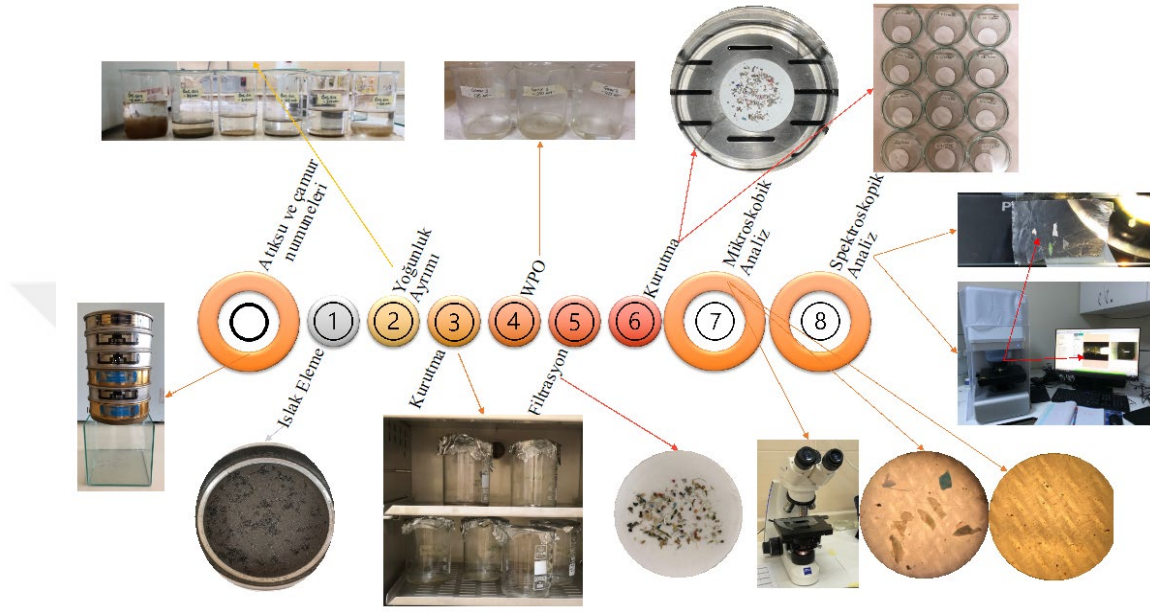
### 2.1.1.1. Atıksu ve Çamur Numunelerinin Ekstraksiyonu

Karakterizasyon çalışmaları başlamadan önce atıksu ve çamur numunelerinin ekstraksiyon basamaklarını uyarlamak için 2022 Temmuz ve Ağustos aylarında AAT'den numuneler alınmıştır. Bu ön çalışmaların sonucunda ekstraksiyon metodolojik basamakları Şekil 17'de oluşturulmuştur [63]. Seçilen paslanmaz çelik elek boyutları, MP analizi için ihtiyaç duyulan en küçük boyut ve AAT'lerde yapılan çalışmalar [10, 63, 99] dikkate alınarak belirlenmiştir.

Her bir numune; 5 mm, 1 mm, 600, 425, 250, 125 ve 75 µm ağ boyutuna sahip kaskat şeklinde dizilmiş olan paslanmaz çelik elekten geçirilerek toplamda 6 boyut aralığına (5000-1000, 1000-600, 600-425, 425-250, 250-125 ve 125-75 µm) bölünmüştür. 5 mm'lik elek sadece mezo- ve makroplastikleri ayırmak için kullanılmıştır. Numunelerin bulunduğu kapta mikroplastik kalıntısı kalmayacak şekilde saf su ile yıkanarak kalıntılar



eleklerden geçirilmiştir (Şekil 17-1). Bu işlem numune kabında bir şey kalmadığından emin olunana dek yapılmıştır. Her eleme işleminden sonra çelik elekler saf su kullanılarak temizlenmiştir. Her elekten geri kazanılan malzeme (su + MP'ler) önceden temizlenmiş beherlere ters yıkama (100-300 mL) ile aktarılmıştır.



Şekil 17. Kayseri OSB AAT: Atıksu ve çamur numunelerine uygulanan karakterizasyon aşamaları

Beherde bulunan numunelerde yüzen MP'ler, başka temiz beherlere alınmış kalan kısma 25-40 mL arasında değişen hacimlerde NaCl çözeltisi ( $1,24 \text{ g/cm}^3$ ) eklenerek numunedeki AKM miktarına bağlı olarak en fazla 3 kez yoğunluk ayırma işlemi yapılmıştır (Şekil 17-2). Faz ayırmasının gerçekleşmesi için NaCl çözeltisi eklendikten sonra numune 30-60 dakika bekletilmiştir. Yüzen MP'ler, numune yüzeyinden alındıktan sonra, işlem çöken katılar için iki kez daha tekrarlanmıştır. Tüm çamur numuneleri için ise farklı olarak hem NaI ( $1,5 \text{ g/cm}^3$ ) hem de NaCl ( $1,24 \text{ g/cm}^3$ ) çözeltileri kullanılarak yoğunluk ayırma işlemi en az 3 kez tekrarlanmıştır. Başlangıçta, yüzen MP'leri almak için iki kez 40 mL NaCl ( $1,24 \text{ g/cm}^3$ ) eklenmiştir. Yüzen MP'ler alındıktan sonra, çöken kısma 25 mL NaI çözeltisi ( $1,5 \text{ g/cm}^3$ ) eklenmiştir ve gerekirse dördüncü kez aynı işlem uygulanmıştır. Yoğunluk ayırma işlemi tamamlandıktan sonra numuneler  $70 \text{ }^\circ\text{C}$  sıcaklıktaki etüvde su buharlaşana kadar (1-3 gün) bekletilmiştir (Şekil 17-3). Etüvde kurutulan numunelerdeki organik maddenin giderilmesi için ıslak peroksit oksidasyon (WPO) yöntemi uygulanmıştır (Şekil 17-4). Bu yöntemde, atıksu ve çamur numunelerinin

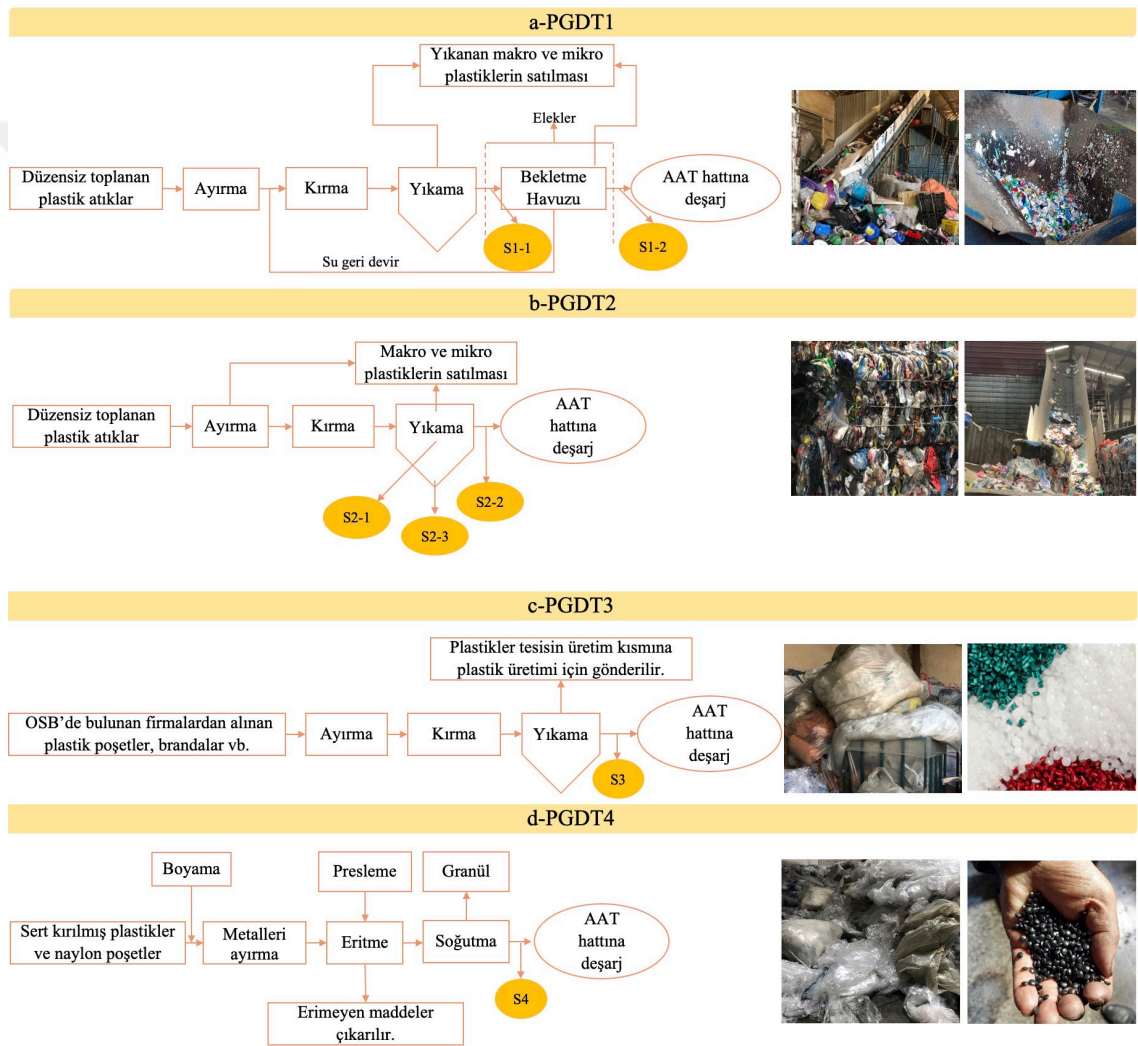
tamamına 40 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (%30) çözeltisi ilave edilmiştir. Beherlere manyetik balık konularak manyetik karıştırıcıda 40-60 °C'de 2 saat ısıtılmıştır. Bu işlem, bazı numunelerdeki organik madde giderilene kadar tekrar edilmiştir. Numuneler iki saat ısıtıldıktan sonraki 2 gün oda koşulunda peroksit çözeltisi içerisinde bekletilmiştir.

WPO'ya ek olarak (40 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), sadece çamur numunelerine 40 mL sulu 0,05 M Fe(II) çözeltisi ilave edilmiştir. Daha sonra beherlerin içerisine manyetik balık konularak manyetik karıştırıcıda 40-60 °C'de 30 dk ısıtılmıştır. Isıtmanın ardından numuneler 5 dakika soğumaya bırakılmıştır. Soğutulduktan sonra demir çökmesi nedeniyle oluşan pas, paslanmaz çelik eleklerden süzöldükten sonra saf su ve aseton (%99) (5-10 mL) ile yıkanmıştır. Son olarak bekletilen tüm numunelerin kuru ağırlığını (mg MP/L) belirlemek için önceden tartılmış (analitik terazi: hassasiyet: 0,0001 g) cam elyaf filtre kağıtlarından (Merck Millipore, 0,7 µm/47 mm) süzöldükten sonra 60 °C'de 1 saat kurutulup tartılmıştır (Merck Millipore, 0,7 µm/47 mm) (Şekil 17-5). Üç ayda alınan numunelerden 6 boyut aralığına bölünerek toplamda incelenmek üzere 114 adet filtre kâğıdı tartılmıştır. Tartılan filtre kâğıdı üzerindeki MP'ler mikroskobik ve spektroskopik analizler için cam petri kaplarında saklanmıştır (Şekil 17-6).

### 2.1.2. KOSB'deki Plastik Geri Dönüşüm Tesisleri ve Numune Alma Noktaları

Çalışma alanı olarak KOSB'de bulunan 4 plastik geri dönüşüm tesisinden atıksu numuneleri alınmıştır. 4 farklı PGDT'den toplamda 7 numune alınarak karakterizasyon işlemleri yapılmıştır. Birinci (PGDT1) ve ikinci (PGDT2) tesislerde PET ve diğer istenmeyen maddeler ayrıştırıldıktan sonra genellikle PP ve diğer bazı düşük yoğunluklu plastiklerden oluşan karışık plastikler geri dönüştürülmektedir. PGDT1 ve PGDT2'de geri dönüştürülen plastikler genellikle şehir merkezinden, sokak toplayıcıları tarafından toplanan çöplerden ayrıştırılarak elde edilmektedir. Bu PGDT'ler aşağıdaki operasyonel aşamalara sahiptir: Toplama, ayırma, öğütme, yıkama ve torbalama (Şekil 18-a-b). Üçüncü tesis (PGDT3) ise yalnızca KOSB'deki fabrikalarda oluşan streç film, ambalaj malzemeleri ve çöp torbaları gibi LDPE plastik torbaları hammadde olarak kullanarak geri dönüştürmektedir (Şekil 18-c). Son olarak dördüncü tesis (PGDT4), PGDT1 ve PGDT2 gibi diğer PGDT'lerden alınan plastik parçacıkları kullanarak granül üretmektedir. Bu PGDT, plastiklerin bir ekstrüzyon makinesinde eritilmesi ve sonrasında

su ile soğutulması sürecinde granül şeklinde MP'ler üretirken atıksu oluşturmaktadır (Şekil 18-d). PGDT'lerdeki yıkama sularının 2 ile 15 gün arasında sürekli olarak kullanıldığı ve teknisyen tarafından gözlemlenen kirlilik yükü dikkate alınarak OSB'deki merkezi AAT'de arıtılmak üzere kanalizasyona deşarj edildiği belirtilmiştir. Tesis yetkilileri ayrıca 25 m<sup>3</sup>'lük yıkama tankında yaklaşık 20-30 ton plastiğin yıkandığını belirtmiştir. Bu nedenle, her tesisin günde yaklaşık bir ton plastik için 1 ile 2 m<sup>3</sup> su kullandığı tahmin edilmektedir.



Şekil 18. PGDT'lerin akım şemaları: Numune alma noktaları ve tesislerden görüntüler

Örnekleme noktaları, Şekil 18, numunelerin sayısı, tarihi ve atıksu karakteristiği Tablo 5'te gösterilmiştir. Numune hacimleri, ön çalışmalar ve numunelerdeki MP sayıları dikkate alınarak plastik miktarına göre 1-5 L arasında alınmıştır. MP'lerin davranışını belirlemek amacıyla tüm tesisler için deşarj noktalarının atıksularından (yıkama suları)



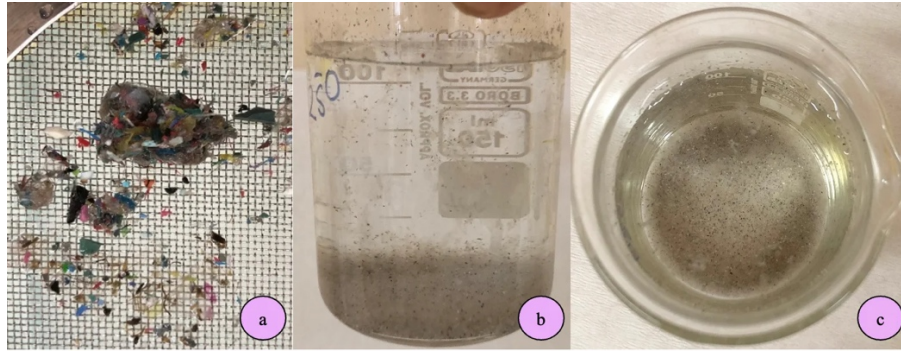
ve karışık PGDT'lerde tesis içi proseslerden anlık numuneler alınmıştır. PGDT1'den yüksek MP miktarı nedeniyle 1 L hacimli iki numune alınmıştır; bunlar: i) yıkama işleminden sonra ham maddeleri tutmak için kullanılan çelik eleğin çıkışı (S1-1), ii) bekletme havuzundan sonra konulan 2. çelik eleğin çıkışı (S1-2). PGDT2'de yıkama havuzunun içinden (yüzeyden ilk 20 cm) 1 L (S2-1), yıkama havuzu çıkış suyundan (S2-2) 4,5 L ve havuz dibinden (S2-3) 1 L olmak üzere numuneler alınmıştır. PGDT3'te yıkama havuzu çıkışından (S3) 4 L numune alınmıştır. Numunenin MP yükü çok az görüldüğü için PGDT4 (peletleme işleminin soğutma suyu) atıksuyundan (S4) 5 L numune alınmıştır. Numuneler kuru hava koşullarında alınmıştır.

Tablo 5. PGDT'lerden alınan atıksu numunelerinin karakteristiği

Numune Adı	Numune Alma Tarihi	Numune Alma Noktası	Numune Hacmi	Geri Dönüşüm	pH	İletkenlik (mS/cm)	KOİ (mg/L)
S1-1	Nisan 2023	Yıkama havuzu çıkışı	1		8,26	7,08	6.530
S1-2	Nisan 2023	Bekletme havuzu çıkışı	1		7,67	4,47	8.909
S2-1	Mart 2023	Yıkama havuzu yüzeyi	1	PP, Karışık	8,19	6,23	17.889
S2-2	Şubat 2023	Yıkama havuzu çıkışı	4,5		7,46	2,88	4.694
S2-3	Mart 2023	Yıkama havuzu dibi	1		7,23	2,44	3.522
S3	Mart 2023	Yıkama havuzu çıkışı	4	LDPE	7,15	0,65	860
S4	Şubat 2023	Soğutma havuzu çıkışı	5	PP	7,37	0,48	17

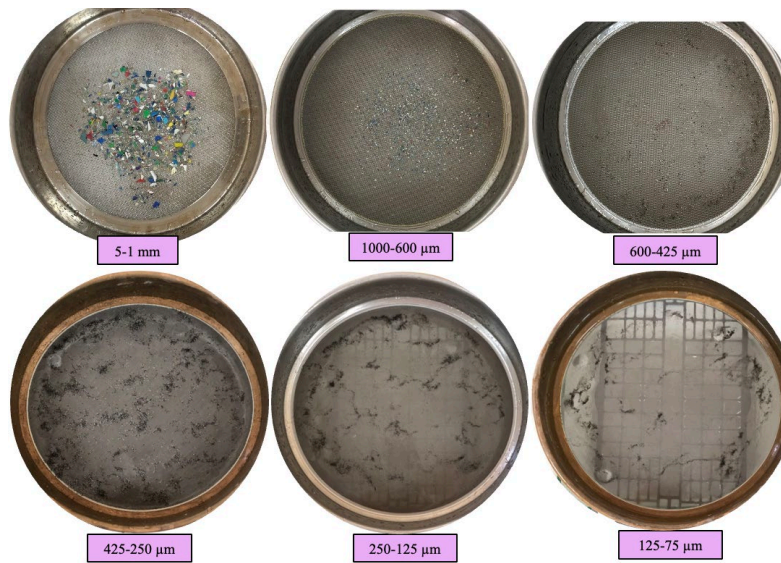
### 2.1.2.1. Atıksu Numunelerinin Ekstraksiyonu

AAT numunelerinde kullanılan ekstraksiyon basamakları PGDT numunelerine de uygulanmıştır (Şekil 17). Farklı olarak tesislerden alınan tüm atıksu numunelerine WPO aşamasında 0,05 M Fe(II) çözeltisi eklenmiştir. Ekstraksiyon adımına yönelik ön çalışmalarda, yüksek konsantrasyonlu numunelerdeki MP'ler eleklerden filtrelendiğinde tıkanmaya neden olmuştur. Bu nedenle ilk numune alımından (Şubat) sonra düşük hacimli numuneler (Mart ve Nisan) alınmıştır. Numune hacmine rağmen atıksudaki kirlilik nedeniyle alt eleğe geçemeyen küçük ve büyük boyutlu MP'ler birbirine yapışmış ve boyut ayırımı engellemiştir (Şekil 19). Bu nedenle ıslak eleme sırasında ve sonrasında numuneler saf su ve aseton ile yıkanarak bir sonraki adımda yaşanacak zorluklar en aza indirilmeye çalışılmıştır.



Şekil 19. a) Islak elemeden sonra elek üzerinde biriken MP'ler, b-c) Yoğunluk ayrımı aşamasında birbirinden ayrılmayan ve çöken MP'ler

Her bir numune; 5 mm, 1 mm, 600, 425, 250, 125 ve 75  $\mu\text{m}$  ağ boyutuna sahip kaskat şeklinde dizilmiş olan paslanmaz çelik elekten geçirilerek toplamda 6 boyut aralığına (5000-1000, 1000-600, 600-425, 425-250, 250-125 ve 125-75  $\mu\text{m}$ ) bölünmüştür (Şekil 20). 5 mm'lik elek sadece mezo- ve makroplastikleri ayırmak için kullanılmıştır (Şekil 21). Numunelerin bulunduğu kaptaki mikroplastik kalıntısı kalmayacak şekilde saf su ile yıkanarak kalıntılar eleklerden geçirilmiştir. Bu işlem numune kabında bir şey kalmadığından emin olunana dek yapılmıştır. Her eleme işleminden sonra çelik elekler saf su kullanılarak temizlenmiştir. Her elekten geri kazanılan malzeme (su + MP'ler) önceden temizlenmiş beherlere ters yıkama (100-300 mL) ile aktarılmıştır.

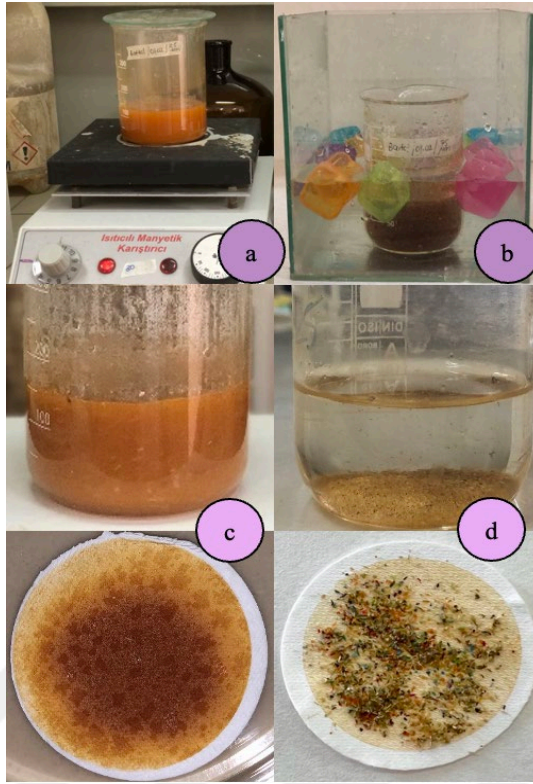


Şekil 20. Islak elemeden sonra 6 boyut aralığına bölünen atıksu numune



Şekil 21. 5 mm'lik elek üzerinde tutulan mezo ve makroplastikler

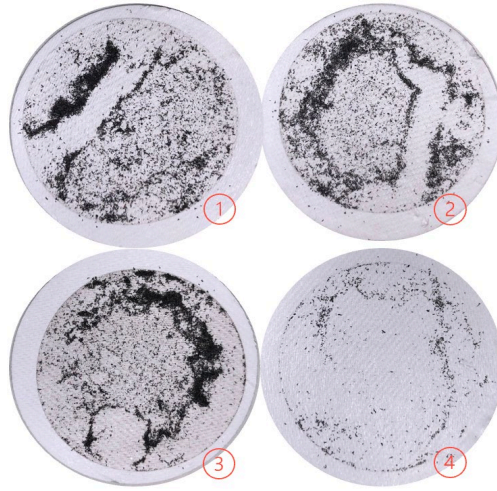
Bir sonraki aşamada tüm numunelere çamur numunelere yoğunluk ayırımı uygulanmıştır. Öncelikle 25 mL NaI çözeltisi ( $1,5 \text{ g/cm}^3$ ), geriye kalan aşamalarda ise 40 mL NaCl çözeltisi ( $1,24 \text{ g/cm}^3$ ) ilave edilerek en az üç kez yoğunluk ayırımı işlemi yapılmıştır. Faz ayırımının gerçekleşmesi için tuz çözeltileri eklendikten sonra numune 30-60 dakika bekletilmiştir. Yoğunluk ayırma işlemi tamamlandıktan sonra numuneler  $60-70^\circ\text{C}$  sıcaklıktaki etüvde su buharlaşana kadar (1-3 gün) bekletilmiştir. Etüvde kurutulan numunelerdeki organik maddenin giderilmesi için WPO ve fenton yöntemi uygulanmıştır. Bu yöntemde, atıksu numunelerine 40 mL  $\text{H}_2\text{O}_2$  (%30) ve 40 mL sulu 0,05 M Fe(II) çözeltisi ilave edilmiştir. Numunelere manyetik balıklar konularak manyetik karıştırıcıda  $60-70^\circ\text{C}$ 'de 30 dakika ısıtılmıştır (Şekil 22-a). Peroksit ve Fe(II) çözeltileri ilave edildikten sonra; ısıtmadan önce, sırasında veya sonrasında reaksiyon gerçekleşmesi durumunda taşmaması için numuneler buz banyosuna yerleştirilmiş (Şekil 22-b) ve taşmayı önlemek gerektiğinde üzerine saf su eklenmiştir. Isıtmanın ardından numuneler 5 dakika soğumaya bırakılmıştır. Soğutulduktan sonra demir çökmesi nedeniyle oluşan pas (Şekil 22-c), paslanmaz çelik eleklerden süzildükten sonra saf su ve aseton (%99)(5-10 mL) ile yıkanmıştır (Şekil 22-d). Literatürde pas probleminden bahseden birkaç çalışma bulunmaktadır [100, 170, 171].



Şekil 22. a) Peroksit ve Fe(II) çözeltileri eklendikten sonra ısıtılan numune, b) Reaksiyon gerçekleştiği sırada buz banyosuna konulan numune, c) Pas sorunu ve filtre kağıdını boyaması, d) Islak eleme yapılarak pasın su ve aseton ile temizlenmesi

PGDT4 numunesinde AKM konsantrasyonu daha düşük olduğundan yoğunluk ayrımı uygulanmamıştır; sadece ıslak peroksit oksidasyonu (%30 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) yapılarak 40-60 °C'de 2 saat ısıtılıp 2 gün çözelti içinde bekletilmiştir. Son olarak bekletilen tüm numunelerin kuru ağırlığını (g MP/L) belirlemek için önceden tartılmış (analitik terazi: hassasiyet: 0,0001 g) cam elyaf filtre kağıtlarından (Merck Millipore, 0,7 µm/47 mm) süzülükten sonra 60 °C'de 1 saat kurutulup tartılmıştır (Merck Millipore, 0,7 µm/47 mm). Bazı numunelerdeki (S3 ve S4) MP miktarı sayılamayacak kadar fazla olduğundan bölünerek farklı filtre kağıtları ile filtre edilerek tartımları yapılmıştır (Şekil 23). PGDT1'den 12, PGDT2'den 18, PGDT3'ten 9 ve PGDT4'ten 12 adet numune olmak üzere 51 adet filtre kağıdı tartılmıştır. Tartılan filtre kâğıdı üzerindeki MP'ler mikroskobik ve spektroskopik analizler için cam petri kaplarında saklanmıştır (Şekil 24).





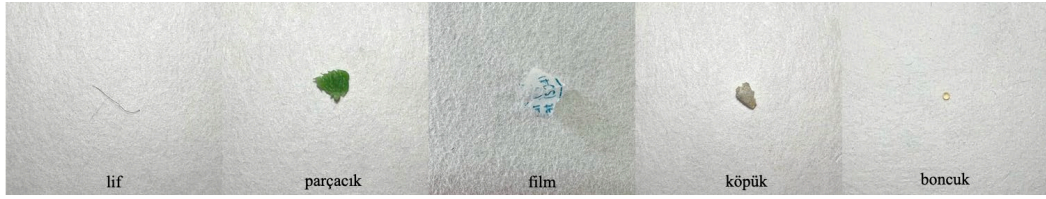
Şekil 23. PGDT4'ten alınan S4 numunesinin 250-125 µm boyut aralığındaki 4 filtre kağıdına bölünerek süzülmesi



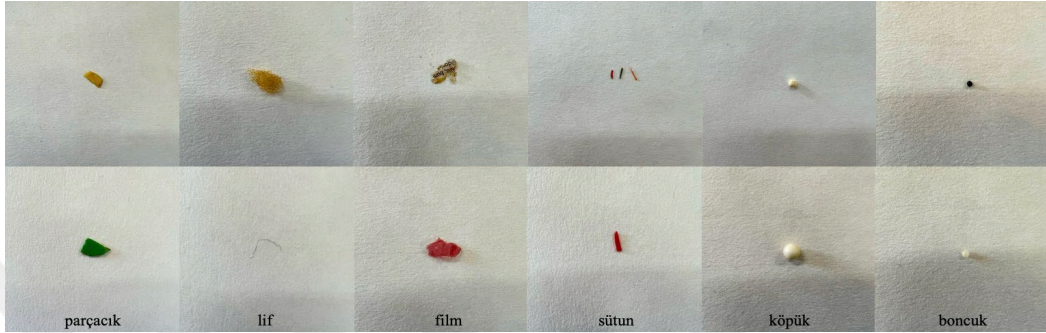
Şekil 24. 6 boyut aralığına bölünmüş ve tartılmış PGDT atıksu numuneleri

### 2.1.3. AAT ve PGDT Numunelerindeki Mikroplastiklerin Karakterizasyonu

Mikroplastikler, bir ışık mikroskobu (Zeiss, Primo Star, Germany, büyütme: 4x, açıklık: 2,8 mm) ile renk, şekil, sayı (MP/L) ve boyut kategorileri dikkate alınarak görsel görünümlerine göre sınıflandırılmışlardır (Şekil 17-7). AAT numunelerindeki MP şekilleri 5 şekil kategorisinde incelenmiş olup bunlar; lif, parçacık, film, köpük ve boncuktur (Şekil 25). PGDT numunelerindeki MP şekilleri ise 6 şekil kategorisinde incelenmiştir: parçacık, lif, film, sütun/pul, köpük ve boncuktur (Şekil 26). AAT ve MP numunelerinde MP renkleri 13 renk kategorisinde sınıflandırılmıştır: şeffaf, siyah, gri, kahverengi, turuncu, beyaz, mavi, kırmızı, pembe, sarı, yeşil, mor ve bordo.



Şekil 25. AAT numunelerinde bulunan MP şekillerinin görüntüsü



Şekil 26. PGDT numunelerinde bulunan MP şekillerinin görüntüsü

PGDT numunelerinde filtre kâğıdı üzerindeki MP sayısının çok olması nedeniyle ve sayım hatasını en aza indirmek için iki sayma yöntemi uygulanmıştır. İlki olan *seyreltme yöntemi* (filtre kâğıdının tamamı MP'lerle kaplandığı için) hesaplama şu şekilde yapılmıştır: Filtre kâğıdının farklı noktalarından penset ile bir miktar MP alınarak başka bir filtre kâğıdına alınmıştır. Seyreltme oranı (*Denklem 1*), alınan MP ağırlığı ve toplam MP ağırlığı oranı ile hesaplanmıştır (en az %10 oran sağlanmıştır). Alınan ağırlıktaki MP'lerin tamamı sayılarak seyreltme oranıyla çarpılmış ve toplam MP sayısı tahmini olarak belirlenmiştir (*Denklem 2*). S1-1, S1-2, S2-1 (75 µm hariç), S2-2, S2-3, S3 (125 ve 75 µm hariç) bu numunelerde seyreltme hesabı kullanılmıştır. İkinci yöntem olan *alan yöntemi* (Şekil 35) ise şu şekilde uygulanmıştır (filtre kâğıdı üzerindeki az sayıdaki MP numuneleri için): filtre kâğıdının aktif alanı (14,5 cm<sup>2</sup>) ve merceğin görüntülediği alan (0,28 cm<sup>2</sup>) ölçülmüştür (aynı büyütme kullanılarak) ve filtre kâğıdının kullanıldığı aktif alanda toplam görüntülenen alanların sayısı yaklaşık 52 adet olarak hesaplanmıştır. MP yoğunluğuna bağlı olarak aktif alan üzerinde en az dört alan seçilmiş ve bu alanlardaki tüm MP'ler sayılmıştır. Alanlarda sayılan ortalama MP sayısı, toplam alan sayısı (52) ile çarpılarak toplam MP sayısı belirlenmiştir (*Denklem 3*). Bu hesaplama, seyreltme hesaplamasından geriye kalan numunelere (S4 dahil) uygulanmıştır.

Filtrelerdeki (hem AAT hem PGDT numuneleri) MP'lerin tamamının FT-IR analizine gönderilmesi mümkün olmadığından belirli kriterlere göre temsili numuneler seçilmiştir (Tablo 6). Temsili MP örnekleri boyut, renk ve şekil dikkate alınarak rastgele seçilmiştir [172]. AAT'den 423 adet, PGDT'lerden toplam 405 olmak üzere toplamda 828 adet temsili MP analizi yapılmıştır.

Tablo 6. Mikroplastik sınıflandırma kategorileri

KATEGORİLER	
<b>Renk</b>	şeffaf, kristal, beyaz, berrak beyaz-krem, kırmızı, turuncu, mavi, opak, siyah, gri, kahverengi, yeşil, pembe, ten rengi, sarı ve pigmentasyon
<b>Şekil</b>	<i>Peletler için:</i> silindirik, diskler, düz, oval <i>Parçacıklar için:</i> yuvarlak, altı köşeli, köşeli, köşeli <i>Genel:</i> düzensiz, uzun, bozulmuş, pürüzlü ve kırık kenarlar Plastik parçalar, peletler, filamentler, plastik filmler, köpükler, granüller, boncuklar, lifler ve strafor
<b>Temsili numune seçim kriterleri</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• aylık/mevsimlik temsilciler</li> <li>• her numuneden temsilciler</li> <li>• her elekten temsilciler</li> <li>• her prosten temsilciler</li> <li>• her şeklin temsilcileri</li> <li>• her rengin temsilcileri</li> <li>• her boyut sınıfından temsilciler</li> </ul>

Temsili numunelerdeki MP'lerin polimer türlerini tespit etmek için ATR-FT-IR (Bruker, Lumos II, Yazılım: OPUS 8.7.31) analizi yapılmıştır (Şekil 17-8). ATR-FT-IR analizleri Erciyes Üniversitesi Nanoteknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezinde (ERNAM) yapılmıştır. FT-IR spektrumları ATR modunda, 600-4000  $\text{cm}^{-1}$  dalga boyu bölgesinde 4  $\text{cm}^{-1}$  spektral çözünürlükte ve 150 tarama ile kaydedilmiştir. Numuneler analiz edilirken plastik parçacıkların yapısındaki düzensizlikten kaynaklanan hataları azaltmak için en az iki farklı noktadan ölçüm yapılmıştır. MP'lerden elde edilen spektrumlar, cihazda bulunan referans spektrum kütüphaneleri (Bruker Optics ATR-Polymer Library ve General Library IR) yardımıyla tanımlanmıştır. Bir polimerin kütüphane araştırması yoluyla tanımlanması benzerlik analizine dayanmaktadır. Analizler sonucunda MP spektrumu ile referans spektrum kütüphanesinde karşılaştırılan her polimer “eşleşme oranı/kalitesi (%oHQ)” olarak adlandırılan sayısal bir değerle eşleştirilmiştir. Cihazın kütüphane eşleşmelerinin yanı sıra, yapılan araştırmalar sonucunda bulunan OpenSpecy açık yazılımı (1.2.1) kullanılarak cihazın verdiği veriler ile spektrumlar tekrar çizilerek yazılıma ait kütüphanede de tekrar tarama yapılmıştır. Spektrumlar çizildikten sonra yazılımdaki ön işleme (sinyal-gürültü eşiği, min-max normalizasyon, spektrum yumuşatma/türev, yoğunluk ayarlamaları, referans çizgisi düzeltme, dalga boyu aralığı

seçimi ve düzleştirme bölgesi vd.) ve tanımlama (birden fazla polimer kütüphaneleri) özellikleri kullanılmış ve tüm spektrum veri sonuçlarında eşleşme kalitesi %70'in [108] üzerinde olan sonuçlar kullanılmıştır. Bu tez çalışmasında sadece OpenSpecy yazılımından elde edilen polimer türleri sonuçları verilmiş ve OPUS&OpenSpecy eşleşme kalitesi karşılaştırması yapılmıştır.

#### 2.1.4. Kontaminasyon

Numuneler, laboratuvara getirilerek analizden önce 4°C'de buzdolabında saklanmıştır. Numuneler, ekstraksiyon sırasında cam beherler, sonrasında cam petri kaplarında saklanmıştır. MP karakterizasyonu öncelikle AAT'den getirilen numunelere uygulanmış ve deneyler bittikten sonra PGDT numunelerine karakterizasyon yapılmıştır. Kontaminasyonu en aza indirmek için literatürde belirtilen önlemlere uyulmuş [11]; çalışma öncesi kullanılacak tüm materyaller etanol (Merck, Almanya) ve saf su ile temizlenmiş, mümkün olan her aşamada cam materyal kullanılarak plastik laboratuvar ekipmanlarının kullanımı en aza indirilmeye çalışılmıştır. İç ortamda kontaminasyonu en aza indirmek için ekstraksiyon işlemi çeker ocakta yapılmıştır.

## 2.2. Yer Çekimi Etkisi ile Çalışan Dinamik Membran Filtrasyon (YÇ-DMF) ile yapılan MP Giderim Çalışmaları

### 2.2.1. YÇ-DMF ile Yapılan Ön Çalışmalar

Ön çalışmalarda öncelikle silindirik bir membran biyoreaktörde dinamik tabaka oluşumu için uygun çamur optimizasyonu çalışmaları yapılmıştır. Denemelerde kullanılan 3 farklı çamur çeşidi KOSB AAT'den alınmıştır. Çamur geri devir hattından **son çöktürme çamuru (aktif çamur, SÇÇ)**, çamur depolama tankına gelen ön çöktürme hattı borusundan **ön çöktürme çamuru (ÖÇÇ)** ve polielektrolit dozlaması sonrası belt filtre besleme bölümünden **susuzlaştırılmamış çamur (belt çamuru, BÇ)** alınmıştır (Şekil 15). Deneyler, destek tabakası boyutu fark etmeksizin bu çamurların ayrı ayrı ve karıştırılmış haliyle denenmiştir. Sadece SÇÇ kullanılan denemelerde kalın bir DM tabakası oluşmasına rağmen, ani akı düşüşleri, çıkış suyundaki AKM kaçağı nedeniyle bulanıklık stabil hale gelmemiştir. Sadece BÇ ile yapılan denemelerde ise oluşan flokların



polielektrolit eklendiği için kolay parçalanamaması ve DM tabaka oluşma süresinin (24 saatten fazla) fazla olmasına neden olmuştur. Yapılan çalışmalar sonucunda en iyi çıkış suyu kalitesi ( $>0,01$  NTU), en düşük basınç ve en iyi tabaka oluşumu, **ön ve son çöktürme çamurlarının (ÖÇÇ+SÇÇ)** karışımıyla elde edilmiştir [218].

Ön çöktürme ve son çöktürme çamurlarının DM tabakasının oluşum mekanizmasına etkisini incelemek için parçacık boyut dağılımı (PSD) analizi yapılmıştır. SÇÇ'nin daha büyük parçacıklara sahip olduğu, ortalama parçacık çapının  $96,4 \mu\text{m}$ , ÖÇÇ'de ise  $75,5 \mu\text{m}$  olduğu görülmüştür. Ayrıca ÖÇÇ'nin, SÇÇ'ye göre daha yüksek oranda küçük parçacık içerdiği, sırasıyla en küçük  $\%10$  (d-0,1) parçacık boyutunun  $8,1 \mu\text{m}$  ve  $38,3 \mu\text{m}$  olduğu belirlenmiştir. Bu sonuçlar sadece SÇÇ kullanıldığında DM tabakası stabilizasyonunun neden sağlanamadığını açıklamaktadır. Benzer boyut ve özelliklere sahip parçacıkların sıkıştırılmasının zor olmasından dolayı ÖÇÇ eklendiğinde daha düzgün bir kek tabakası oluşmuştur. Bu nedenle, YÇ-DMF deneylerinde DM tabaka oluşturmak için ÖÇÇ+SÇÇ karışımı kullanılmıştır [218].

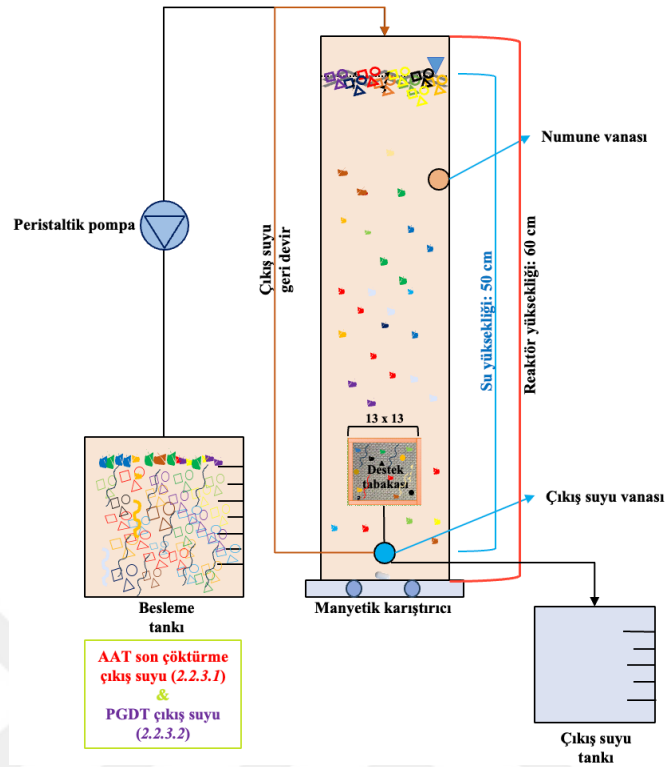
Sonraki aşamada her destek tabakası (**75, 150, 100, 200 ve 300  $\mu\text{m}$** ) ve ÖÇÇ+SÇÇ karışımı ile YÇ-DMF'de kesikli denemeler (35 deney) yapılmıştır. Kesikli denemeler, ÖÇÇ+SÇÇ karışımı ve musluk suyu ile yapılmıştır. Reaktörde tam karışım sağlandıktan sonra deneye başlamadan önce reaktör içinden başlangıç AKM numunesi alınmıştır. Sistem çalıştırıldıktan sonra çıkış suyu akısı ve bulanıklık değerleri sürekli olarak ölçülmüştür. Çıkış suyu bulanıklık değeri  $0,01$  NTU'nun altına düştüğünde reaktör içinden  $100 \text{ mL}$  numune alınarak reaktör AKM'si tekrar ölçülmüştür. Çıkış suyu bulanıklık değeri  $<0,01$  NTU olduktan sonra vana kapatılarak  $1 \text{ dk}$  rahatlatma  $10 \text{ dk}$  çalışma periyodu uygulanmıştır. Sistem, **i)** çıkış suyu bulanıklık değeri  $>0,01$  NTU ölçülüp akı değeri denge haline ulaşınca, **ii)** çıkış suyu akısı  $200 \text{ LMH}$  veya altında bir değere ulaşınca ve **iii)** çıkış suyu bulanık değerinin ( $100 \text{ NTU}$  ve üzerindeki) bir saat boyunca  $\%10$  azalmaması durumunda durdurulmuştur.

YÇ-DMF çalışmalarında başlangıç reaktör içi AKM konsantrasyonunun, DM tabakasının oluşum sürecine etki ettiği düşünüldüğü için tabakada biriken AKM'nin miktarı hesaplanmıştır. Başlangıçta reaktör içine musluk suyu ve konsantrasyonu belli ÖÇÇ+SÇÇ karışımı eklenmiş ve karıştırma yapılmıştır. Tam karışma sağlandıktan sonra numune vanasından başlangıç AKM (reaktör içi) konsantrasyonunu ölçmek için numune

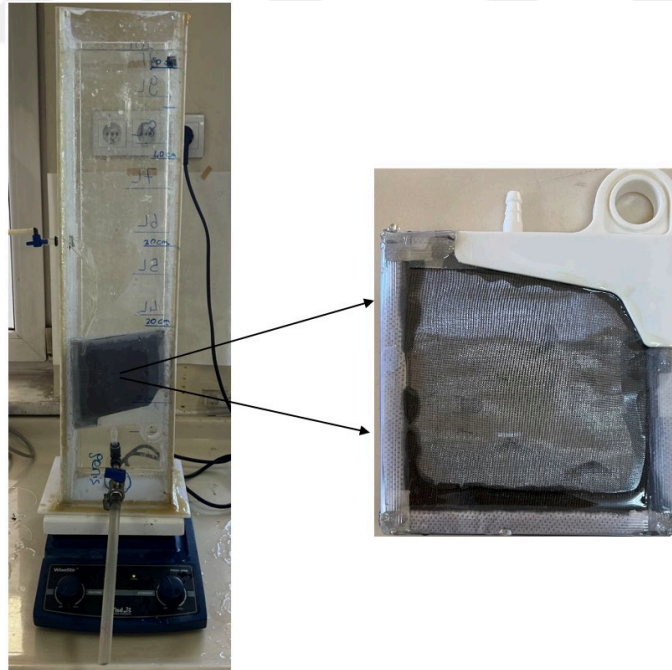
alınmıştır. Sistem çalıştırıldıktan sonra modülün tamamen DM ile kaplanıp çıkış suyu kalitesinin iyileştiği ( $<0,01$  NTU) an reaktör içinden tekrar alınan AKM numunesine göre hesaplanan DM tabakadaki tahmini çamur miktarının kaç gram olduğu belirlenmiştir. Veriler incelenmiş, reaktöre eklenen çamur karışım miktarının ortalama AKM konsantrasyonunun elek çapı ile doğru orantılı olarak arttığı bulunmuştur. Yapılan çalışmalarda çamur karışımı için, 100  $\mu\text{m}$  elek çapı için yaklaşık 100 mg/L başlangıç AKM konsantrasyonuna, 200  $\mu\text{m}$  elek için yaklaşık 150-200 mg/L, 300  $\mu\text{m}$  elek için de yaklaşık 250 mg/L ortalama AKM konsantrasyonuna ihtiyaç olduğu tespit edilmiştir. Yapılan denemelerde aynı elek çapında farklı miktarda AKM ile tabaka oluşumunun nedeninin SÇÇ ve ÖÇÇ'nin alındığı dönemdeki karakterizasyonu ile ilgili olduğu bulunmuştur [218]. **Yapılan ön çalışmaların verilerine bu tez çalışmasında yer verilmemiştir.** Sonuç olarak, YÇ-DMF ile yapılan MP giderim çalışmalarında uygun elek çapları (100, 200 ve 300  $\mu\text{m}$ ) ve uygun DM tabaka oluşumu sağlayan ÖÇÇ+SÇÇ karışımı kullanılarak deneyler yapılmıştır.

### 2.2.2. YÇ-DMF Deney Düzenegi

Deney düzenegi Şekil 27'de gösterilmektedir. Reaktör 60 cm yüksekliğinde pleksiglas malzemedan dikdörtgen prizma şeklindedir. Reaktörün hacmi 9 L'dir. Destek tabakası olarak 100 (aktif alan: 0,0145-0,0175 m<sup>2</sup>), 200 (aktif alan: 0,0153-0,018 m<sup>2</sup>) ve 300  $\mu\text{m}$  (aktif alan: 0,0145-0,0161 m<sup>2</sup>) boyutlarında paslanmaz çelik ağ kullanılmıştır. Paslanmaz çelik kullanılarak iki yüzü aktif modüller yapılmış, sızdırmazlık epoksi ile sağlanmıştır. Modüller filtre ortamına, tutma çerçevesiyle birlikte Şekil 28'de gösterildiği gibi, biyoreaktörün çıkış borusuna dikey olarak yerleştirilmiştir. Reaktör karıştırıcı (IKA, C-MAG HS10, Çin) üzerine yerleştirilmiştir.



Şekil 27. YÇ-DMF sisteminin şematik diyagramı



Şekil 28. YÇ-DMF sisteminin ve modülün fotoğrafı

### 2.2.3. YÇ-DMF ile yapılan MP Giderim Çalışmaları

#### 2.2.3.1. YÇ-DMF ile KOSB AAT Çıkış Suyunda MP Giderimi

İlk olarak YÇ-DMF’de, AAT son çöktürme çıkış suları ile DM oluşturmak için ÖÇÇ+SCÇ karışımı ve alüm ( $Al_2(SO_4)_3$ ) kullanılarak MP giderimi yapılmıştır. Çamur karışımı ve alüm kullanılan deneyler KOSB AAT laboratuvarında, kontrol deneyleri ise büyük hacimlerde su gerektiği için son çöktürme havuzu deşarj kanalı yanında gerçekleştirilmiştir (Şekil 29). Deneyler yerinde yapıldığı için son çöktürme çıkış suyu anlık olarak laboratuvara getirilirken, çamur numuneleri de günlük numune alma noktalarından (Şekil 15-4-5) her gün düzenli olarak alınmıştır.

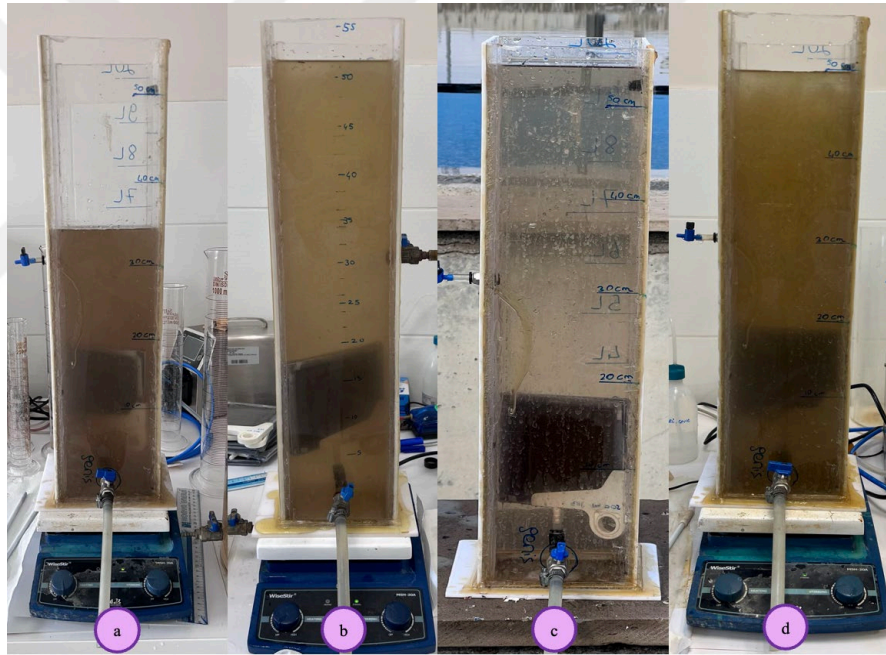


Şekil 29. Deneylerin yapıldığı yerlerden görüntüler

Toplamda 22 kesikli çalışma yapılmıştır. Reaktöre başlangıçta 9 L son çöktürme çıkış suyu eklendikten sonra dinamik ajanlar (çamur karışımı veya alüm) eklenmiştir. Ajan kullanılan deneylerde reaktör çalıştığı süre boyunca manyetik karıştırıcı ile sürekli karıştırılmıştır (Şekil 27). Fakat kontrol denemeleri yapılırken gerçek sisteme uygunluğunu da test etmek için sistemde karıştırma kullanılmamıştır. Deneyler sırasında sürekli akı ölçümü yapılmış ve DM oluşuna dek sabit su yüksekliğini (30 veya 50 cm) sağlamak için çıkış suyu reaktöre geri devredilmiştir. Kontrol ve alüm deneyleri hariç, DM tabakası oluşuktan sonra ( $<1$  NTU) çıkış suyu tahliye edilmiş ve reaktör, besleme tankından peristaltik pompa ile beslenmeye devam edilmiştir. Kontrol deneylerinde yaklaşık 30 L atıksu reaktöre geri devredildikten sonra çıkış suyu tahliye edilmeye başlanmış ve besleme tankından beslenmeye devam edilmiştir. Alüm ile yapılan deneylerde ise çıkış suyu sürekli reaktöre beslenmesine rağmen, tabaka oluşmadığı

(akının düşmemesi) için alüm ile yapılan sonraki denemelerde alüme ek olarak SÇÇ ilave edilerek deneyler yapılmıştır. Deneyler, 4 farklı koşulda gerçekleştirilmiştir (Şekil 30):

- a) *Son çöktürme çıkış suyu + Çamur karışımı (30 cm)* deneyleri, son çöktürme çıkış suyu ile doldurulmuş reaktöre direk çamur karışımı eklenerek yapılmıştır.
- b) *Son çöktürme çıkış suyu + Çamur karışımı (50 cm)* deneyleri, son çöktürme çıkış suyu ile doldurulmuş reaktöre direk çamur karışımı eklenerek yapılmıştır.
- c) *Son çöktürme çıkış suyu Kontrol (50 cm)* deneylerinde sadece son çöktürme çıkış suyu ile yapılmıştır.
- d) *Son çöktürme çıkış suyu + SÇ çamuru + Alüm (50 cm)* deneylerinde ise son çöktürme çıkış suyu ile doldurulmuş reaktöre SÇÇ ve alüm eklenerek yapılmıştır.



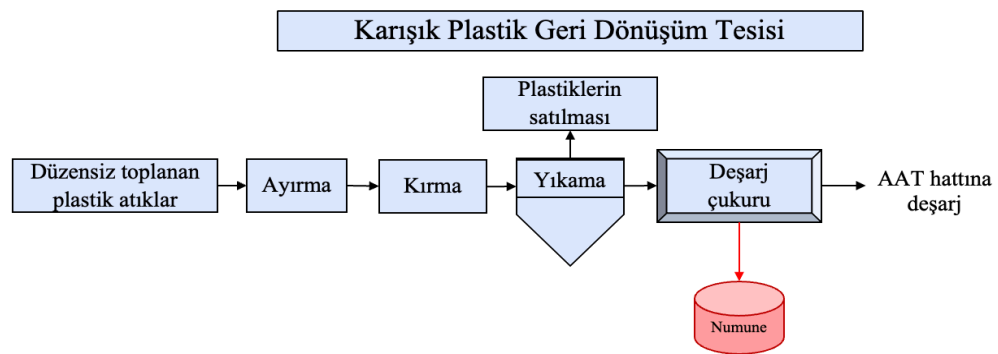
Şekil 30. AAT deney koşullarındaki GD reaktör görünüşleri: a) Çamur karışımı-30 cm, b) Çamur karışımı-50 cm, c) Kontrol-50 cm, d) Çamur +Alüm-50 cm

Sistemi durdurmak için şu kriterler belirlenmiştir: **i)** çıkış suyu bulanıklık değeri 0,01 NTU'dan düşük ölçülüp akı değeri denge haline ulaşınca, **ii)** çıkış suyu akısı 200 LMH veya altında bir değere ulaşınca, **iii)** süzüntü suyu miktarının 300 L'yi aşması durumunda sistem kapatılmıştır. MP numuneleri, çıkış suyu kalitesinin iyileşmesi, akı düşmesi vb. koşullar göz önüne alınarak; **i)** çıkış suyu bulanıklık değeri 0,01 NTU olduğunda, **ii)** süzüntü suyu miktarının 30 L'yi aştığı halde akı değeri 1.500-2.500 LMH arasında olduğu zamanlarda, **iii)** alüm eklenerek gerçekleştirilen deneylerde çıkış suyu bulanıklık değeri

10 NTU altına düştüğü durumlarda ve iv) akının düşmediği durumlarda da MP numunesi alınarak MP giderim verimleri incelenmiştir. Reaktöre beslenen son çöktürme çıkış suyu ve DM tabakasının oluşması için eklenen ÖÇÇ+SÇÇ karışımı giriş suyu MP ve çamur MP numuneleri olarak belirlenmiştir. Deneyler haftalık gerçekleştirildiği için son çöktürme suyu deney yapılan her gün 10'ar L çelik eleklerden (5 mm, 250 ve 45 µm) süzülerek, çamur karışımı 250 mL olacak şekilde deney başlamadan önce örneklendirilmiştir. Çıkış suyu MP numuneleri ise yukarıdaki koşullara bağlı olarak en az 2 en fazla 40 L olacak şekilde deneydeki koşullara göre alınmıştır. Giriş ve çıkış suyu MP numuneleri, ekstraksiyon ve karakterizasyon aşamalarına kadar cam beherlerde alüminyum folyo ile kaplı bir şekilde 4°C'de buzdolabında saklanmıştır. Deney koşulları ve haftalık numune değişimi sebebiyle numune alma noktaları değişiklik gösterdiği için akı grafikleri üzerinde gösterilmiştir.

### 2.2.3.2. YÇ-DMF ile PGDT Çıkış Suyunda MP Giderimi

Deneylerde kullanılan PGDT atıksuyu, karışık plastik atık (genellikle PP ve diğer düşük yoğunluklu plastikler) geri dönüştüren tesis çıkış suyu rögarından alınmıştır ve operasyonel aşamalar ve numune alma noktası (toplama, ayırma, öğütme ve yıkama) Şekil 31'de gösterilmiştir. Deşarj çukurunda biriken atıksular tesiste mekanik geri dönüşüme uğrayan plastikleri yıkama sonucu oluşan yıkama sularındır.

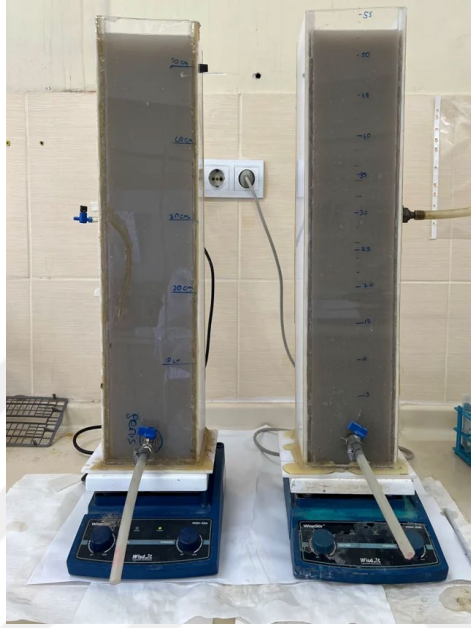


Şekil 31. PGDT MP giderimi için alınan atıksu numune noktası

Deneyler haftalık olarak yürütüldüğü için hafta başında atıksu PGDT'den ve çamur numuneleri ise (ÖÇÇ ve SÇÇ) KOSB AAT'den alınarak laboratuvara getirilmiştir (Şekil 15-4-5). Deneyler Erciyes Üniversitesi Çevre Mühendisliği Laboratuvarında yapılmıştır (Şekil 32). Hafta boyunca PGDT'den alınan atıksular laboratuvar ortamında bidonlarda,



SÇÇ ise silindirik pleksiglas bir reaktörde sürekli karıştırılarak ve havalandırma yapılarak laboratuvar koşullarında saklanmıştır. SÇÇ'nin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) değeri günlük olarak ölçülerek 100 mg/L'den küçük değer bulunması durumunda 50 veya 100 mL glikoz çözeltisi (100 g/L) eklenerek beslenmiştir. ÖÇÇ ise 4 °C'de buzdolabında saklanmıştır.



Şekil 32. PGDT atıksuyu ile doldurulmuş YÇ-DMF reaktör görünümü

Toplamda 19 kesikli çalışma yapılmıştır. Ön çalışmalarda, PGDT atıksuyunun AKM konsantrasyonunun yüksek (>1000 mg/L) olması nedeniyle ani akı düşüşü yaşanmış ve çalışmalar durdurulmuştur. Bu nedenle hem ajanlı (çamur), hem de kontrol reaktörü ile yapılan deneylerde atıksuya 30 dk çöktürme işlemi uygulanmış ve PGDT süzüntü suyuyla deneysel prosedürler tamamlanmıştır. Süzüntü atıksuyu, besleme tankına alınırken (Şekil 27) büyük plastik parçacıkları tutmak amacıyla 1 mm çapına sahip çelik elekten geçirilmiştir (Şekil 33).



Şekil 33. a) > 5 mm büyük plastikler, b) 5-1 mm arasındaki MP'ler

DM tabaka oluşturmak için sadece çamur karışımı (ÖÇÇ+SÇÇ) kullanılmıştır. Deneylerin tamamında sabit su yüksekliği (basınç) 50 cm kullanılmıştır. Deneyler, 3 farklı koşulda gerçekleştirilmiştir:

1. *PGDT atıksuyu + Çamur karışımı* deneyleri, süzüntü atıksuyu doldurulmuş reaktöre direkt çamur karışımı eklenerek yapılmıştır.
2. *PGDT atıksuyu + Önceden çamur karışımı ile kaplanmış* deneylerinde ise öncelikle reaktöre musluk suyu ve çamur karışımı eklenmiş ve DM tabakası oluşturulmuştur. DM tabakası oluştuktan sonra reaktördeki musluk suyu dikkatlice tahliye edilip PGDT atıksuyu ile doldurulmuş ve deneyler yapılmıştır.
3. *PGDT Atıksuyu Kontrol* deneylerinde sadece alınan atıksu numuneleri ile deneyler yapılmıştır.

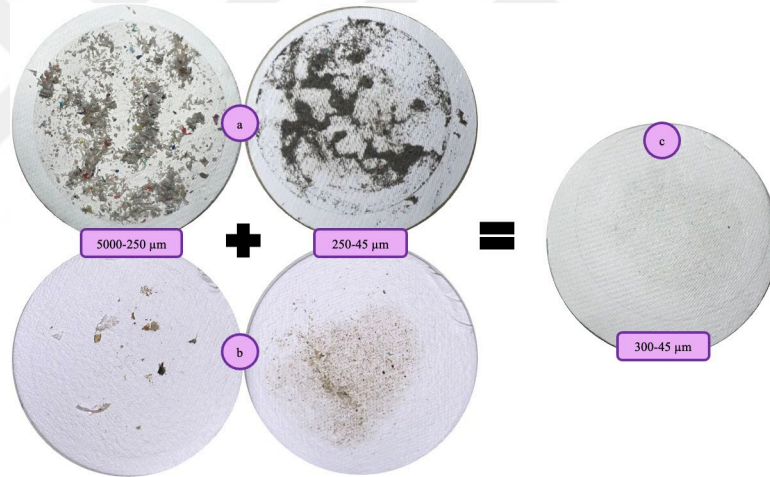
Deneyler sırasında sürekli akı ölçümü yapılmış ve DM oluşuna dek sabit su yüksekliğini sağlamak için çıkış suyu reaktöre geri devredilmiştir. DM tabakası oluştuktan sonra çıkış suyu tahliye edilmiş ve reaktör, besleme tankından peristaltik pompa ile beslenmeye devam edilmiştir. Sistemi durdurmak için şu kriterler belirlenmiştir: i) çıkış suyu akısı 40 LMH veya altında bir değere ulaşıncaya veya ii) çıkış suyu akısı ilk şartı sağlamadığında fakat akının stabil olduğu durumlarda sistem kapatılmıştır. Reaktöre beslenen PGDT atıksuyu ve DM tabakasının oluşması için eklenen ÖÇÇ+SÇÇ karışımı giriş suyu ve çamur MP numuneleri olarak belirlenmiştir. PGDT atıksuyu 1 L, çamur karışımı 250 mL olacak şekilde deney başlamadan önce örneklenmiştir. Çıkış suyu MP numuneleri, akı düşmesi veya DM oluştuktan itibaren birden fazla ve en az 50 mL en fazla 1 L olacak şekilde deneyin başlangıcında, ortasında ve sonunda olmak üzere en fazla 3 defa alınmıştır. Çıkış suyu numuneleri, ekstraksiyon ve karakterizasyon aşamalarına kadar cam beherlerde alüminyum folyo ile kaplı bir şekilde 4 °C'de buzdolabında saklanmıştır. Deney koşulları ve haftalık numune değişimi sebebiyle numune alma noktaları değişiklik gösterdiği için akı grafikleri üzerinde gösterilmiştir.

### **2.2.3.3. YÇ-DMF Giriş ve Çıkış Suyu Numunelerindeki MP'lerin Karakterizasyonu**

AAT ve PGDT'de MP giderim deneylerinden elde edilen tüm giriş ve çıkış numunelerine karakterizasyon aşamasında belirlenen ekstraksiyon aşamalarından WPO hariç tüm aşamalar uygulanmıştır (Şekil 17). Giriş numuneleri (atıksu + çamur); 5 mm, 250 ve 45



$\mu\text{m}$  ağ boyutuna sahip kaskat şeklinde dizilmiş olan paslanmaz çelik elekten geçirilerek toplamda 2 boyut aralığına (5000-250 ve 250-45  $\mu\text{m}$ ) bölünmüştür (Şekil 34-a-b). Çıkış numuneleri ise sadece 45  $\mu\text{m}$ 'lik çelik elekten süzölmüştür (Şekil 34-c). Kullanılan atıksu ve çamur numunelerine MP karakterizasyon aşamasında ayrıntılı bir şekilde fiziksel ve kimyasal karakterizasyon (Bknz 2.1) yapıldığı için bu aşamada da aynı işlemler yapılarak MP giderimi hesaplamak için sayıca (MP/L) ve ağırlıkça (mg MP/L) MP miktarı hesaplanmıştır. Kimyasal karakterizasyon (ATR-FT-IR) ise giriş ve çıkış numunelerinden rastgele MP seçilerek yapılmıştır. AAT YÇ-DMF deneylerinde boyut göze alınarak 4 farklı giriş suyu MP numuneleri ve 7 farklı (100-200-300  $\mu\text{m}$ ) çıkış suyu MP numuneleri olmak üzere toplamda 43 adet, PGDT YÇ-DMF deneylerinde ise 6 farklı giriş suyu MP numuneleri ve 9 farklı (100-200-300  $\mu\text{m}$ ) çıkış suyu MP numuneleri olmak üzere toplamda 69 adet MP numunesi analiz edilmiştir.



Şekil 34. Süzölen filtre kağıdı üzerindeki MP'lerin örnek görüntüleri: Giriş numuneleri: a) PGDT atıksuyunun boyut dağılımı (5000-250 & 250-45  $\mu\text{m}$ ), b) Çamur karışımının boyut dağılımı (5000-250 & 250-45  $\mu\text{m}$ ), Çıkış suyu numunesi: c) 300  $\mu\text{m}$ 'lik elekten süzölen deney

### 2.3. Analizler

**MP'lerin sayımı:** Uygulanan hesaplar sadece PGDT numunelerindeki MP'leri saymak için kullanılmıştır.

#### Seyreltme Yöntemi

##### Denklem 1

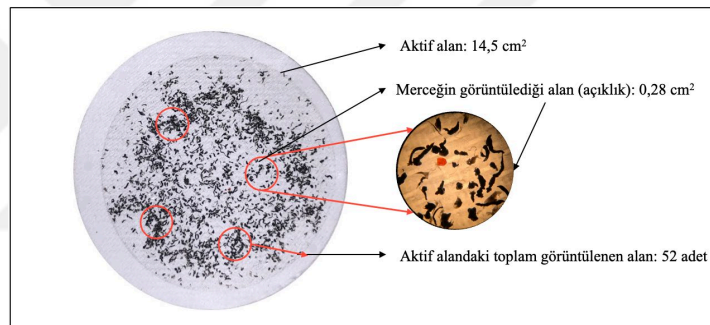
$$\text{Seyreltme oranı} = \frac{\text{MP'lerin toplam ağırlığı}}{\text{Tartılan MP'lerin ağırlığı}}$$

##### Denklem 2

$$\text{Tahmini MP sayısı (adet)} = (\text{MP sayısı} *) \times (\text{Seyreltme oranı})$$

\*Tartılan MP'lerin toplam sayısı

#### Alan Yöntemi



Şekil 35. Alan hesabı

##### Denklem 3

$$\text{Tahmini MP sayısı (adet)} = \frac{\text{Toplam görüntülen alan sayısı (52)} \times \text{MP sayısı} *}{\text{Merceğin görüntülediği alan (0,28 cm<sup>2</sup>)}}$$

\*Merceğin görüntülediği bir alanda sayılan toplam MP sayısı.

**MP konsantrasyon ve giderim hesabı:** Numunelerdeki toplam MP miktarı ağırlık (g/mg MP/L) ve sayı (MP/L) cinsinden hesaplanmıştır. AAT'deki günlük/yıllık deşarj edilen MP konsantrasyonu (MP/gün veya MP/yıl), debinin atıksudaki MP miktarıyla çarpılmasıyla hesaplanmıştır (**Denklem 4**). AAT'deki MP giderim verimi, giriş ve çıkış suyu numunelerindeki MP konsantrasyonu dikkate alınarak hesaplanmıştır (**Denklem 5**). YÇ-DMF reaktörlerdeki MP giderim verimi de reaktörden alınan giriş ve çıkış suyu numuneleri kullanılarak **Denklem 5** ile hesaplanmıştır.

#### Denklem 4

$$\text{Günlük deşarj edilen MP miktarı} \left( \frac{MP}{\text{gün}} \right) = \text{Debi} \left( \frac{m^3}{\text{gün}} \right) \times \text{Son çöktürme çıkış suyundaki MP miktarı} \left( \frac{MP}{L} \text{ veya } \frac{g MP}{L} \right)$$

#### Denklem 5

$$MP \text{ giderim}(\%) = \frac{\text{Ön çöktürme giriş suyundaki MP miktarı} - \text{Son çöktürme çıkış suyundaki MP miktarı}}{\text{Ön çöktürme giriş suyundaki MP miktarı}} \times 100$$

**Çevresel Risk Analizi:** AAT son çöktürme çıkış suyundan deşarj edilen polimer türlerine çevresel EPI Suite™ (Estimation Programs Interface) yazılımı kullanılarak çevresel risk analizi yapılmıştır. EPI Suite™, US EPA ve Syracuse Research Corp. (SRC) tarafından geliştirilen, fiziksel/kimyasal özellikler ve çevresel durum tahmin programlarından oluşan Windows® tabanlı bir yazılım paketidir [173]. KOWWIN (Oktanöl-su ayrıştırma katsayısı), HENRYWIN (Henry sabiti), BIOWIN3-7 (aerobik ve anaerobik bozunum), AAT'lerdeki giderimi (toplam giderim, biyolojik giderim ve adsorpsiyon), EC50 (etkin konsantrasyon) ve LC50 (ölümcül konsantrasyon) ve bu değerlerle hesaplanan PNEC (öngörülen etki gözlemlenmeyen konsantrasyon) değerleri kullanılarak tahmini çevresel risk analizi yapılmıştır [174].

- **Log<sub>KOW</sub>:** Polimer türlerinin Log<sub>KOW</sub> değerleri programdan alınarak aşağıdaki kriterlere göre yorumlanmıştır.  
 Log<sub>Kow</sub> > 4 Yüksek sorpsiyon potansiyeli  
 2,5 < Log<sub>Kow</sub> > 4 Orta derece sorpsiyon potansiyeli  
 Log<sub>Kow</sub> < 4 Düşük sorpsiyon potansiyeli
- **Henry Sabiti:** Polimer türlerinin Henry sabiti değerleri programdan alınarak aşağıdaki kriterlere göre yorumlanmıştır.  
 Henry sabiti >3x10<sup>-3</sup> yüksek uçuculuk  
 Henry sabiti <3x10<sup>-3</sup> düşük uçuculuk
- **Biowin3:** Bu model, nihai ve birincil biyobozunma için gereken süreyi tahmin etmektedir. Birincil biyobozunma, bir ana bileşiğin bir başlangıç metabolitine dönüşmesidir. Nihai biyobozunma ise bir ana bileşiğin, karbondioksit ve suya, bulunan diğer elementlerin mineral oksitlerine ve yeni hücre malzemesine dönüştürülmesidir. Polimer türlerinin Biowin3 değerleri programdan alınarak Tablo 7'deki kriterlere göre yorumlanmıştır.

Tablo 7. Biowin3 bozunma süreleri

Hesaplanmış oranlar (modeldeki sayısal değerler)	Toplam bozunma süreleri
>4,75-5	saatler
>4,25-4,75	saatler veya günler
>3,75-4,25	günler
>3,25-3,75	günler veya haftalar
>2,75-3,25	haftalar
>2,25-2,75	haftalar veya aylar
>1,75-2,25	aylar
<1,75	Zor ayrışabilir

- **Biowin7:** Biowin7 modeli, metanojenik anaerobik koşullar altında hızlı biyolojik bozunmanın olasılığını hesaplamaktadır. Polimer türlerinin Biowin7 değerleri programdan alınarak aşağıdaki kriterlere göre yorumlanmıştır. Bileşiğin Biowin7'si 0,5'ten büyük ya da eşit ise: Hızlı bozunabilir. Bileşiğin Biowin7'si 0,5'ten küçük ise: Hızlı bozunamaz.
- **PNEC:** Uzun veya kısa süreli maruz kalma sırasında yan etkilerin oluşmadığı herhangi bir ortamda bulunan bir maddenin konsantrasyonudur.

#### Denklem 6

$$PNEC = \frac{\text{en düşük EC50 veya LC50 değeri}}{(AF)1000}$$

Assesment Factor (AF): Kirleticinin bulunduğu ortama göre (10, 100 veya 1000 olarak) belirlenmektedir. Hesaplamalarda 1000 kullanılmıştır.

**Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ, mg/L):** KOİ standart yönteme (COD:5220D) göre numuneler kaba filtreden süzülerek hesaplanmıştır.

**Askıda Katı Madde Tayini (AKM, mg/L):** AKM tayini, standart yönteme (SS:2540) göre yapılmıştır.

**Bulanıklık (NTU), İletkenlik (mS/cm) ve pH:** Bulanıklık, WTW TURB 430IR türbidimetre, iletkenlik ve pH, HACH HQ40D iletkenlik ve pH problemleri ile ölçülmüştür.

**Akı (L/m<sup>2</sup>.sa-LMH):** Akı (Jw), membrandan saatte m<sup>2</sup> alan (A-m<sup>2</sup>) başına geçen akış miktarı (Qp-L/sa) olarak hesaplanmıştır.

**Akı düşüş oranı (LMH/L-süzüntü):** Başlangıç ve son akı farkının geçen süreye (süzülen su-L) bölünmesiyle hesaplanmıştır.

**DM ve Destek tabakası:** Dinamik ve destek tabaka numuneleri; Taramalı Elektron Mikroskobu Enerji Dağılım Spektroskopisi (SEM-EDX ZEISS, EVO LS10) ve kameralı optik mikroskop (Leica DM750M) ile incelenerek analizleri Erciyes Üniversitesi Nanoteknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi'nde yaptırılmıştır. DM oluşturmak için kullanılan ön çöktürme ve son çöktürme çamurlarının parçacık boyutu dağılımı (PSD), Mastersizer 2000 (Malvern Instruments, Hydro 200 MU) ile İstanbul Teknik Üniversitesi Ulusal Membran Teknolojileri Araştırma Merkezi'nde ölçülmüştür.



## 3. BÖLÜM

### BULGULAR VE TARTIŞMA

#### 3.1. Mikroplastik Karakterizasyon Çalışma Sonuçları

Bu bölümde tez çalışması metodolojik basamaklarında belirlenen 1. aşamadaki bulgular paylaşılmış ve literatürdeki benzer çalışmalarla karşılaştırma yapılmıştır.

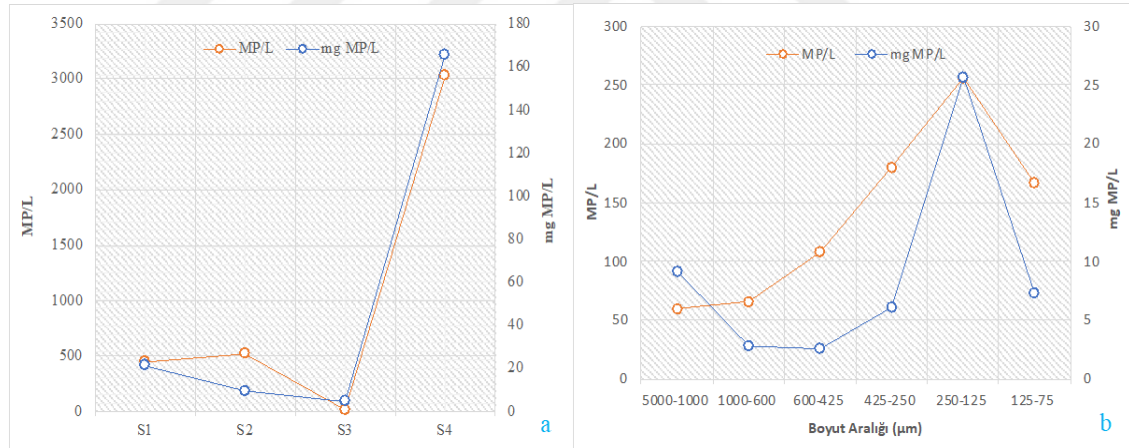
##### 3.1.1. KOSB AAT MP Karakterizasyon Sonuçları

KOSB AAT'den alınan numunelerde MP karakterizasyon sonuçları alındıkları aylara göre ayrı başlıklarda verilmiştir. Her ay kendi başlığı altında literatür karşılaştırması yapılarak tartışılmıştır. Ayrıca, üç ayda alınan numunelerin ortalaması alınarak tesisin giderim verimi ve günlük deşarj miktarı hesaplanmış; endüstriyel atıksularda MP karakterizasyonu yapan çalışmalarla karşılaştırma yapılmıştır.

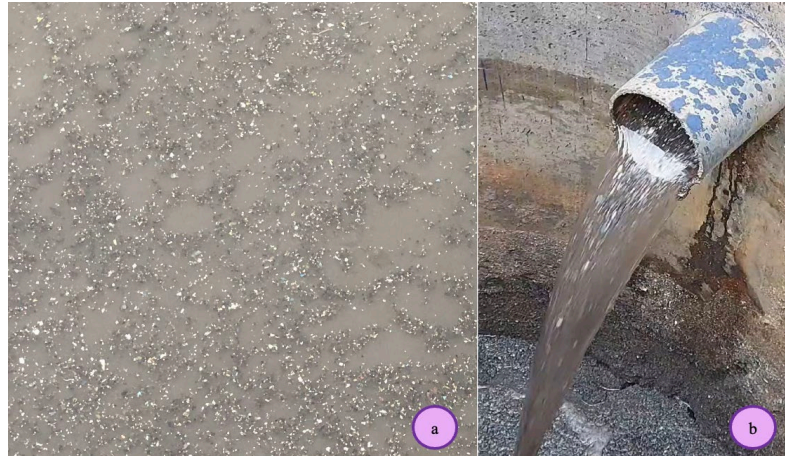
##### *3.1.1.1. Kasım Ayı MP Karakterizasyon Sonuçları*

KOSB AAT'den Kasım ayında alınan numunelerdeki MP karakterizasyon sonuçları bu bölümde gösterilmiştir. Bu ayda alınan numunelerde ön çöktürme çıkış suyu hariç diğer numuneler 2 paralel numune şeklinde alınmıştır. Grafiklerdeki gösterilen MP miktarı (mg MP/L ve MP/L) alınan paralel numunelerin ortalaması (Şekil 36-a) ve toplamda bu numunelerin her boyut aralığındaki dağılımı (Şekil 36-b) olarak verilmiştir. Bu ayda alınan numuneler arasında sayı cinsinden en fazla MP bulunan numune S4 (3.028 MP/L) iken en az bulunan MP sayısı S3 (15 MP/L) numunesinde bulunmuştur. Ek olarak, S2 numunesinde, S1 numunesinden sayıca fazla MP tespit edilmiş, bunun numune alma

şeklinde kaynaklandığı düşünülmektedir (Şekil 36-a). S1 numunesi dengeleme tankının çıkışından homojen bir karışım olarak alınırken, S2 ön çöktürme havuzunun savağından alınmıştır. Dengeleme tankında bulunan MP'lerin zamanla birikerek flokların oluşmasına ve ön çöktürme tankına giriş yaparak ani artışlara sebebiyet verdiği düşünülmektedir (Şekil 37-a). Ön çöktürme havuzu yüzey sıyrıcılardan toplanan MP'lerin biriktirildiği rögardan 11 gün arayla alınan iki numune arasında MP'ler (5000-75 µm) ağırlık (6,57 gr-1,06 gr) olarak 6 kat fark bulunması ani artışlar olabileceğini desteklemektedir (Şekil 37-b). S2'de sayıca fazla MP bulunmasına rağmen MP ağırlığının az olmasının nedeni S2'deki 250-125 µm boyutları arasındaki küçük boyutlu MP'lerin daha fazla bulunmasından kaynaklı olduğu düşünülmektedir. Ağırlıkça (4,7 mg MP/L) ve sayıca (15 MP/L) en az MP bulunan son çöktürme çıkış suyu numunesi olan S3'tür. Bu ayda tesisten günlük olarak 125 kg MP ( $3,94 \times 10^8$  MP/L) alıcı ortama deşarj edilmiştir. Ayrıca bu aydaki MP'lerin büyük bir kısmının ön çöktürme tankında giderildiği ağırlıkça %78, sayıca %97 oranında MP giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 36. **Kasım:** a) AAT'deki proseslerde bulunan ortalama MP miktarı, b) AAT'deki proseslerde (S1+S2+S3+S4) bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı

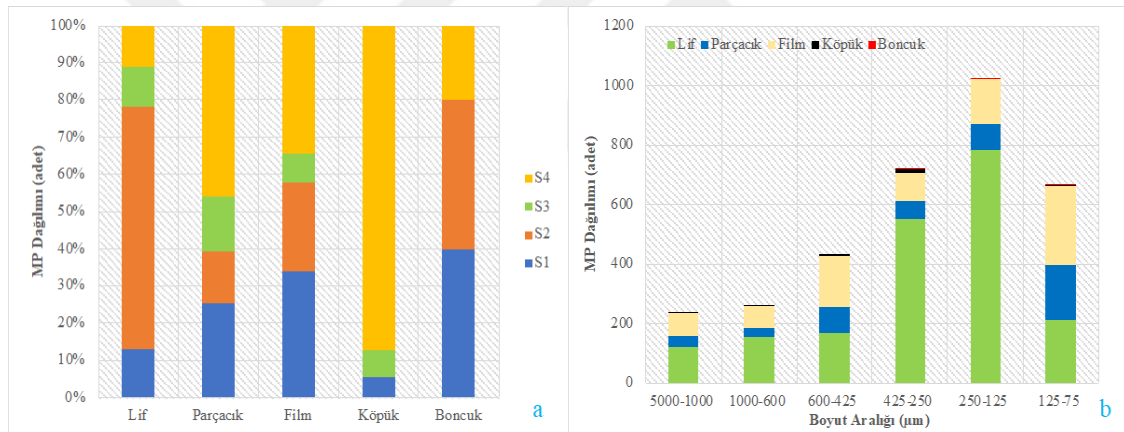


Şekil 37. a) Dengeleme tankı yüzeyi, b) Ön çöktürme yüzey sıyrıcılarında toplanan MP'li atıksuların rögarda toplanması

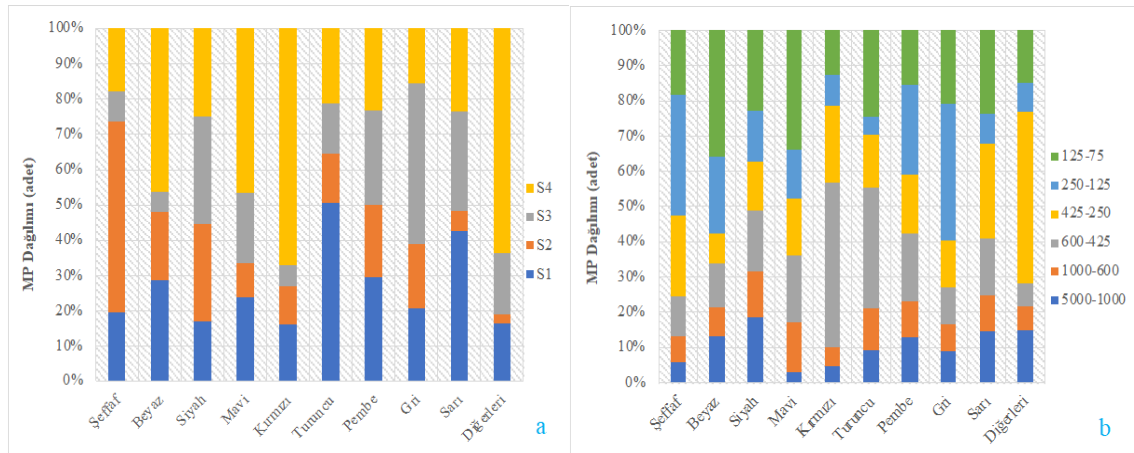
Numunelerin boyut dağılımı grafiğine bakıldığı zaman bu ay toplamda litrede 256 adet MP ile en fazla MP miktarı 250-125  $\mu\text{m}$  boyutları arasında bulunmuştur (Şekil 36-b). KOSB AAT'ye benzer bir endüstriyel AAT'de yapılan çalışmada en fazla MP miktarı 1000-500  $\mu\text{m}$  aralığında bulunmuştur [80]. Şekil 38-b'ye bakıldığında bu boyut aralığında litrede 26 mg MP ile baskın bulunan MP şeklinin lif olduğu görülmektedir. Bu ayda toplamda en fazla bulunan MP şekli sırasıyla lif (%60), film (%25), parçacık (%14), köpük (%0,8) ve boncuk (%0,1) olmuştur (Şekil 38-a). Diğer aylarda alınan S2 numunelerinden farklı olarak bu ayda lif şeklindeki MP'ler en fazla bu numunede bulunmuştur. Tesise gelen lif şeklinde MP'lerin kaynağının tekstil endüstrisi (Şekil 5-b) olduğu düşünülmektedir. En az bulunan MP şekli boncuktur. S1 ve S2 numunelerinde bulunan boncuk şeklinde MP'lerin giderildiği ve bu yüzden S3 numunesinde bulunmadığı tespit edilmiştir (Şekil 38-a). Evsel AAT'lerinde yapılan karakterizasyon çalışmalarında mikroboncukların genellikle düşük yoğunluklu oldukları için kum/yağ tutucu ve ön çöktürme havuzlarında giderildiği belirtilmiştir [55, 62]. Boncuk veya mikroboncuklar, genellikle yüz temizleme ürünlerinde, güneş kremlerinde, diş macunlarında, ev ve endüstriyel temizlik ürünlerinde ve tıbbi ürünlerde küresel şeklinden dolayı pürüzsüzlük ve kayganlık sağlaması için kullanılmaktadır [175]. Mikroboncukların kara, nehir, okyanus ve deniz ekosistemlerinde çevreye zarar verici etkisinden dolayı kozmetik ürünlerinde kullanılmasına ilişkin 2014 yılında ilk yasak getiren Hollanda olmuş daha sonra ABD, Kanada, Avustralya, İngiltere, İrlanda, Yeni Zelanda, İtalya, Tayland, Tayvan, İsveç, Güney Kore, Fransa, Kanada, Arjantin ve en son Çin'de (2022) yasaklanmıştır [176]. KOSB AAT'ne gelen atıksu içeriğinin %15'inin evsel nitelikli,



%85'inin endüstriyel nitelikli atıksu (özellikle PGDT'ler) olduğu düşünüldüğünde boncuk şekilli MP'lerin az da olsa bulunma ihtimalinin olduğu düşünülmektedir. Numunelerin renk sayısı ve boyutlara göre dağılımı Şekil 39'da verilmiştir. Toplamda %79 oranında en fazla bulunan şeffaf renkli MP'lerdir. En az bulunan MP renkleri ise diğerleri (%1) kategorisinde yer alan kahverengi, yeşil, pembe ve bordo renkli MP'lerdir (Şekil 39-a). Şeffaf renkli MP'ler tüm aylarda en fazla bulunan renk olmuştur. Şeffaf renkli MP'lerin fazla olmasının sebebi bu rengin aynı zamanda fazla bulunan lif şeklinde MP'lerin rengi olmasından kaynaklanmaktadır (Şekil Ek-1 1). Bununla birlikte, bazı polimer türlerine H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (%30) uygulayan bir çalışmada 7 gün sonrasında MP'lerin renginin solduğunu yani renksizleşip şeffaf renge dönüştüğünü ve incelendiğini belirtmiştir [177]. Bu tez çalışmasında da WPO aşamasında numuneler 2 gün peroksit çözeltisi içinde bekletilse de bu ihtimal dikkate alınmamıştır.

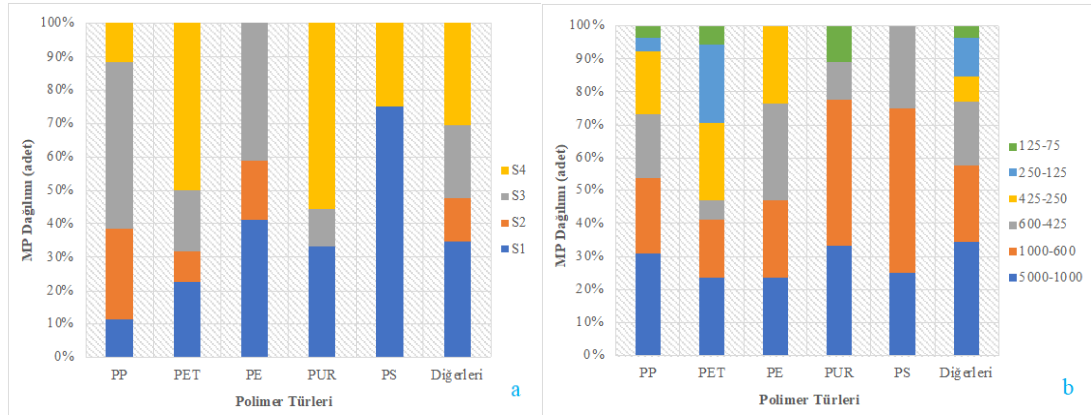


Şekil 38. **Kasım:** a) AAT'deki proseslerde bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı



Şekil 39. **Kasım:** a) AAT'deki proseslerde bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP renk sayısının boyutlara göre dağılımı

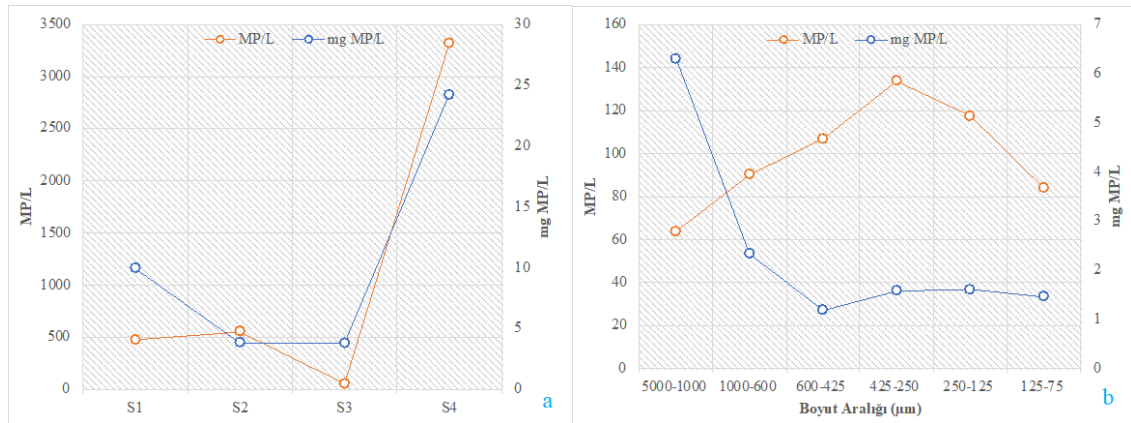
Kasım ayında numunelerde 18 çeşit polimer türü tespit edilmiştir. Bu polimer türleri en fazladan en aza sırasıyla PP, PE, PET, PUR, PS ve diğerleri; PVC, PAN, PA, PTFE, polibütilen tereftalat (PBT), akronitril bütadien stiren (ABS), polimetil metakrilat (PMMA), kauçuk, polivinil asetat (PVAC), akrilik boya, reçine, polietil vinil asetat (PEVA), ve polivinil stearat (PVS) türleri tespit edilmiştir. Küresel plastik üretiminde en fazla bulunan [5] polimer türlerinin (%26 PP, %21 PET, %17 PE, %9 PUR, %4 PS) ve diğer polimer türlerinin (%22 diğerleri) numunelere ve boyutlara göre dağılımı Şekil 40'da verilmiştir. Kayseri OSB'deki bulunan sektörler incelendiğinde (Şekil 5-a) tespit edilen polimer türlerinin neredeyse her sektörde kullanıldığı görülmektedir. Tekstil sektöründeki işlemlerde (kimyasallar, elyaflar vb.) kullanılan polimer türleri PAN, PA, PVC, PP, PUR, metakrilatlar (PMA, PMMA vb.) iken ambalaj-plastik ve mobilya en fazla kullanılan polimer türleri PP ve PE, elektrik-elektronik, otomotiv yan sanayide kullanılan polimer türleri PP, PBT ve ABS, inşaat yapı malzemelerinde yalıtımda kullanılan PS veya genişletilmiş polistiren (EPS) kağıt, baskı ve reklam ürünlerinde kullanılan PMMA (pleksi) ve son olarak gıda sektöründe kullanılan ambalajlarda (paket, etiket, sert kaplar vb.) PP kullanılmaktadır.



Şekil 40. **Kasım:** a) AAT'deki proseslerde bulunan polimer tür sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam polimer türü sayısının boyutlara göre dağılımı

### 3.1.1.2. Aralık Ayı MP Karakterizasyon Sonuçları

KOSB AAT'den Aralık ayında alınan numunelerdeki MP karakterizasyon sonuçları bu bölümde gösterilmiştir. Bu ayda alınan numunelerde 2 paralel numune şeklinde alınmıştır. Grafiklerdeki gösterilen MP miktarı (mg MP/L ve MP/L) alınan paralel numunelerin ortalaması (Şekil 41-a) ve toplamda bu numunelerin her boyut aralığındaki dağılımı (Şekil 41-b) olarak verilmiştir. S1 ve S2 numunelerinde Kasım ayına benzer sonuçlar elde edilmiştir. Alınan numuneler arasında litrede sayı cinsinden en fazla MP (3.314 MP/L) bulunan çamur numunesi S4'tür. Bu ayda Kasım ayındaki S3 numunesine göre 3,5 kat daha fazla MP sayısı (53 MP/L) tespit edilmiştir. Bu ayda tesisten günlük olarak 116 kg MP ( $1,62 \times 10^9$  MP/L) alıcı ortama deşarj edilmiştir. Ayrıca bu ayda tesiste elde edilen MP giderim verimleri ağırlıkça %62, sayıca %89 bulunmuştur.

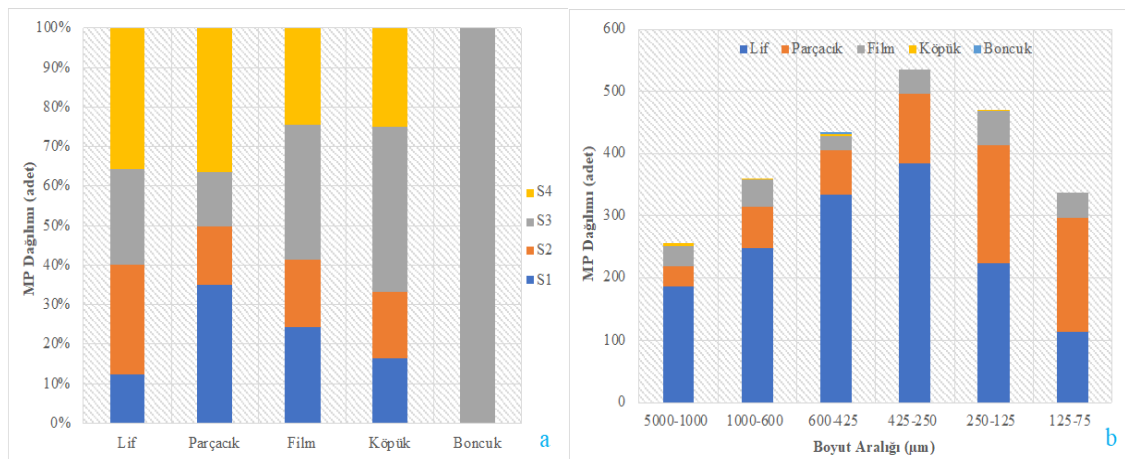


Şekil 41. **Aralık:** a) AAT'deki proseslerde bulunan ortalama MP miktarı, b) AAT'deki proseslerde (S1+S2+S3+S4) bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı

Numunelerin boyut dağılımı grafiğine (Şekil 41-b) bakıldığı zaman bu ay toplamda sayıca en fazla MP miktarı 425-250 µm boyutları arasında, ağırlıkça en fazla MP 5000-1000 µm boyut aralığında bulunmuştur. Bu ayda toplamda en fazla bulunan MP şekli sırasıyla lif (%62), parçacık (%27), film (%9), köpük (%1) ve boncuk (%1) olmuştur (Şekil Ek-1 2). Aralık ayında lif şeklinde MP'ler, en fazla S4 numunesinde bulunmuştur. S4 numunesinde özellikle lif şeklindeki MP'lerin bulunmasının sebebinin Kasım ayında da bahsedildiği gibi tekstil sektöründen kaynaklandığı düşünülmektedir. Bununla birlikte, özellikle lif şeklindeki MP'lerin bulunmasının sebebinin yüzen ve askıda kalan çamur flokları ile birleşerek yoğunluğunun yükselmesi ve çökmesi olarak düşünülmektedir. AAT çamurları ile yapılan bir karakterizasyon çalışmasında, tesisteki çoğu MP'nin ön ve son çöktürme çamurları ile uzaklaştırıldığı ve baskın MP şeklinin lif olduğu belirtilmiştir. [178]. Bu tez çalışmasında en fazla MP'nin çamur numunesinde bulunması ve çamurda en fazla bulunan şeklin lif olması bu çalışma ile benzer sonuçlar göstermektedir. Ayrıca çalışmada, ön çöktürme çamurunda bulunan lif şeklindeki MP'lerin yüksek yoğunluklu PET, PA, akrilik ve PES gibi polimer türlerinden oluştuğu için çöküp ön çöktürme çamuru ile uzaklaştırıldığı, çökmeyen katı maddenin ve düşük yoğunluklu MP'lerin havalandırma tankına kaçtığı belirtilmiştir. Havalandırma tankındaki mikroorganizmaların organik maddeyi gidermek için EPS salgılayarak floklar oluştuğu ve düşük yoğunluklu MP'lerin floklara yapışarak son çöktürme tankında çöktüğü belirtmektedir. Yapılan başka bir çalışmada, düşük yoğunluklu PP, PE ve PS'nin atıksu üzerinde yüzdüğü veya atıksu kolonunda askıda kaldığı, türbülans nedeniyle çöken plastiklerin yüzeye ve askıda kaldığı ve çoğunun ön çöktürme tankında tutulduğu

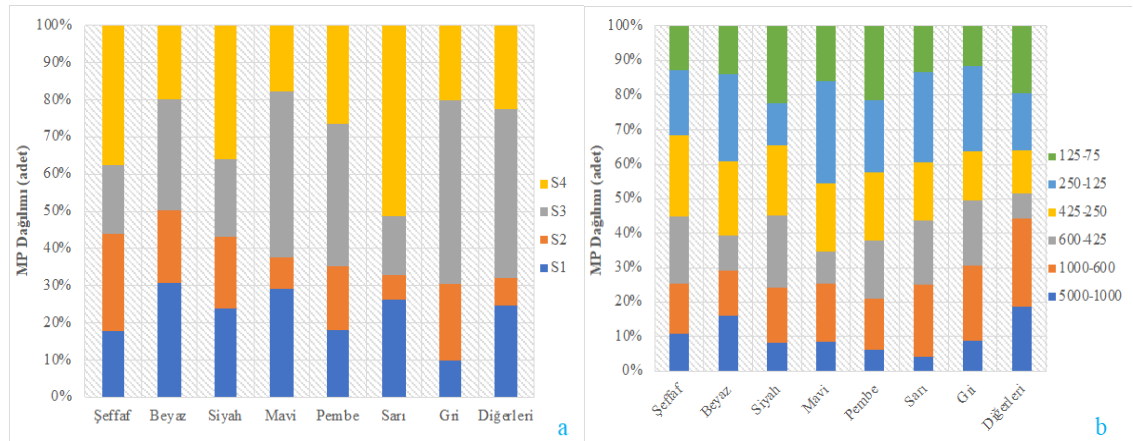
belirtilmiştir [53]. Bu aydaki polimer türleri incelendiğinde (Şekil 44-a) düşük yoğunluklu ( $0,9-1,04 \text{ g/cm}^3$ ) PP, PE ve PS gibi polimer türlerinin çamur numunesinde (S4) bulunması bu durumu açıkça göstermektedir. Tez çalışmasındaki örneklenen çamur numunelerinin hem ön hem de son çöktürme çamur numunelerinin bulunduğu depolama tankında alındığı ve en fazla MP'nin çamur numunesinde olduğu düşünüldüğünde Kayseri OSB AAT'de MP'lerin çöktürme ile uzaklaştırıldığı düşünülmektedir. Ayrıca [178] yapılan çalışmadaki gibi MP'nin şeklinin ve yoğunluğunun AAT proseslere göre davranışını ortaya koyma ve MP giderim mekanizmaları konusunda somut fikirler sunmaktadır.

En az bulunan MP şekli boncuktur (Şekil 42-a). Sadece S3 numunesinde boncuk bulunmasının sebebinin, boncukların boyutunun  $600-425 \mu\text{m}$  boyut aralığında olduğu birincil arıtma proseslerinden kolayca geçerek son çöktürme havuzuna kaçtığı düşünülmektedir. Ayrıca, AAT çıkış suyu numunelerinde mikroboncukların bulunduğu ve deşarj edildiği, biyolojik arıtma sırasında aktif çamur içerisinde daha küçük boncukların tespit edildiği belirtilmiştir [179]. Toplamda en fazla bulunan şeffaf renkli MP'ler iken, en az bulunan renkler diğer kategorisinde yer alan turuncu, kırmızı, kahverengi ve yeşil renkli MP'lerdir (Şekil 43-a).



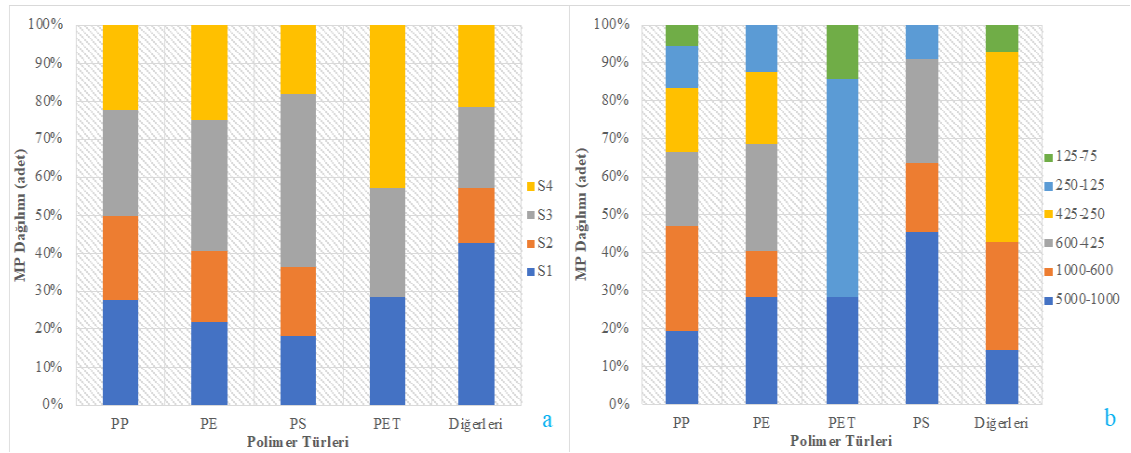
Şekil 42. **Aralık:** a) AAT'deki proseslerde bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı





Şekil 43. Aralık: a) AAT'deki proseslerde bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP renk sayısının boyutlara göre dağılımı

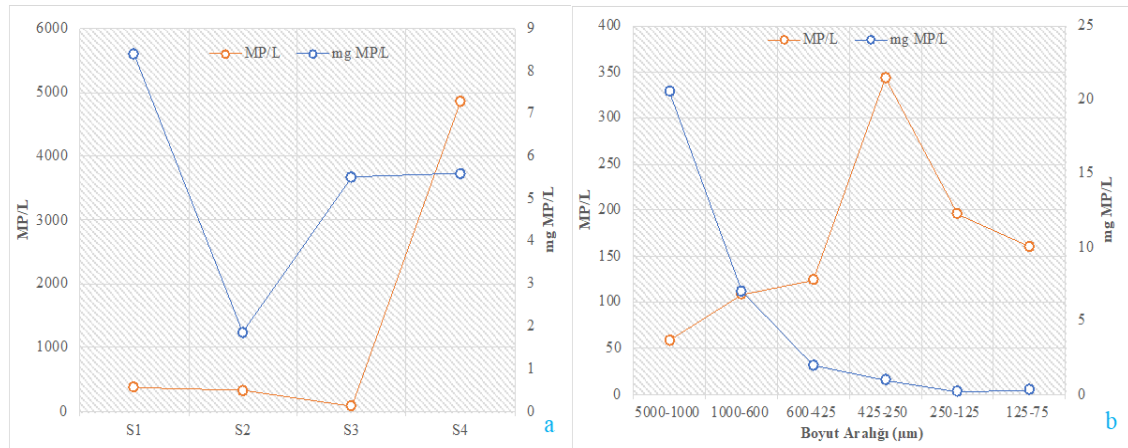
Aralık ayında numunelerde 15 çeşit polimer türü tespit edilmiştir. Bu polimer türleri en fazladan en aza sırasıyla PP, PE, PS, PET ve diğerleri; EPS, PUR, PBT, PA66, PVC, PVAC, PTFE, ABS, reçine, PEVA ve PVS türleri tespit edilmiştir. En fazla kullanılan polimer türleri (%36 PP, %32 PE, %11 PS, %7 PET) ve diğer polimer türlerinin (%14) numunelere ve boyutlara göre dağılımı Şekil 44'te verilmiştir.



Şekil 44. Aralık: a) AAT'deki proseslerde bulunan polimer tür sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam polimer türü sayısının boyutlara göre dağılımı

### 3.1.1.3. Ocak Ayı MP Karakterizasyon Sonuçları

KOSB AAT'den Ocak ayında alınan numunelerdeki MP karakterizasyon sonuçları bu bölümde gösterilmiştir. Grafiklerdeki gösterilen ortalama MP miktarı (mg MP/L ve MP/L) alınan numunelerdeki dağılımı (Şekil 45-a) ve toplamda bu numunelerde her boyut aralığında dağılımı (Şekil 45-b) olarak verilmiştir. S1 ve S2 numunelerindeki MP sayısı sırasıyla 381 ve 333 MP/L ile birbirine yakın bulunurken yine en az MP miktarı (87 MP/L) S3 numunesinde bulunmuştur (Şekil 45-a). Ocak ayında, Aralık ayında olduğu gibi en fazla MP miktarı (4.860 MP/L) çamur numunesinde (S4) bulunmuştur. Ön çöktürme tankı çıkış suyundan alınan numuneye (S2-1,9 mg MP/L) kıyasla, son çöktürmede (S3-5,5 mg MP/L) ağırlıkça fazla MP bulunmasının sebebi, numune alınan günde son çöktürme tankındaki yüzey sıyırıcılarda problem olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Numune alındığı gün hem son çöktürme yankı yüzeyi hem de savaklardaki MP miktarı (600-250 µm) bir önceki aya göre daha fazla gözlemlenmiştir (Şekil 46). Bu ayda tesisten günlük 174 kg MP ( $2,74 \times 10^9$  MP/L) alıcı ortama deşarj edilmiştir. Ayrıca bu ayda tesiste elde edilen MP giderim verimleri ağırlıkça %34, sayıca %77 olarak bulunmuştur.



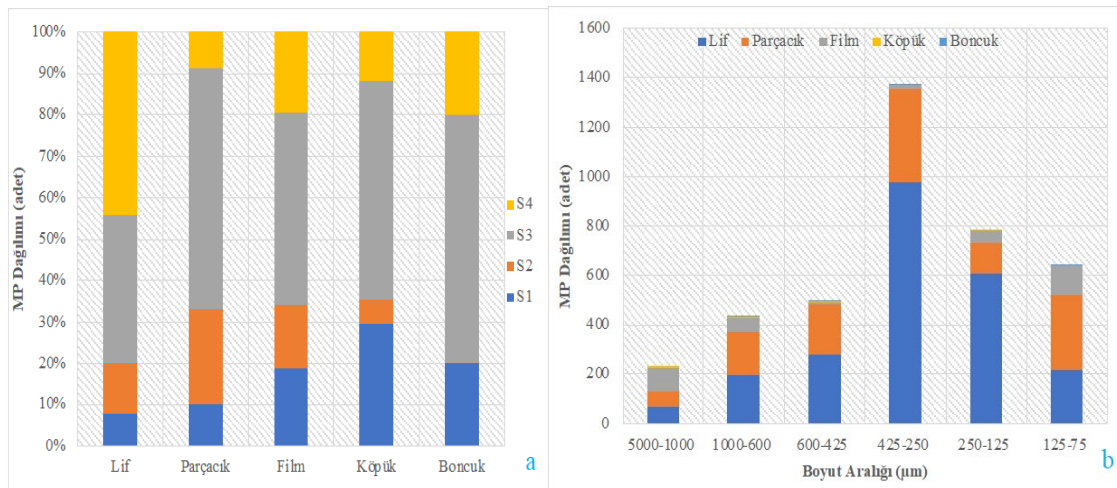
Şekil 45. **Ocak:** a) AAT'deki proseslerde bulunan ortalama MP miktarı, b) AAT'deki proseslerde (S1+S2+S3+S4) bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı

Bu ayda da Kasım ayındaki gibi toplamda sayıca en fazla MP miktarı 425-250 µm boyut aralığında bulunmuştur (Şekil 45-b). Bu ayda toplamda en fazla bulunan MP şekli sırasıyla lif (%59), parçacık (%31), film (%9), köpük (%0,4) ve boncuk (%0,1) olmuştur (Şekil 47-a). Aralık ayındaki gibi lif şeklinde MP'ler en fazla S4 numunesinde

bulunmuştur. Parçacık, film, köpük ve boncuk şekilli MP'lerin hepsi ise S3 numunesinde bulunmuştur. Toplamda en fazla renkte bulunan şeffaf ve kahverengi MP'ler iken, en az bulunan renkler diğer kategorisinde yer alan sarı, turuncu, yeşil, gri, kırmızı ve mor renkli MP'lerdir (Şekil 48-a). Kahverengi MP'ler en fazla S4 numunesinde ve 250-125 µm boyut aralığında bulunmuştur (Şekil 48-b).



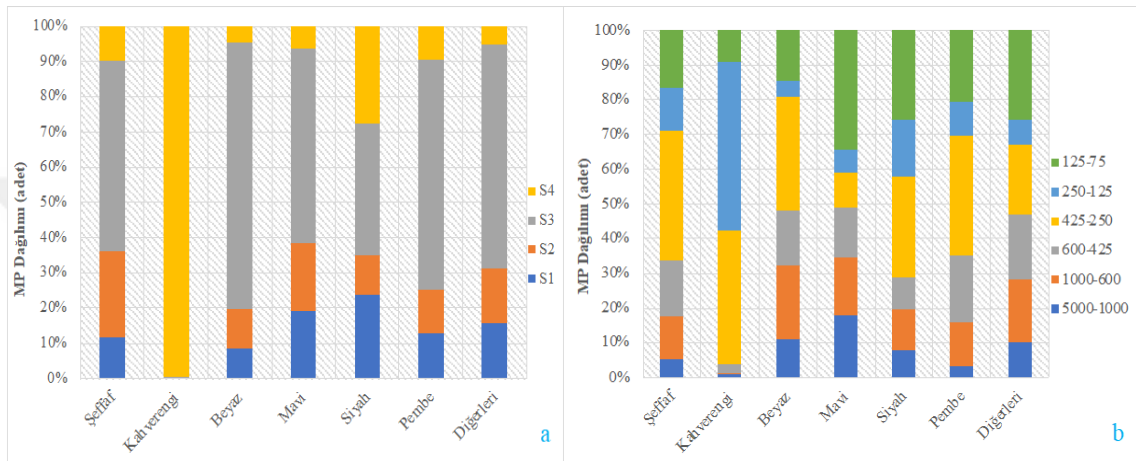
Şekil 46. Son çöktürme havuz yüzeyi: a) Aralık 2022, b) Ocak 2023



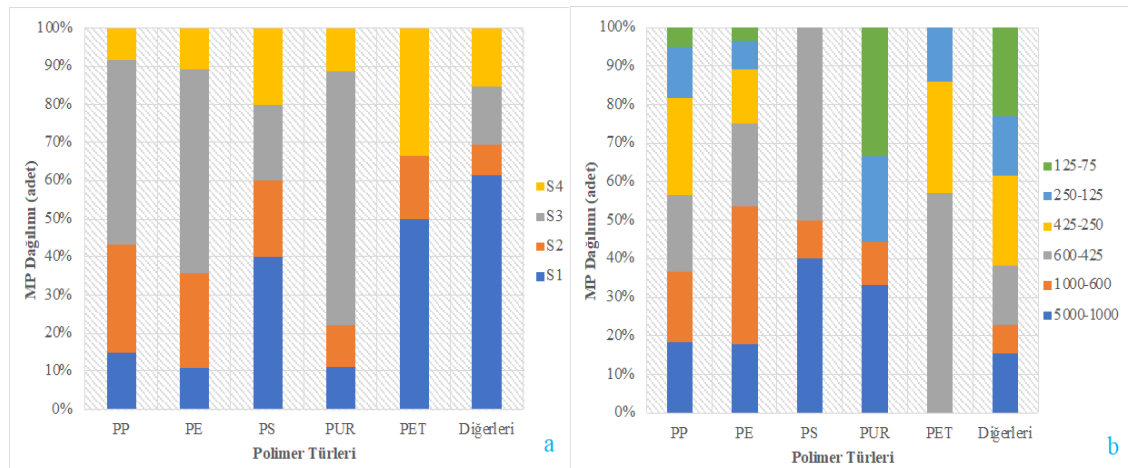
Şekil 47. **Ocak:** a) AAT'deki proseslerde bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT'deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı



Ocak ayında numunelerde 16 çeşit polimer türü tespit edilmiştir. Bu polimer türleri en fazladan en aza sırasıyla PP, PE, PUR, PS PET ve diğerleri; EPS, PTFE, polietil akrilat (PEA), polibütül metakrilat (IBMA), kauçuk, reçine, polidimetilsiloksan (PDM), PEVA, PA66, polioksümetilen (POM) ve PVC türleri tespit edilmiştir. Toplamda en fazla kullanılan polimer türleri (%48 PP, %22 PE, %8 PS, %7 PUR ve %5 PET) ve diğer polimer türlerinin (%10) numunelere ve boyutlara göre dağılımı Şekil 49’da verilmiştir.



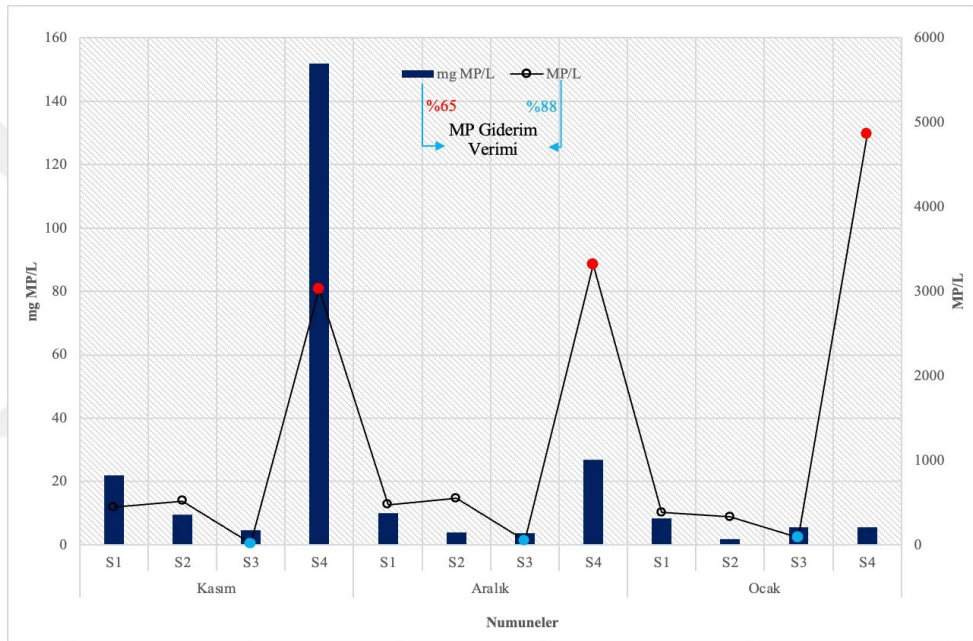
Şekil 48. Ocak: a) AAT’deki proseslerde bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) AAT’deki proseslerde bulunan toplam (S1+S2+S3+S4) MP renk sayısının boyutlara göre dağılımı



Şekil 49. Ocak: a) AAT’deki proseslerde bulunan polimer tür sayısının yüzde dağılımı, b) AAT’deki proseslerde bulunan toplam polimer tür sayısının boyutlara göre dağılımı

### 3.1.1.4. KOSB AAT MP Deşarj Miktarının Değerlendirilmesi

AAT'deki MP'lerin prosesler arasındaki dağılım miktarları aylara göre Şekil 50'de verilmiştir. AAT'deki 3 ay boyunca hesaplanan ortalama MP giderimi ağırlıkça %65 sayıca %88 olarak bulunmuştur. MP'lerin ağırlıkça ve sayıca en az bulunduğu proses son çöktürme tankı (S3) olurken, en fazla çamur depolama tankından alınan çamur numunesinde (S4) bulunmuştur. KOSB AAT'den ortalama günlük  $1,5 \times 10^9$  adet MP deşarj edilmektedir.



Şekil 50. AAT proseslerde tespit edilen MP'lerin aylara göre dağılımı

Endüstriyel atıksularda yapılan MP karakterizasyon alışmaları Tablo 8'de gösterilmiştir. Adana'da büyük bir nüfustan ve endüstriyel (otomotiv, tekstil, paketleme vb.) aktivitelerden kaynaklanan atıksuları arıtan Seyhan (1.000.000 kişi) ve Yüreğir (500.000 kişi) AAT'lerinde giriş ve çıkış sularındaki MP miktarı KOSB'ye göre çok daha az tespit edilmiştir [58]. Bunun sebebinin atıksu karakterizasyonu (evsel, endüstriyel) ile ilgili olduğu düşünülmektedir. Çin'in en büyük tekstil endüstrisi parklarından biri olan Keqiao endüstriyel park bölgesinde bulunan farklı ham kumaş malzemelerine sahip u adet tekstil baskı ve boyama fabrikası (A, B ve C) ve parkın Cao nehri yakınlarındaki iki merkezi AAT'lerinden (D ve E) atıksu numunelerindeki mikrolifleri karakterize etmek için ayrıntılı bir çalışma yapılmıştır [180]. Tekstil fabrikalarına ait arıtma sistemlerinde elde edilen etkili giderim verimlerine (%85, %96 ve %99) rağmen D ve E AAT'lerinin giriş

sularında sırasıyla 13.600 MF/L ve 8.367 MF/L mikrolif tespit edildiği belirtilmiştir. Bunun da tekstil fabrikalarından AAT'lerine salınan mikrolif sayısının günde yaklaşık 10,2 trilyona vardığı düşünülmektedir. Bu endüstriyel park sadece tekstil sektörü özelinde olduğu için mikroliflerin çok fazla bulunduğu öte yandan da tekstil sektörünün mikroliflerin kaynağı olduğunu açıkça göstermektedir.

Tablo 8. Endüstriyel atıksularda yapılan MP karakterizasyon çalışmaları

AAT	Atıksu Türü	Kapasite (m <sup>3</sup> /gün)	Giriş Kons. (MP adet/L)	Çıkış Kons. (MP adet/L)	Giderim (%)	Günlük deşarj (MP/gün)	Kaynak
Seyhan AAT	Evsel ve endüstriyel	183	26,5±3,2	6,9±0,8	73	-	[58]
Yüreğir AAT		87	23,4±4,1	4,1±0,3	79		
Yeşil Çevre AAT	Evsel (%30) Endüstriyel (%70)	80.000	161,3±74,9	16,8±6,2	90	1,35x10 <sup>9</sup>	[80]
D AAT	Tekstil endüstrisi atıksuyu	-	13.600	350	97	7,0x10 <sup>10</sup>	[180]
E AAT			8.367	600	93	3,6x10 <sup>11</sup>	
I AAT	Evsel ve Endüstriyel	82	1.567±413	131±95	90	1,7-2,6x10 <sup>7</sup>	[181]
W1*	Evsel ve Endüstriyel (%10*- %60**)	100.000	392	1,8	99	-	[182]
W2*		25.000	71	3,1	96		
W3**		90.000	38	0,5	98		
AAT	Evsel (%20) Endüstriyel (%80)	50.000	114±17 216±65	0,3 0,5	99	0,8x10 <sup>7</sup>	[183]
DN	Evsel ve Endüstriyel	720	222	166	26	3,8x10 <sup>7</sup>	[184]
HC		2.000	193	151	22	8,3x10 <sup>7</sup>	
HK		5.000	413	309	25	1,5x10 <sup>9</sup>	
WWTPA	Evsel ve Endüstriyel	80.000	-	-	98	8,9x10 <sup>9</sup>	[185]
Anza AAT	Evsel ve Endüstriyel	49.680	1.114±90	607±101	46	7,9x10 <sup>10</sup>	[186]
KOSB AAT	Endüstriyel (%85) Evsel (%15)	40.000	434±49	52±36	88	1,5 x 10 <sup>9</sup>	Bu tez çalışması

Çin'de evsel ve endüstriyel atıksuları arıtan 3 AAT'de yapılan bir çalışmada, günlük olarak MP değişimini inceleyen bir çalışma yapılmış, W1 (391 MP/L) ve W3 (38 MP/L) AAT'lerinin benzer popülasyona hizmet vermesine rağmen MP miktarlarında fark bulunduğu belirtilmiştir (Tablo 8). W1'deki endüstriyel sektörler polietilen demir döküm, demir boru sektörü iken, W3, elektronik ve otomotiv sektörü, pamuk baskı ve boyama gibi sektörlerin atıksuları arıtılmaktadır. Endüstriyel faaliyet olarak farklı atıksu

karakterizasyona (%10-%60) sahip oldukları için böyle bir fark görüldüğü belirtilmiştir [182].

MP miktarlarını sadece atıksu karakterizasyonu değil, AAT'lerde bulunan prosesler de etkilemektedir. Vietnam'ın Danang şehrinde OSB'lerde bulunan merkezi 3 AAT'nin giriş ve çıkış sularından numuneler alınarak MP karakterizasyonu yapılmıştır [184]. AAT giriş MP değerlerine bakıldığı zaman (Tablo 8) özellikle HK adlı AAT'nin giriş atıksuyundaki MP miktarının (413 MP/L), KOSB AAT (434 MP/L) ile birbirine yakın olduğu görülmektedir. Çıkış suyu MP miktarlarına ve giderim verimlerine bakıldığı zaman ise giderim verimlerinin literatürdeki çalışmalara göre çok düşük (%26, %22 ve %25) bulunduğu ve atıksu arıtma tesisindeki proseslerin (kaba ve ince ızgaranın olmaması, basit biyolojik reaktör sistemlerinin bulunması) eksikliğinden kaynaklandığını belirtilmiştir.

Son olarak, Türkiye'de ilk defa Ankara'da bulunan OSB'lerde yapılan bu tez çalışmasına yakın bir çalışmada, OSB A'nın AAT (3.000 m<sup>3</sup>/gün) deşarj noktasından, OSB B'nin AAT (2.500 m<sup>3</sup>/gün) giriş ve çıkış suyu numunelerinde MP karakterizasyon çalışması yapılmıştır [79]. Numuneler iki kez farklı tarihlerde ve günde 3 kez alınarak yapılmıştır. Ayrıca çalışmada OSB-A (gıda ve boya endüstrisi) ve OSB-B'de (tekstil ve metal endüstrisi) bulunan başka sektörlerden (gıda, boya, tekstil ve metal) alınan numunelere bakılmıştır. OSB-A AAT'nin çıkış suyunda litrede ortalama 121 adet MP, OSB-B AAT'de ise 9 adet MP tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar ile KOSB AAT karşılaştırıldığında çıkış suyundaki MP miktarları (52 MP/L) arasındaki farklılıklar bulunmaktadır. Bursa Yeşil Çevre OSB AAT'de yapılan bir çalışmada, belirlenen proseslerdeki MP miktarı 12 ay boyunca incelenmiş, giriş ve çıkış suyu numunelerinde MP miktarları sırasıyla 161 ve 16 MP/L olarak bulunmuştur [79]. Yeşil Çevre AAT'nin KOSB AAT'ye göre 2,5 kat daha fazla kapasitesinin olmasına rağmen giriş ve çıkış sularındaki MP miktarları KOSB AAT'ye göre az bulunmuştur. Fakat şunu da belirtmek gerekir ki, her iki AAT'de ikincil arıtma prosesleri olmasına rağmen bazı arıtma ünitelerinde ve numune alma noktalarında farklılıklar bulunmaktadır.

Bu bölümde bu tez çalışmasına yakın endüstriyel atıksular, endüstriyel parklar ve OSB'lerdeki MP karakterizasyon çalışmaları göz önüne alınarak karşılaştırma yapılmıştır. Atıksu karakterizasyonu (endüstriyel sektörler), numune noktaları ve alma

yöntemleri, numune ekstraksiyonu gibi nedenlerden dolayı giriş ve çıkış sularındaki MP miktarları değişim göstermektedir. Bahsedilen bu farklılıklar, karakterizasyon çalışmalarını karşılaştırmayı zorlaştırmaktadır.

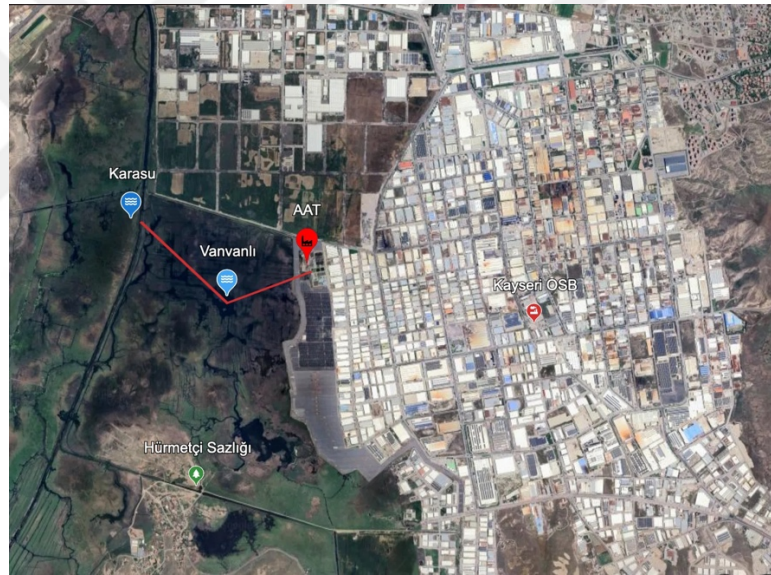
#### **3.1.1.4.1. Deşarj Edilen Polimer Türlerinin Çevresel Risk Analizi**

Bu bölümde, polimer türlerinin çevreye verebileceği potansiyel zararı değerlendirmek için son çöktürme çıkış suyu ile deşarj edilen polimer türleri (PP, PE, PET, PUR, PVC ve PS) seçilerek US EPA programındaki (Bknz. 2.3) parametreler kullanılarak çevresel risk analizi yapılmıştır.

Çevresel risk değerlendirme parametreleri Tablo 9 ve Tablo 10'da verilmiştir. En küçük EC50 veya LC50 değerleri ile hesaplanan PNEC değerleri, polimer türlerinin akut toksisite değerlerini vermektedir [187]. Polimer türlerinin kısa vadeli toksisite değerleri incelendiğinde, yeşil algler için tüm polimer türlerine maruz kalma süresinin 96 saat (EC50), su piresi için PS hariç (48 saat) 96 saat (LC50) olduğu görülmektedir (Tablo 9). Bu, yeşil alglerin bu polimer türlerine 96 saat maruz kalması sonucu yaşamsal faaliyetlerinin yavaşlamasına veya durmasına neden olabileceğini göstermektedir. LC50 değerleri ise tabloda bulunan konsantrasyon değerlerine maruz kalan su pirelerinin %50'sinin toksisite maruz kalarak ölebileceğini göstermektedir. Organizmaların büyümesini engelleyecek veya ölümüne sebep olabilecek polimer türlerinin toksik etkisini gösteren değerlerin fazladan aza PUR>PET>PVC>PE>PP>PS şeklinde olabileceği düşünülmektedir (Tablo 9). Yapılan bir toksisite çalışmasında benzer bir şekilde, PE, PP, PS, PET ve PVC gibi yaygın polimer türlerinin, 3 günlük maruz kalma süresinde mikroalg büyümesini yaklaşık %7 oranında engellediği (PVC>PET>PS>PE>PP) tespit edilmiştir [188]. Aynı polimer türleri ile sucul makrofit üzerinde yapılan başka bir ekotoksikolojik çalışma da en yüksek inhibisyon etkisinin PVC ve PUR'da gözlemlendiği; tohumlanma ve büyüme sürecini etkilediği belirtilmiştir [189]. KOSB AAT'de artılan atıksu yaklaşık 2,5 km'lik bir deşarj hattı ile Vanvanlı Deresi'ne, oradan da Karasu deresine geçerek Kızılırmak Nehrine deşarj edilmektedir (Şekil 51). Kızılırmak Nehri'nin, havzada bulunan beş il (Ankara, Kastamonu, Kırıkkale, Nevşehir ve Sivas) için içme suyu kaynağı olarak kullanıldığı bilinmektedir [190]. Ayrıca, AAT'nin hemen yanında (2,5 km) 2004 yılında Ramsar sulak alanına dahil edilen

Hürmetçi Sazlığı bulunmaktadır [191]. Sonuç olarak, AAT'den yılda  $5,65 \times 10^{11}$  adet MP Kızılırmak Nehri'ne deşarj edilmekte ve bu MP'lerin özellikle Ramsar koruma alanındaki nesli tükenmekte olan kuşlar olmak üzere sucul ve karasal canlılara; içme suyu yoluyla insanlara zarar verebileceği düşünülmektedir.

KOSB AAT'de üç aylık ortalama MP giderim veriminin %88 oranında olduğu önceki bölümde (Bknz 3.1.1.4) belirtilmiştir. EPI Suite programındaki AAT giderim verimleri incelendiğinde toplamda ortalama %91 oranında biyolojik arıtma tesislerinde polimer türlerinin giderilebildiği gösterilmektedir (Tablo 10). Bu giderim verimleri, literatürde yapılan evsel ve endüstriyel AAT'lerinin MP giderim verimleri (%70-99) ile benzerlik göstermektedir (Şekil 3).



Şekil 51. KOSB Atıksu Arıtma Tesisi'nin (*kırmızı simge*) ve deşarj noktasının (*mavi simgeler*) uydu görüntüleri [Kaynak: Google Earth]

Tablo 9. Polimer türlerinin EC50, LC50 ve PNEC değerleri

Polimer Türleri	CAS Numarası	EC50 (mg/L)	Organizma-Maruz kalma süresi	LC50 (mg/L)	Organizma-Maruz kalma süresi	PNEC <sup>a</sup> (mg/L)
PP	9003-7-0	24,4	Yeşil Alg-96 saat	37,0	Daphnid-48 saat	0,024
PE	9002-88-4	31,4		55,8		0,031
PET	25038-59-9	60,2		78,9		0,060
PUR	51-79-6	773,3		2224,0		0,773
PVC	9002-86-2	39,5		61,3		0,040
PS	9003-53-6	8,6		6,8	Mysid-96 saat	0,007

a. Kırmızı renkle vurgulanan değerler PNEC hesaplamasında kullanılmıştır.



Tablo 10. Polimer türlerinin AAT'lerindeki durumu, Log<sub>Kow</sub>, Henry Sabiti, biyolojik bozunma değerleri

Polimer Türleri	Log <sub>Kow</sub> (Tahmini)	Henry Sabiti (atm-m <sup>3</sup> /mol)	B3 <sup>a</sup>	B7 <sup>b</sup>	AAT (%)			
					Top. Giderim	Top. Biyobozunma	Top. Hava	Top. Çamur Adsorp.
PP	1,68	1,96E-01	3,10	0,54	99,2	22,8	76	0,34
PE	1,27	2,28E-01	3,13	0,54	99,3	21,5	77,4	0,25
PET	2,06	3,97E-10	3,00	0,67	92,4	91,8	0	0,57
PUR	-0,02	5,25E-08	2,95	0,78	75,0	74,4	0	0,62
PVC	1,62	2,78E-02	2,88	0,60	96,6	48,8	47,4	0,35
PS	2,89	2,75E-03	2,99	0,36	84,9	63,7	18,6	2,57

a.Biowin3, b.Biowin7

Plastiklerin çevreye dikkatsizce atılması sonucu bozunma/aşınma proseslerinin (UV ışığı, mekanik etki, termal stres, mikrobiyal etki) etkisiyle parçalanıp mikro- ve nanoplastiklere dönüşmekte ve su/atıksu döngüsüne girmektedir [192, 193]. Oktanol-su ayrıştırma katsayısı (Log<sub>Kow</sub>) çeşitli çevresel ortamlardaki (su, toprak, hava, biyota, vb.) bir maddenin dağılımını tahmin etmek için kullanılan bir parametredir. Yüksek Log<sub>Kow</sub> değerine sahip olan maddeler, suya karşı az birleşme eğilimine sahip oldukları için topraklarda veya tortulardaki organik maddelere daha kolay adsorbe olma eğilimindedirler [174]. Tez çalışmasında tespit edilen polimer türleri PP, PE, PET, PUR, PVC düşük sorpsiyon potansiyeline (<2,5), PS ise orta derecede sorpsiyon (2,5-4 arası) potansiyeline sahiptir (Tablo 10). Düşük sorpsiyon potansiyeline sahip bu polimer türleri hidrofilik oldukları için çamura iyi adsorbe olamazlar ve yapışma oranları düşük olduğu için çamurdaki hareketleri yüksek olabilir ve bu da MP'lerin su ile taşınma olasılığını artırabilmektedir. Ayrıca programdaki verilere göre tüm polimer türlerinin AAT'deki çamur adsorpsiyon oranı %0,25-2,57 arasında değişmekte ve bu polimer türlerinin çamura adsorbe olmadıklarını göstermektedir. Fakat KOSB AAT MP karakterizasyon çalışmasında en fazla MP (ortalama 3.734 MP/L) 125-75 µm boyut aralığında çamur numunesinde bulunmuştur. Çalışmada bulunan bu veriler, programın hem Log<sub>Kow</sub> hem polimer türlerinin AAT'deki toplam çamur adsorpsiyon giderim verileriyle (%0,34-2,57) örtüşmemektedir. Bunun nedeninin, çamurda biriken MP'lerin düşük yoğunluğa (0,9-1,04 g/cm<sup>3</sup>) rağmen atıksudaki AKM ile etkileşime geçip yüzeylerinde biyofilm oluşumu nedeniyle yoğunluğunun artarak çamurla birlikte çökmesi olarak düşünülmektedir. Ayrıca, MP'lerin aşınması sonucu katkı maddeleri/aşındırıcıların salınmakta olduğu ve hidrofobik özelliğe sahip kirleticilerin (ağır metaller, organik kirleticiler) MP'lerin

yüzeyine adsorbe olduğu bilinmektedir [194,195]. Programdaki tahmini verilerin ise, polimer türlerinin gerçek ortamdaki koşullara göre değişebileceği (bozunma, aşınma) etkisini göz ardı etmekte olup sadece fizikokimyasal özelliklerini hesaba katarak verildiği düşünülmektedir.

Son olarak, Henry sabitinin düşük olması daha düşük buhar basıncını, dolayısıyla bileşiklerin hafifçe buharlaştığını göstermektedir [174]. PP, PE ve PVC polimer türlerinin Henry sabiti büyük ( $>3 \times 10^{-3}$ ) olduğu için yüksek buhar basıncına, PET, PUR ve PS'nin Henry katsayıları küçük ( $<3 \times 10^{-3}$ ) olduğu için düşük buhar basıncına sahiptir (Tablo 10) PP, PE ve PVC'nin diğer polimer türlerine kıyasla uçucu olmaları nedeniyle atmosferde birikme eğiliminde olacakları düşünülmektedir. Polimer türlerinin biyolojik bozunma süreleri için programda alınan BOWIN3 (aerobik bozunma: gün, hafta, ay ve yıl) ve BOWIN7 (anaerobik bozunma $>0,7$ ) verileri incelendiğinde tüm polimer türlerinin aerobik olarak parçalanabileceği ve bozunma süresinin haftalarca sürebileceği belirlenmiştir. BOWIN7 değerleri incelendiğinde yalnızca PUR'un anaerobik koşullar altında bozunabileceği bulunmuştur. Un kurtları ile yapılan bir çalışmada, PE, PS ve PVC'nin toksisitesi incelenmiş ve üç plastiğin biyolojik olarak bozunduğu tespit edilmiştir. Yukarıda belirtilen çalışmada [189] olduğu gibi PVC ile beslenen un kurtlarının hayatta kalma oranı ( $\%81,3 \pm \%1,5$ ) ve vücut ağırlığı ( $\%15,1 \pm \%1,1$ ) olumsuz etkilenmiştir [196].

### **3.1.2. PGDT MP Karakterizasyon Sonuçları**

PGDT'lerden alınan numunelerde MP karakterizasyon sonuçları alındıkları tesislere göre ayrı başlıklarda verilmiştir. Elde edilen MP verileri ile PGDT'lerde yapılan MP karakterizasyon çalışmalarıyla karşılaştırılmıştır. Son olarak, PGDT'lerden KOSB AAT'ye deşarj edilen ortalama MP miktarı değerlendirilmiştir.

#### **3.1.2.1. PGDT1 MP Karakterizasyon Sonuçları**

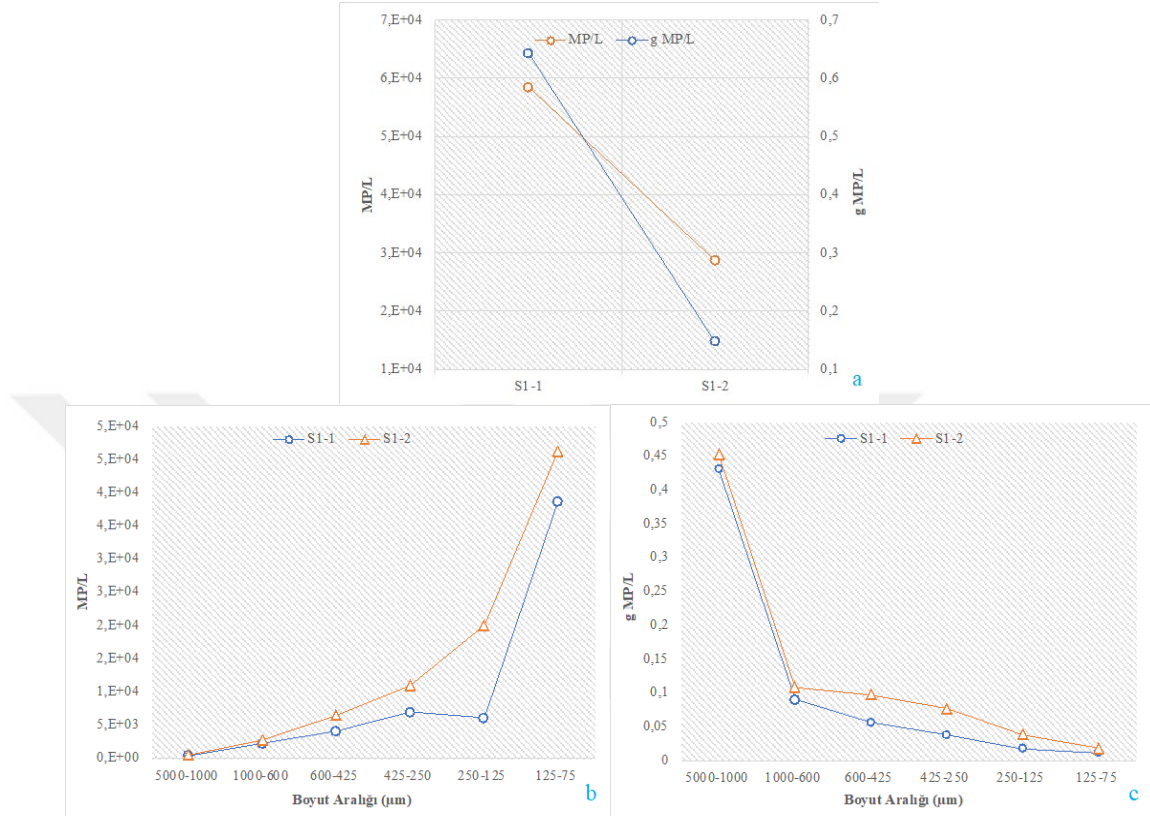
PGDT1'den (Şekil 18-a) alınan numunelerdeki MP karakterizasyonu bu bölümde gösterilmiştir. Tesisteki 1. elekten (S1-1) ve 2. elekten sonra (S1-2) alınan numunelerdeki MP miktarı ve boyut dağılımları, ağırlık (g MP/L) ve sayı (MP/L) cinsinden Şekil 52'de



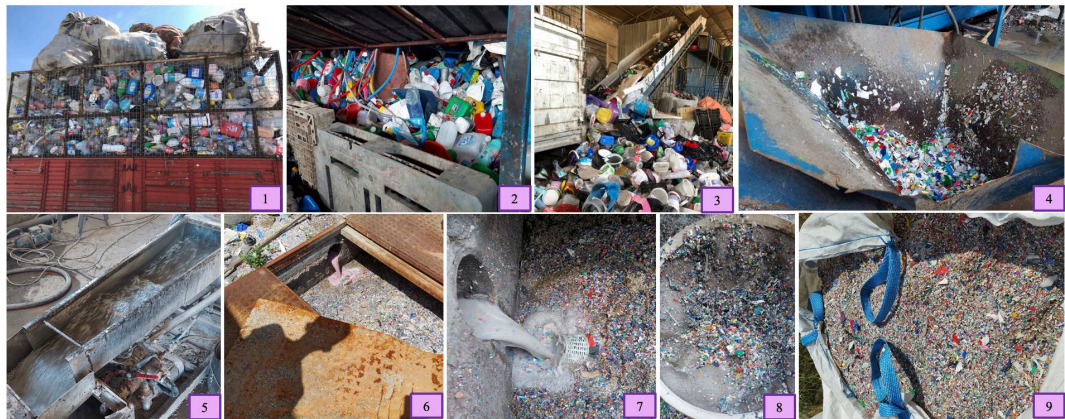
gösterilmiştir. PGDT1’de sokak toplayıcıların topladığı plastiklerden PET’ler seçilip kırılma ünitesine aktarılmaktadır (Şekil 53-1-2-3). Plastikler kırılma ünitesinden sonra yıkanıp toplanmakta ve oluşan atıksu 1. Elekten geçirilerek bekletme havuzuna aktarılmaktadır. Daha sonra bekletme havuzu içerisine dikey olarak yerleştirilen 2. elekten geçtikten sonra deşarj edilmektedir (Şekil 53-6-7). 1. elekten sonra alınan S1-1 numunesinde, S1-2’den daha fazla MP bulunmasının nedeni konulan eleklerdir (Şekil 52-a). Yerleştirilen bu elekler, yıkamadan sonra atıksu ile kaçan plastik parçacıkların kaybını önlemek için konulmuştur. Buna rağmen 2. elekten deşarj çukuruna kaçan MP’leri, yine çubuklu bir ağ yardımı ile toplayarak çuvala doldurmaktadırlar (Şekil 53-8-9). S1-1 numunesinde litrede 58.568 adet, S1-2 numunesinde ise 28.462 adet MP tespit edilmiştir. Evsel plastik atıkların geri dönüştürüldüğü PGDT1’e benzer bir tesiste, proses çıkış suyu ve deşarj kanalından alınan numunelerde sırasıyla 430 ve 180 MP/L (0,026-0,017 g MP/L) tespit edilmiştir [40]. Çalışmada tespit edilen MP sayısı ve ağırlığı ile PGDT1’den alınan S1-1 (58.864 MP/L-0,6 g MP/L) ve S1-2 (28.462 MP/L-0,2 g MP/L) numuneleri arasında sırasıyla 135-150 ve 25-8 kat fark bulunmaktadır. Numune noktası, uygulanan mekanik işlem, numune alma gününde geri dönüştürülen plastik atık miktarı, ekstraksiyon aşamasında kullanılan elek boyutu (5000-100  $\mu\text{m}$ ) gibi nedenlerden kaynaklandığı düşünülmektedir.

PGDT1’de, 1. ve 2. elekten sonra belirgin olarak 425  $\mu\text{m}$ ’den küçük boyutlu MP’lerin sayısı artarken, 425  $\mu\text{m}$ ’den büyük MP’lerin azaldığı ve eleklerde (500  $\mu\text{m}$ ) tutulduğu düşünülmektedir (Şekil 52-b). Tutulan büyük MP’lerin elek üzerinde bir tabaka oluşturarak küçük MP’lerin geçişini engellediği düşünülmektedir. 125-75  $\mu\text{m}$  boyut aralığındaki MP’lerin konulan elek sayesinde %80 oranında azaldığı tespit edilmiştir. S1-1 numunesinde 5000-1000  $\mu\text{m}$  boyut aralığında MP sayısı az olmasına rağmen boyutları büyük olduğu için 0,2 g MP/L ile en fazla ağırlık bu numune de bulunmuştur (Şekil 52-c). Şekil 54-a’da görüldüğü üzere parçacık, sütun ve film şeklindeki MP’ler, S1-1’de fazla bulunurken, bunlar S1-2’de sırasıyla %39, %59 ve %94 oranında azalmıştır. Fakat lif şeklindeki MP’ler, S1-2 numunesinde daha fazla bulunmuştur. Bunun sebebinin, liflerin şeklinden dolayı 2 elekten kolayca kaçması olarak düşünülmektedir. Şekil-boyut dağılımı grafiğine bakıldığında ise lif şeklindeki MP’lerin en fazla 1000-600  $\mu\text{m}$  boyut aralığında dağılım gösterdiği görülmektedir (Şekil 54-b). Toplamda en fazla bulunan renk şeffaf iken, en az bulunan renkler diğer kategorisinde yer alan gri, bordo ve mor renkli

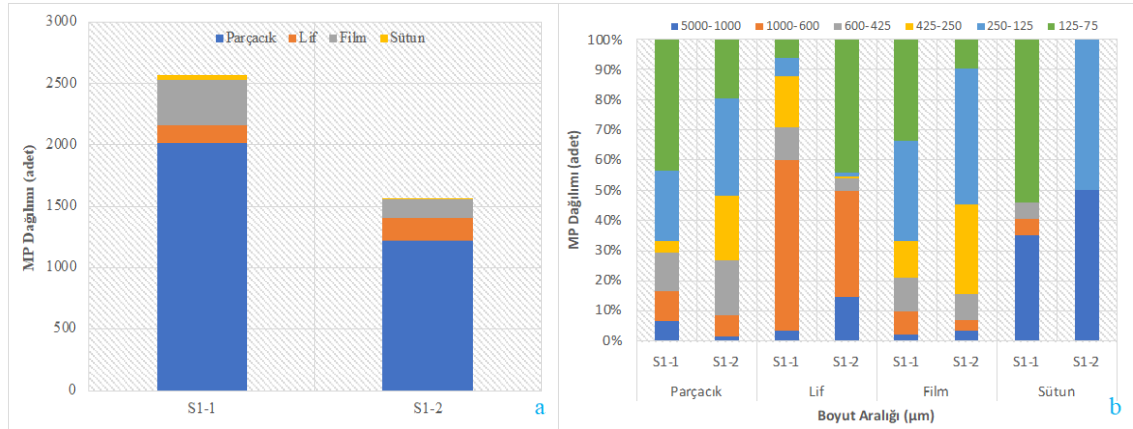
MP'lerdir (Şekil 55-a). Şeffaf renginin fazla bulunmasının, mutfak ve gıda kapları, temizlik bidonları gibi (Şekil 53-2-3), plastik atıklardan kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 52. PGDT1: a) S1-1 ve S1-2'de bulunan ortalama MP miktarı, b) S1-1 ve S1-2'de bulunan ortalama MP sayısının (MP/L) boyutlara göre dağılımı, c) S1-1 ve S1-2'de bulunan ortalama MP ağırlığının (g MP/L) boyutlara göre dağılımı

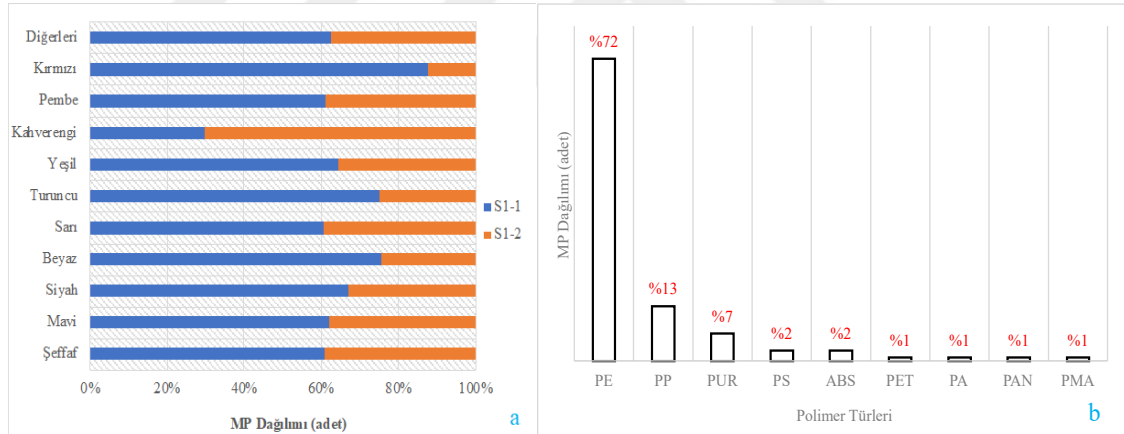


Şekil 53. PGDT1: 1-2-3) Toplanan plastik atıklar, 4) Plastiklerin kırılması, 5) Kırılan plastiklerin yıkanması, 6) MP'lerin bekletme havuzuna aktarılması (1. elekten sonra), 7) Deşarj çukuru (2. Elekten sonra) 8-9) Deşarj çukurundan toplanan MP'ler



Şekil 54. PGDT1: a) S1-1 ve S1-2'de bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) S1-1 ve S1-2'de bulunan MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı

PGDT1 numunelerinde 9 çeşit polimer türü tespit edilmiştir (Şekil 55-b). Bu polimer türleri en fazladan en aza sırasıyla PE (%72), PP (%13), PUR (%7), PS (%2), ABS (%2), PET (%1), PA (%1), PAN (%1) ve PMA (%1)'dir.

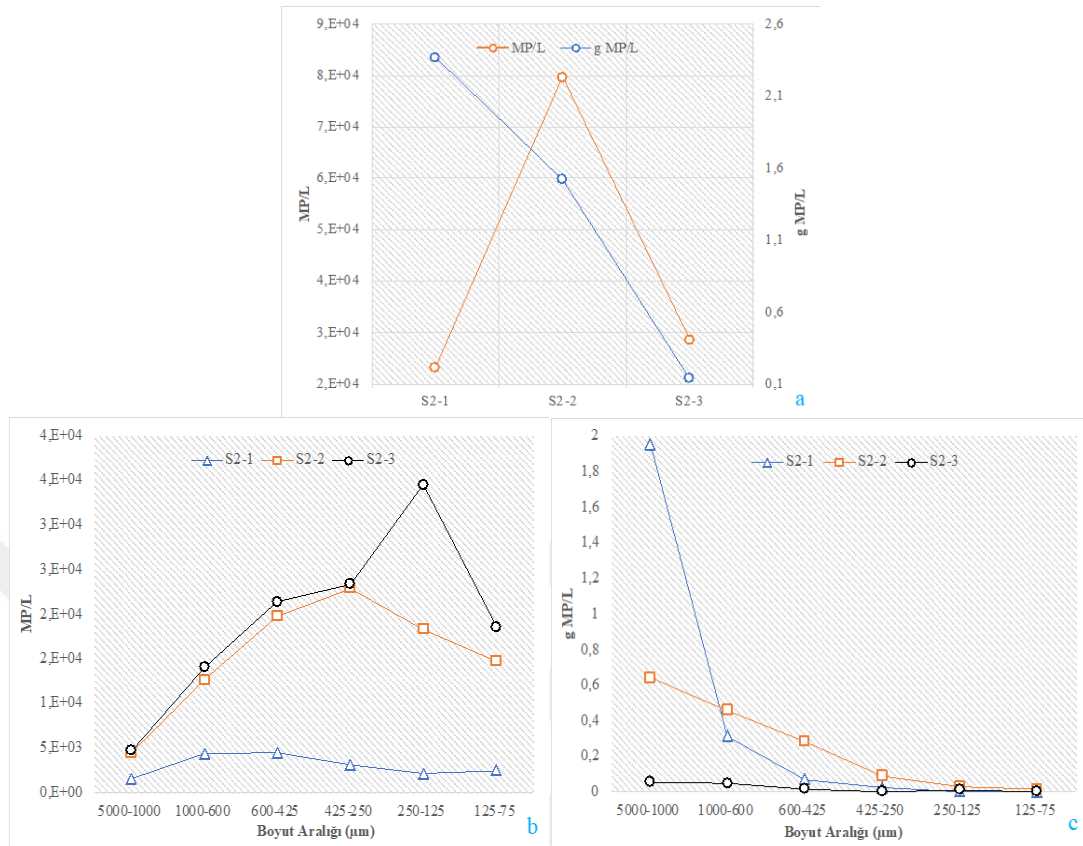


Şekil 55. PGDT1: a) S1-1 ve S1-2'de bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) S1-1 ve S1-2'de bulunan polimer türü sayısının yüzde dağılımı

### 3.1.2.2. PGDT2 MP Karakterizasyon Sonuçları

PGDT2'den alınan numunelerdeki MP karakterizasyonu bu bölümde gösterilmiştir. Tesisteki yıkama havuzunun içinden (S2-1), yıkama havuzu çıkış suyundan (S2-2) ve havuz dibinden (S2-3) alınan numunelerdeki (Şekil 18-b) MP miktarı, ağırlık (g MP/L) ve sayı (MP/L) cinsinden Şekil 56'da gösterilmiştir. S2-1 yıkama havuzu yüzeyinden alınmasına rağmen (18.261 MP/L), havuz dibinden alınan S2-3 (23.691 MP/L) ve çıkış suyu numunesi olan S2-2'de daha fazla MP (74.730 MP/L) bulunmuştur (Şekil 56-a). Bu

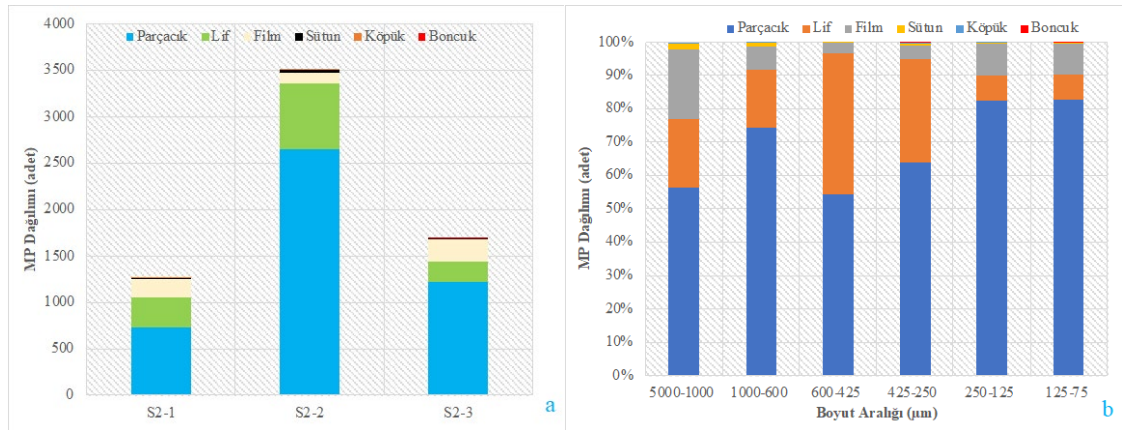
sonuçlar, aslında MP'lerin geri dönüşüm aşamalarındaki davranışı hakkında önemli bilgiler vermektedir. S2-3 numunesinde 1000 µm'den sonra MP sayısı artmış ve 250-125 µm boyut aralığında pik yapmıştır (Şekil 56-b). Bu yüzden MP sayısı S2-1'den daha fazla olsa da küçük boyutlu MP'lerden dolayı ağırlık olarak daha az (%22 daha az) bulunmuştur (Şekil 56-c). Bu sonuç, büyük MP'lerin tankın yüzeyinde biriktiği, daha küçük MP'lerin askıda veya dibe çöktüğünü göstermektedir. Ayrıca, S2-3'te bulunan bu küçük boyutlu MP'lerin PP, PE, PS, PUR ve PVA gibi düşük yoğunluklu (0,9-1,1 g/cm<sup>3</sup>) polimer türlerinin bulunduğu ve sebebinin atıksu ortamındaki kirlilikten (Tablo 5) dolayı birbirine yapışarak havuz dibine çöktüğü düşünülmektedir. MP'lerin yüzeyine adsorbe olan kirleticilerin, MP'lerin yoğunluğunu artırarak dibe çökmesine neden olduğu düşünülmektedir [197]. Gerçek plastik atıklardan oluşan MP'lerin denizlerdeki batma davranışını inceleyen bir çalışmada, MP'lerin yüzeylerinin biyolojik olarak kirlenmeye maruz kalmasının yüzeylerini hidrofilik hale getirdiği, bu durum MP'lerin çökelmelerine ve sedimentlerden ayrışmasını zorlaştırdığı belirtilmiştir [198]. İngiltere'de Plastik atıkları kırma ve pelletleştirme ünitelerine sahip bir PGDT'de yapılan çalışmada, tesisin farklı proseslerinden örnekler alınarak MP miktarı incelenmiştir. Bu çalışmada, tesis içerisinde bulunan filtrasyon öncesi ve sonrası alınan numunelerde, filtrasyon sayesinde %90'nın üzerinde MP (>10 µm) tutulurken, 10 µm'den küçük MP'lerin deşarj edildiği belirtilmiştir [41]. Ayrıca yıkama tankı homojen haldeyken yüzeyin ilk 1 ve 20 cm'den MP numuneleri alıp incelenmiştir. İlk 1 cm'sinde litrede 634.920 adet, ilk 20 cm'inde ise 1,27x10<sup>7</sup> adet MP bulunduğu belirtilmiştir. Bu durumun işlemin türüne, tanka, geri dönüştürülen plastik atık miktarına, numune alma noktasına göre değişeceği düşünülmekle birlikte, çalışmada, ilk 1 cm'sinde dahi PGDT2'deki yıkama tankının yüzeyinden alınan S2-1'den 35 kat daha fazla MP bulunmuştur.



Şekil 56. PGDT2: a) S2-1, S2-2- ve S2-3'te bulunan ortalama MP miktarı, b) S2-1, S2-2 ve S2-3'te bulunan ortalama MP sayısının (MP/L) boyutlara göre dağılımı, c) S2-1, S2-2 ve S2-3'te bulunan ortalama MP ağırlığının (g MP/L) boyutlara göre dağılımı

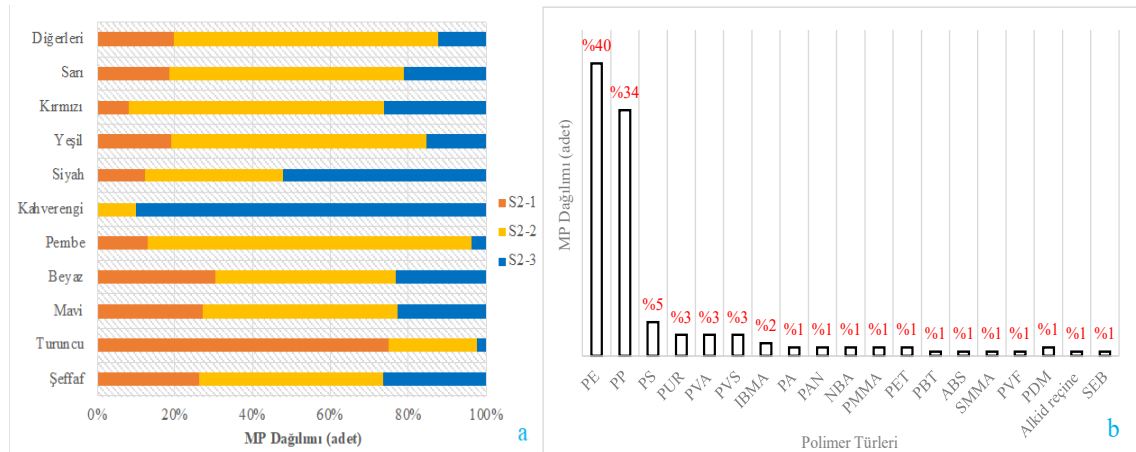
Numunelerin hepsinde toplamda en fazla bulunan MP şekli sırasıyla parçacık (%70), lif (%19), film (%8), sütun, köpük ve boncuk (%3) olmuştur (Şekil 57-a). Bunun nedeni, PGDT1'de olduğu gibi tesislere getirilen karışık plastiklerin sert plastikler olması ve kırılma ünitesinde parçalanarak düzensiz parçacıklara (fragment) dönüşmesinden kaynaklanmaktadır. Parçacık şeklindeki MP'ler en fazla (2.643 adet MP) çıkış numunesi S2-2'de bulunmuştur. Sadece S2-3'te ve en az bulunan MP şekli boncuktur. Mikroboncukların, PE, PP, PA, PMMA gibi düşük yoğunluklu (0,9-1,1 g/cm<sup>3</sup>) polimer türlerinden üretildiği bilinmektedir [199]. Fakat, yukarıda açıklandığı üzere düşük yoğunluklu MP'lerin ortamdaki kirlilikten dolayı üzerinde biyofilm oluşarak çöktüğü düşünülmektedir. Şekil-boyut dağılımı grafiğine (Şekil 57-b) bakıldığında bütün boyut aralıklarında parçacık şeklindeki MP'lerin bulunduğu özellikle 250-75 µm aralığında toplandığı görülmektedir. Toplamda en fazla bulunan renk şeffaf iken, en az bulunan renkler diğer kategorisinde yer alan gri, bordo ve mor renkli MP'lerdir (Şekil 58-a).





Şekil 57. PGDT2: a) S2-1, S2-2- ve S2-3'te bulunan MP şekillerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) S2-1, S2-2- ve S2-3'te bulunan toplam MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı

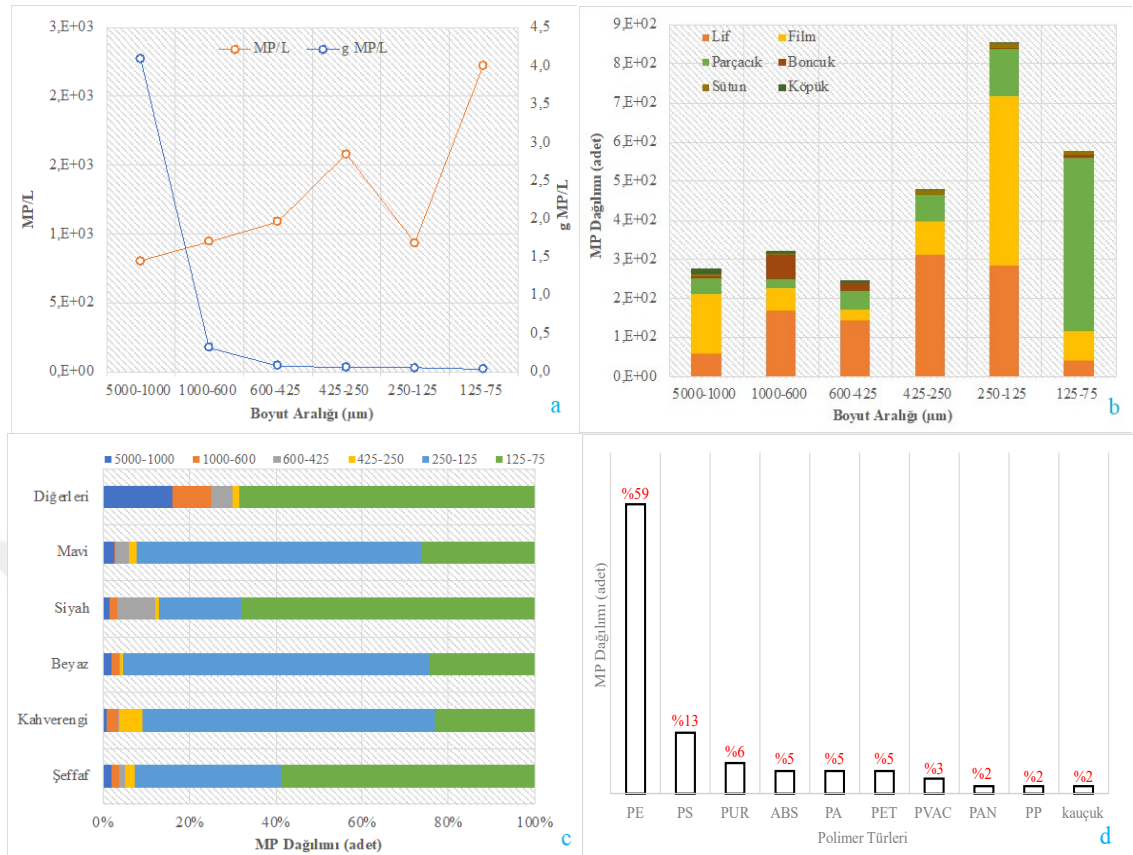
PGDT2 numunelerinde 19 çeşit polimer türü tespit edilmiştir (Şekil 58-b). Bu polimer türleri en fazladan en aza sırasıyla PE (%40), PP (%34), PS (%5), PUR (%3), polivinil alkol (PVA-%3), PVS (%3), IBMA (%2), PA (%1), PAN (%1), n-bütül metakrilat (NBA %1), PMMA (%1), PET (%1), PBT (%1), ABS (%1), stiren bütül-metakrilat (SMMA %1), polivinil formal (PVF %1), PDM (%1), alkid reçine (%1), ve stiren etilen bütülen (SEB %1)'dir.



Şekil 58. PGDT2: a) S2-1, S2-2- ve S2-3'te bulunan MP renklerinin ortalama sayısının yüzde dağılımı, b) S2-1, S2-2 ve S2-3'te bulunan polimer türü sayısının yüzde dağılımı

### 3.1.2.3. PGDT3 MP Karakterizasyon Sonuçları

PGDT3'ten alınan numunelerdeki MP karakterizasyonu bu bölümde gösterilmiştir. Tesisteki yıkama havuzu çıkışından (S3) alınan numunede litrede 7.582 adet MP (4,64 g MP/L) bulunmuştur (Şekil 59-a). Tüm PGDT'ler arasında ağırlıkça en fazla MP miktarı, PGDT3'te bulunmuştur. Bu sonuç muhtemelen bu numunedeki parçacıklardan (düzensiz MP parçacıkları, granüller veya peletler) kaynaklanmaktadır. Şekil 59-a-b incelendiğinde en fazla MP (2.226 MP/L) 125-75 µm boyut aralığında bulunmuştur. S3 numunesinde toplamda en fazla bulunan MP şekli sırasıyla lif (%37), film (%30), parçacık (%27), boncuk (%3), sütun (%2) ve köpük (%1) olmuştur (Şekil 59-b). PGDT3'te, 2.1.2'de bahsedildiği üzere KOSB'deki fabrikalarda oluşan streç film, ambalaj malzemeleri ve çöp torbaları gibi LDPE plastik torbalar toplanarak geri dönüştürülmektedir (Şekil 60-a). Buna rağmen, PGDT1-2 ve 4'teki gibi, film harici diğer MP şekilleri de bulunmaktadır (boncuklar, peletler, köpükler, lifler)(Şekil 60-b-c-d). Toplamda en fazla bulunan renk şeffaf (7.093 adet MP) iken, en az bulunan renk turuncu olmuştur (Şekil 59-c). Şeffaf ve siyah renkli MP'ler 125-75 µm, kahverengi renkli MP'ler, 250-125 µm boyut aralıklarında bulunmuştur. PGDT3 numunesinde 10 çeşit polimer türü tespit edilmiştir (Şekil 59-d). Bu polimer türleri en fazladan en aza sırasıyla PE (%59), PS (%13), PUR (%6), ABS (%5), PA (%5), PET (%5), PVAC (%3), PAN (%2), PP (%2) ve kauçuk (%2)'tur.



Şekil 59. PGDT3: a) S3'te bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı, b) S3'te bulunan MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı, c) S3'te bulunan MP renkleri sayısının yüzde dağılımı, d) S3'te bulunan toplam polimer türü sayısının yüzde dağılımı



Şekil 60. PGDT3: a) Toplanan poşetler ve torbalar, b) Renklerine göre ayrılan MP şekilleri: parçacık, film, pelet (granül), köpük, Mikroskop görüntüleri: c) Siyah boncuk (5000-1000 µm), d) şeffaf ve beyaz boncuklar (1000-600 µm)

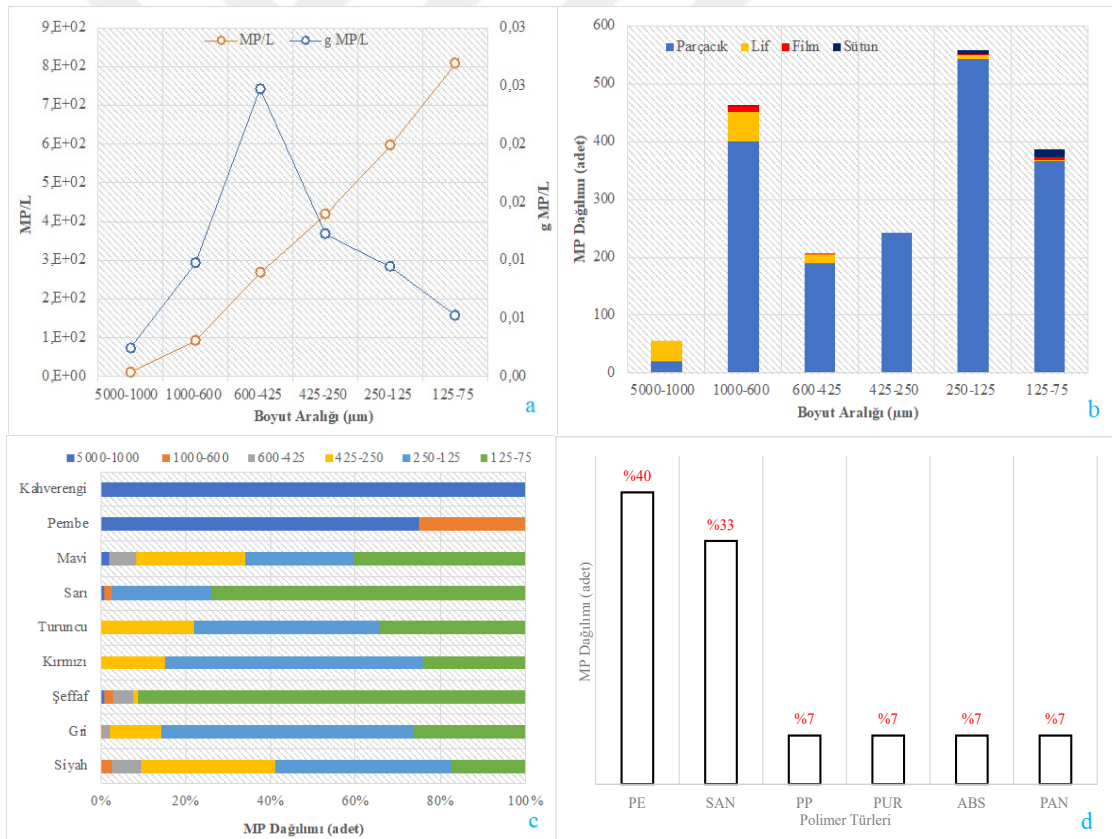


### 3.1.2.4. PGDT4 MP Karakterizasyon Sonuçları

PGDT4'ten alınan numunelerdeki MP karakterizasyonu bu bölümde gösterilmiştir. Tesiste peletleme sonrası soğutma işleminde soğutma suyundan (Şekil 61-5) alınan numunedeki toplam MP miktarı, litrede 2.196 adet MP (0,06 g MP/L) bulunmuştur (Şekil 62-a). MP sayısına ve ağırlığına bakıldığında diğer PGDT'lere göre daha az MP içerdiği gözlenmiştir. Bunun nedeni, PGDT4'te kırma/öğütme gibi geri dönüşüm prosesleri bulunmamaktadır (Şekil 18-d). PGDT4'te başka geri dönüşüm tesislerinde dönüştürülen kırılmış plastikler (3-4) ve toplanan poşetler (1-2) eritilerek granüle (6) dönüştürülmektedir (Şekil 61). Sayı olarak MP miktarı en fazla (809 MP/L) 125-75 µm boyut aralığında bulunmuştur. Ağırlık olarak en fazla MP miktarı (0,0025 g MP/L) 600-425 µm boyut aralığında bulunmuştur. Mekanik geri dönüşüm ve peletleme ünitesine sahip PGDT'lerde yapılan bir çalışmadan atıksu numunelerinde PGDT4'ten 4 kat daha fazla ağırlıkta MP tespit edilmiştir. Bunun nedeninin, PGDT4 aksine, çalışmadaki geri dönüşüm tesislerinde atıksuda tespit edilen MP'lerin boyutunun 5000-2000 µm aralığında olduğu belirtilmiştir [43]. S4 numunesinde toplamda en fazla bulunan MP şekli sırasıyla parçacık (%92), lif (%6), film (%1) ve sütun (%1) ve olmuştur (Şekil 62-b). Mekanik geri dönüşüm olmamasına rağmen eritme işleminden önce sert plastiklerin kırılmasından dolayı çapak denilen değişik boyutlarda MP'ler oluşmaktadır. Bu nedenle, tüm PGDT'ler arasında en yüksek parçacık oranına sahip tesis PGDT4'tür. Toplamda en fazla bulunan renkler siyah (14.321 adet MP) ve gri (14.122 adet MP) iken, en az bulunan renk kahverengi renkli MP'lerdir (Şekil 62-c). Bunun nedeni, alınan plastiklerin boyanmasından kaynaklanmaktadır. PGDT4 numunesinde toplamda en fazladan en aza sırasıyla görülen polimer türü %40 PE, %33 stiren akronitril (SAN), %7 PAN, %7 ABS, %7 PUR ve %6 PP bulunmuştur (Şekil 62-d).



Şekil 61. PGDT4: 1-2-3-4) Eritilecek poşetler ve kırılmış sert plastikler, 5) MP granüllerinin soğutulması, 6) Üretilen granüller



Şekil 62. PGDT4: a) S4'te bulunan ortalama MP miktarının boyutlara göre dağılımı, b) S4'te bulunan MP şekil sayısının boyutlara göre dağılımı, c) S4'te bulunan MP renkleri sayısının yüzde dağılımı, d) S4'te bulunan toplam polimer türü sayısının yüzde dağılımı

### ***3.1.2.5. PGDT'lerden KOSB AAT'ye Deşarj Edilen MP Miktarlarının Değerlendirilmesi***

PGDT'ler ayrı ayrı incelendiğinde MP'lerin oluşumunun tesislerdeki proseslere göre değiştiği görülmektedir. Bu tez çalışmasındaki sonuçlar, mekanik geri dönüşüm ünitelerine sahip PGDT1 ve PGDT2'nin, diğer tesislere (PGDT3 ve PGDT4) göre çıkış sularında sırasıyla 28.762 MP/L ve 74.730 MP/L ile daha fazla MP deşarj edildiğini tespit etmiştir. PGDT'lerdeki geri dönüşüm prosesleri sürecinde fazla miktarda MP oluştuğu ve en fazla MP'nin kırma işlemi sırasında oluştuğunu tespit eden çalışma bulunmaktadır [46]. PGDT3'te hem mekanik geri dönüşüm tesisi hem de granülasyonun yapıldığı tesisler bulunmaktadır. Fakat bu tesiste alınan plastik atıklar, plastik poşetler ve brandalardan oluştuğu için diğer iki tesisteki gibi karışık plastik atık almadığı için mekanik geri dönüşümde fazla MP (7.582 MP/L) oluşmamaktadır. PGDT4'te ise sadece granülasyon işlemi yapıldığı için soğutma suyuna karışan MP'lerin (plastik çapaklar) miktarı (2.196 MP/L) az bulunmuştur.

Tüm PGDT'lerden anlık olarak ortalama 28.317 MP/L (2 g MP/L) kanalizasyona deşarj edilmekte ve KOSB AAT'ye ulaşmaktadır. MP'lerin boyutu azaldıkça miktarının arttığı ve deşarj edilen MP'lerin ortalama boyutu 250-125  $\mu$ m aralığında tespit edilmiştir. Bu sonuçlar, KOSB AAT'de yapılan boyut analizi sonuçları ile eşleşmektedir. KOSB AAT'de yapılan boyut analizine bakıldığında, boyut azaldıkça MP'lerin arttığı ve ortalama da en fazla MP'nin 250-125  $\mu$ m (309 MP/L) boyut aralığında tespit edilmiştir. Son olarak, KOSB AAT'de tespit edilen polimer türlerinin yaklaşık %70'inin PGDT'lerde tespit edilen polimer türleri ile eşleştiği bulunmuştur. Ancak, özellikle belirli (PP, PE) türdeki plastikleri geri dnşrdğ bilinen tesislerdeki farklı türde plastiklerin tespit edilmesinden dolayı, spektrumların cihaz kütüphanesi ile eşleşmesinde bir hata olup olmadığı yönünde şüphe uyandırdığı için, spektrumlar farklı bir yazılımla yeniden taranarak polimer türleri tespit edilmiştir.

### **3.1.3. Polimer Türlerini Tanımlama ve MP'lerin Eşleşme Oranları**

nceki bölümlerde AAT'den her ay ve PGDT'lerden alınan numunelerde tespit edilen polimer türlerinin sayıca miktar sonuçları, 2.1.3'de belirtildiği üzere cihaz yazılım

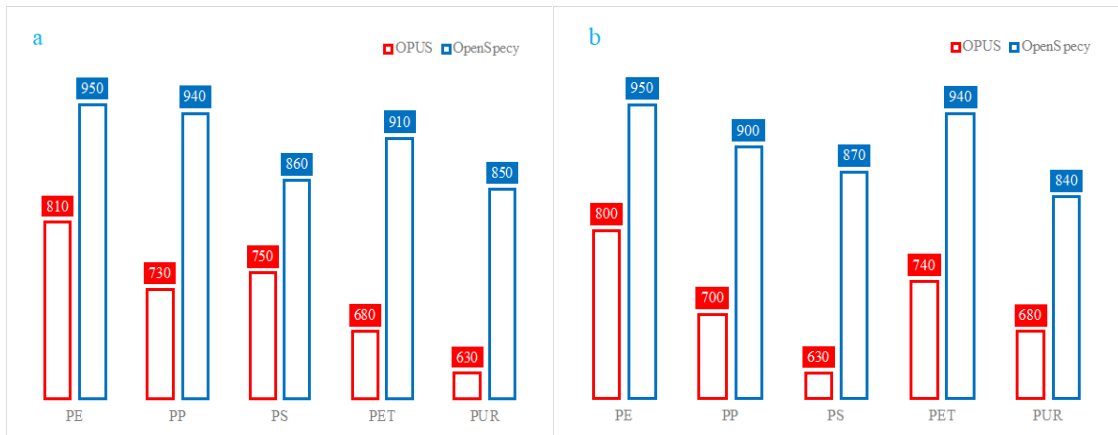
(OPUS) sonuçları kullanılarak değil, OpenSpecy yazılımı kullanılarak her başlıkta ilgili grafiklerde ayrı ayrı verilmiştir. Bu bölümde cihaz yazılımı olan OPUS ve OpenSpecy spektrum analizleri ve eşleştirme karşılaştırması yapılmış ve OpenSpecy yazılımının neden seçildiği üzerinde durulmuştur.

ATR-FT-IR cihazı (Bruker, Lumos II, 2021) MP analizlerinde kullanılan kullanımı kolay ve tam otomasyonlu bir cihazdır [200]. Literatürde 500  $\mu\text{m}$ 'den küçük MP'leri, ATR-FT-IR'da analiz etme zorluğu olduğu belirtilmiştir. [193, 201]. Bununla birlikte, bu tez çalışmasında 75  $\mu\text{m}$ 'ye kadar ölçümler yapılmıştır. Yapılan ölçümler sırasında elde edilen spektrum verilerinin sadece boyuta değil, aynı zamanda şekle bağlı olarak da değiştiği tespit edilmiştir. Küçük boyutlu (425-75  $\mu\text{m}$ ) fakat yüzey alanı büyük bazı MP'lerde de büyük boyutlardaki gibi kristalin teması ile yüksek HQ değerleri elde edilmiştir (Şekil Ek-1 3; Şekil Ek-1 4; Şekil Ek-2 2; Şekil Ek-2 3). Bununla birlikte, lif şeklinde MP'ler analiz edilirken, uzun ve dar yapılı olmaları nedeniyle ATR kristalinin numune temasının tam olmaması filtre kağıdının analiz edilmesine neden olarak yanlış pozitif sonuçlar vermiştir (Şekil Ek-1 5; Şekil Ek-1 6) [193]. Bu nedenle, cihaz uzmanının MP'nin kristalle temasını kurmadaki deneyiminin önemli olduğu görülmüştür. Çünkü analiz otomasyon ile gerçekleşse de öncesinde numune-kristal odaklama ve numunenin hangi bölgesinden kaç defa tarama yapılacağı seçenekleri cihaz uzmanı tarafından seçilmektedir.

MP numuneleri analiz edilirken 425  $\mu\text{m}$ 'den büyük MP'ler pensetle seçilerek alüminyum folyo ile kaplanmış bir lam üzerine yerleştirilerek, 425  $\mu\text{m}$ 'den küçük MP'ler ise filtre kağıdı üzerinde ATR kristali ile background modunda (cihaz ve çevresel spektrum sinyalini engelleme) analiz edilmiştir. Eşleşmeden önce cihaz kütüphanesinde bulunan iki kütüphane seçeneği (Bruker Optics ATR-Polymer Library ve General Library IR) seçilerek analizler yapılmıştır. Analiz edildikten sonra numune spektrumu, cihazın kütüphanesinde bulunan polimer türleri ile eşleşme sağlanarak otomatik olarak arayüzde sunulmaktadır. Numune spektrumuna yakın polimer türleri eşleşme kalitesi en yüksekten en düşük (%90-500) olacak şekilde spektrumun altında sırayla sunulmaktadır. Numune spektrumu ve cihazın verdiği spektrum eşleştirilerek spektrum *pdf* formatında, numune spektrum verileri ise *.txt* formatında cihazdan alınmıştır. AAT numunelerinde toplamda 423 adet (her filtre kağıdı için  $11 \pm 2$  tarama), tüm PGDT numunelerinde ise toplamda

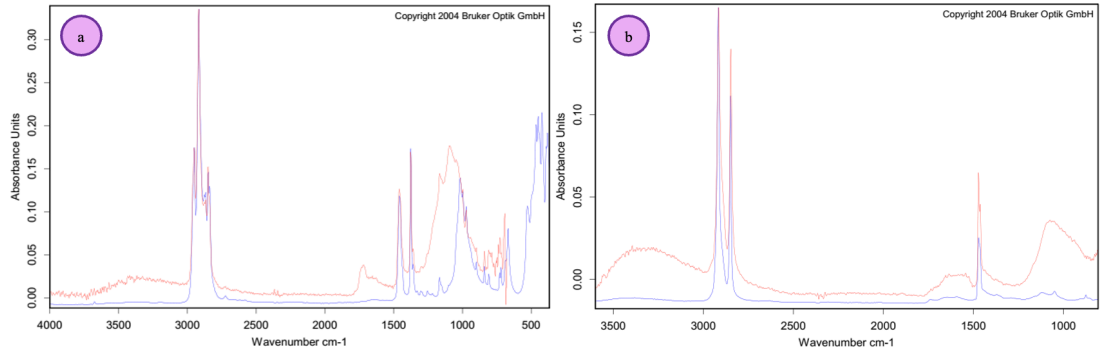
405 adet temsili MP analizi (her filtre kağıdı için  $10 \pm 2$  tarama) yapılmıştır. Numunelerin verileri kullanılarak OpenSpecy yazılımında spektrumlar çizilmiş ve analiz edilen AAT temsili numunelerinin %77'si (326 adet), PGDT temsili numunelerinin ise %91'i (369 adet) MP olarak tanımlanmıştır. Polimer olarak tanımlanmayan geri kalan temsili numuneler pamuk lifi, selüloz ve mineral (kaolinit, kil vb.) olarak tanımlanmıştır.

Cihazda (OPUS) çizilen AAT verilerinde tespit edilen tüm polimer türlerinin ortalama HQ değeri %680, PGDT'de ise %690 bulunmuştur. Hem AAT hem PGDT polimer türlerinin yaklaşık %60'ının cihaz HQ verileri %500-700 arasında dağılım göstermiştir. Literatürde, %700'ün üzerindeki HQ değerinin kabul edilebilir bir seviye olarak seçilmiştir [202, 203]. Bu nedenle, FT-IR ve Raman verilerini analiz eden ikiden fazla kütüphaneye sahip OpenSpecy yazılımı (1.2.1) kullanılmıştır. Cihazın doğruluğunu kontrol etme adına bütün verilerin spektrumu bu açık yazılımda tekrar çizilmiştir. Veriler *csv*. excel dosyası şeklinde sisteme yüklendiği anda varsayılan özelliklerle spektrum saniyeler içinde çizilmekte ve kütüphane seçeneği açıldığı anda polimer türleri eşleşmesi gerçekleşmektedir. Yazılımdaki bu özellik halihazırda yüksek HQ değerlerine sahip polimer türleri için bir doğrulama görevi görürken, HQ değeri %700'in altında olan polimer türleri için hem doğrulama hem de spektrumlar üzerindeki özellikler iyileştirilerek HQ değerinin artmasını sağlamıştır. OpenSpecy ile yapılan spektrum iyileştirmeleri (eşik sinyal gürültüsü, düzleştirme/türev, referans çizgisi düzeltme, dalga sayısı çözünürlüğü, dalga boyu aralığı belirleme ve bazı dalga boyu aralığındaki girişimleri kaldırma) sayesinde, polimer türleri daha yüksek HQ değerleri ile (Pearson katsayısı) eşleştirilmiştir. AAT verilerinde tespit edilen tüm polimer türlerinin ortalama HQ değeri %680'den %839'a, PGDT'lerde ise tüm polimer türleri için HQ değeri %690'den %840'a çıkmıştır. Şekil 63'te hem AAT hem de PGDT'lerde bulunan polimer türlerinin HQ değerlerinin karşılaştırması verilmiştir.

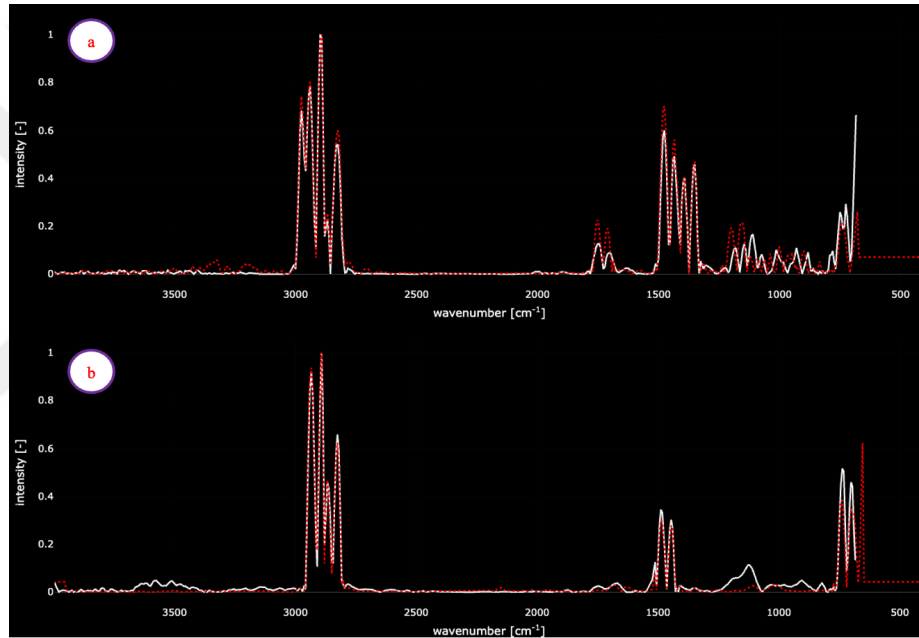


Şekil 63. Opus-OpenSpecy karşılaştırması: a) AAT'de ve b) PGDT'lerde tespit edilen polimer türlerinin ortalama HQ değerleri

Düşük HQ değerine sahip spektrum karşılaştırmasını ve iyileştirmek için kullanılan özellikleri daha ayrıntılı göstermek için toplamda AAT numunelerinde en fazla bulunan polimer türü PP, PGDT'lerde ise en fazla bulunan PE spektrumları seçilmiştir. Cihazda, polimer türlerinin spektrumları çizildikten sonra dalga boyu aralığı ayarlama ve spektrumu yeniden ölçeklendirmek için normalizasyon yapılmıştır. Bu değişimler polimer türünün eşleşme oranını gösterilen örneklerde değiştirmemiştir (Şekil 64-a-b). OpenSpecy ile varsayılan özellikler arasında bulunan dalga boyu aralığı otomatik olarak  $300-2000\text{ cm}^{-1}$  ayarında iken, cihazın yaptığı dalga boyu taraması  $670-4000\text{ cm}^{-1}$  arasında olduğu için bu numunelerde dahil her numunede dalga boyu aralığı ayarı değiştirilmiştir. Ayrıca, tüm numunelerin spektrumunda  $2200-2400\text{ cm}^{-1}$  aralığında görülen  $\text{CO}_2$  piki dalga boyu aralığındaki girişimleri azaltma özelliği ile kaldırılmıştır. Sinyal düzeltme, normalizasyon, dalga boyu çözünürlüğü ve referans çizgilerini düzeltme kullanılarak maksimum HQ değerleri elde edilmiştir (Şekil 65-a-b). Cihazdaki HQ değeri %584 olan PP için %980, %582 olan PE için ise %980 oranında HQ değeri elde edilmiştir.



Şekil 64. OPUS ile çizilen spektrumlar: a) AAT: PP (1000-600  $\mu\text{m}$ ; HQ: %584) ve b) PGDT: PE (600-425  $\mu\text{m}$ ; HQ: %582)



Şekil 65. OpenSpecy ile tekrar çizilen spektrumlar: a) AAT: PP (HQ: %980) ve b) PGDT: PE (HQ: %980)

### 3.2. YÇ-DMF ile Yapılan MP Giderim Sonuçları

Bu bölümde tez çalışması metodolojik basamaklarında belirlenen 2. aşamadaki bulgular paylaşılmış ve literatürdeki benzer çalışmalarla karşılaştırma yapılmıştır.

#### 3.2.1. AAT çıkış suyunda YÇ-DMF ile MP Giderimi

Bu bölümde YÇ-DMF ile KOSB AAT çıkış sularında MP giderimi çalışmaları yapılmıştır. YÇ-DMF ile KOSB AAT Çıkış Suyunda MP Giderimi belirtilen koşullarda

100, 200 ve 300 µm çelik elek destek tabakaları kullanılarak DM tabakası oluşturulan deneyler ayrı başlıklar altında verilmiştir. Deneylerin yapıldıkları tarihler farklı olduğu için DM tabakası oluşturmak için kullanılan SÇÇ konsantrasyonu ortalama 3.500-6.500 mg/L arasında, ÖÇÇ konsantrasyonu ise ortalama 14.000-32.000 mg/L arasında değişmektedir. Filtrasyon öncesi her destek tabakasına uygun konsantrasyonlarda çamur karışımları hazırlanmıştır. Deneylerde kullanılan son çöktürme çıkış suyunun ortalama AKM konsantrasyonu ise 12-25 mg/L arasındadır. Toplam 22 kesikli deney yapılmış ve yöntemde belirtilen her koşuldaki bir deney verilmiştir. MP numune noktaları ve giderim verimleri grafikler üzerinde gösterilmiştir. Bu bölümde yapılan deneyler ile ilgili bilgilerin özeti Tablo 11’de gösterilmiştir.

Tablo 11. KOSB AAT'de yapılan MP giderim deneyleri

Deney adı	Çamur Karışımı AKM (mg/L)	Alüm Kons. (mg/L)	Giriş suyu MP miktarı (MP/L)	Başlangıç Akı (LMH)	Son Akı (LMH)	Çıkış suyu MP miktarı (MP/L)	Çıkış suyu AKM (mg/L)	Giderim (%)
100-K	-		42	6.576	179	4		90,2
100-1	77	-	9.418	5.028	99	37	<1	99,6
100-2	100		9.564	4.914	403	30		99,7
100-3	123*	150	15.097	4.783	619	11	-	99,6
200-K	-		27	5.228	851	2		94,2
200-1	230	-	9.418	4.931	105	38	<1	99,6
200-2	230		9.564	3.793	246	30		99,7
200-3	185*	250	2.058	6.920	535	12	-	99,4
300-K	-		42	4.970	4.472	6	8	85,4
300-1	250	-	11.373	6.033	326	17	7	99,8
300-2	215		15.097	5.602	475	11	-	99,9
300-3	220*	300	2.058	5.471	5.738	34	-	98,3

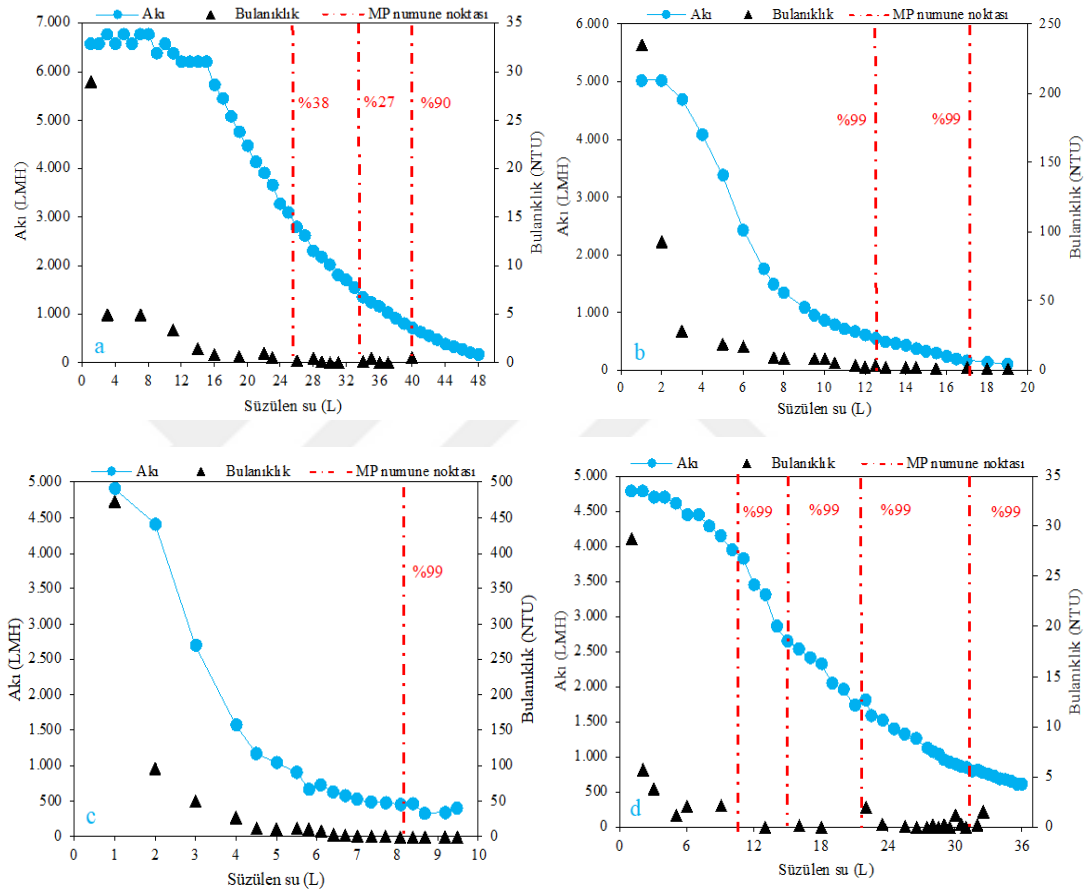
1.50 cm, 2.30 cm, 3.Alüm-50 cm, \*sadece SÇ kullanılmıştır.

### 3.2.1.1. 100 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri

100 µm ile yapılan kontrol deneyinde 48 L atıksu süzölmüştür (Şekil 66-a). 10 L’lik AAT çıkış suyunun süzülmesinden sonra DM tabakasının oluşmaya başladığı buna bağlı olarak akı ve bulanıklık değerlerinin azalmaya başladığı görülmüştür. Bulanıklık değeri <0,01 NTU olduğu andan itibaren MP numuneleri alınmıştır. MP numuneleri alınırken akı değerleri azalmaya devam etmiş, ilk numunede 2.780 LMH, son numunede 725 LMH’ye kadar düşmüştür. İlk alınan MP numunesinde MP giderim verimi %38 iken (26 MP/L), son numunede %90 (4 MP/L) olarak bulunmuştur. Bu sonuç tabakanın oluştuğu (Şekil 67-a) ve ileriki aşamalarda kararlı hale gelmesiyle yüksek oranda MP giderilebileceğini



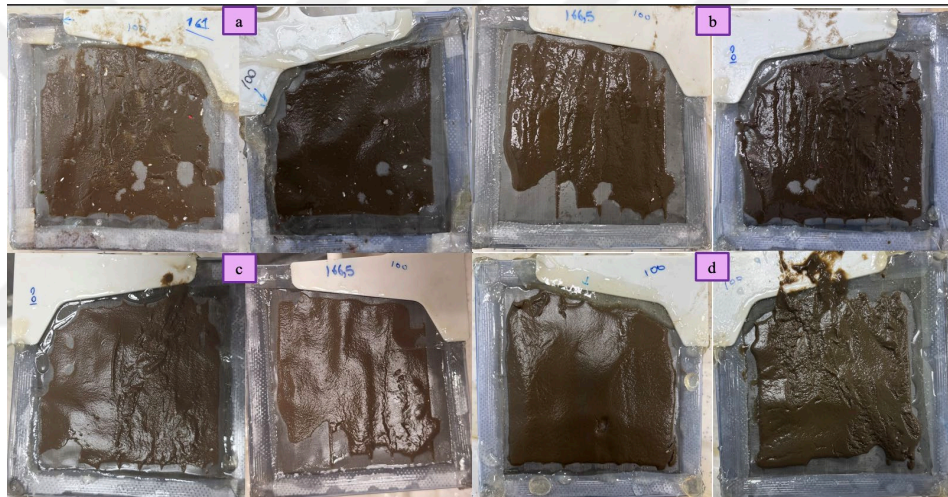
göstermiştir. Kontrol deneylerinde, çamur deneylerinin aksine sadece son çöktürme çıkış suyundaki AKM (12-15 mg AKM/L) DM tabakasının oluşumuna katkıda bulunmaktadır. SÇÇ'nin daha büyük parçacık oranına (96,4  $\mu\text{m}$ ) fakat daha az oranda parçacığa sahip olması nedeniyle deneyin kararlı hale gelmesi uzun sürmüştür. Bu sonuç, MP giderimini etkilemiştir.



Şekil 66. YÇ-DMF: Akı-Bulanıklık-MP giderim performans grafikleri: a) 100-K (50 cm), b) 100-1 (AKM:77 mg/L-50 cm), c) 100-2 (AKM:100 mg/L-30 cm), d) 100-3 (AKM: 123 mg/L; Alüm: 150 mg/L-50 cm)

100  $\mu\text{m}$  destek tabakasında 77 mg AKM/L konsantrasyonuna (Tablo 11) sahip çamur karışımı eklenen deneyde 4 L atıksu süzüldükten sonra DM tabaka (Şekil 67-b) oluşmaya başlamıştır (Şekil 66-b). Bulanık değerinin düşmesiyle alınan MP numunelerinin ikisinde %99 oranında MP giderimi sağlanmıştır. Bir önceki deneyden farklı olarak 30 cm'de çamur karışımı (100 mg/L) eklenen deneyde de su yüksekliğinin sonuçları değiştirmedığı akı ve bulanık değerlerinin DM tabakası oluştuğunda (Şekil 67-c) doğrusal olarak azalmış ve %99'un üzerinde MP giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 66-c).

Son olarak başka bir ajanın DM tabakası oluşumuna ve MP giderimine etkisini görmek için alüm+SÇÇ'nin birlikte eklendiği deney yapılmıştır (Şekil 66-d). ÖÇÇ+SÇÇ kullanıldığı (100-1 ve 100-2) deneylerde akının doğrusal olarak düşüşünden itibaren YÇ-DMF sisteminin kararlı durumda işletmeye devam etme eğilimi gösterdiği bulunmuştur. Ancak bu deneyde DM tabakası (Şekil 67-d) oluşmuş; akı ve bulanıklık değerleri düşse de sistem kararlı hale gelmediği için kapatılmıştır. Bunun sebebinin, filtrasyon başladıktan sonra DM tabakası oluşma süresinin (yaklaşık 19 dakika) uzaması ve bu süreçte sisteme dozlanan alüm kaybından dolayı sadece SÇÇ kalmasından kaynaklanmaktadır. Kontrol deneyinde de açıklandığı üzere, sadece SÇÇ floklarının oluşturduğu DM tabakada akı ve bulanıklık kararlı hale gelememiştir.

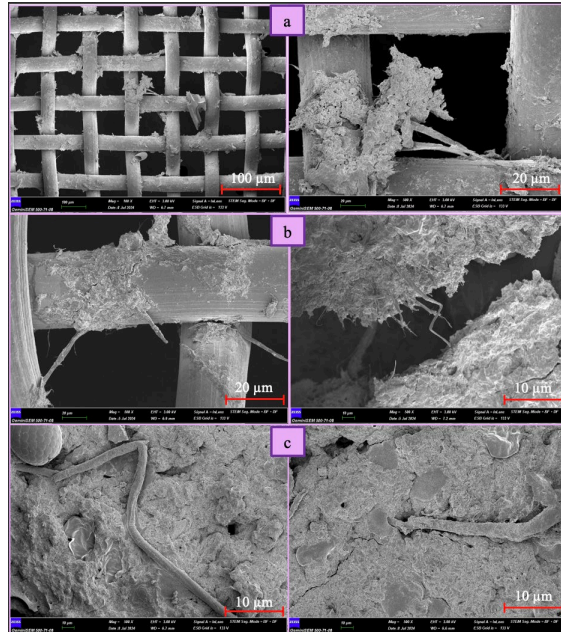


Şekil 67. 100 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden hemen sonraki iki yönlü görünümü: a) 100-K (50 cm), b) 100-1 (Çamur-50 cm), c) 100-2 (Çamur-30 cm), d) 100-3 (Alüm+Çamur-50 cm)

YÇ-DMF kesikli deney çalışmaları sonucunda bazı deneylerdeki destek ve oluşan DM tabakalarının SEM analiz görüntüleri Şekil 68'de verilmiştir. DM tabakalarının oluşum mekanizmasına, çamur karışımındaki lif şeklindeki MP'lerin katkısı olduğu düşünülmektedir. Giriş ve çıkış suyundaki MP karakterizasyonu incelendiğinde çıkış suyunda lif şeklinde MP'lerin azaldığı görülmektedir (Şekil 77-a). 100-K deneyindeki destek tabakası sıyrılmış ve üzerinde kalan çamur parçalarındaki lif şeklindeki MP'ler görülmektedir (Şekil 68-a). MP boyutlarının ve miktarının YÇ sistemindeki membran performansı ve mikrobiyal topluluk üzerindeki etkisini araştıran bir çalışmada, MP'lerin kek tabakasının oluşumunu önemli ölçüde etkilediği tespit edilmiştir [204]. Bu tez çalışmasından farklı olarak PVDF membran ve diğer parametrelere de bakılsa da YÇ

sisteme dozlanan farklı boyutlardaki (0,5-0,8  $\mu\text{m}$ -40-48  $\mu\text{m}$ ) ve konsantrasyonlardaki (0,1-0,2 g/L) MP'lerin kek oluşumuna katkı gösterdiği ve daha yüksek miktarda veya büyük MP boyutlarının gözenekli kek yapısını oluşturduğu belirtilmiştir. Ayrıca, küçük boyutlu MP'lerin, büyük boyutlu MP'lerle karşılaştırılabilir boyutlarda (100  $\mu\text{m}$ 'a kadar) floklar oluşturmak üzere bir araya gelme eğiliminde olduğu belirtilmiştir. Çalışmaya benzer, KOSB AAT çıkış suyundaki ortalama MP boyutu 425-250  $\mu\text{m}$  boyut aralığı arasında değişmektedir. Kontrol deneyinde AKM ile çıkış suyundaki MP'ler DM tabakasının oluşmasını sağlamış ve etkili bir giderim verimi elde edilmiştir.

Çamur eklenen 100  $\mu\text{m}$  deneyde benzer şekilde, sıyrılmış destek tabakasının yüzeyine yapışmış lifler ve DM tabakası içinde sıkışmış lifler gözlemlenmiştir (Şekil 68-b). Ayrıca EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında C (%25,6), O (%38,8), Na (%3,4), Mg (%0,7), Al (%2,8), Si (%4,0), P (%1,1), S (%1,5), Cl (%4,1), K (%0,7), Ca (%10,8) ve Fe (%5,9) tespit edilmiştir. Son olarak alüm eklenerek yapılan deneyde ise, oluşan DM tabakasının bazı lifli ve parçacık şeklindeki MP'lerden oluştuğu görülmektedir (Şekil 68-c). DM tabakasında C (%30,5), O (%41,5), Na (%1,8), Mg (%0,7), Al (%2,1), Si (%4,7), P (%1,6), Cl (%1,2), K (%0,5), Ca (%8,9) ve Fe (%6) tespit edilmiştir. Karbon ve oksijen yüzdeleri, DM yapısındaki SMP ve EPS varlığını göstermektedir [205]. Al, Ca, Fe, Mg ve Si gibi elementler ise küçük miktarlarda bile köprüleme etkisi (bridging effect) göstererek DM tabaka oluşumuna yardımcı olmaktadır. DM tabakasının oluşmasına ve sıkışmasına önemli ölçüde katkıda bulunmaktadır [206].

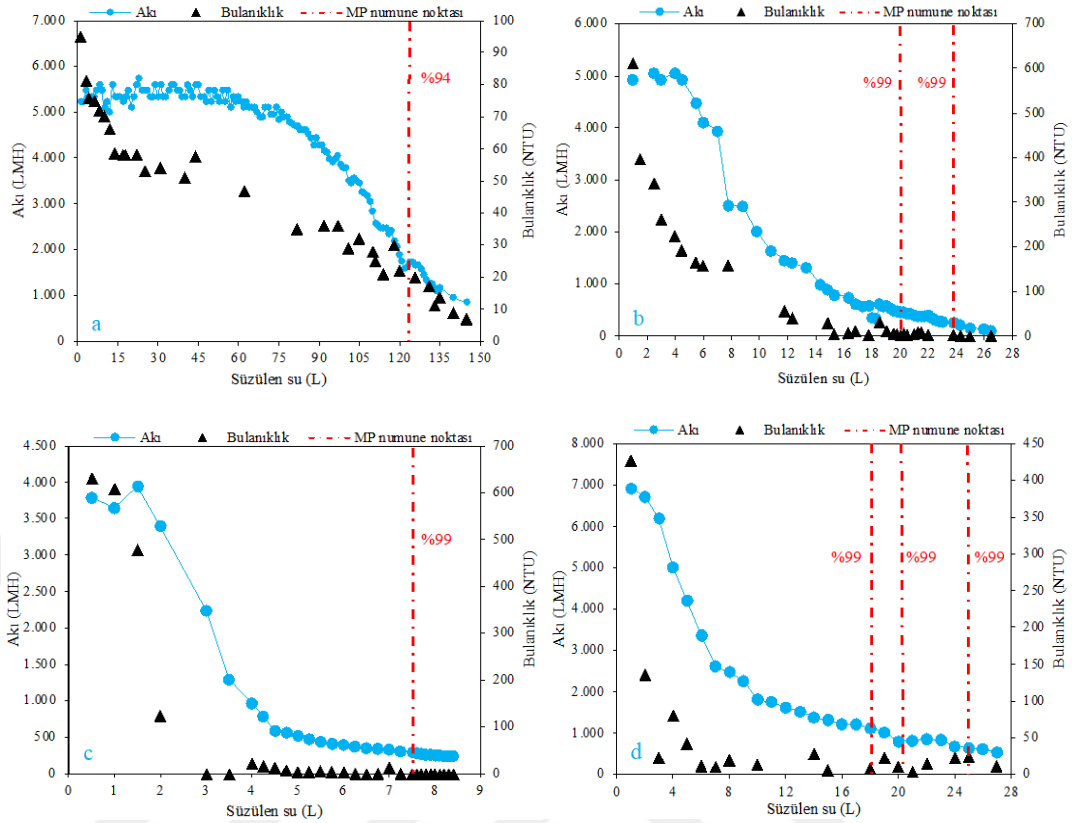


Şekil 68. 100 µm destek ve DM tabakası SEM görüntüleri: a) 100-K: *sol*: destek tabakası, *sağ*: DM tabakası, b) 100-1: *sol*: destek tabakası, *sağ*: DM tabakası, c) 100-3: DM tabakası

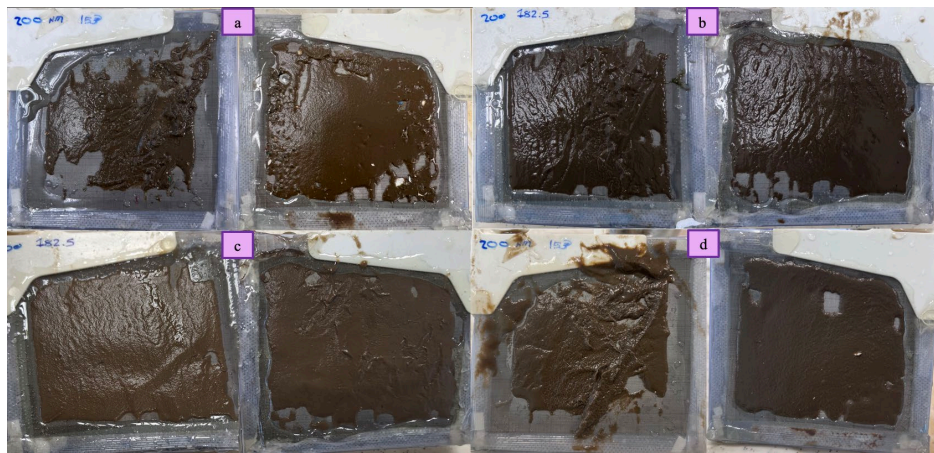
### 3.2.1.2. 200 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri

200 µm ile yapılan kontrol deneyinde kek tabakasının oluşması ve çıkış suyu bulanıklık değerinin düşmesi oldukça uzun zaman almıştır (Şekil 69-a). DM tabakanın oluşması (Şekil 70-a) için 100 µm ile yapılan kontrol deneyinden 3 kat daha fazla suyun süzülmesinin gerekli olduğu görülmüştür. Ayrıca bu sonuç, DM tabaka oluşturma deneylerinde sadece SÇ çamurundan oluşan tabakadan ve çıkış suyu kalitesinden verim alınmadığı sonuçlarla örtüşmektedir (Bknz 2.2.1). Kontrol reaktöründe DM tabaka oluşması zaman aldığı için MP numunesi sistemin sonlarına doğru alınmış ve MP gideriminin %94 oranında olduğu bulunmuştur.

Şekil 69-b'de çamur karışımı eklenen 200 µm destek tabakasına çamur ait akı, bulanıklık ve MP giderim verimi sonuçları verilmiştir. Akı (4.900'dan 2.500 LMH'ya) ve bulanıklık (610 NTU'dan 150 NTU'ya) düşüşün 5 L süzildükten sonra başladığı DM tabakanın (Şekil 70-b) oluştuğunu göstermektedir. Çıkış suyu kalitesinin (akı ve bulanıklık) kararlı hale gelmeye başlamasıyla alınan MP numunelerinde giderim veriminin %99 olduğu bulunmuştur.



Şekil 69. YÇ-DMF: Akı-Bulanıklık-MP giderim performans grafikleri: a) 200-K (50 cm), b) 200-1 (AKM:230 mg/L-50 cm), c) 200-2 (AKM:230 mg/L-30 cm), d) 200-3 (AKM: 185 mg/L; Alüm: 250 mg/L-50 cm)

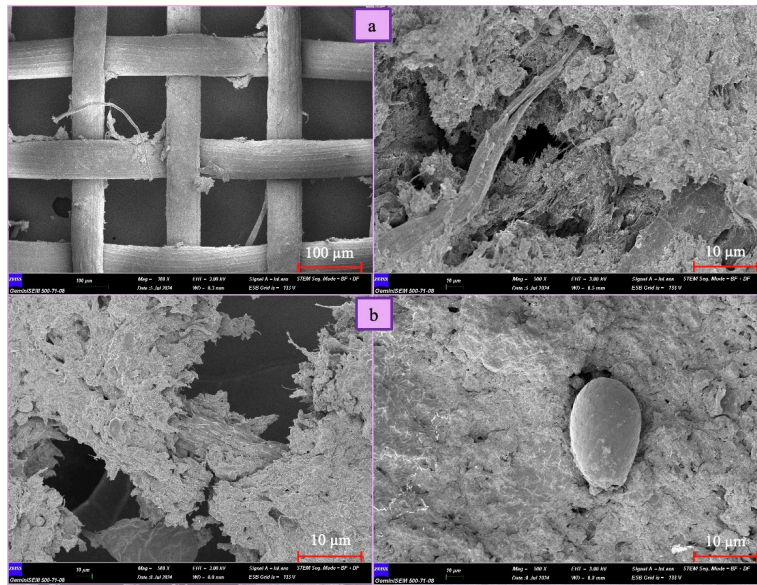


Şekil 70. 200 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden hemen sonraki iki yönlü görünümü: a) 200-K (50 cm), b) 200-1 (Çamur-50 cm), c) 200-2 (Çamur-30 cm), d) 200-3 (Alüm+Çamur-50 cm)



30 cm su yüksekliğinde yapılan deneyde ise bir önceki deneye (50 cm) göre daha hızlı DM tabaka oluşmuş (Şekil 70-c); akı ve bulanıklık kararlı hale gelmiştir (Şekil 69-c). Ayrıca, MP giderimi verimi %99 olarak bulunmuştur. Alüm+SÇÇ eklenen 200 µm destek tabakası ile yapılan deneyde 100 µm'a benzer bir performans görülmüştür (Şekil 69-d). DM tabaka oluşmasına rağmen (Şekil 70-d) bulanıklık değerlerinin diğer deneylere göre çok fazla salındığı ve kararlı bir hale ulaşmadığı tespit edilmiştir.

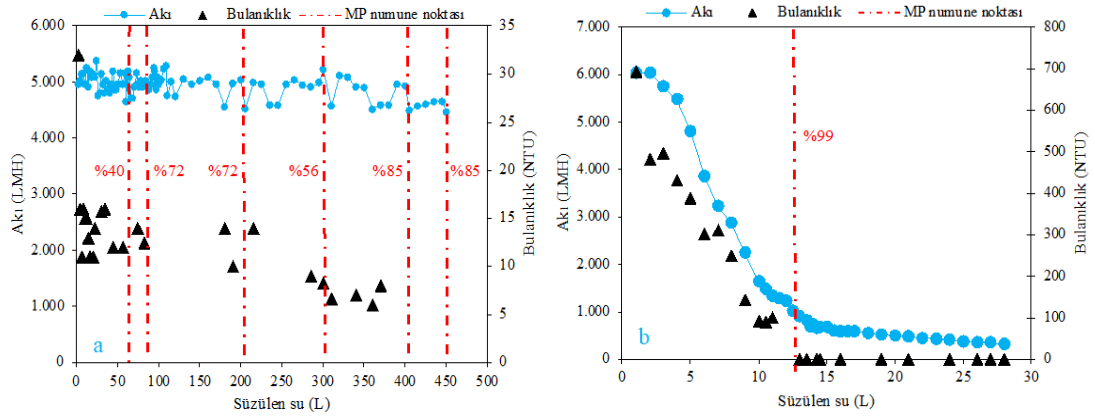
YÇ-DMF kesikli çalışmaların sonrası bazı deneylerde oluşan destek ve DM tabakalarının SEM analiz görüntüleri Şekil 71'de verilmiştir. DM tabakalarının 100 µm'daki deneyler gibi heterojen bir yapıdan oluşmaktadır. Çamur eklenen deneyde DM tabakası sıyrıldıktan sonraki destek tabakası SEM görüntülerinde lif şeklindeki MP'lerin bulunduğu görülmektedir (Şekil 71-a). Ayrıca EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında C (%31,8), O (%39,1), Na (%3,8), Mg (%1,2), Al (%3,0), Si (%4,7), P (%1,4), S (%1,5), Cl (%3,1), K (%0,4), Ca (%5,0) ve Fe (%4,4) tespit edilmiştir. Alüm+çamur deneyinde de benzer görüntüler elde edilmiştir (Şekil 71-b). Ayrıca EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında C (%24,4), O (%40,0), Na (%1,6), Mg (%0,6), Al (%2,4), Si (%4,8), P (%0,9), S (%1,2), Cl (%1,8), K (%0,6), Ca (%13,1) ve Fe (%8,0) tespit edilmiştir. EDX sonuçlarında 100 µm'de elde edilen sonuçlara benzer sonuçlar elde edilmiştir.

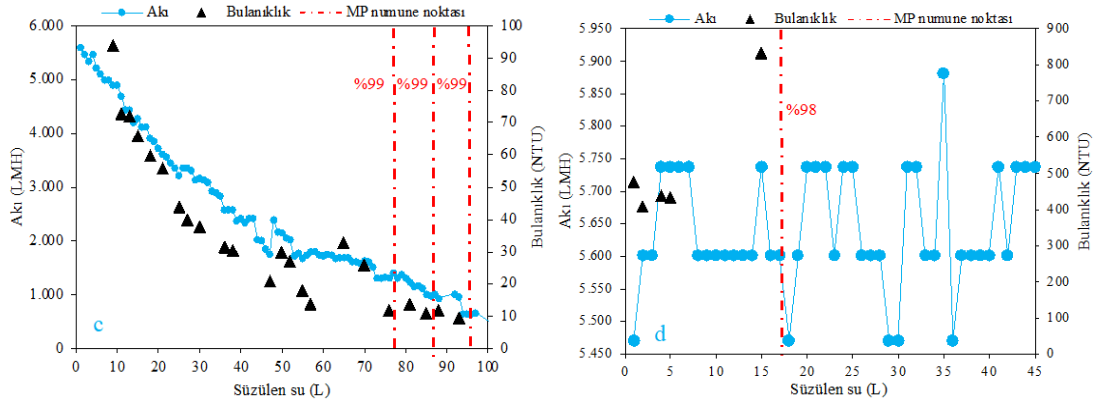


Şekil 71. 200 µm destek ve DM tabakası SEM görüntüleri: a) 200-1: sol: destek tabakası, sağ: DM tabakası, b) 200-3: DM tabakası

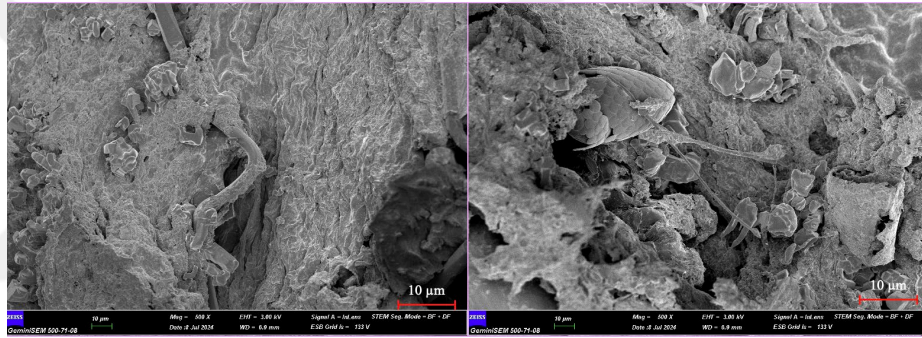
### 3.2.1.3. 300 $\mu\text{m}$ Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri

300  $\mu\text{m}$  destek tabakası ile yapılan kontrol deneyinde 450 L atıksu süzölmüştür (Şekil 72-a). Deney süresince DM tabakanın oluşması uzun sürmüştür, Şekil 74-a'da görüldüğü üzere destek tabakasının tamamı kaplanmamıştır. Kontrol deneylerindeki akı düşüş oranı 100  $\mu\text{m}$ 'de 136 LMH/L-süzüntü (47 L<200 LMH), 200  $\mu\text{m}$ 'de 30 LMH/L-süzüntü olarak hesaplanmıştır. 300  $\mu\text{m}$ 'de neredeyse akı hiç düşmemiş, bulanıklık değeri 7 NTU'ya kadar düşmüş ve ortalama akı  $4.939 \pm 204$  LMH olarak hesaplanmıştır. Deney süresinde ilk 50 L su süzöldükten sonra MP numuneleri alınmaya başlanmış ve MP giderimi %40'tan %85'e kadar yükselmiştir. Bu sonuçlar, 300  $\mu\text{m}$  elek ile çalışıldığında DM tabaka oluşumu için uzun süre gerektiğini göstermektedir. Bu deneyin SEM görüntüleri incelendiğinde heterojen bir görünümde olduğu ve DM tabakasının üzerindeki lif ve parçacık şeklinde MP'lerden oluştuğu görülmektedir (Şekil 73). EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında C (%66,2), O (%20,8), Na (%3,2), Mg (%0,4), Al (%0,3), Si (%1,1), Cl (%3,2), Ca (%2,8) ve Fe (%1,6) tespit edilmiştir. DM tabaka oluşması için gerekli olan elementlerin oranı, 100-K deneyinde bulunan oranlardan daha az bulunmuştur.





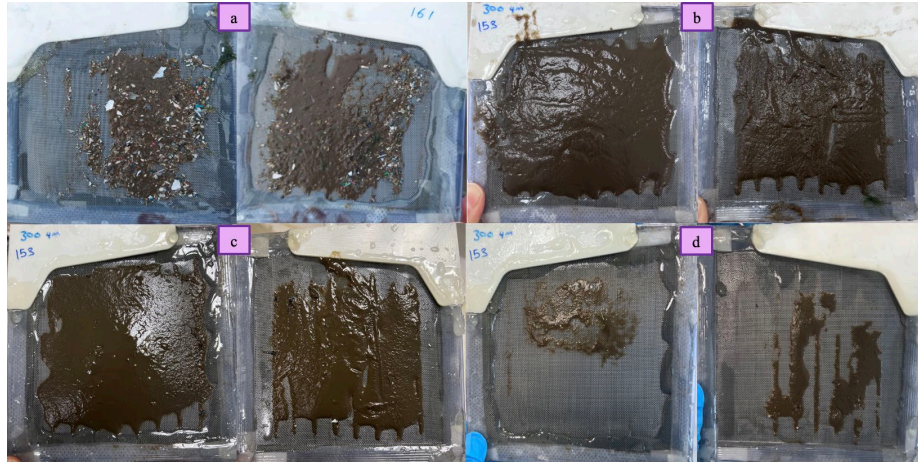
Şekil 72. YÇ-DMF: Akı-Bulanıklık-MP giderim performans grafikleri: a) 300-K (50 cm), b) 300-1 (AKM:250 mg/L-50 cm), c) 300-2 (AKM:215 mg/L-30 cm), d) 300-3 (AKM: 220 mg/L; Alüm: 300 mg/L-50 cm)



Şekil 73. 300 µm DM tabakası SEM görüntüleri: 300-K

Şekil 72-b'de çamur eklenerek yapılan deney için 250 mg/L AKM konsantrasyonunda yaklaşık 12 L su süzildükten sonra çıkış bulanıklık değerinin 1 NTU altına düşmüş ve %99 oranında MP giderim verimi elde edilmiştir. Yapılan bu deney ile kontrol deneyine göre daha düzgün bir DM tabaka oluşumu gözlemlenmiştir (Şekil 74-b). 30 cm su yüksekliğinde yapılan deney ise DM tabakası oluşmuş (Şekil 74-c) fakat akı ve bulanıklık değerleri (8 NTU) kararlı hale gelmemiştir (Şekil 72-c). Alüm+SCÇ eklenen deneyde elek boyutunun artmasıyla akı ( $5.643 \pm 94$  LMH) ve bulanıklık ( $500 \pm 165$  NTU) değerlerinin kararlı hale gelmediği ve sistem performansının düştüğü net bir şekilde gözlemlenmiştir (Şekil 72-d). Bu destek tabakası üzerinde, alüm ve SCÇ'nin birlikte DM tabaka oluşturmaya yeterli olmadığı sonucu ortaya çıkmıştır (Şekil 74-d). Bununla birlikte, %98 oranında MP giderim verimi elde edilmiştir.





Şekil 74. 300 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden sonraki iki yönlü görünümü: a) 300-K (50 cm), b) 300-1 (Çamur-50 cm), c) 300-2 (Çamur-30 cm), d) 300-3 (Alüm+Çamur-50 cm)

Alüm ile yapılan denemelerde destek tabakalarının hepsinde DM tabakası tam oluşmamasına rağmen (200 µm hariç) %98'in üzerinde MP giderim verimi elde edilmiştir. Bunun bir sebebinin, deneyin yapıldığı gün kullanılan son çöktürme çıkış suyundaki MP karakterizasyonundan kaynaklandığı düşünülmektedir. AAT'de MP karakterizasyon yapılan bölümde (Bknz 3.1.1) belirtildiği üzere son çöktürme çıkış suyundaki MP boyutunun 5000-75 µm arasında dağılım gösterdiği ortalama en fazla 425-250 µm boyut aralığında bulunduğu tespit edilmiştir. Bu nedenle, DM tabaka oluşmadan da destek tabakalarının MP'leri tuttuğu düşünülmektedir. DM tabaka oluşmamasının diğer sebebinin alümün YÇ-DMF sistemine eklenme şeklinden kaynaklandığı düşünülmektedir. YÇ filtrasyon sisteminde MP'lerin olabileceği mevcut durumlarda optimum koşulları araştırmak amacıyla sentetik atıksu (PS-5 µm) ve PES düz plaka membran (100 ve 150 kDa) kullanılarak oluşan kek tabakası incelenmiştir [207]. Kek tabakasının oluşması için kontrol, MP ve MP'siz, koagülant (alüminyum klorür- $AlCl_3$  veya polialüminyum klorür-PACl) içeren ve içermeyen filtrasyon deneyleri yapılmıştır. Tek başına MP dozlaması yapılan GDM filtrasyon deneylerinde düşük konsantrasyon ve küçük boyutları nedeniyle membran kirlenmesine MP'lerin etkisinin az olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca, koagülant (PACl) ve MP kullanılmasının YÇ sistemlerinde daha homojen bir kek tabakası oluşturduğu ve akının fiziksel stabilizasyonuna katkı sağladığı belirtilmiştir. Bu yazarın başka bir çalışmasında hibrit koagülant OQHC (*octadecyl-quaternium hybrid coagulant*) kullanılarak YÇ filtrasyondaki MP giderim mekanizmasını ve diğer geleneksel koagülantlar ( $AlCl_3$  ve PACl) ile karşılaştırmasını yapmıştır [138].

En iyi MP giderim verim performansı QOHC ile %93,4 oranında elde edilmiştir. Her iki çalışmada da atıksu ile koagülantlar karıştırılarak filtrasyon sistemine verilirken, tez çalışmasındaki alüm ile yapılan deneylerde hazırlanan çözelti, çamur karışımı ile sisteme ayrı ayrı eklenip hemen filtrasyon başlatılmıştır. Çalışmada önceden 1 dakika boyunca karıştırılan atıksu ve koagülantın sisteme verildikten sonra filtrasyon başlatıldığı ve kek tabakasını oluşturduğu, fakat alüm deneylerinde ise sistemin tam karışmadan başlatılması sebebiyle eklenen alümün çıkış suyu ile dışarı atıldığı ve sistemin kontrol deneyi gibi davrandığı düşünülmektedir.

Bu bölümdeki çalışma amacı farklı olmakla birlikte, aslında tespit edilen bir sonuç, bölümde tespit edilen bir sonuç ile örtüşmektedir. Her destek tabakası ile yapılan YÇ-DMF deneylerinde kontrol deneylerinde kek tabakasını oluşturmak için MP'lerin sadece yeterli olmadığı ve sisteme başka bir ajan dozlaması gerektiğini göstermiştir. Bununla birlikte, kullanılan atıksu, MP'lerin boyutunun, kullanılan membran veya destek tabakasının özelliklerinin önemli olduğu düşünülmektedir.

Kendiliğinden oluşan dinamik membran biyoreaktörde yapılan bir çalışmada, DM tabaka oluşumu için belirlenen koşullar (elek çeşitleri, elek boyutları, farklı çamur konsantrasyonları ve su yükseklikleri) optimum şartlar ile belirlenmiştir [208]. Denenen tüm parametreler bu çalışmadan farklı olsa da çalışmadaki iki önemli sonuç bu tez çalışmasında gerçekleştirilen YÇ-DMF deneyleri destekler niteliktedir. Bunlardan ilki, ağ boyutu yani elek boyutu küçüldükçe DM tabaka oluşum süresinin azaldığı ( $75 \mu\text{m} > 48 \mu\text{m} > 25 \mu\text{m}$ ) ve en sürdürülebilir seçeneğin sağlam yapısı ve uzun vadeli filtrasyon deneylerindeki dayanma özelliği ile paslanmaz çelik ağ olduğu belirtilmiştir.

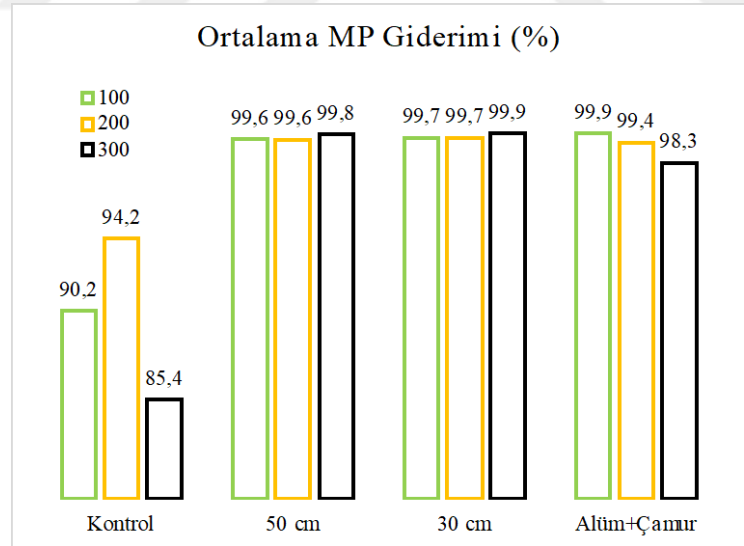
Bu bölümde yapılan filtrasyon deneylerinde elde edilen giderim verimleri ve filtrasyon performansı, çelik elek destek tabakalarının üzerinde başarılı DM tabaka oluşumu ve giderim verimleri elde edilmiştir.

#### ***3.2.1.4. MP Karakterizasyonu ve Giderim Mekanizmaları***

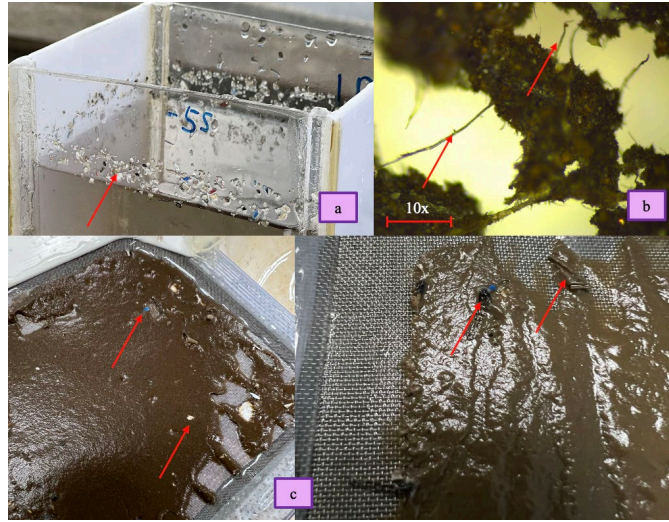
Bu bölümde 100, 200 ve 300  $\mu\text{m}$  destek tabakaları ile yapılan deneylerinde elde edilen MP karakterizasyonu (sayı, şekil, boyut ve tür) verilmiştir. Ayrıca, her destek tabakası için ortalama MP giderim verimi grafiği verilmiştir (Şekil 75). Birden fazla numune

alınan deneyler için alınan son numune ile hesaplanan giderim verimi dikkate alınarak grafik hazırlanmıştır.

Elek boyutu ve su yüksekliği fark etmeksizin çamur karışımı eklenen filtrasyon deneylerinde hesaplanan ortalama MP giderim verimleri, kontrol ve alüm ile yapılan deneylere kıyasla daha yüksek bulunmuştur. Elek çapları ve su yüksekliği kıyaslandığında ise birikim ajanları (çamur ve alüm) arasındaki MP giderim verimlerinde net bir farkın olmadığı ortaya çıkmıştır. Kontrol deneylerinde ise, elek çapına bağlı olarak MP giderim verimleri etkilenmiştir. 100, 200 ve 300 µm destek tabakası ile yapılan filtrasyon deneylerindeki nihai ortalama MP giderim verimleri sırasıyla %97,4±5, %98,2±3 ve %95,9±7 olarak hesaplanmıştır. Genel olarak, YÇ-DMF sisteminde MP giderim mekanizmasının iki şekilde gerçekleştiği düşünülmektedir. Birincisi, bölüm 3.1.1’de bahsedildiği üzere KOSB AAT tespit edilen polimer türlerinin düşük ve orta yoğunluğa (0,9-1,4 g/cm<sup>3</sup>) sahip olması ve bu nedenle reaktör yüzeyinde toplanması (Şekil 76-a), ikincisi ise, MP’lerin çamur ile DM tabakayı oluşturduğu düşünülmektedir (Şekil 76-b-c).

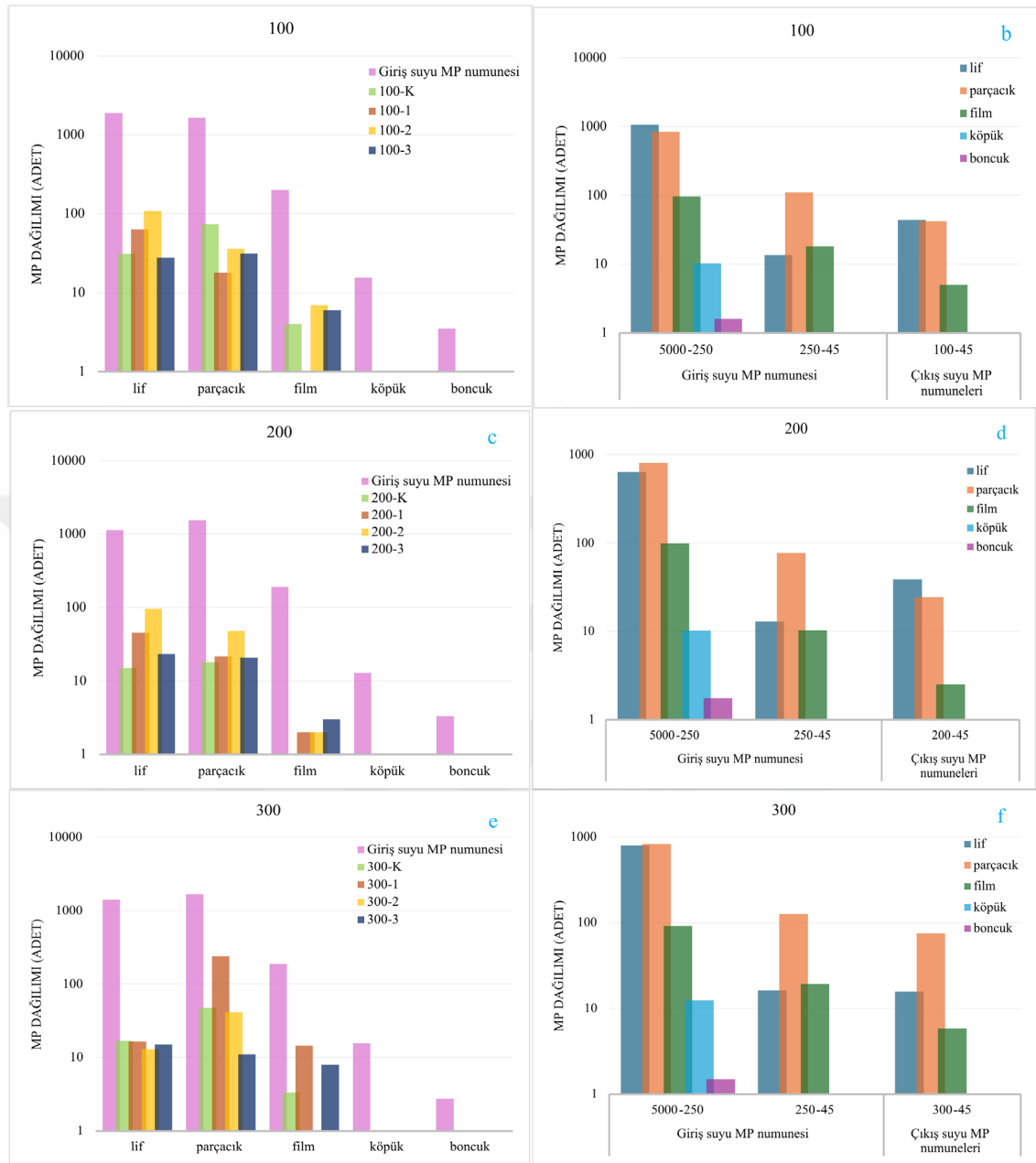


Şekil 75. YÇ-DMF-AAT: 100, 200 ve 300 µm deneylerinde elde edilen ortalama MP giderim verimleri



Şekil 76. a) Reaktör yüzeyinde biriken MP'ler, b) DM tabaka optik mikroskop görüntüsü, c) Deney sonrası DM tabakaları görüntüsü (sol: 200 µm; sağ: 200 µm)

Ortalama MP sayıları (adet), şekil ve boyut grafikleri incelendiğinde MP sayısının her elek boyutunda giderim ile çıkış suyunda azaldığı görülmektedir (Şekil 77). 3.1.1'deki gibi MP'ler, lif, parçacık, film, köpük ve boncuk kategorisine ayrılmıştır. Ayrıca bu deneylerde de giriş ve çıkış sularında en fazla MP rengi şeffaf olarak bulunmuştur (veri gösterilmemiştir). Her elek boyutunda lif şeklindeki MP'lerin azaldığı ve DM tabakasında tutulduğu (Şekil 77-a-c-e), SEM ve mikroskop görüntülerinde (Şekil 76-b) de görülmektedir. Giriş suyundaki MP sayısının en fazla 5000-250 µm boyut aralığında dağıldığı bulunmuştur (Şekil 77-b-d-f). Çıkış sularında ise boyut aralığı kullanılan elek boyutuna göre belirlenmiştir. Bununla birlikte, DM tabaka ile destek tabakasının gözeneklerinin tıkanması ve kaplanmasının, elek boyutundan daha küçük MP'lerin tutulmasına sebep olduğu düşünülmektedir. Laboratuvar ve pilot ölçekli olarak YÇ sisteminde dokuma bez kumaş ile yapılan filtrasyonda 300 µm'dan büyük MP'ler tamamen ve 300-10 µm arası MP'ler %96 oranında giderilmiştir [139]. Giriş ve çıkış suyu numunelerindeki MP'lerin mikroskop görüntüleri Şekil Ek-1 7'de verilmiştir. 3.1.1'de ayrıntılı olarak polimer türleri tespit edildiği için burada sadece giriş ve çıkış numunesinden bazı MP'ler seçilerek ATR-FT-IR analizi yapılmıştır. Giriş suyu numunelerinde PP (%28), PE (%20), PET (%8) ve PA, PS, ABS vd. (%44), çıkış suyu numunelerinde PP (%27), PET (%27), PA (%18) ve kauçuk (diğer plastik,%18) polimer türleri tespit edilmiştir. Giriş ve çıkış suyu MP numunelerinde tespit edilen tüm polimer türlerinin ortalama eşleşme oranı sırasıyla %0,874 ve %0,841 olarak belirlenmiştir.



Şekil 77. YÇ-DMF-AAT: Filtrasyon giriş ve çıkış suyu MP numunelerindeki ortalama MP şekil sayısının numunelere (a,c,e) ve boyutlara göre (b,d,f) dağılım grafikleri (logaritmik)

### 3.2.2. PGDT çıkış suyunda YÇ-DMF ile MP Giderimi

Bu bölümde YÇ-DMF ile KOSB AAT çıkış sularında MP giderimi çalışmaları yapılmıştır. YÇ-DMF ile PGDT Çıkış Suyunda MP Giderimi belirtilen koşullarda 100, 200 ve 300 µm çelik elek destek tabakaları kullanılarak DM tabakası oluşturulan

deneyler, ayrı başlıklar altında verilmiştir. DM tabakası oluşturmak için kullanılan SÇÇ konsantrasyonu ortalama 6.000-8.000 mg/L arasında, ÖÇÇ konsantrasyonu ise ortalama 14.000-30.000 mg/L arasında değişmektedir. Filtrasyon öncesi her destek tabakasına uygun konsantrasyonlarda çamur karışımları hazırlanmıştır. Deneylerde kullanılan PGDT atıksuyu (pH:6-7; KOİ:1.500-2.000 mg/L; İletkenlik: 1.400-1.900 mS/cm), 30 dakika bekletilerek ve reaktöre beslenmeden önce 1 mm elekten geçirilerek kullanılmıştır. Deneylerin tamamında sabit su yüksekliği (50 cm) kullanılmıştır. Toplam 19 kesikli deney yapılmış ve yöntemde belirtilen her koşuldan bir deney verilmiştir. MP numune noktaları ve giderim verimleri grafikler üzerinde gösterilmiştir. Bu bölümde yapılan deneyler ile ilgili bilgilerin özeti Tablo 12’de gösterilmiştir.

Tablo 12. PGDT atıksuyu ile yapılan MP giderim deneyleri

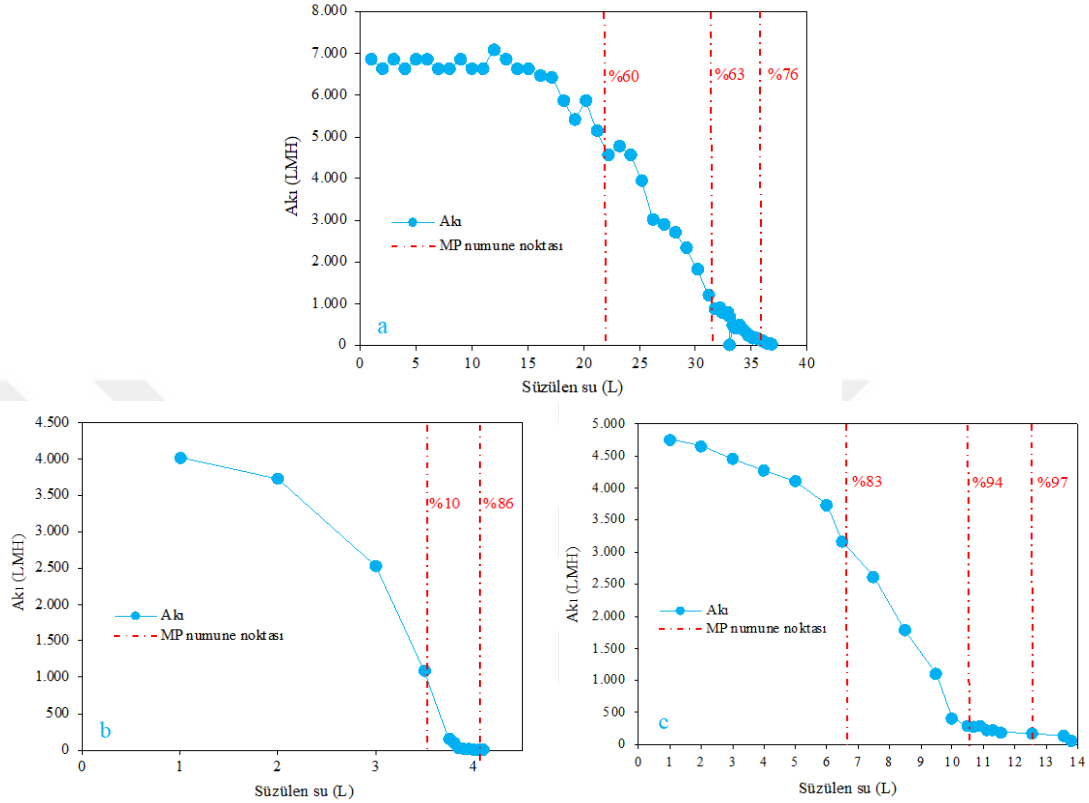
Deney adı	Çamur Karışımı AKM (mg/L)	PGDT atıksu AKM (mg/L)	Giriş suyu MP miktarı (MP/L)	Başlangıç Akı (LMH)	Son Akı (LMH)	Çıkış suyu MP miktarı (MP/L)	Giderim (%)
100-K	-	114	22.088	6.847	39	5.420	75,5
100-1	105	885	25.946	4.022	7	3.760	85,5
100-2	100	733	12.095	4.760	67	371	97,0
200-K	-	362	12.312	6.241	39	3.900	68,3
200-1	210	885	25.946	4.267	9	4.320	83,4
200-2	105	114	41.888	4.675	15	560	98,7
300-K	-	362	12.312	5.014	34	1.426	88,4
300-1	180	114	41.888	7.302	29	5.460	87,0
300-2	245	885	25.946	6.551	294	7.100	72,6

1.Ön birikim (ÖB), 2.Çamur

### 3.2.2.1. 100 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri

100 µm destek tabakası ile gerçekleştirilen deneylerde elde edilen akı-MP giderim performansı Şekil 78’de gösterilmektedir. Kontrol deneylerinde sisteme herhangi bir dinamik ajan eklenmediğinden dolayı filtrasyon işlemi 7.000 LMH başlangıç akısı ile başlamış, yaklaşık 35 L süzöldükten sonra 100 LMH seviyesine düşmüştür (Şekil 78-a). Çamur eklenmemesine rağmen atıksu ile gelen AKM ile bir DM tabakası oluşmaya başlamış ve akı azalmaya başlamıştır (Şekil 79-a). Ancak, oluşan DM tabakasının MP giderimi üzerindeki etkisi diğer deneylere göre düşük bulunmuştur. Akının düşmeye başladığı andan itibaren çıkış suyu numunesinde %60, akının en düşük (39 LMH) olduğu noktada ise %76 oranında MP giderim verimi elde edilmiştir. Giriş suyu MP

numunesinde 22.088 MP/L olan MP miktarı, %76 giderim ile çıkış suyunda 5.420 MP/L'ye düşmüştür (Tablo 12).



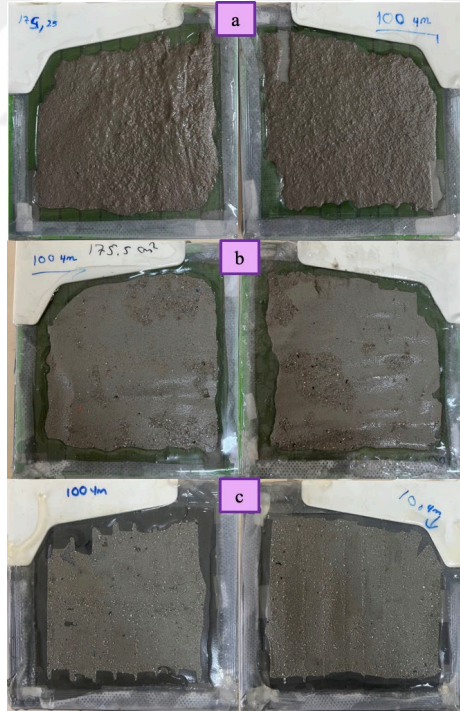
Şekil 78. YÇ-DMF: Akı-MP giderim performans grafikleri: a) 100-K, b) 100-1 (AKM:105 mg/L-ÖB), c) 100-2 (AKM:100 mg/L)

Şekil 78-b'de KOSB AAT'den alınan çamur karışımı (ÖÇÇ+SÇÇ) ile filtrasyon başlamadan önce DM tabakası oluşturulmuştur. Daha sonra DM tabakası bulunan GD sistemine PGDT atıksuyu eklenerek filtrasyon yapılmıştır. DM tabakasından dolayı kontrol deneyine kıyasla düşük başlangıç akısı (4.000 LMH) ile başlamış; yaklaşık 3 L atıksuyun süzülmesinden sonra ani akı düşüşü ile 7 LMH'ye düşmüştür. Başlangıçta 25.946 MP/L olan MP konsantrasyonu, son alınan çıkış suyu numunesinden 3,760 MP/L'ye kadar düşmüştür (Giderim verimi: %85). Ön birikim yapılan bu deneyde destek tabakası üzerinde kompakt bir kek tabakası oluşumu gözlemlenmiş (Şekil 79-b) ve akıda ani düşük gerçekleşmiştir. Ayrıca, bu deneyde MP giderim verimi kontrol deneyine kıyasla yüksek bulunmuştur.



100 µm ile yapılan son deneyde çamur karışımı, PGDT atıksuyu ile karıştırıldıktan sonra filtrasyon işlemi başlatılmıştır (Şekil 78-c). Ön birikim deneyine göre daha yüksek başlangıç akısı (4.750 LMH) ile başlamış, 13 L atıksu süzöldükten sonra akı 100 LMH altına düşmüştür. DM tabaka oluşum (Şekil 79-c) süreci uzun olmasına rağmen en iyi MP giderim verimi bu deneyde elde edilmiştir. Bu deneyde giriş suyu MP numunesi 12.095 MP/L iken, son alınan çıkış suyu numunesinde %97 giderim verimi ile 371 MP/L'ye düşmüştür.

Sonuç olarak, 100 µm destek tabakası ile yapılan PGDT filtrasyon deneylerinde, AAT çamur karışımı ile oluşan DM tabakasının MP giderim verimi etkili bir şekilde artırdığı belirlenmiştir. Akı düşüş oranı (<100 LMH) kontrol, ön birikim ve çamur deneyleri için sırasıyla 187, 1.045 ve 345 LMH/L-süzüntü olarak belirlenmiştir. Bu durum kontrol deneyindeki oluşan DM tabakasının, diğer deneylere daha uzun sürede oluştuğunu göstermektedir.



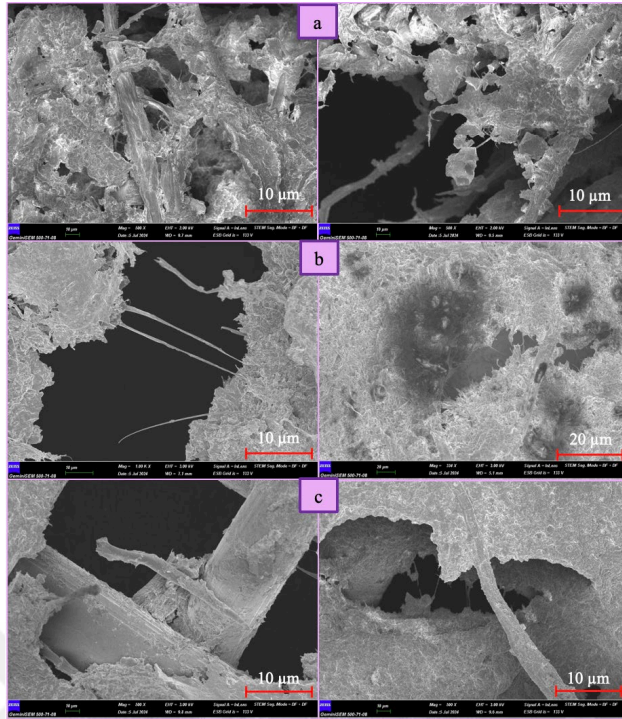
Şekil 79. 100 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden sonraki iki yönlü görünümü: a) 100-K, b) 100-1 (ÖB), c) 100-2

Filtrasyon deneylerinde oluşan DM tabakalarının SEM analiz görüntüleri Şekil 80'de gösterilmiştir. 100 µm destek tabakası ile yapılan kontrol deneyinde, DM tabakasının liflerden oluştuğu ve gözenekli bir yapıya sahip olduğu görölmektedir (Şekil 80-a).



Akının belirli bir süre boyunca azalmaması (süzülen su: 13 L) ve ilk numunedeki MP giderim veriminin %60 olması DM tabakanın destek malzemesini tamamen kaplamadığını göstermektedir. EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında C (%54,4), O (%35,7), Mg (%0,8), Al (%1,1), Si (%2,2) ve Ca (%6,2) tespit edilmiştir. Al, Si, Ca, Fe ve Mg elementleri inorganik kirlenmenin kaynağıdır [209] ve C ve O içeriğinin yanı sıra DM oluşumuna katkısı büyüktür [210]. Kontrol deneyinde tabaka oluşması için gerekli olan elementlerin oranının az veya bazılarının bulunmaması MP giderim veriminin düşük olduğunu desteklemektedir.

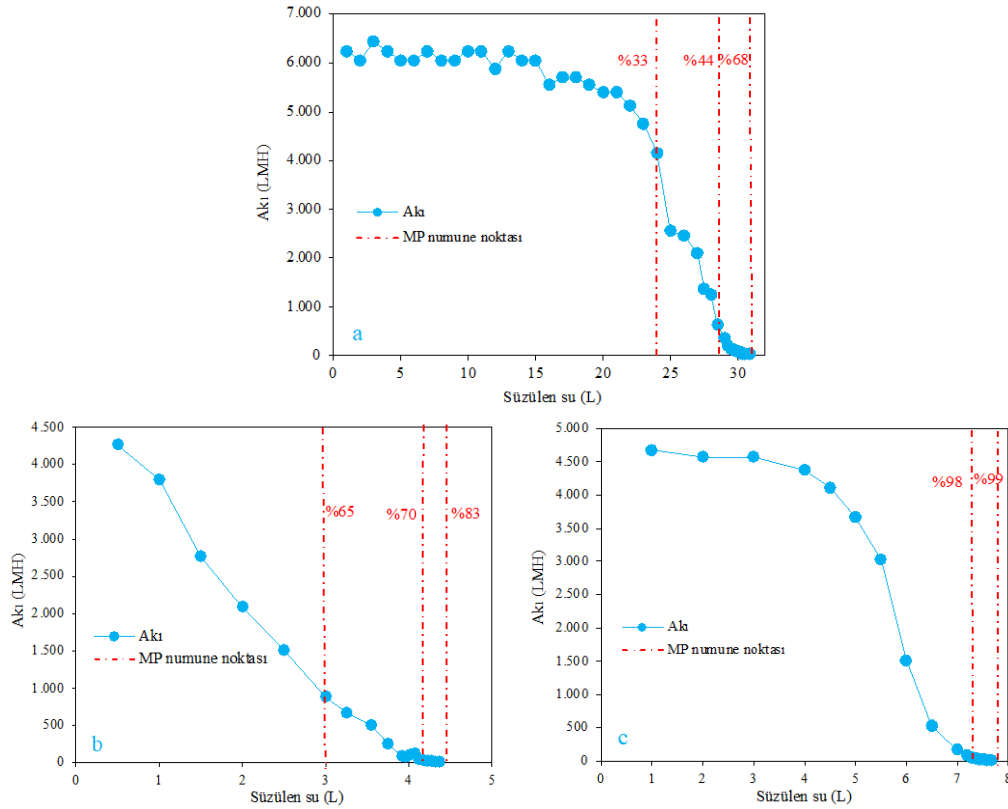
Çamur karışımı ile yapılan ön birikim deneyinde (100-1) ise akının yaklaşık 13 L atıksu süzildikten sonra azaldığı ve oluşan DM tabakanın MP gideriminde (85%) kontrol deneyine (69%) göre daha etkili olduğu belirlenmiştir. Şekil 80-b'deki SEM görüntüleri incelendiğinde ön birikim deneyinde, kontrol deneyine kıyasla daha pürüzsüz ve homojen bir DM tabakası oluşumu gözlemlenmiştir. EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda tespit edilen içerik (C (%31,9), O (%41,1), Na (%0,9), Mg (%0,5), Al (%1,9), Si (%3,7), P (%1,1), S (%1,0), K (%0,4), Ca (%12,0) ve Fe (%4,8)) miktarı DM oluşumu için yeterli olmuştur. Şekil 80-c'de en iyi MP giderimi elde edilen deneydeki destek ve DM tabakasının SEM görüntüleri verilmiştir. Destek tabakasından sıyrıldıktan sonra üzerinde kalan çamur parçaları ve lif şeklinde MP'ler görülmektedir. DM tabakası ise diğer deneylere göre daha pürüzsüz ve homojen bir yapıda görülmektedir. EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında C (%50,1), O (%31,7), Na (%0,6), Mg (%0,5), Al (%0,9), Si (%2,7), P (%0,4), S (%0,4), Cl (%0,9), K (%0,3), Ca (%7,9), Ti (%1,9) ve Fe (%1,2) tespit edilmiştir.



Şekil 80. 100 µm DM tabakası SEM görüntüleri: a) 100-K, b) 100-1 (ÖB), c) 100-2:  
sol: destek tabakası, sağ: DM tabakası

### 3.2.2.2. 200 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri

200 µm destek tabakası ile gerçekleştirilen deneylerde elde edilen akı değerleri Şekil 81'de gösterilmektedir. Kontrol deneyinde (Şekil 81-a), filtrasyon 100 µm'ye benzer yüksek bir akıyla başlamış ve yaklaşık 30 L su filtrelendikten sonra 100 LMH'nin altına (206 LMH/L-süzüntü) düşmüştür. Fakat alınan çıkış suyu örneklerindeki MP giderim oranları sırasıyla %33, %44 ve %68 olarak bulunmuştur. 100 µm ile karşılaştırıldığında, gözenek boyutunun büyük olması MP giderimini etkilemiştir. Ayrıca DM tabakasının, destek tabakası üzerinde kısmi olarak kaplanmamasından kaynaklandığı olduğu düşünülmektedir (Şekil 82-a). 200 µm kontrol SEM analizi görüntülerinde, 100 µm kontrol deneyine benzer sonuçlar ve DM tabakası oluşumu gözlemlenmiştir (Şekil 83-a). Ayrıca EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında diğer kontrol deneylerindeki elementler ((C (%73,3), O (%21,4), Mg (%0,5), Al (%0,7), Si (%1,6), ve Ca (%2,2)) tespit edilmiştir.

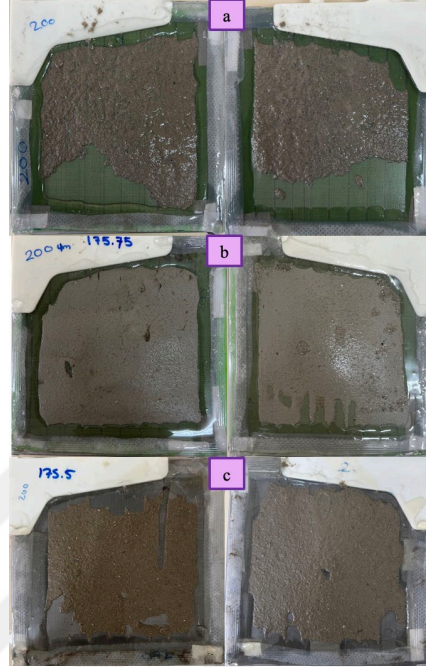


Şekil 81. YÇ-DMF: Akı-MP giderim performans grafikleri: a) 200-K, b) 200-1 (AKM:210 mg/L-ÖB), c) 200-2 (AKM:105 mg/L)

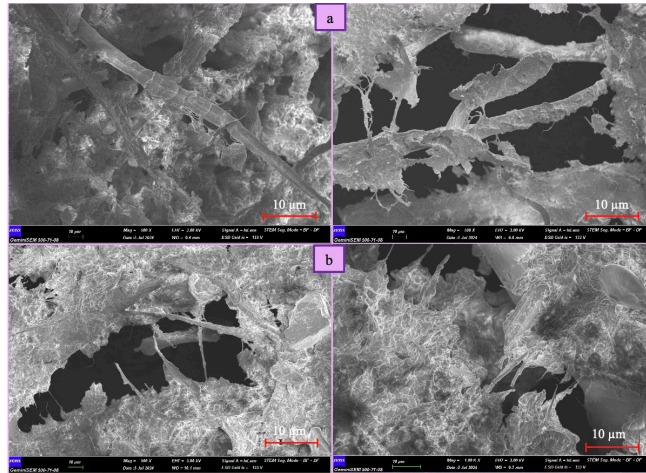
Çamur karışımı ile yapılan ÖB deneyinde yaklaşık 4 L atıksu (Şekil 81-b) süzüldükten sonra DM tabakanın oluştuğu görülmüştür (Şekil 82-b). Kontrol deneyine göre akı düşüş oranı (1.042 LMH/-süzüntü) 5 kat daha fazla bulunmuş ve DM tabakanın oluşması ile sistem kapatılmıştır. Filtrasyon sonunda %83 oranında MP giderimi verimi elde edilmiştir.

Çamur karışımı direk eklenen deneyde ise 8 L süzölmüş ve %99 oranında MP giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 81-c). Oluşan DM tabakası Şekil 82-c'de gösterilmiştir. ÖB deneyindeki giriş MP numunesi 25.946 MP/L iken, çamur karışımı eklenen deneyde giriş MP numunesi 41.888 MP/L'dir. Çıkış suyu numunelerindeki MP miktarı sırasıyla 4.320 ve 560 MP/L olarak bulunmuştur. Deneylerin farklı zamanlarda ve atıksuda yapılmasının filtrasyon işletiminde ve çıkış suyu parametrelerinde değişkenlik göstermesinde etkili olabileceği düşünülmektedir. Şekil 83-b'deki SEM analiz görüntüleri incelendiğinde, kontrol deneyine kıyasla daha yoğun ve daha pürüzsüz (daha az gözenekli) bir tabakanın oluştuğu gözlemlenmiştir. EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında C (%36,2), O (%36,4), Na (%0,9), Mg (%0,8), Al (%1,3), Si (%3,8), P (%0,4), S (%0,9),

K (%0,3), Ca (%16,8), Ti (%0,5) ve Fe (%1,3) tespit edilmiştir. DM tabakanın oluşması için gereken organik ve inorganik bileşenlerin bulunduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 82. 200 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden sonraki iki yönlü görünümü: a) 200-K, b) 200-1 (ÖB), c) 200-2



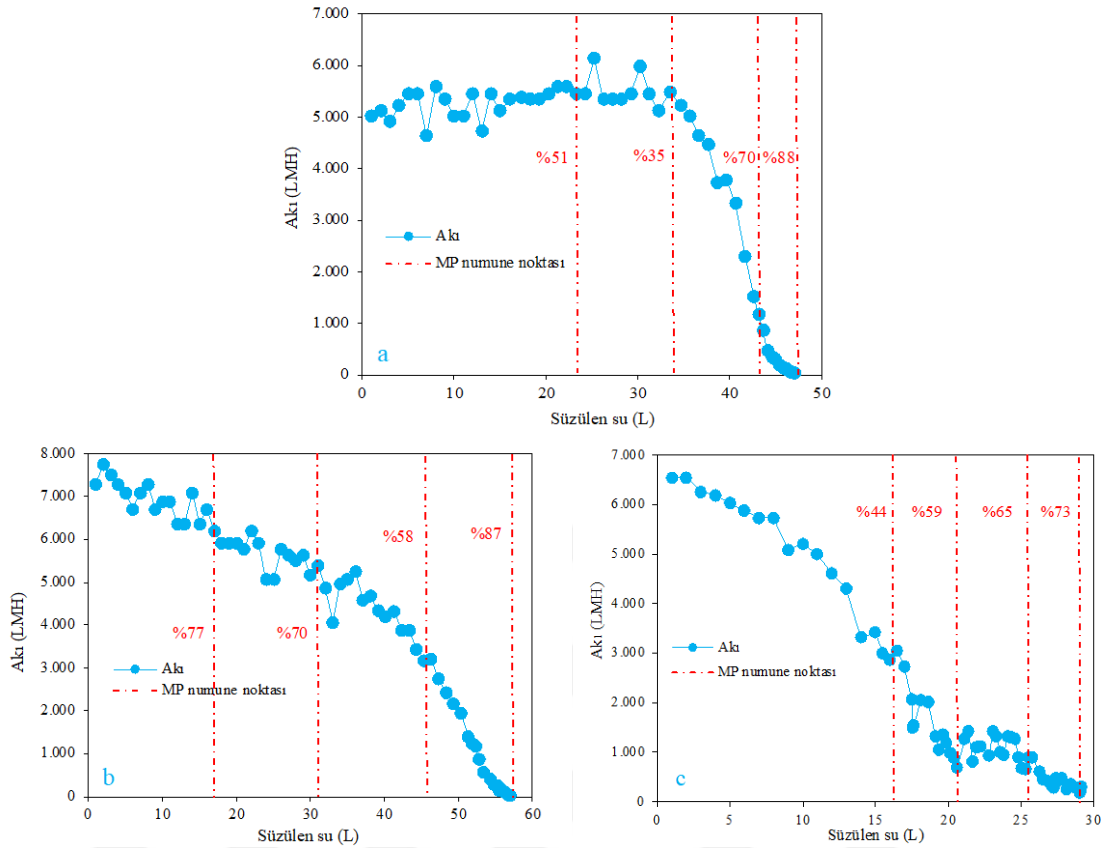
Şekil 83. 200 µm DM tabakası SEM görüntüleri: a) 200-K, b) 200-2

### 3.2.2.3. 300 µm Destek Tabakası ile Yapılan MP Giderim Deneyleri

300 µm destek tabakası ile gerçekleştirilen deneylerde elde edilen akı değerleri Şekil 84'te gösterilmektedir. Kontrol deneyinde (Şekil 84-a), 5.000 LMH akı ile başlayan filtrasyon sisteminde 30 L atıksu süzülmesine rağmen akı düşmemiştir. 35 L atıksu

süzüldükten sonra akı düşmeye ve DM tabakası oluşmaya başlamıştır (Şekil 85-a). Destek tabakasının büyük gözenek boyutu nedeniyle, akı düşüş oranı (107 LMH/L-süzüntü) düşük ve toplam süzülen su miktarı (47 L) ise diğer kontrol deneylerinden yüksek bulunmuştur. Farklı noktalarda farklı MP giderim verimleri bulunurken son çıkış suyu numunesinde (1.426 MP/L) nihai MP giderim verimi %88 olarak hesaplanmıştır. Gözenek boyutu daha yüksek olmasına rağmen, diğer kontrol deneylerine kıyasla daha kompakt bir DM tabakasının (Şekil 86-a) daha uzun sürede oluşması nedeniyle daha yüksek MP giderimi elde edilmiştir. EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında diğer kontrol deneylerindeki elementler, C (%71,1), O (%23,5), Al (%1,3), Si (%1,7) ve Ca (%1,6) tespit edilmiştir. Bu deneyde daha iyi bir MP giderimi gözlemlense de uygun DM tabakasının oluşumu için gereken uzun filtrasyon süresi 300 µm destek tabakası için önemli bir dezavantajdır. Gerçek ölçekli sistemlerde, birikmiş DM tabakasının sıyrılmasından sonra, filtrasyonun mümkün olan en kısa sürede yüksek performansla başlayabilmesi için hızlı ve etkili bir DM tabakasının oluşumu gerekmektedir. Bu nedenle, 300 µm yerine 100 veya 200 µm destek tabakalarını tercih etmek daha uygun olacaktır.

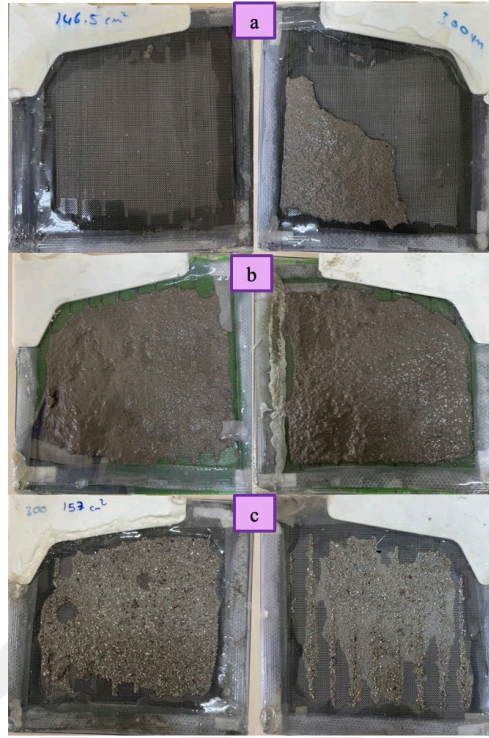
Ön birikim ve çamur karışımı eklenen deneylerdeki akı eğilimi, kontrol deneyinden farklı bulunmuştur. Ayrıca, bu deneylerdeki akı eğilimleri, 100 (Şekil 78-b-c) ve 200 µm (Şekil 81-b-c) ile karşılaştırıldığında da farklı sonuçlar elde edilmiştir. Özellikle, 300 µm ile yapılan ön birikim deneyinde (Şekil 84-b) akı düşüş oranı (128 LMH/L-süzüntü), diğer küçük gözenek boyutuna sahip destek tabakalarına kıyasla çok düşük bulunmuştur. Bunun sebebi, destek tabakasının büyük gözenek boyutu nedeniyle üzerinde sıkı ve uygun bir DM tabakası oluşumunun zor olmasıdır. Oluşan DM tabakasının (Şekil 85-b) gözenekli yapıda olduğu ve bu nedenle yüksek akı ve dalgalanmalara neden olduğu düşünülmektedir. SEM görüntüleri incelendiğinde ise diğer filtrasyon deneylerindeki gibi lif şeklindeki MP'lerin tabakada sıkıştığı görülmektedir (Şekil 86-b). EDX ile yapılan elementel analiz sonucunda DM tabakasında C (%43), O (%35,4), Na (%1,0), Mg (%1,2), Al (%1,6), Si (%3,7), K (%0,3), Ca (%12,1) ve Fe (%1,3) tespit edilmiştir.



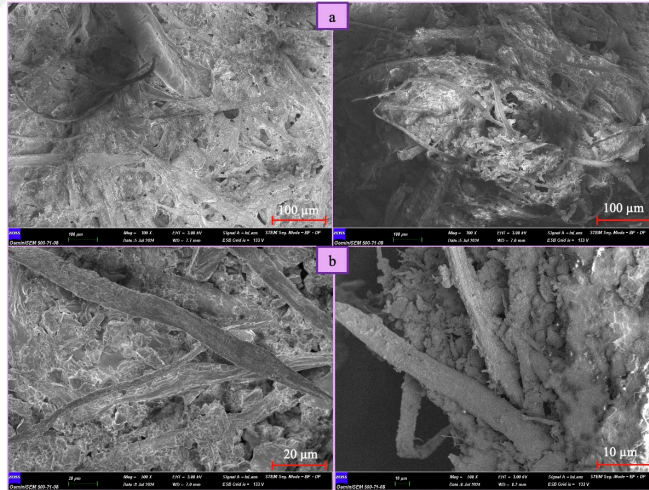
Şekil 84. YÇ-DMF: Akı-MP giderim performans grafikleri: a) 300-K, b) 300-1 (AKM:180 mg/L-ÖB), c) 300-2 (AKM:245 mg/L)

Şekil 84-c'deki çamur karışımı eklenen son deneyde ise DM tabakasının oluşumu için diğer destek tabakalarına (100  $\mu$ m:14 L, 200  $\mu$ m:8 L) göre daha fazla atıksuyun süzülmesi (30 L) gerekmiş ve akı düşüş oranı 219 LMH/L-süzüntü olarak bulunmuştur. DM tabakasının, destek tabakasının üzerini tam kaplamaması (Şekil 85-c) nedeniyle akı değerlerinde dalgalanmalar görülmüş ve filtrasyon diğer sistemlere göre en yüksek akı değeriyle kapatılmıştır.





Şekil 85. 300 µm destek tabakası üzerinde oluşan DM tabakalarının deneyden sonraki iki yönlü görünümü: a) 300-K, b) 300-1 (ÖB), c) 300-2



Şekil 86. 300 µm DM tabakası SEM görüntüleri: a) 300-K, b) 300-1 (ÖB)

Hem 3.1.2'deki 4 adet PGDT'nin atıksuları (Tablo 5) ve bu bölümde filtrasyon için numune alınan PGDT'nin MP içeriği haricinde atıksu karakterizasyonuna bakıldığı zaman yüksek kirlilik (KOİ ve AKM) içerdiği, bu nedenle kanalizasyona deşarj edilmeden bir ön arıtmadan geçmesi gerektiği düşünülmektedir. Su kalite parametreleri

ile ilgili yönetmelikler bulunsa da henüz MP içeriğine sahip atıksuların nasıl yönetileceği konusunda bir düzenlenme bulunmamaktadır.

Bu tez ve literatürde PGDT'lerde yapılan çalışmalar, mekanik geri dönüşüm sonrası yüksek miktarda MP oluştuğu ve alıcı ortam/kanalizasyona salındığını göstermektedir (Tablo 1). 2017 yılında lastik aşınması, tekstil, şehir tozu vd. arasında MP kirliliğinin kaynağı olarak %3,1 ile beşinci sırada mekanik geri dönüşüm yer almıştır. Plastik geri dönüşümünden kaynaklanan küresel MP deşarjının 2060 yılında 0,749 milyon tona ulaşacağı öngörülmektedir [211].

PGDT'lerden kaynaklanan MP deşarjını önlemek için yapılan çalışmalar son yıllarda artmaktadır. Laboratuvar ölçekli kum filtresi, farklı özelliklere sahip koagülantlarla yapılan koagülasyon-flokülasyon [212,213,214,215] ve kendi arıtma sistemi bulunan PGDT'lerde yapılan çalışmalar bulunmaktadır [118,122,216,217]. Bu çalışmaların birinde MP giderimi için UF membran diğesinde de filtrasyon için naylon ağ, çelik ağ ve pamuk kumaş kullanılmıştır. HPDE-PET geri dönüşümü yapan bir tesisin atıksularını arıtmak için UF membran yerleştirilmiş ve 25 µm'den büyük tüm parçacıkları etkili bir şekilde giderildiği belirtilmiştir [118]. Fakat, membran gözeneginden (0,03 µm) daha küçük MP'ler çıkış suyunda tespit edilmiştir. Atıksu içeriğinden veya ekstraksiyon sırasındaki kontaminasyondan kaynaklandığı gibi ihtimaller düşünülse de bu durumun tespitinin zor olduğu belirtilmiştir. PGDT4'e benzer eritme ve granülasyon ünitelerine sahip bir PGDT atıksuyunda farklı filtreler (pamuk kumaş, naylon ağ, çelik ağ) kullanılarak MP giderim simülasyonu çalışılmıştır [122]. 100 µm'den büyük MP'ler giderim oranı %86,6, 20 µm'den küçük MP'leri giderme verimi ise %74,2 olarak bulunmuştur. Filtre malzemesinin gözenek boyutunun küçüldükçe giderim verimini artırdığı belirtilmiştir. Deneylerde en iyi performansı küçük gözenek boyutuna (10,7 µm) sahip naylon ağ göstererek tüm MP boyutlarında yüksek bir giderim oranı bulunduğu belirtilmiştir.

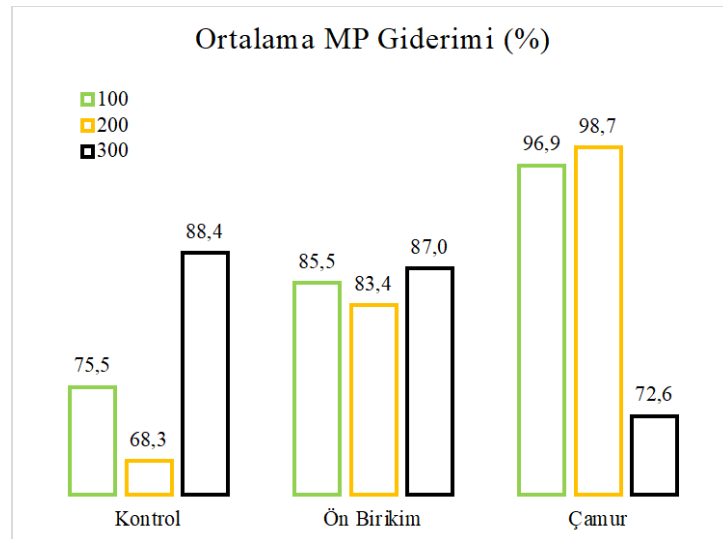
#### **3.2.2.4. MP Karakterizasyonu ve Giderim Mekanizmaları**

Bu bölümde 100, 200 ve 300 µm destek tabakaları ile yapılan deneylerinde elde edilen MP karakterizasyonu (sayı, şekil, boyut ve tür) verilmiştir. Ayrıca, her destek tabakası için ortalama MP giderim verimi grafiği verilmiştir (Şekil 87). Birden fazla numune

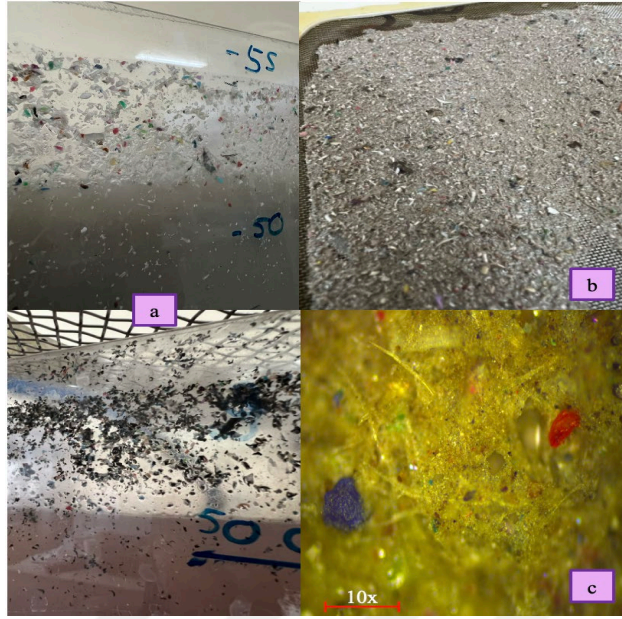


alınan deneyler için alınan son numune ile hesaplanan giderim verimi dikkate alınarak grafik hazırlanmıştır.

Elek boyutları göz önüne alındığında 100 µm destek tabakası ile yapılan filtrasyon deneylerinde nihai ortalama %86,0±11 MP giderim verimi elde edilirken, 200 ve 300 µm’de ise sırasıyla %83,4±15 ve %82,7±8 ile birbirine yakın giderim verimleri bulunmuştur. Deneylerde uygulanan filtrasyon koşulları göz önüne alındığında ise en iyi MP giderim verimi, çamur karışımının YÇ-DMF sistemine direk eklendiği deneylerde elde edilmiştir (Şekil 87). Büyük gözenek boyutundan (%72,6) dolayı sadece 300 µm destek tabakasında elde edilen giderim verimi düşük bulunmuştur. En büyük gözenek boyutlu ağ (300 µm) için daha uzun filtrasyon süresi veya daha yüksek filtrasyon hacmi gerekmektedir. Kullanılan elek boyutundan dolayı küçük MP’lerin, DM tabaka oluşuncaya kadar veya gevşek yapılı bir DM tabakasından kolayca kaçabileceği ve sayısal olarak MP giderimini etkilediği düşünülmektedir. Kontrol deneylerinde ise, 100 µm (%75,5) ve 200 µm’da (%68,3) elek boyutuna bağlı olarak MP giderim verimleri düşse de 300 µm’de yapılan kontrol deneyindeki MP giderim verimi (%88,4) yüksek bulunmuştur. Yukarıda açıklandığı üzere filtrasyon süresinin uzun olması nedeniyle daha sıkı ve yoğun bir DM tabakası oluştuğu için etkili bir giderim verimi elde edilmiştir.



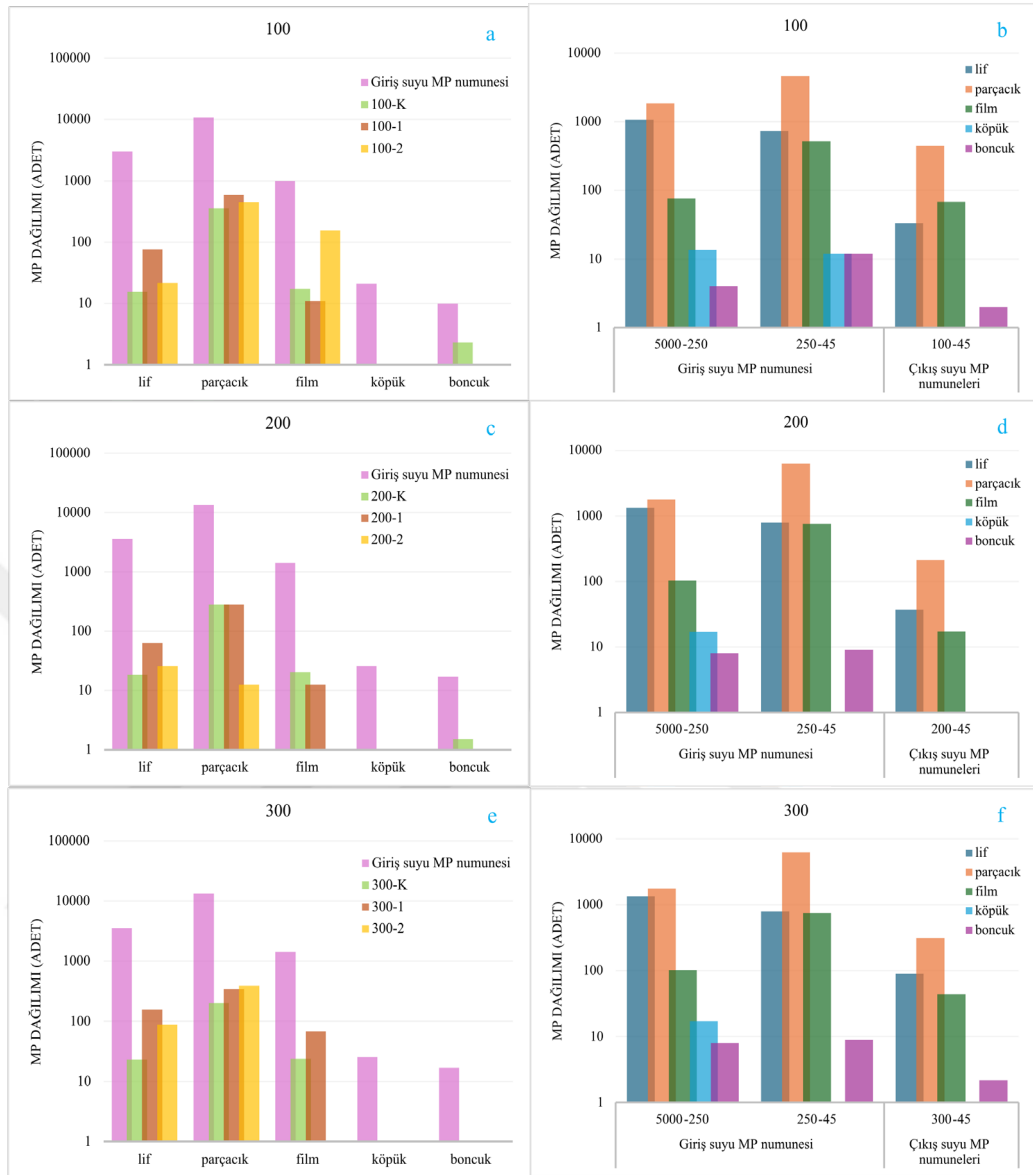
Şekil 87. YÇ-DMF-PGDT: 100, 200 ve 300 µm deneylerinde elde edilen ortalama MP giderim verimleri



Şekil 88. a) Farklı zamanlarda alınan PGDT atıksuyundaki MP'lerin reaktör yüzeyinde birikmesi, b) 300 µm destek tabakası üzerinde biriken DM tabakası (çamur deneyi), c) 200-K DM tabakası mikroskop görüntüsü

Ortalama MP sayıları (adet), şekil ve boyut grafikleri incelendiğinde MP sayısının her elek boyutunda giderim ile çıkış suyunda azaldığı görülmektedir (Şekil 89). Bölüm 3.1.2'deki gibi MP'ler, lif, parçacık, film, köpük ve boncuk kategorisine ayrılmıştır. Sütun şeklinde MP'ler parçacık şeklindeki MP'lere dahil edilmiştir. Karakterizasyon sonuçları incelendiğinde AAT'ye kıyasla giriş ve çıkış suyu numunelerinde çok fazla MP bulunmaktadır. Bunun sebebinin, geri dönüşüm tesisinden plastik atıkların kırma esnasında yüz binlerce parçaya bölünerek MP'leri oluşturmasından kaynaklanmaktadır. Her destek tabakasında giriş ve çıkış sularında en fazla MP rengi şeffaf ve siyah olarak bulunmuştur (veri gösterilmemiştir). Giriş ve çıkış suyu numunelerindeki MP'lerin mikroskop görüntüleri Şekil Ek-2 4'te verilmiştir. Her elek boyutunda lif şeklindeki MP'lerin azaldığı ve DM tabakasında tutulduğu (Şekil 89-a-c-e) görülmektedir. Giriş suyundaki MP sayısının en fazla 250-45 µm boyut aralığında dağıldığı tespit edilmiştir (Şekil 89-b-d-f). MP boyutu azalırken, sayısının arttığı görülmektedir. Çıkış sularında ise boyut aralığı kullanılan elek boyutuna göre belirlenmiştir. PGDT'de, PP ve PE gibi düşük yoğunluklu plastik atıkları geri dönüştürüldüğü bilinmektedir. YÇ reaktör, filtrasyon süresince üstten beslenmekte ve düşük yoğunluklu MP'ler, destek tabakasına ulaşmadan tankın üstünde toplanmaktadırlar (Şekil 88-a), Gerçekleşen bu faz ayrımı, MP

ekstraksiyon işleminde de MP'leri yoğunluk farkıyla ayırmak için kullanılmaktadır [171]. Ancak daha küçük boyutlu MP'ler sürekli karıştırmadan dolayı tank içinde hareket etmekte destek tabakasından geçmekte veya yüzeyinde birikme eğilimindedirler (Şekil 88-b-c). PGDT2'de yaptığımız karakterizasyon çalışmasında (Bknz 3.1.2.2), yıkama havuzunun dibinden alınan numunedeki (S2-3) düşük yoğunluklu MP'lerin benzer davranışları, bu sistemde de görülmektedir. Son olarak, PGDT atıksuyunun yüksek miktarda MP sayısına (12.000-42.000 MP/L) sahip olduğu ve reaktöre sürekli olarak verildiği göz önüne alındığında, MP'lerin reaktörde yoğunlaştığı da dikkate alınmalıdır. 3.1.2'de ayrıntılı olarak polimer türleri tespit edildiği için burada sadece giriş ve çıkış numunesinden bazı MP'ler seçilerek ATR-FT-IR analizi yapılmıştır. Giriş suyu numunelerinde PE (%31), PP (%18), PET (%8) ve PA, PS, ABS vd. (%43), çıkış suyu numunelerinde PE (%38), PS (%31), PET (%15) ve PP (%8) polimer türleri tespit edilmiştir. Giriş ve çıkış suyu MP numunelerinde tespit edilen tüm polimer türlerinin ortalama eşleşme oranı sırasıyla %928 ve %867 olarak belirlenmiştir.



Şekil 89. YÇ-DMF-PGDT: Filtrasyon giriş ve çıkış suyu MP numunelerindeki ortalama MP şekil sayısının numunelere (a,c,e) ve boyutlara göre (b,d,f) dağılım grafikleri (logaritmik)

## 4. BÖLÜM

### SONUÇ VE ÖNERİLER

#### 4.1. Sonuçlar

Mikroplastik kelimesinin ilk kullanıldığı çalışmadan [23] bu yana yapılan araştırmaların çoğalması, MP kirlilik sorunun yaygın çevresel bir sorun haline geldiğini göstermektedir. Ekonomik Kalkınma ve İş Birliği Örgütü'nün (OECD) 'Küresel Plastik Hedef: 2060' raporunda belirtilen bir senaryoda 2019 ve 2060 yılları arasında ekonomik büyümenin de katkısıyla küresel plastik üretiminin 460 Mt'dan 1.321 Mt'a çıkacağı tahmin edildiği vurgulanmıştır. Plastik kullanımının artması ile plastik atıklarında aynı senaryoda 353 Mt'dan 1.014 Mt'ye çıkacağı tahmin edilmektedir. Bu durum, yeni plastik salınımlarını durdurmak için acil mevzuat veya düzenlemeler yapılmasına ihtiyaç olduğunu göstermektedir. Plastik atıklar veya MP kirliliği üzerine yönetmelikler ve yaptırımlar yapılırsa dahi bile sürecin yürürlüğe girmesi zaman alabilmektedir. BM ve taraf ülkeler tarafından 2022'den beri görüşmelere devam edilen ve sonuç alınamayan 'Küresel Plastik Anlaşması' bu durumu açıkça göstermektedir.

Bu tez çalışmasında, Kayseri OSB'de bulunan plastik geri dönüşüm tesisleri ve merkezi AAT'de MP karakterizasyonu ve alternatif arıtma yöntemi YÇ-DMF kullanılarak MP giderim çalışmaları yapılmıştır. Çalışma iki aşamalı olarak gerçekleştirilmiştir. İlk aşamada, KOSB'de bulunan 4 adet PGDT'den OSB kanalizasyonuna deşarj edilen sulardaki MP karakterizasyonu ve merkezi AAT'deki MP karakterizasyonu, MP giderimi ve alıcı ortama deşarj edilen miktarlarıyla birlikte belirlenmiştir. İkinci aşamada ise PGDT'lerden kanalizasyona ve AAT'den alıcı ortama deşarj edilen MP miktarını azaltmak için alternatif arıtma yöntemi olan YÇ-DMF kullanılarak MP giderim çalışmaları yapılmıştır.

PGDT'lerde yapılan karakterizasyon çalışmasında geri dönüşüm proseslerine bağlı olarak oluşan MP polimer türlerinin değişebildiği ve litrede ortalama 28.317 adet MP'nin KOSB kanalizasyon sistemine deşarj edildiği tespit edilmiştir. PGDT'ler ve AAT numunelerindeki polimer türlerinin uyumlu olduğu ve bu polimer türlerinin dünya genelinde yaygın olarak kullanılan türler (PP, PE, PS, PUR, PVC, PET vd.) olduğu tespit edilmiştir. Literatürdeki AAT'lerde yapılan çalışmalardaki gibi en fazla MP miktarı çamur numunesinde tespit edilmiş ( $3.734 \pm 986$  MP/L) ve en baskın MP şekli lif olarak belirlenmiştir. AAT'deki MP kirliliğinin ve çeşidinin PGDT atıksularının yanı sıra KOSB'de yer alan tekstil, mobilya, ambalaj, gıda gibi birçok sektöre bağlı olduğu düşünülmektedir. KOSB AAT'deki proseslerde ortalama %88 oranında MP giderimi gerçekleştiği halde yılda  $5,6 \times 10^{11}$  adet MP'nin alıcı ortama deşarj edildiği tespit edilmiştir. Bu durumun, KOSB AAT'nin 2,5 km uzaklığında Ramsar alanı olan Hürmetçi Sazlığı ve deşarj edilen suyun içme suyu kaynağı olarak kullanılan Kızılırmak Nehrine ulaşması sonucu sucul ve karasal ekosistem için tehdit oluşturacağı düşünülmektedir. Çevresel risk analizi tahminleri, tespit edilen polimer türlerine kısa sürelerde (2-4 gün) maruz kalan canlıların yaşamsal faaliyetlerinin yavaşlayabileceği veya durabileceğini göstermektedir. Bununla birlikte, AAT'de çamurda MP miktarının fazla bulunması başka problemleri de ortaya çıkarmaktadır. Belt filtre ünitesinden çamur depolama sahasına gönderilen çamur (70 ton) ile günde ortalama  $1,23 \times 10^{10}$  adet MP düzenli depolama alanlarına taşınmaktadır.

KOSB'de PGDT'lerden ve AAT'den kaynaklı MP deşarjını minimize etmek amacıyla yapılan MP giderim çalışmalarında YÇ-DMF ile yüksek MP giderim verimleri elde edilmiştir. Yapılan ön çalışmalar ile uygun oranlarda son çöktürme ve ön çöktürme çamurlarının karıştırılarak DM tabakasının oluşumu tüm MP giderim deneylerinde sağlanmıştır. Her iki çamurun DM oluşumuna sinerjik olarak etki ettiği ve tekstil ve geri dönüşüm sektörü atıksularından kaynaklı liflerin DM tabaka oluşumuna olumlu katkı sağladığı SEM ve mikroskop görüntüleri ile gösterilmiştir. DM tabakasının oluşumunda kilit rol oynayan geniş gözenekli destek tabakaları ile (100, 200 ve 300  $\mu\text{m}$ ) yüksek MP giderim verimleri elde edilmiştir. AAT çıkış suları kullanılarak belirtilen farklı koşullar ile yapılan YÇ-DMF deneylerinde, kontrol deneyleri de dahil olmak üzere MP giderimi %85-99 arasında tespit edilmiştir. PGDT çıkış sularında ise YÇ-DMF ile bir kontrol deneyi haricinde (%68,3) MP giderim verimi %72-99 arasında bulunmuştur.

Sonuç olarak bu tez çalışması, ülkemizdeki OSB’lerdeki endüstriyel atıksularda bulunan MP miktarlarını ortaya koymak ve bu sorunun çözümüne alternatif bir yöntem sunmaktadır. Çalışmanın ülkemizde ve dünyadaki MP ile ilgili yapılan çalışmalara önemli bir katkı sağlayacağı düşünülmektedir.

#### 4.2. Öneriler

Bu tez çalışmasında, PGDT ve AAT çıkış sularında bulunan MP’ler için düşük maliyetli alternatif bir ileri arıtma yöntemi olarak YÇ-DMF sistemi kullanılmıştır. Bu sistemin sürdürülebilirliğinin (işletim) diğer maliyetli membranlı sistemlere göre daha avantajlı olduğu ve arıtma proseslerine veya atıksu karakterizasyonuna göre bir ön arıtma alternatifi olabileceği düşünülmektedir. KOSB AAT’de son çöktürme çıkış suları savak sonrası, 1 m’den fazla yük kaybına uğrayarak deşarj kanalına boşaltılmaktadır. Aynı şekilde, önceki bölümlerde belirtildiği üzere PGDT çıkış sularının deşarj edildiği rögar ve kanallar da aynı durumdadır. YÇ-DMF ile hem PGDT atıksularının, hem de AAT çıkış sularının yer çekimi kullanarak filtre edilmesi ile, MP’lerin kaynağında (PGDT’ler hammadde kaybını azaltma) kontrol edilmesi ve AAT’den alıcı ortamlara deşarj edilmesinin minimize edilebileceği düşünülmektedir. Bu yüzden, laboratuvar ölçekli bu sistemin, gerçek ölçekli bir sistemde uygulanması halinde ihtiyaç duyulacak membran alanı ve tasarım konfigürasyonu oluşturulmuştur. Bunun için en iyi, en kötü ve makul performans gösteren şartlar göz önüne alınarak bir tasarım yapılmıştır (Tablo 13).

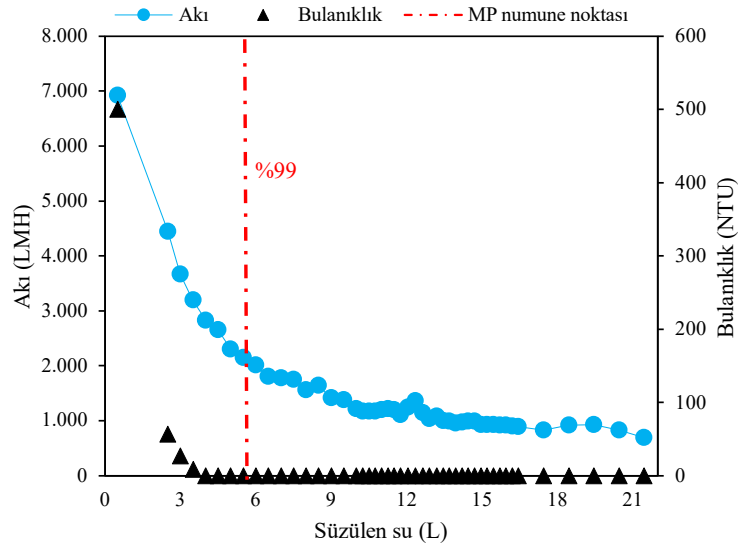
Tablo 13. Gerçek ölçekli tesis tasarım parametreleri

Parametre	En iyi durum senaryosu	En kötü durum senaryosu	Makul durum senaryosu
Gerekli membran alanı (m <sup>2</sup> )	2.448	7.516	4.710
Elek Boyutu (µm)	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>300</b>
Destek Tabakası Alanı (m <sup>2</sup> )	3.000	9.000	6.000
Kaset Sayısı (adet)	100	250	175
Yedek Kaset Sayısı (adet)	25	50	25
Hat Sayısı (adet)	4	10	7
Yedek Hat Sayısı (adet)	1	2	1

Şekil 90’da en iyi durum senaryosundaki akı bulanıklık grafiği ve MP giderim verimi gösterilmiştir. Bu durumda, Yaklaşık 115 dk boyunca işletilen YÇ-DMF’de toplam 16,5 L atıksu süzülerek %99’un üzerinde MP giderimi verimi elde edilmiştir. Membran aktif

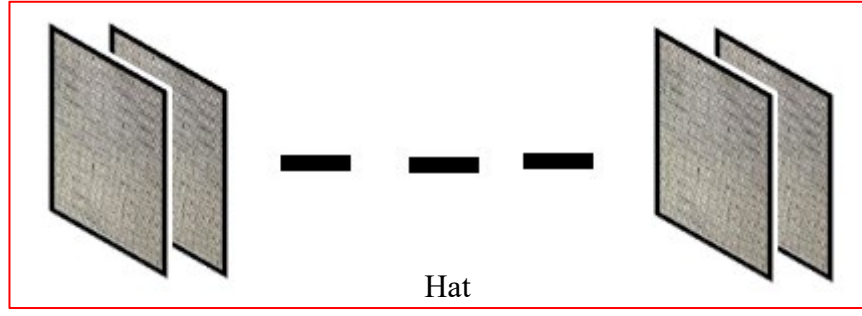


alanının  $0,01445 \text{ m}^2$  ve KOSB AAT debisinin ortalama  $35.000 \text{ m}^3/\text{gün} - 24.306 \text{ L/dk}$  olduğu düşünülerek gerekli membran alanı hesaplanmıştır. Süreden bağımsız olarak benzer membran alanında aynı miktarda suyun arıtılabileceği varsayımı düşünülerek yapılmıştır. Dolayısıyla  $0,01445 \text{ m}^2$  alanda ( $16,5/115$ ) L/dk su arıtılması durumunda  $2.448 \text{ m}^2$  membran alanına ihtiyaç olduğu bulunmuştur (Tablo 13).

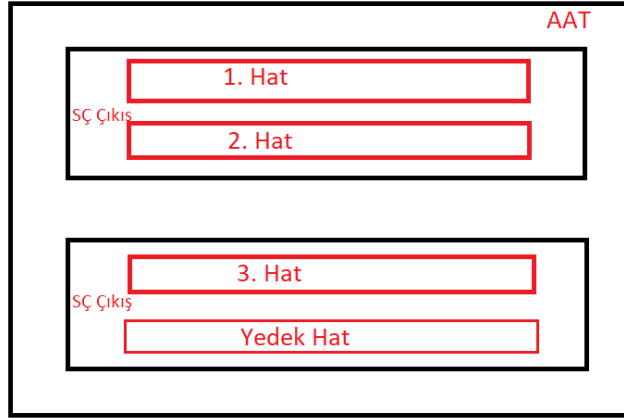


Şekil 90. En iyi durum senaryosu: 100 µm Akı-MP giderim performans grafiği

En kötü durum senaryosunda daha fazla sürede daha az suyun arıtıldığı durum seçilerek benzer hesaplar yapılmıştır. En kötü durum senaryosunda, en iyi duruma göre yaklaşık 3 kat fazla membran (destek tabakası) alanına ihtiyaç bulunduğu tespit edilmiştir. Bir diğer senaryoda ise gerçek ölçekli işletme şartlarında çıkış suyu kalitesi, çamur karakteristiği vb. nedenlerden dolayı makul seviyede kalabilmek için alternatif bir senaryo oluşturulmuştur (Tablo 13). Gerçek ölçekli tesis tasarımında her bir paslanmaz çelik modülün alanı  $1 \text{ m} \times 1,5 \text{ m}$  çift yönlü olarak (toplam alan  $3 \text{ m}^2$ ) hesaplanmıştır. Her bir membran kasetinin 10 adet modül içerdiği varsayılarak toplam kaset sayısı oluşturulmuştur. Bu kasetlerin yer çekimi ile işletilebilmesi için çıkış savakları sonrası bir hat planlanmış ve kaset sayısı her bir hatta 25 kaset olmak üzere belirlenmiştir. Sonuç olarak, KOSB AAT çıkış suyu için tasarlanan hat tasarımları Şekil 91-Şekil 92'de gösterilmiştir.



Şekil 91. Modül yerleşim düzeni ve bir hattın tasarımı



Şekil 92. En iyi durum senaryosuna göre tasarım hattı planlaması

## KAYNAKÇA

1. Plastics Europe, 2024. Plastics-The facts 2024. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2024/>, (Erişim Tarihi: Nisan 2025).
2. Gündoğdu, S., Walker, T. R., 2021. Why Turkey should not import plastic waste pollution from developed countries?. **Marine Pollution Bulletin**, **171**(112772): 1-4.
3. Greenpeace, 2021. Trashed: How the UK is still dumping plastic waste on the rest of the world. <https://www.greenpeace.org.uk/resources/trashed-plastic-report/>, (Erişim Tarihi: Ekim 2024).
4. Eurostat, 2021. Where does EU waste go?. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/ddn-%2020210420-1?redirect=%2Feurostat%2Fnews%2Fwhats-new>, (Erişim Tarihi: Ekim 2024).
5. Plastics Europe, 2023. Plastics- The facts 2023. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>, (Erişim Tarihi: Ekim 2024).
6. Zhang, Y., Jiang, H., Bian, K., Wang, H., Wang, C., 2021. A critical review of control and removal strategies for microplastics from aquatic environments. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, **9**(4): 1-19.
7. Sol, D., Laca, A., Laca, A., Díaz, M., 2020. Approaching the environmental problem of microplastics: Importance of WWTP treatments. **Science of The Total Environment**, **740**(1400169): 1-20.
8. Vivekanand, A. C., Mohapatra, S., Tyagi, V. K., 2021. Microplastics in aquatic environment: Challenges and perspectives. **Chemosphere**, **282**(131151): 1-14.
9. Poerio, T., Piacentini, E., Mazzei, R., 2019. Membrane processes for microplastic removal. **Molecules**, **24**(22): 1-15.
10. Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O., 2017. Solutions to microplastic pollution–Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. **Water Research**, **123**: 401-407.

11. Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., Sillanpää, 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.
12. Bayo, J., Lopez-Castellanos, J., Olmos, S., 2020. Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater plant. **Marine Pollution Bulletin**, **156**(111211): 1-9.
13. Li, L., Xu, G., Yu, H., Xing, J., 2018. Dynamic membrane for micro-particle removal in wastewater treatment: performance and influencing factors. **Science of the Total Environment**, **627**: 332-340.
14. Uyanık, İ., 2017. Organize sanayi bölgesi atıksularının membranlı arıtma sistemleriyle yeniden kullanılabilirliğinin araştırılması, Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Kayseri, 161s.
15. Çolakoğlu, E.B., Uyanık, İ., 2024. Plastic waste management in recycling facilities: Intentionally generated MPs as an emerging contaminant. **Waste Management**, **181**: 79-88.
16. OSB, 2019. Organize sanayi bölgeleri uygulama yönetmeliği. <https://www.mevzuat.gov.tr/mevzuat?MevzuatNo=31245&MevzuatTur=7&MevzuatTip=5>, (Erişim Tarihi: Ekim 2024).
17. Laskar, N., Kumar, U., 2019. Plastics and microplastics: A threat to environment. **Environmental Technology & Innovation**, **14**(100352): 1-8.
18. Schmid, C., Cozzarini, L., Zambello, E., 2021. Microplastic's story. **Marine Pollution Bulletin**, **162**(1118209): 1-23.
19. UNEP, 2024. Our planet choking on plastic. <https://www.unep.org/interactives/beat-plastic-pollution/>, (Erişim Tarihi: Ekim 2024).

20. Aranda, F. L., Rivas, B. L., 2023. Microplastics: formation, disposition, and associated dangers. An overview. **Journal of the Chilean Chemical Society**, **68**(1): 5755-5761.
21. Gazal, A. A., Gheewala, S. H., 2020. Plastics, microplastics and other polymer materials—a threat to the environment. **Journal of Sustainable Energy & Environment**, **11**: 113-122.
22. Shashoua, Y., Peydaei, A., Mortensen, M. N., Kanstrup, A. B., Gregory, D. J., 2024. Physio-Chemical Degradation of Single-Use Plastics in Natural Weather and Marine Environments. **Environmental Pollution**, 357(1244149): 1-9.
23. Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., Russell, A. E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic?. **Science**, **304**(5672): 838-838.
24. Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., Zeng, E. Y., 2020. A global perspective on microplastics. **Journal of Geophysical Research, Oceans**, **125**: 1-40.
25. 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, Biological Sciences**, **364**: 1985-1998.
26. Andrady, A. L., 2011. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, **62**(8): 1596-1605.
27. Frias, J. P., Nash, R., 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, **138**: 145-147.
28. Lassen, C., Hansen, S. F., Magnusson, K., Hartmann, N. B., Rehne Jensen, P., Nielsen, T. G., Brinch, A., 2015. Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. **Danish Environmental Protection Agency**, Project No. 1793.
29. Turan, N. B., Erkan, H. S., Engin, G. O., 2021. Microplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, fate and identification. **Process Safety and Environmental Protection**, **146**: 77-84.

30. Song, J., Wang, C., Li, G., 2024. Defining primary and secondary microplastics: a connotation analysis. **ACS ES&T Water**, **4**(6): 2330-2332.
31. 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.
32. Singh, N., Walker, T. R., 2024. Plastic recycling: A panacea or environmental pollution problem. **Npj Materials Sustainability**, **2**(1): 17.
33. Salahuddin, U., Sun, J., Zhu, C., Wu, M., Zhao, B., Gao, P. X., 2023. Plastic recycling: a review on life cycle, methods, misconceptions, and techno-economic analysis. **Advanced Sustainable Systems**, **7**(2200471): 1-19.
34. Goodship, V., 2007. Plastic recycling. **Science Progress**, **90**(4): 245-268.
35. Feng, X., Li, Q., Wang, K., 2020. Waste plastic triboelectric nanogenerators using recycled plastic bags for power generation. **ACS Applied Materials & Interfaces**, **13**(1): 400-410.
36. Fard, P. M., Alkhansari, M. G., 2021. Innovative fire and water insulation foam using recycled plastic bags and expanded polystyrene (EPS). **Construction and Building Materials**, **305**(124785): 2-8.
37. Abu-Saleem, M., Zhuge, Y., Hassanli, R., Ellis, M., Rahman, M., Levett, P., 2021. Evaluation of concrete performance with different types of recycled plastic waste for kerb application. **Construction and Building Materials**, **293**(123477): 1-15.
38. Nyika, J., Dinka, M., 2022. Recycling plastic waste materials for building and construction Materials: A minireview. **Materials Today: Proceedings**, **62**: 3257-3262.
39. Geyer, R., Jambeck, J. R., Law, K. L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, **3**(7): 1-5.
40. Suzuki, G., Uchida, N., Tanaka, K., Matsukami, H., Kunisue, T., Takahashi, S., Osako, M., 2022. Mechanical recycling of plastic waste as a point source of microplastic pollution. **Environmental Pollution**, **303**(119114): 1-10.

41. Brown, E., MacDonald, A., Allen, S., Allen, D., 2023. The potential for a plastic recycling facility to release microplastic pollution and possible filtration remediation effectiveness. **Journal of Hazardous Materials Advances**, **10**(100309): 1-10.
42. Guo, Y., Xia, X., Ruan, J., Wang, Y., Zhang, J., LeBlanc, G. A., An, L., 2022. Ignored microplastic sources from plastic bottle recycling. **Science of The Total Environment**, **838**(156038): 1-7.
43. Le Tran, M., Thi Van Nguyen, H., Phuong Thai, V., Ngoc Nguyen, T., 2023. Potential contamination of microplastic from plastic recycling enterprises in Ho Chi Minh City, Vietnam. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, **29**(7-8): 1031-1043.
44. Duong, T. H., Kim, S. Y., Chung, S. Y., Son, H., Oh, S., Maeng, S. K., 2023. Biomass formation and organic carbon migration potential of microplastics from a PET recycling plant: Implication of biostability. **Journal of Hazardous Materials**, **455**(131645): 1-10.
45. Kallenbach, E. M., Eriksen, T. E., Hurley, R. R., Jacobsen, D., Singdahl-Larsen, C., Friberg, N., 2022. Plastic recycling plant as a point source of microplastics to sediment and macroinvertebrates in a remote stream. **Microplastics and Nanoplastics**, **2**(26): 1-15.
46. Stapleton, M. J., Ansari, A. J., Ahmed, A., Hai, F. I., 2023. Evaluating the generation of microplastics from an unlikely source: The unintentional consequence of the current plastic recycling process. **Science of the Total Environment**, **902**(166090): 1-9.
47. Sang, W., Chen, Z., Mei, L., Hao, S., Zhan, C., bin Zhang, W., Liu, J., 2021. The abundance and characteristics of microplastics in rainwater pipelines in Wuhan, China. **Science of the Total Environment**, **755**(142606): 1-7.
48. Kara, N., Sari Erkan, H., Onkal Engin, G., 2023. Characterization and removal of microplastics in landfill leachate treatment plants in Istanbul, Turkey. **Analytical Letters**, **56**(9): 1535-1548.
49. Okoffo, E. D., O'Brien, S., O'Brien, J. W., Tscharke, B. J., Thomas, K. V., 2019. Wastewater treatment plants as a source of plastics in the environment: a review of



occurrence, methods for identification, quantification and fate. **Environmental Science: Water Research & Technology**, 5(11): 1908-1931.

50. Öztürk, İ., Timur, H., Koşkan, U., 2005. Atıksu arıtımının esasları, evsel, endüstriyel atıksu arıtımı ve arıtma çamurlarının kontrolü, Çevre ve Orman Bakanlığı, İstanbul, 467s.

51. Roy, S., Garg, A., Garg, S., Tran, T. A., 2022. Advanced industrial wastewater treatment and reclamation of water. **Environmental Science and Engineering**, Springer International Publishing, 271s.

52. Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Zhang, T., 2021. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. **Environment International**, 146(106277): 1-14.

53. Long, Z., Pan, Z., Wang, W., Ren, J., Yu, X., Lin, L., Jin, X., 2019. Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China. **Water Research**, 155: 255-265.

54. Gatidou, G., Arvaniti, O. S., Stasinakis, A. S., 2019. Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants. **Journal of Hazardous Materials**, 367: 504-512.

55. Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B., 2016. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. **Environmental Science & Technology**, 50(11): 5800-5808.

56. Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q., Wang, L., 2019. Microplastics in the wastewater treatment plants (WWTPs): occurrence and removal. **Chemosphere**, 235: 1089-1096.

57. Koyilath Nandakumar, V., Palani, S. G., Raja Raja Varma, M., 2022. Interactions between microplastics and unit processes of wastewater treatment plants: a critical review. **Water Science and Technology**, 85(1): 496-514.

58. Gündoğdu, S., Çevik, C., Güzel, E., 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: 1-10.

59. Hou, L., Kumar, D., Yoo, C. G., Gitsov, I., Majumder, E. L. W., 2021. Conversion and removal strategies for microplastics in wastewater treatment plants and landfills. **Chemical Engineering Journal**, **406**(126715): 1-20.
60. Edo, C., González-Pleiter, M., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R., 2020. Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. **Environmental Pollution**, **259**(113837): 1-9.
61. Carr, S. A., Liu, J., Tesoro, A. G., 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, **91**: 174-182.
62. Michielssen, M. R., Michielssen, E. R., Ni, J., Duhaime, M. B., 2016. Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. **Environmental Science: Water Research & Technology**, **2**(6): 1064-1073.
63. Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., Leusch, F. D., 2017. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. **Water Research**, **112**: 93-99.
64. Hidayaturrehman, H., Lee, T. G., 2019. A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. **Marine Pollution Bulletin**, **146**: 696-702.
65. Park, H. J., Oh, M. J., Kim, P. G., Kim, G., Jeong, D. H., Ju, B. K., Kwon, J. H., 2020. National reconnaissance survey of microplastics in municipal wastewater treatment plants in Korea. **Environmental Science & Technology**, **54**(3): 1503-1512.
66. Funck, M., Al-Azzawi, M. S., Yildirim, A., Knoop, O., Schmidt, T. C., Drewes, J. E., Tuerk, J., 2021. Release of microplastic particles to the aquatic environment via wastewater treatment plants: The impact of sand filters as tertiary treatment. **Chemical Engineering Journal**, **426**(130933): 1-6.
67. Bakkaloğlu, E., 2019. Atıksu arıtma tesislerinde mikroplastiklerin akıbeti ve taşınımı. Bursa Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Bursa, 57s.

68. Bilgin, M., 2019. Farklı tip atıksularda ve arıtma çamurlarında mikroplastik inceleme tekniklerinin geliştirilmesi. Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya, 91s.
69. Başaran, T., 2019. Tekstil endüstrisi atıksuyunda ve iç ortam havasında mikroplastiklerin incelenmesi. Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya, 60s.
70. Altuğ, H., 2020. Yozgat atıksu arıtma tesisinin mikroplastik tutma kapasitesinin belirlenmesi. Yozgat Bozok Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Yozgat, 61s.
71. Akarsu, C., Kumbur, H., Gökdağ, K., Kıdeyş, A.E., 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): 1-13.
72. Vardar, S., 2020. Removal and discharge of microplastics from the wastewater treatment plants in Istanbul. Boğaziçi University, Institute of Environmental Sciences, Master Thesis, Istanbul, 126s.
73. Üstün, G. E., Bozdaş, K., Can, T., 2022. Abundance and characteristics of microplastics in an urban wastewater treatment plant in Turkey. **Environmental Pollution**, **310**(119890): 1-9.
74. Akyildiz, S. H., Bellopede, R., Sezgin, H., Yalcin-Enis, I., Yalcin, B., Fiore, S., 2022. Detection and analysis of microfibers and microplastics in wastewater from a textile company. **Microplastics**, **1**(4): 572-586.
75. Can, T., Üstün, G. E., Kaya, Y., 2023. Characteristics and seasonal variation of microplastics in the wastewater treatment plant: The case of Bursa deep sea discharge. **Marine Pollution Bulletin**, **194**(115281): 1-10.
76. Akdemir, T., Gedik, K., 2023. Microplastic emission trends in Turkish primary and secondary municipal wastewater treatment plant effluents discharged into the Sea of Marmara and Black Sea. **Environmental Research**, **231**(116188): 1-10.

77. Sari Erkan, H., Emik, H. H., Onkal Engin, G., 2024. Microplastics in advanced biological wastewater treatment plant of Kocaeli, Turkey: point source of microplastics reaching Marmara Sea. **International Journal of Environmental Science and Technology**, **21**(2): 1263-1284.
78. Koyuncuoğlu, P., Erden, G., 2023. Microplastics in municipal wastewater treatment plants: a case study of Denizli/Turkey. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, **17**(8): 1-11.
79. Karakurt, O., 2020. Investigation of microplastics in organized industrial zones and specific industrial waters, The Graduate School of Natural and Applied Sciences of Middle East Technical University, Master of Science in Environmental Engineering, Ankara, 90s.
80. Kılıç, B. I., Üstün, G. E., Can, T., 2025. Characteristics, and seasonal change of microplastics in organized industrial zone wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, **13**(115516): 1-10.
81. UNIDO, 2019. International Guidelines for Industrial Parks. [https://www.unido.org/sites/default/files/files/2019-11/International\\_Guidelines\\_for\\_Industrial\\_Parks.pdf](https://www.unido.org/sites/default/files/files/2019-11/International_Guidelines_for_Industrial_Parks.pdf), (Erişim Tarihi: Kasım 2024).
82. Sanayi Üretim Üssü OSB'ler. 2024. Organize Sanayi Bölgesi Hizmetleri, Tarihçe, <https://www.sanayi.gov.tr/sanayi-bolgeleri/organize-sanayi-bolgeleri-hizmetleri>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).
83. OSBÜK, 2024. Sayılarla OSB. <https://osbuk.org/view/sayilarlaosb/osbliste.php>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).
84. STB, 2021. Kayseri İli Sanayi Durum Raporu, Sanayi Teknoloji Bakanlığı, <https://www.sanayi.gov.tr/plan-program-raporlar-ve-yayinlar/81-il-sanayi-durum-raporlari>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).
85. MEYDİP, 2024. Sanayi Bölgeleri Atlası, Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı, <https://www.sanayi.gov.tr/sanayi-bolgeleri/sanayi-bolgeleri-atlasi>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).

86. Kayseri OSB. 2024. Sektörler, fabrikalar. <https://www.kayseriosb.org/>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).
87. KOSB, 2022. Plastik. <https://www.kayseriosb.org/tr/Referans/1/AMBALAJ---PLASTIK.html>, (Erişim Tarihi: Şubat 2022).
88. Picó, Y., Soursou, V., Alfarhan, A. H., El-Sheikh, M. A., Barceló, D., 2021. First evidence of microplastics occurrence in mixed surface and treated wastewater from two major Saudi Arabian cities and assessment of their ecological risk. **Journal of Hazardous Materials**, **416**(125747): 1-10.
89. Corcoran, P. L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M. J., Helm, P. A., Marvin, C. H., 2015. Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. **Environmental Pollution**, **204**: 17-25.
90. Zhou, H., Zhou, L., Ma, K., 2020. Microfiber from textile dyeing and printing wastewater of a typical industrial park in China: Occurrence, removal and release. **Science of the Total Environment**, **739**(140329): 1-9.
91. Barkmann-Metaj, L., Weber, F., Bitter, H., Wolff, S., Lackner, S., Kerpen, J., Engelhart, M., 2023. Quantification of microplastics in wastewater systems of German industrial parks and their wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, **881**(163349): 1-11.
92. UNEP, 2024. Intergovernmental Negotiating Committee on Plastic Pollution, <https://www.unep.org/inc-plastic-pollution>, (Erişim Tarihi Kasım 2024).
93. Minderoo Foundation, 2024. Global Plastics Treaty, <https://www.globalplasticstreaty.com/>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).
94. UNEP, 2024. First (INC-1), Second (INC-2), Third (INC-3), Fourth (INC-4) and Fifth (INC-5) Sessions, <https://www.unep.org/inc-plastic-pollution>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).
95. Xu, J. L., Thomas, K. V., Luo, Z., Gowen, A. A., 2019. FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: State of the art, challenges and prospects. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, **119**(115629): 1-11.

96. Alvim, C. B., Mendoza-Roca, J. A., Bes-Piá, A., 2020. Wastewater treatment plant as microplastics release source—quantification and identification techniques. **Journal of Environmental Management**, **255**(109739): 1-11.
97. Lusher, A. L., Brâte, I. L. N., Munno, K., Hurley, R. R., Welden, N. A., 2020. Is it or isn't it: the importance of visual classification in microplastic characterization. **Applied spectroscopy**, **74**(9): 1139-1153.
98. Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T. A., 2018. Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry-A review. **Analytica Chimica Acta**, (1017): 1-19.
99. Elkhatib, D., Oyanedel-Craver, V., 2020. A critical review of extraction and identification methods of microplastics in wastewater and drinking water. **Environmental Science & Technology**, **54**(12): 7037-7049.
100. Tagg, A. S., Harrison, J. P., Ju-Nam, Y., Sapp, M., Bradley, E. L., Sinclair, C. J., Ojeda, J. J., 2017. Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater. **Chemical Communications**, **53**(2): 372-375.
101. Ou, H., Zeng, E. Y., 2018. Occurrence and fate of microplastics in wastewater treatment plants. **Microplastic contamination in aquatic environments**, Elsevier 317-338.
102. Sun, J., Dai, X., Wang, Q., Van Loosdrecht, M. C., Ni, B. J., 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. **Water Research**, **152**: 21-37.
103. Liu, Y., Wang, B., Pileggi, V., Chang, S., 2022. Methods to recover and characterize microplastics in wastewater treatment plants. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, **5**(100183): 1-12.
104. Käßler, 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**(8377-8391): 1-15.

105. Hufnagl, B., Stibi, M., Martirosyan, H., Wilczek, U., Möller, J. N., Löder, M. G., Lohninger, H., 2021. Computer-assisted analysis of microplastics in environmental samples based on  $\mu$ FTIR imaging in combination with machine learning. **Environmental Science & Technology Letters**, **9**(1): 90-95.
106. Cui, L., Butler, H. J., Martin-Hirsch, P. L., Martin, F. L. 2016. Aluminium foil as a potential substrate for ATR-FTIR, transfection FTIR or Raman spectrochemical analysis of biological specimens. **Analytical Methods**, **8**(3): 481-487.
107. Primpke, S., Cross, R. K., Mintenig, S. M., Simon, M., Vianello, A., Gerdts, G., Vollertsen, J., 2020. Toward the systematic identification of microplastics in the environment: evaluation of a new independent software tool (siMPle) for spectroscopic analysis. **Applied Spectroscopy**, **74**(9): 1127-1138.
108. Cowger, W., Steinmetz, Z., Gray, A., Munno, K., Lynch, J., Hapich, H., Herodotou, O., 2021. Microplastic spectral classification needs an open source community: open specy to the rescue!. **Analytical Chemistry**, **93**(21): 7543-7548.
109. Malankowska, M., Echaide-Gorriz, C., Coronas, J., 2021. Microplastics in marine environment: a review on sources, classification, and potential remediation by membrane technology. **Environmental Science: Water Research & Technology**, **7**(2): 243-258.
110. Li, L., Liu, D., Song, K., Zhou, Y., 2020. Performance evaluation of MBR in treating microplastics polyvinylchloride contaminated polluted surface water. **Marine Pollution Bulletin**, **150**(110724): 1-6.
111. Pizzichetti, A. R. P., Pablos, C., Álvarez-Fernández, C., Reynolds, K., Stanley, S., Marugán, J., 2021. Evaluation of membranes performance for microplastic removal in a simple and low-cost filtration system. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, **3**(100075): 1-5.
112. Pramanik, B. K., Pramanik, S. K., Monira, S., 2021. Understanding the fragmentation of microplastics into nano-plastics and removal of nano/microplastics from wastewater using membrane, air flotation and nano-ferrofluid processes. **Chemosphere**, **282**(131053): 1-7.

113. Akarsu, C., Kumbur, H., Kideys, A. E., 2021. Removal of microplastics from wastewater through electrocoagulation-electroflotation and membrane filtration processes. **Water Science and Technology**, **84**(7): 1648-1662.
114. LaRue, R. J., Patterson, B., O'Brien, S., Latulippe, D. R., 2022. Evaluation of membrane fouling by microplastic particles in tertiary wastewater treatment processes. **Environmental Science and Technology Water**, **2**(6): 955-966.
115. Wang, Q., Li, Y., Liu, Y., Zhou, Z., Hu, W., Lin, L., Wu, Z., 2022. Effects of microplastics accumulation on performance of membrane bioreactor for wastewater treatment. **Chemosphere**, **287**(131968): 1-10.
116. Tadsuwan, K., Babel, S., 2022. Unraveling microplastics removal in wastewater treatment plant: A comparative study of two wastewater treatment plants in Thailand. **Chemosphere**, **307**(135733): 1-9.
117. Egea-Corbacho, A., Martín-García, A. P., Franco, A. A., Quiroga, J. M., Andreasen, R. R., Jørgensen, M. K., Christensen, M. L., 2023. Occurrence, identification and removal of microplastics in a Wastewater Treatment Plant compared to an advanced MBR technology: Full-scale pilot plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, **11**(3): 1-10.
118. Gonzalez-Camejo, J., Morales, A., Peña-Lamas, J., Lafita, C., Enguídanos, S., Seco, A., Martí, N., 2023. Feasibility of rapid gravity filtration and membrane ultrafiltration for the removal of microplastics and microlitter in sewage and wastewater from plastic industry. **Journal of Water Process Engineering**, **51**(103452): 1-10.
119. Takeuchi, H., Tanaka, S., Koyuncu, C. Z., Nakada, N., 2023. Removal of microplastics in wastewater by ceramic microfiltration. **Journal of Water Process Engineering**, **54**(104010): 1-7.
120. Miranda, M. N., Fernandes, A. R. T., Silva, A. M., Pereira, M. F. R., 2023. Behavior and removal of microplastics during desalination in a lab-scale direct contact membrane distillation system. **Desalination**, **565**(116846): 1-12.



121. Lee, I., Khujaniyoz, S., Oh, H., Kim, H., Hong, T., 2024. The Removal of Microplastics from Reverse Osmosis Wastewater by Coagulation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, **12**(113198): 1-8.
122. Wei, F., Wei, E., Chen, Y., Li, J., Tan, Q., 2024. Recycle or Not? An Exploration of Microplastic Generation During Plastic Processing via a Local Case Study. **Environmental Science & Technology**. 1-10.
123. LaRue, R. J., Koo, S., Warren, A., McKay, Y. G., Latulippe, D. R., 2024. A strategy for quantifying microplastic particles in membrane filtration processes using flow cytometry. **Chemosphere**, **368**(143613): 1-12.
124. Coelho, F. E. B., Sohn, S. I., Candelario, V. M., Hartmann, N. I. B., Hélix-Nielsen, C., Zhang, W., 2024. Microplastics Removal from a Hospital Laundry Wastewater Combining Ceramic Membranes and a Photocatalytic Membrane Reactor: Fouling Mitigation, Water Reuse, and Cost Estimation. **Journal of Membrane Science**, **715**(123485): 1-15.
125. Ersahin, M. E., Ozgun, H., Dereli, R. K., Ozturk, I., Roest, K., van Lier, J. B., 2012. A review on dynamic membrane filtration: materials, applications and future perspectives. **Bioresource Technology**, **122**: 196-206.
126. Li, L., Xu, G., Yu, H., 2018. Dynamic membrane filtration: formation, filtration, cleaning, and applications. **Chemical Engineering & Technology**, **41**(1): 7-18.
127. Koo, C. H., Mohammad, A. W., Suja', F., Meor Talib, M. Z., 2013. Use and development of fouling index in predicting membrane fouling. **Separation & Purification Reviews**, **42**(4): 296-339.
128. Liu, H., Yang, C., Pu, W., Zhang, J., 2009. Formation mechanism and structure of dynamic membrane in the dynamic membrane bioreactor. **Chemical Engineering Journal**, **148**(2-3): 290-295.
129. Millanar-Marfa, J. M. J., Borea, L., Castrogiovanni, F., Hasan, S. W., Choo, K. H., Korshin, G. V., Naddeo, V., 2022. Self-forming dynamic membranes for wastewater treatment. **Separation & Purification Reviews**, **51**(2): 195-211.

130. Anantharaman, A., Chun, Y., Hua, T., Chew, J. W., Wang, R., 2020. Pre-deposited dynamic membrane filtration—a review. **Water Research**, **173**(115558): 1-26.
131. Shi, D., Liu, Y., Fu, W., Li, J., Fang, Z., Shao, S., 2020. A combination of membrane relaxation and shear stress significantly improve the flux of gravity-driven membrane system. **Water Research**, **175**(115694): 1-8.
132. Fortunato, L., Ranieri, L., Naddeo, V., Leiknes, T., 2020. Fouling control in a gravity-driven membrane (GDM) bioreactor treating primary wastewater by using relaxation and/or air scouring. **Journal of Membrane Science**, **610**(118261): 1-11.
133. Wang, Y., Fortunato, L., Jeong, S., Leiknes, T., 2017. Gravity-driven membrane system for secondary wastewater effluent treatment: Filtration performance and fouling characterization. **Separation and Purification Technology**, **184**: 26-33.
134. Pronk, W., Ding, A., Morgenroth, E., Derlon, N., Desmond, P., Burkhardt, M., Fane, A. G., 2019. Gravity-driven membrane filtration for water and wastewater treatment: a review. **Water Research**, **149**: 553-565.
135. Peter-Varbanets, M., Margot, J., Traber, J., Pronk, W., 2011. Mechanisms of membrane fouling during ultra-low pressure ultrafiltration. **Journal of Membrane Science**, **377**(1-2): 42-53.
136. Cheng, M., Xie, X., Schmitz, P., Fillaudeau, L., 2021. Extensive review about industrial and laboratory dynamic filtration modules: Scientific production, configurations and performances. **Separation and Purification Technology**, **265**(118293): 1-36.
137. Wu, B., Christen, T., Tan, H. S., Hochstrasser, F., Suwarno, S. R., Liu, X., Fane, A. G., 2017. Improved performance of gravity-driven membrane filtration for seawater pretreatment: implications of membrane module configuration. **Water Research**, **114**: 59-68.
138. Chen, M., Nan, J., Song, L., Jin, W., Chen, S., Ge, Z., Ye, X., 2024. Superior microplastic removal and gravity-driven membrane filtration optimization: The role of

octadecyl-quaternium hybrid coagulant and molecular dynamics insights. **Chemical Engineering Journal**, **497**(154817): 1-10.

139. Oluwoye, I., Tanaka, S., Okuda, K., 2024. Pilot-scale performance of gravity-driven ultra-high flux fabric membrane systems for removing small-sized microplastics in wastewater treatment plant effluents. **Journal of Environmental Management**, **363**(121438): 1-9.

140. Yang, Y., Deng, W., Hu, Y., Chen, R., Wang, X. C., 2022. Gravity-driven high flux filtration behavior and microbial community of an integrated granular activated carbon and dynamic membrane bioreactor for domestic wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, **825**(153930): 1-12.

141. Gao, Z., Chen, L., Cizdziel, J., Huang, Y., 2023. Research progress on microplastics in wastewater treatment plants: A holistic review. **Journal of Environmental Management**, **325**(116411): 1-15.

142. Da Costa, J. P., Avellan, A., Mouneyrac, C., Duarte, A., Rocha-Santos, T., 2023. Plastic additives and microplastics as emerging contaminants: Mechanisms and analytical assessment. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, **158**(116898). 1-9.

143. Hamidian, A. H., Ozumchelouei, E. J., Feizi, F., Wu, C., Zhang, Y., Yang, M. 2021., A review on the characteristics of microplastics in wastewater treatment plants: A source for toxic chemicals. **Journal of Cleaner Production**, **295**(126480): 1-22.

144. Zhao, X., You, F., 2024. Microplastic Human Dietary Uptake from 1990 to 2018 Grew across 109 Major Developing and Industrialized Countries but Can Be Halved by Plastic Debris Removal. **Environmental Science & Technology**, **58**(20): 8709-8723.

145. Le, V. G., Nguyen, M. K., Ngo, H. H., Barceló, D., Nguyen, H. L., Um, M. J., Nguyen, D. D., 2024. Microplastics in aquaculture environments: Current occurrence, adverse effects, ecological risk, and nature-based mitigation solutions. **Marine Pollution Bulletin**, **209**(117168): 1-12.

146. Shen, T., Zhang, W., Wang, Y., Li, H., Wu, J., Wang, Q., Li, R., 2023. Effects of Microplastic (MP) Exposure at Environmentally Relevant Doses on the Structure, Function, and Transcriptome of the Kidney in Mice. **Molecules**, **28**(20): 1-12.
147. Xu, H., Dong, C., Yu, Z., Ozaki, Y., Hu, Z., Zhang, B., Xie, Y., 2024. Detection and analysis of microplastics in tissues and blood of human cervical cancer patients. **Environmental Research**, **259**(119498): 1-11.
148. Yurtsever, M., 2018. Abiyotik bir su ürünü olan sofrta tuzunda mikroplastik kirliliği tehlikesi. **Ege Journal of Fisheries & Aquatic Sciences (EgeJFAS)/Su Ürünleri Dergisi**, **35**(3): 243-249.
149. 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): 1-9.
150. Gündoğdu, S., Köşker, A. R., 2023. Microplastic contamination in canned fish sold in Türkiye. **PeerJ**, **11**(e14627): 1-20.
151. Tutaroğlu, S., Uslu, L., Gündoğdu, S., 2024. Microplastic contamination of packaged spirulina products. **Environmental Science and Pollution Research**, **31**(1): 1114-1126.
152. Conti, G. O., Ferrante, M., Banni, M., Favara, C., Nicolosi, I., Cristaldi, A., Zuccarello, P., 2020. Micro-and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. **Environmental Research**, **187**(109677): 1-7.
153. Huang, Z., Weng, Y., Shen, Q., Zhao, Y., Jin, Y., 2021. Microplastic: a potential threat to human and animal health by interfering with the intestinal barrier function and changing the intestinal microenvironment. **Science of the Total Environment**, **785**(147365): 1-10.
154. Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., Liebmann, B., 2019. Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series. **Annals of Internal Medicine**, **171**(7): 453-457.

155. Ibrahim, Y. S., Tuan Anuar, S., Azmi, A. A., Wan Mohd Khalik, W. M. A., Lehata, S., Hamzah, S. R., Lee, Y. Y., 2021. Detection of microplastics in human colectomy specimens. **JGH open**, **5**(1): 116-121.
156. Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Giorgini, E., 2021. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, **146**(106274): 1-8.
157. Braun, T., Ehrlich, L., Henrich, W., Koeppel, S., Lomako, I., Schwabl, P., Liebmann, B., 2021. Detection of microplastic in human placenta and meconium in a clinical setting. **Pharmaceutics**, **13**(7): 1-12.
158. Xu, G., Yang, Y., Yu, Y., 2021. Size effects of polystyrene microplastics on the accumulation and toxicity of (semi-) metals in earthworms. **Environmental Pollution**, **291**(118194): 1-9.
159. Özsoy, S., Gündoğdu, S., Sezigen, S., Tasalp, E., Ikiz, D. A., Kideys, A. E., 2024. Presence of microplastics in human stomachs. **Forensic Science International**, **364**(112246): 1-8.
160. Koelmans, A. A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Nor, N. H. M., de Ruijter, V. N., Mintenig, S. M., Kooi, M., 2022. Risk assessment of microplastic particles. **Nature Reviews Materials**, **7**(2): 138-152.
161. Koelmans, A. A., Belay, B. M. G., Mintenig, S. M., Nor, N. H. M., Redondo-Hasselerharm, P. E., de Ruijter, V. N., 2023. Towards a rational and efficient risk assessment for microplastics. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, **165**(117142): 1-7.
162. Mehinto, A. C., Coffin, S., Koelmans, A. A., Brander, S. M., Wagner, M., Thornton Hampton, L. M., Rochman, C. M., 2022. Risk-based management framework for microplastics in aquatic ecosystems. **Microplastics and Nanoplastics**, **2**(1): 1-12.
163. Senathirajah, K., Kemp, A., Saaristo, M., Ishizuka, S., Palanisami, T., 2022. Polymer prioritization framework: A novel multi-criteria framework for source mapping and

characterizing the environmental risk of plastic polymers. **Journal of Hazardous Materials**, **429**(128330): 1-16.

164. Ranjani, M., Veerasingam, S., Venkatachalapathy, R., Mugilarasan, M., Bagaev, A., Mukhanov, V., Vethamony, P. J. M. P. B., 2021. Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: a meta-analysis. **Marine Pollution Bulletin**, **163**(1119699): 1-12.

165. Akarsu, C., Sönmez, V. Z., Altay, M. C., Pehlivan, T., Sivri, N., 2022. The spatial and temporal changes of beach litter on Istanbul (Turkey) beaches as measured by the clean-coast index. **Marine Pollution Bulletin**, **176**(113407): 1-10.

166. Sönmez, V. Z., Akarsu, C., Sivri, N., 2023. Impact of coastal wastewater treatment plants on microplastic pollution in surface seawater and ecological risk assessment. **Environmental Pollution**, **318**(120922): 1-12.

167. Kwon, B. G., 2023. Aquatic toxicity and fate of styrene oligomers in the environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, **265**(115462): 1-7.

168. Maliwan, T., Hu, J., 2025. Release of microplastics from polymeric ultrafiltration membrane system for drinking water treatment under different operating conditions. **Water Research**, **274**(123047):

169. Kayseri OSB, 2024. Atıksu Arıtma Tesisi. <https://www.kayseriosb.org/detay/atik-su-aritma-tesisi>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).

170. Dyachenko, A., Mitchell, J., Arsem, N., 2017. Extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluent. **Analytical Methods**, **9**(9): 1412-1418.

171. Al-Azzawi, M. S., Kefer, S., Weißer, J., Reichel, J., Schwaller, C., Glas, K., Drewes, J. E., 2020. Validation of sample preparation methods for microplastic analysis in wastewater matrices—reproducibility and standardization. **Water**, **12**(9): 1-27.

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

173. US EPA, 2024. EPI Suite™-Tahmin Programı Arayüzü. <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suitetm-estimation-program-interface>, (Erişim Tarihi: Aralık 2024).
174. Mihçioğur, H. 2021. Environmental risk assessment of commonly used anti-cancer drugs. **Cumhuriyet Science Journal**, **42**(2): 310-320.
175. US EPA. 2025. Microbeads. <https://www.epa.ie/our-services/compliance--enforcement/whats-happening/microbeads/#d.en.118968>, (Erişim Tarihi: Ocak 2025).
176. Anagnosti, L., Varvaresou, A., Pavlou, P., Protopapa, E., Carayanni, V., 2021. Worldwide actions against plastic pollution from microbeads and microplastics in cosmetics focusing on European policies. Has the issue been handled effectively?. **Marine Pollution Bulletin**, **162**(111883): 1-15.
177. Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., Fries, E., 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. **Environmental Pollution**, **184**: 161-169.
178. Petroody, S. S. A., Hashemi, S. H., van Gestel, C. A., 2021. Transport and accumulation of microplastics through wastewater treatment sludge processes. **Chemosphere**, **278**(130471): 1-9.
179. Kalčíková, G., Alič, B., Skalar, T., Bundschuh, M., Gotvajn, A. Ž., 2017. Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater. **Chemosphere**, **188**: 25-31.
180. Zhou, H., Zhou, L., Ma, K., 2020. Microfiber from textile dyeing and printing wastewater of a typical industrial park in China: Occurrence, removal and release. **Science of the Total Environment**, **739**(140329): 1-9.
181. Franco, A. A., Arellano, J. M., Albendín, G., Rodríguez-Barroso, R., Quiroga, J. M., Coello, M. D., 2021. Microplastic pollution in wastewater treatment plants in the city of Cádiz: Abundance, removal efficiency and presence in receiving water body. **Science of the Total Environment**, **776**(145795): 1-9.
182. Shan, W., Li, B., Zhang, H., Zhang, Z., Wang, Y., Gao, Z., Li, J., 2022. Distribution, characteristics and daily fluctuations of microplastics throughout wastewater treatment

plants with mixed domestic—industrial influents in Wuxi City, China. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, **16**: 1-9.

183. Kim, M. J., Na, S. H., Batool, R., Byun, I. S., Kim, E. J., 2022. Seasonal variation and spatial distribution of microplastics in tertiary wastewater treatment plant in South Korea. **Journal of Hazardous Materials**, **438**(129474): 1-6.

184. Van Do, M., Le, T. X. T., Vu, N. D., Dang, T. T., 2022. Distribution and occurrence of microplastics in wastewater treatment plants. **Environmental Technology & Innovation**, **26**(102286): 1-11.

185. Kwon, H. J., Hidayaturrehman, H., Peera, S. G., Lee, T. G., 2022. Elimination of microplastics at different stages in wastewater treatment plants. **Water**, **14**(2404): 1-14.

186. Hajji, S., Ben-Haddad, M., Abelouah, M. R., Rangel-Buitrago, N., Ait Alla, A., 2024. Microplastic characterization and assessment of removal efficiency in an urban and industrial wastewater treatment plant with submarine emission discharge. **Science of the Total Environment**, **945**(174115): 1-12.

187. Finizio, A., Vighi, M., 2014. Predicted no effect concentration (PNEC). **In Encyclopedia of toxicology**, **3**: 1061-1065.

188. Miloloža, M., Bule, K., Ukić, Š., Cvetnić, M., Bolanča, T., Kušić, H., Grgić, D. K., 2021. Ecotoxicological determination of microplastic toxicity on algae *Chlorella* sp.: response surface modeling approach. **Water, Air, & Soil Pollution**, **232**: 1-16.

189. Esterhuizen, M., Kim, Y. J., 2022. Effects of polypropylene, polyvinyl chloride, polyethylene terephthalate, polyurethane, high-density polyethylene, and polystyrene microplastic on *Nelumbo nucifera* (Lotus) in water and sediment. **Environmental Science and Pollution Research**, **29**(12): 17580-17590.

190. Şimşek, İ., Bilgili, A., 2022. Investigation of monthly residues of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment samples from Kirikkale Kizilirmak River Basin. **Environmental Monitoring and Assessment**, **194**:(683): 1-11.



191. Ünlü, M., Karaardıç, H., Sungur, S., Cicek, E., 2024. Checklist of avifauna diversity from Hürmetçi Marsh Natural Protected Area, Kayseri, Türkiye. **International Journal of Aquatic Biology**, **12**(2): 171-187.
192. Gao, Z., Chen, L., Cizdziel, J., Huang, Y., 2023. Research progress on microplastics in wastewater treatment plants: A holistic review. **Journal of Environmental Management**, **325**(116411): 1-15.
193. Tirkey, A., Upadhyay, L. S. B., 2021. Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, **170**(112604): 1-12.
194. Nguyen, T. B., Chen, C. W., Huang, C. P., Chen, W. H., Hsieh, S., Nguyen, P. T., Dong, C. D., 2023. Influence of aging processes on PE microplastics with various oxidants: Morphology, chemical structure, and adsorption behavior toward tetracycline. **Environmental Technology & Innovation**, **31**(103173): 1-12.
195. Zeng, Z., Jia, B., Liu, X., Chen, L., Zhang, P., Qing, T., Feng, B., 2024. Adsorption behavior of triazine pesticides on polystyrene microplastics aging with different processes in natural environment. **Environmental Pollution**, **356**(124319): 1-9.
196. Peng, B. Y., Sun, Y., Zhang, X., Sun, J., Xu, Y., Xiao, S., Zhang, Y., 2023. Unveiling the residual plastics and produced toxicity during biodegradation of polyethylene (PE), polystyrene (PS), and polyvinyl chloride (PVC) microplastics by mealworms (Larvae of *Tenebrio molitor*). **Journal of Hazardous Materials**, **452**(131326): 1-10.
197. Dittmar, S., Ruhl, A. S., Altmann, K., Jekel, M., 2024. Settling velocities of small microplastic fragments and fibers. **Environmental Science & Technology**, **58**(14): 6359-6369.
198. Van Melkebeke, M., Janssen, C., De Meester, S., 2020. Characteristics and sinking behavior of typical microplastics including the potential effect of biofouling: implications for remediation. **Environmental Science & Technology**, **54**(14): 8668-8680.

199. Moinuddin, S. K., Kumar, P., Kumar, S., Ramya, P., Sree, K. S., Kavya, K., 2024. A review on micro beads: Formulation, technological aspects, and extraction. **GSC Biological and Pharmaceutical Sciences**, **26**(2): 059-066.
200. Bruker, 2021. Bruker Lumos II-Microscope. <https://www.bruker.com/en/products-and-solutions/infrared-and-raman/ft-ir-microscopes/lumos-ii-ft-ir-microscope.html>, (Erişim Tarihi: Kasım 2024).
201. Renner, G., Schmidt, T. C., Schram, J., 2017. A new chemometric approach for automatic identification of microplastics from environmental compartments based on FT-IR spectroscopy. **Analytical Chemistry**, **89**(22): 12045-12053.
202. Haave, M., Lorenz, C., Primpke, S., Gerds, G., 2019. Different stories told by small and large microplastics in sediment-first report of microplastic concentrations in an urban recipient in Norway. **Marine Pollution Bulletin**, **141**: 501-513.
203. Teboul, E., Orihel, D. M., Provencher, J. F., Drever, M. C., Wilson, L., Harrison, A. L., 2021. Chemical identification of microplastics ingested by Red Phalaropes (*Phalaropus fulicarius*) using Fourier Transform Infrared spectroscopy. **Marine Pollution Bulletin**, **171**(112640): 1-7.
204. Hube, S., Veronelli, S., Li, T., Burkhardt, M., Brynjólfsson, S., Wu, B., 2024. Microplastics affect membrane biofouling and microbial communities during gravity-driven membrane filtration of primary wastewater. **Chemosphere**, **353**(1416509): 1-9.
205. Jun, D., Kim, Y., Hafeznezami, S., Yoo, K., Hoek, E. M., Kim, J., 2017. Biologically induced mineralization in anaerobic membrane bioreactors: Assessment of membrane scaling mechanisms in a long-term pilot study. **Journal of Membrane Science**, **543**: 342-350.
206. Isik, O., Hudayarizka, R., Abdelrahman, A. M., Ozgun, H., Ersahin, M. E., Demir, I., Koyuncu, I., 2020. Impact of support material type on performance of dynamic membrane bioreactors treating municipal wastewater. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, **95**(9): 2437-2446.

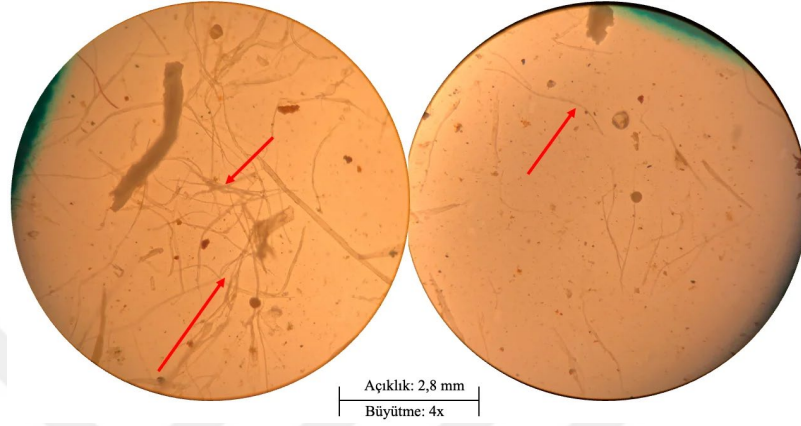
207. Chen, M., Nan, J., Xu, Y., Yao, J., Wang, H., Zu, X., 2022. Effect of microplastics on the physical structure of cake layer for pre-coagulated gravity-driven membrane filtration. **Separation and Purification Technology**, **288**(1206329): 1-10.
208. Tang, L., Zhang, J., Zha, L., Hu, Y., Yang, Y., Zhao, Y., Yang, Y., 2023. Optimization of critical factors affecting dynamic membrane formation in a gravity-driven self-forming dynamic membrane bioreactor towards low-cost and low-maintenance wastewater treatment. **Water**, **15**(22): 1-17.
209. Meng, F., Zhang, H., Yang, F., Liu, L., 2007. Characterization of cake layer in submerged membrane bioreactor. **Environmental Science & Technology**, **41**(11): 4065-4070.
210. Yang, Y., Zang, Y., Hu, Y., Wang, X. C., Ngo, H. H., 2020. Upflow anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment at room temperature and short HRTs: Process characteristics and practical applicability. **Chemical Engineering Journal**, **383**(123186): 1-10.
211. Suzuki, G., Uchida, N., Tanaka, K., Higashi, O., Takahashi, Y., Kuramochi, H., Osako, M., 2024. Global discharge of microplastics from mechanical recycling of plastic waste. **Environmental Pollution**, **348**(123855): 1-10.
212. Jabłońska, B., 2018. Water consumption management in polyethylene terephthalate (PET) bottles washing process via wastewater pretreatment and reuse. **Journal of Environmental Management**, **224**: 215-224.
213. Ribeiro, T., Ladeia Janz, F. J., Vizibelli, D., Borges, J. C. Â., Borssoi, J. A., Fukumoto, A. A. F., Pereira, E. R., 2023. Magnetic natural coagulants for plastic recycling industry wastewater treatability. **Water**, **15**(7): 1-15.
214. Umar, M., Singdahl-Larsen, C., Ranneklev, S. B., 2023. Microplastics removal from a plastic recycling industrial wastewater using sand filtration. **Water**, **15**(5): 1-14.
215. Staplevan, M. J., Ansari, A. J., Ahmed, A., Hai, F. I., 2024. Effect of embedding a sieving phase into the current plastic recycling process to capture microplastics. **Journal of Water Process Engineering**, **66**(106075): 1-8.

216. Umarie, W. I., Bagastyo, A. Y., 2024., Microplastics Identification in Plastic Recycling Facility–Removal Efficiencies of the Treatment Plants and Its Potential Release to the Environment. **Journal of Ecological Engineering**, **25**(9): 1-13.
217. Sturm, M. T., Myers, E., Schober, D., Korzin, A., Schuhen, K., 2024. Beyond microplastics: Implementation of a two-stage removal process for microplastics and chemical oxygen demand in industrial wastewater streams. **Water**, **16**(2): 1-14.
218. Elbir, H., Uyanık, İ., Çolakoglu, E. B., Sahinkaya, E., Yurtsever, A. 2024. Pre-coating of stainless-steel mesh support material with wastewater treatment plant sludges in a dynamic membrane filtration process. **Journal of Water Process Engineering**, **64**(105673): 1-10.

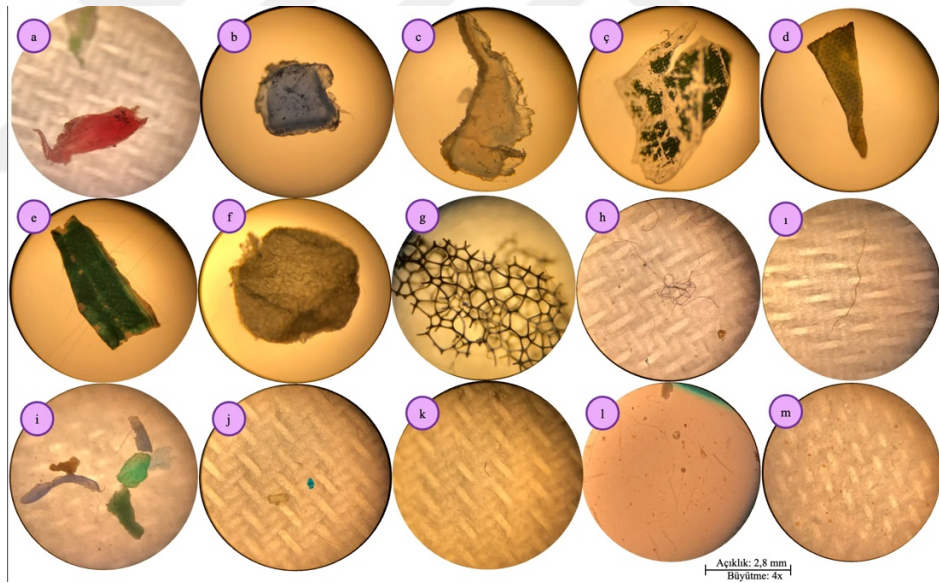
## EKLER

### EK 1.

#### Bölüm: 3.1.1

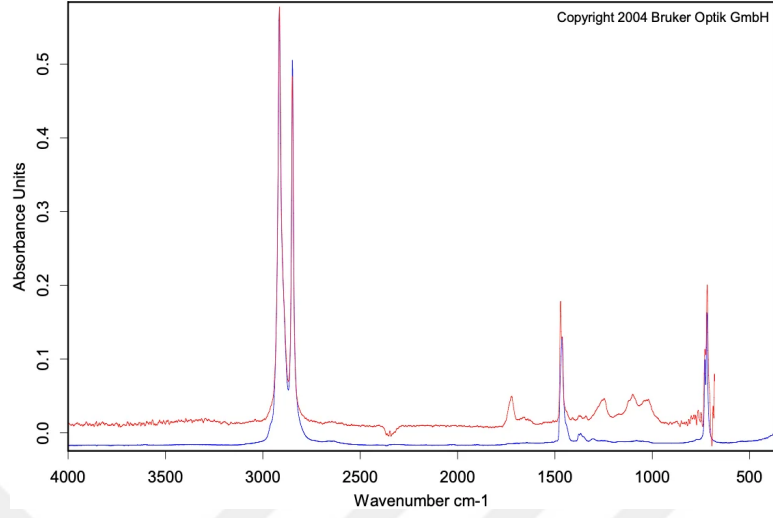


Şekil Ek-1 1. Kasım: 250-125 µm arasındaki lif şeklindeki MP'ler

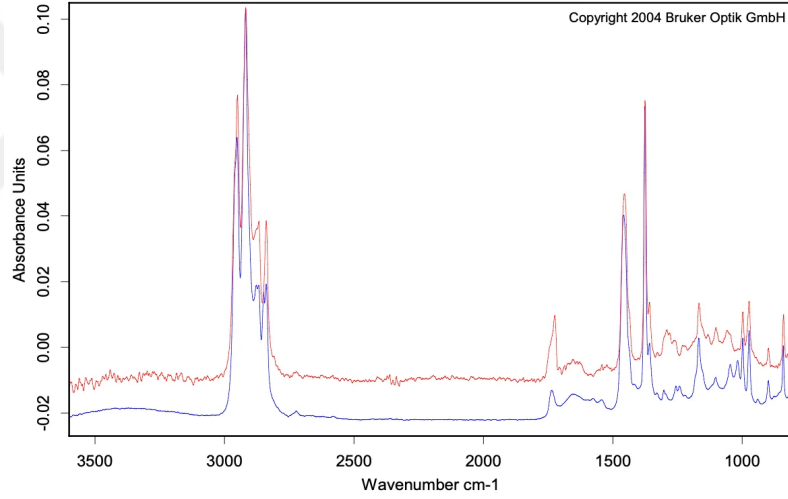


Şekil Ek-1 2. Kasım-Aralık-Ocak: Mikroskop Görüntüleri: 5000-1000 µm: a) kırmızı parçacık, b) mavi parçacık, c) şeffaf parçacık, ç) mavi film, d) beyaz film, e) mavi film, f) beyaz köpük, g) siyah fiber, 1000-600 µm: h) şeffaf, siyah ve pembe fiberler, şeffaf parçacık

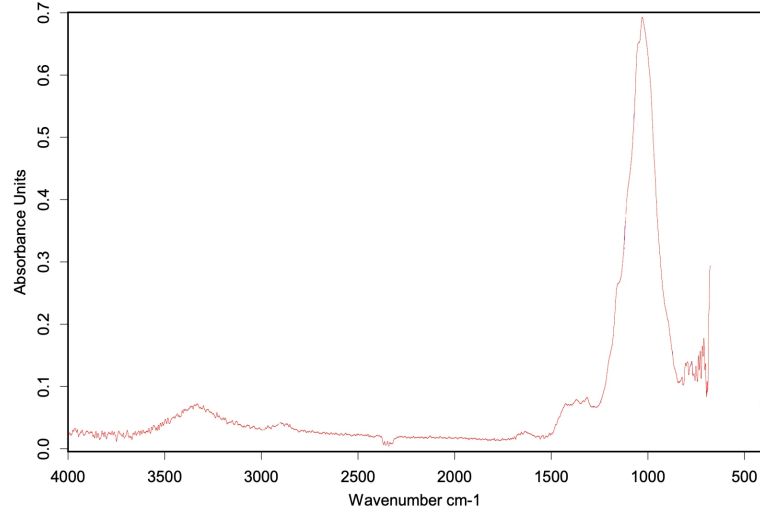
**Bölüm: 3.1.3**



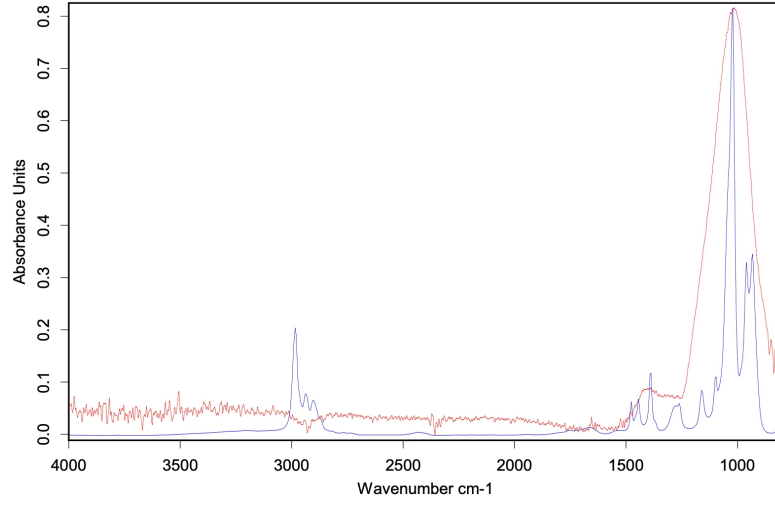
Şekil Ek-1 3. S1 numunesi (250-125  $\mu\text{m}$ ): PE-LD, HQ: 867



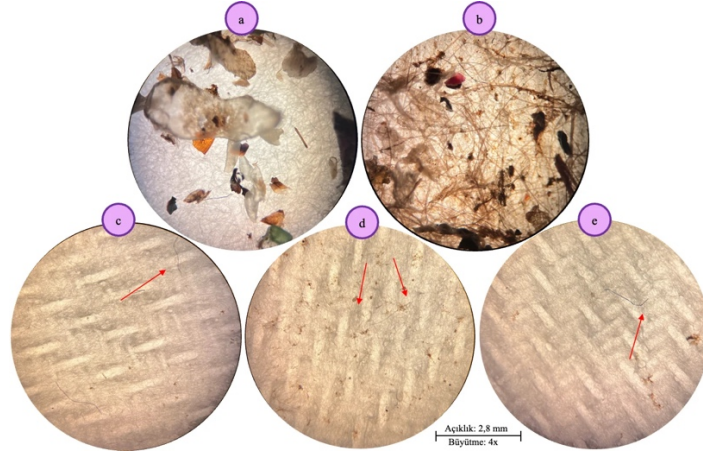
Şekil Ek-1 4. S3 numunesi (125-75  $\mu\text{m}$ ): PP, HQ: 874



Şekil Ek-1 5. Cam elyaf filtre spektrumu (1105  $\text{cm}^{-1}$ )



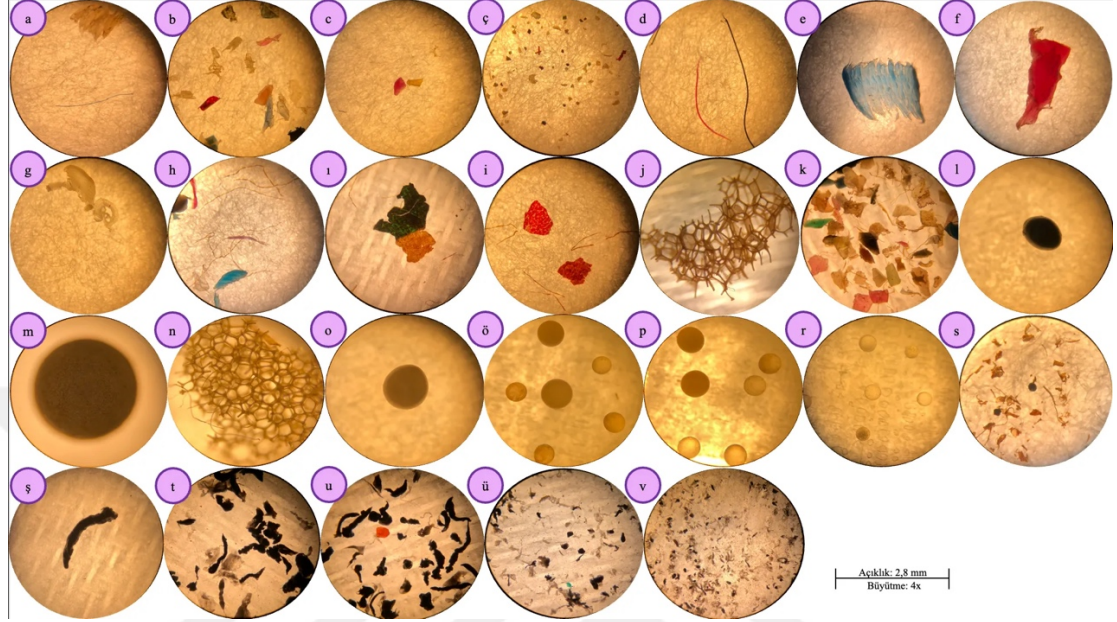
Şekil Ek-1 6. Yanlış analiz edilen numune (250-125  $\mu\text{m}$ -HQ: 550): *Mavi*: Kütüphane Eşlemesi, *Kırmızı*: Numune spektrumu (filtre kâğıdı spektrumu)

**Bölüm: 3.2.1.4**

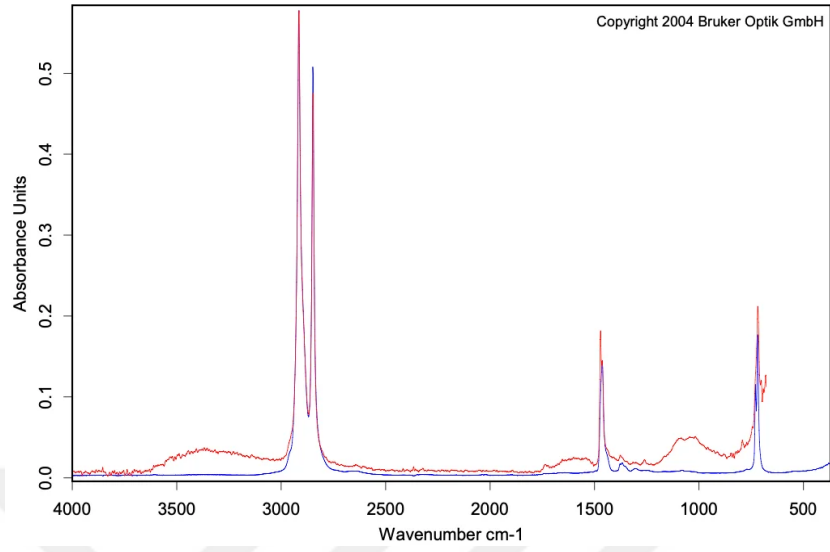
Şekil Ek-1 7. YÇ-DMF: Giriş ve çıkış numunelerindeki MP'lerin mikroskop görüntüleri: a) Giriş suyu numunesi (5000-250  $\mu\text{m}$ ), b) Giriş çamur numunesi (5000-250  $\mu\text{m}$ ), c) 100  $\mu\text{m}$  çıkış suyu (100-45  $\mu\text{m}$ ), d) 200  $\mu\text{m}$  çıkış suyu (200-45  $\mu\text{m}$ ), e) 300  $\mu\text{m}$  çıkış suyu (300-45  $\mu\text{m}$ )



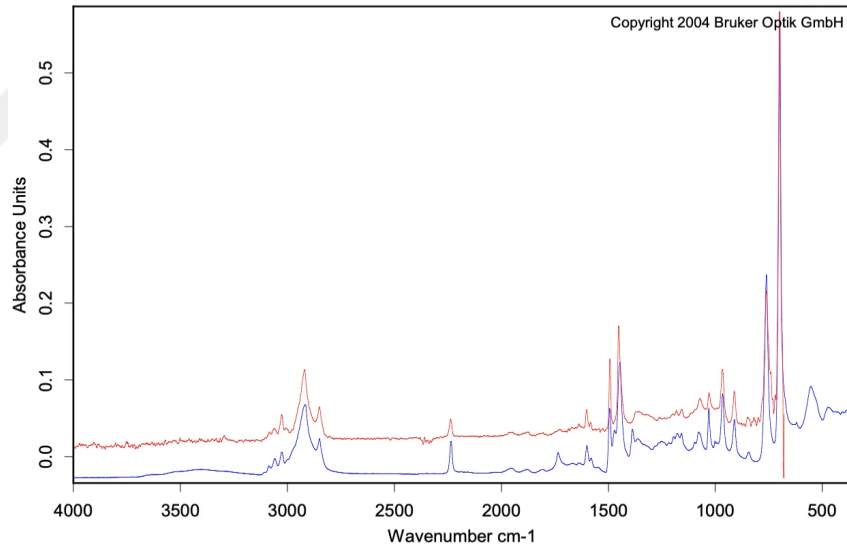
## EK 2.

**Bölüm: 3.1.2**

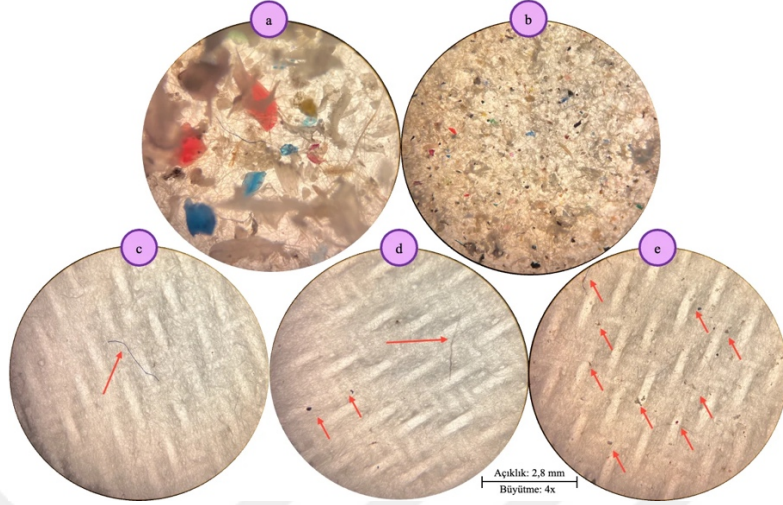
Şekil Ek-2 1. Mikroskop Görüntüleri: PGDT1: S1-1: a)1000-600  $\mu\text{m}$ , b) 600-425  $\mu\text{m}$ , c) 425-250  $\mu\text{m}$ , ç) 125-75  $\mu\text{m}$ , S1-2: d,e,f) 5000-1000  $\mu\text{m}$ , g-h)1000-600  $\mu\text{m}$ , PGDT2: S2-3: i) 5000-1000  $\mu\text{m}$ , i) 1000-600  $\mu\text{m}$ , S2-2: j) 5000-1000  $\mu\text{m}$ , k) 600-425  $\mu\text{m}$ , PGDT3: l-m-n-o) 5000-1000  $\mu\text{m}$ , ö-p) 1000-600  $\mu\text{m}$ , r) 600-425  $\mu\text{m}$ , s) 125-75  $\mu\text{m}$ , PGDT4: ş) 5000-1000  $\mu\text{m}$ , t) 600-425  $\mu\text{m}$ , u) 425-250  $\mu\text{m}$ , ü) 250-125  $\mu\text{m}$ , v) 125-75  $\mu\text{m}$

**Bölüm: 3.1.3**

Şekil Ek-2 2. S2-3 numunesi (250-125  $\mu$ m): PE-LD, HQ: 856



Şekil Ek-2 3. S4 numunesi (425-250  $\mu$ m): ABS, HQ: 805

**Bölüm: 3.2.2.4**

Şekil Ek-2 4. YÇ-DMF: Giriş ve çıkış suyu numunelerindeki MP'lerin mikroskop görüntüleri: a) Giriş suyu MP numunesi (5000-250  $\mu\text{m}$ ), b) Giriş suyu MP numunesi (250-45  $\mu\text{m}$ ), c) 100  $\mu\text{m}$  çıkış suyu (100-45  $\mu\text{m}$ ), d) 200  $\mu\text{m}$  çıkış suyu (200-45  $\mu\text{m}$ ), e) 300  $\mu\text{m}$  çıkış suyu (300-45)

## ÖZGEÇMİŞ

### KİŞİSEL BİLGİLER

**Adı Soyadı:** Emine Büşra ÇOLAKOĞLU

**İletişim Adresi:**

### EĞİTİM

Derece	Kurum	Mezuniyet Tarihi
Doktora	Erciyes Üniversitesi, Çevre Mühendisliği	2025
Yüksek Lisans	Erciyes Üniversitesi, Çevre Mühendisliği	2019
Lisans	Erciyes Üniversitesi, Çevre Mühendisliği	2016
Lise	İMKB Bingöl Anadolu Lisesi	2011

### DENEYİMLERİ

Yıl	Proje Adı	Görev
2017-2018	115Y013 kodlu “Yeşilirmak Havzası Noktasal ve Yayılı Kirlilik Kaynakları Yönetimi” TÜBİTAK projesinde bursiyer olarak görev aldım.	Yüksek Lisans Bursiyeri
2022-2025	“Yer Çekimi Etkisi ile Çalışan Dinamik Membran Reaktörün Mikroplastik İçeren Gerçek Atıksularda Arıtım Performansının İncelenmesi ve Mikroplastik Karakterizasyonu”, TÜBİTAK projesinde bursiyer olarak görev aldım	Doktora Bursiyeri

### YABANCI DİL

İngilizce-C1

### YAYINLAR

- Colakoglu, E. B., Pekdogan, M., Yerli, F., Saki, S., ATEŞ, N., Uzal, N., 2017. Surface Modification of Commercial RO Membranes for Forward Osmosis . International Conference on Civil and Environmental Engineering (ICOCEE - Cappadocia) (pp.1267). Nevşehir, Türkiye.

2. Çolakoğlu, E. B., Uyanık, İ. Microplastic Discharge from a Plastic Recycling Industry in Turkey, Eurasia Waste Management Symposium, İstanbul, Türkiye, 24-26 Ekim 2022, ss.39-42.
3. Elbir, H., Çolakoğlu, E. B., Uyanık, İ. Stainless steel mesh as an effective support material for dynamic membrane layer formation, 10th International Conference on Materials Science and Nanotechnology for Next Generation, Kayseri, Türkiye, 27-29 Eylül 2023, ss.66.
4. Uyanık, İ., Çolakoğlu, E. B., Yurtsever, A., Mihçioğur, H., Şahinkaya, E. Deposition of activated sludge on a steel mesh supported dynamic membrane filtration reactor, 7th MEMTEK International Symposium on Membrane Technologies and Applications, İstanbul, Türkiye, 17-19 Ekim 2023.
5. Çolakoğlu, E. B., Uyanık, İ., Mihçioğur, H. Challenges of Characterization of Microplastics in Plastic Recycling Industry Wastewater. 4. ISPEC International Congress On Contemporary Scientific Research, Gence, Azerbaijan, 14-15 Kasım 2023.
6. Çolakoğlu, E. B., Uyanık, İ. 2024. Plastic waste management in recycling facilities: Intentionally generated MPs as an emerging contaminant. **Waste Management**, 181, 79-88.
7. Elbir, H., Uyanık, İ., Çolakoglu, E. B., Sahinkaya, E., Yurtsever, A. 2024. Pre-coating of stainless-steel mesh support material with wastewater treatment plant sludges in a dynamic membrane filtration process. **Journal of Water Process Engineering**, 64, 105673.
8. Colakoglu, E. B., Uyanık, I., Elbir, H., Sahinkaya, E., Yurtsever, A. 2025. A novel gravity-driven dynamic membrane filtration reactor for microplastic removal from plastic recycling facility wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 115793.