T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ-CERRAHPAŞA
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

DOKTORA TEZİ

Yüzeysel Suların Toksisitesinde Mikroplastiklerin Rolü ve Giderim Alternatiflerinin Değerlendirilmesi

Vildan Zülal SÖNMEZ

DANIŞMAN
Prof. Dr. Nüket SİVRİ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Programı

Haziran, 2023

TEZ KABUL VE ONAYI

Vildan Zülal SÖNMEZ tarafından, **Prof. Dr. Nüket SİVRİ** danışmanlığında hazırlanan **"YÜZEYSEL SULARIN TOKSİSİTESİNDE MİKROPLASTİKLERİN ROLÜ ve GİDERİM ALTERNATİFLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ"** başlıklı bu çalışma, jürimiz tarafından **01/06/2023** tarihinde yapılan sınav sonucunda **oy birliği** ile başarılı bulunarak **Doktora Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

		İmza	**Sonuç**
DANIŞMAN	Prof. Dr. Nüket SİVRİ İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı		☒ Kabul ☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Mehmet KOBYA Gebze Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı		☒ Kabul ☐ Ret
ÜYE	Doç. Dr. Nevra ERCAN İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Kimya Teknolojileri Anabilim Dalı		☒ Kabul ☐ Ret
ÜYE	Prof. Dr. Melike GÜREL İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı		☒ Kabul ☐ Ret
ÜYE	Doç. Dr. Emine ELMASLAR ÖZBAŞ İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı		☒ Kabul ☐ Ret

Canım babaannem rahmetli Ayşe KİREMİTCİ'ye ithaf ediyorum…

BÜTÇE DESTEKLERİ

Yüzeysel Suların Toksisitesinde Mikroplastiklerin Rolü ve Giderim Alternatiflerinin Değerlendirilmesi

Bu tez çalışması, Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu'nun (TÜBİTAK) 121Y073 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

TEŞEKKÜR

Akademik hayatım başta olmak üzere her zaman yol gösterinim olan, beni cesaretlendiren, bana her daim güvenen, bilime olan tutkusu ile ufkumu genişleten, birlikte bu yolda yürümekten onur ve hayatımın her anında öğrencisi olmaktan gurur duyacağım çok kıymetli danışman hocam Sayın Prof. Dr. Nüket SİVRİ'ye sonsuz teşekkür eder, minnetlerimi sunarım.

Tez izleme süreçlerinde değerli görüş ve katkılarını sunan değerli hocalarım Sayın Prof. Dr. Mehmet KOBYA ve Sayın Doç. Dr. Nevra ERCAN'a,

Bu çalışmayı yaparken beni bilgi ve tecrübesi ile destekleyen Sayın Dr. Ceyhun AKARSU'ya, Sayın Dr. Öğr. Üyesi Melek CUMBUL ALTAY'a, her daim manevi desteklerini hissettiğim Sayın Yük. Müh. Nazlıcan YEŞİLOVA'ya, Sayın Arş. Gör. Coşkun AYVAZ'a ve İÜC-ÇEMİK ekibine, İÜC Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyelerine,

Bu tezin gerçekleşmesi için 121Y073 numaralı projeye finansal destek sağlayan Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK)'a ve Öğretim Üyesi Yetiştirme Programı (ÖYP)'na,

Son olarak, almış olduğum tüm kararlarda beni destekleyen eşim İlker Uğur SÖNMEZ'e, kardeşim Özcan Mirat KİREMİTCİ'ye ve sevgili aileme teşekkür eder, şükranlarımı sunarım.

Haziran 2023 Vildan Zülal SÖNMEZ

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

TEZ KABUL VE ONAYI ..... **ii**
BEYAN ..... **Hata! Yer işareti tanımlanmamış.**
BÜTÇE DESTEKLERİ ..... **iv**
TEŞEKKÜR ..... **v**
İÇİNDEKİLER ..... **vi**
ŞEKİL LİSTESİ ..... **ix**
TABLO LİSTESİ ..... **xii**
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ ..... **xiii**
ÖZET ..... **xvi**
ABSTRACT ..... **xviii**
1. GİRİŞ **1**
2. KAVRAMSAL ÇERÇEVE **8**
2.1. MİKROPLASTİK TANIMI 8
2.2. MİKROPLASTİKLERİN KÖKENLERİ VE KAYNAKLARI 9
2.3. SUCUL ALANLARDAKİ MİKROPLASTİKLERİN TESPİTİ VE ANALİZ YÖNTEMLERİ 14
2.3.1. Örnekleme Yöntemi 14
2.3.2. Mikroplastik İzolasyon Yöntemleri 16
2.3.3. Mikroplastik Bollukları ve Morfolojik Özelliklerinin Belirlenmesi 18
2.4. MİKROPLASTİKLERİN FİZİKSEL VE KİMYASAL ÖZELLİKLERİ 18
2.4.1. Mikroplastiklerin Morfolojileri 18
2.4.2. Mikroplastiklerin Yoğunluğu 19
2.4.3. Mikroplastiklerin Renkleri 20
2.4.4. Mikroplastiklerin Kimyasal Yapıları 21
2.5. MİKROPLASTİKLERİN SUCUL ORGANİZMALAR ÜZERİNDEKİ ETKİLERİ 23
2.6. MİKROPLASTİKLERİN GİDERİM YÖNTEMLERİ 25
3. YÖNTEM **28**
3.1. ÇALIŞMA ALANI VE ÖRNEKLEME 28

3.2. MİKROPLASTİKLERİN İZOLASYONU VE TESPİTİ 32
3.2.1. Mikroplastiklerin İzolasyonu İçin Ön İşlemler ve Görsel Tanımlama 33
3.2.2. Kalite Güvencesi ve Kalite Kontrol (QA/QC) 33
3.2.3. Mikroplastiklerin Polimer Yapı Analizleri 34
3.3. AKUT TOKSİSİTE TESTLERİ 35
3.3.1. Biyolüminesans Bakteri ile Akut Toksisite Testi 36
3.3.2. *Daphnia magna* ile Akut Hareketsizlik Testi 40
3.4. POLİMER GİDERİMİ 41
3.5. İSTATİSTİKSEL ANALİZ 43
4. BULGULAR 44
4.1. MİKROPLASTİK BOLLUKLARININ BELİRLENMESİ VE KARAKTERİZASYONU 44
4.1.1. Mikroplastik Bolluklarının Konuma ve Zamana Bağlı Dağılımları 44
4.1.2. Mikroplastiklerin Morfolojik Özellikleri 48
4.1.3. Mikroplastiklerin Mikroyapısal Klasifikasyonları ve Elemental Analizleri 51
4.1.4. Mikroplastiklerin Polimer Yapıları 56
4.2. AKUT TOKSİSİTENİN TESPİTİ 58
4.2.1. Kıyısal Alanların Biyolüminesans Bakteri ile Akut Toksisitesinin Belirlenmesi 58
4.2.2. Polimerlerin Akut Toksisitesinin Değerlendirilmesi 61
4.2.3. Polimerlerin *Daphnia magna* ile Akut Toksisitesinin Belirlenmesi 61
4.3. POLİMER (PVC) GİDERİMİ 65
5. TARTIŞMA 68
5.1. ÇALIŞMA ALANINDAKİ İSTASYONLARIN SEÇİMİ 68
5.2. ÖRNEKLEME YÖNTEMİ TERCİHİ 69
5.3. MİKROPLASTİK BOLLUK DAĞILIMLARI 70
5.4. MİKROPLASTİKLERİN MORFOLOJİK ÖZELLİKLERİ 74
5.5. MİKROPLASTİKLERİN POLİMER YAPILARI 76
5.6. YÜZEYSEL SULARIN TOKSİSİTESİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ 78
5.7. MİKROPLASTİK BOLLUĞU VE YÜZEYSEL SULARIN TOKSİSİTESİNİN İLİŞKİSİ 81
5.8. SEÇİLEN POLİMERLERİN AKUT TOKSİSİTESİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ 81
5.8.1. Biyolüminesans bakteri (*A. fischeri)* ile Akıt Toksisite Testi 82
5.8.2. *Daphnia magna* ile Hareketsizlik Testi 83
5.9. PVC GİDERİM VERİMİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ 85
6. SONUÇ VE ÖNERİLER 91

KAYNAKLAR **93**
EKLER **122**
İNTİHAL RAPORU İLK SAYFASI **123**
ETİK KURUL İZİN YAZISI ..... Hata! Yer işareti tanımlanmamış.
KURUM İZNİ YAZILARI **124**
PATENT HAKKI İZNİ ..... Hata! Yer işareti tanımlanmamış.
ÖZGEÇMİŞ ..... Hata! Yer işareti tanımlanmamış.

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 1.1: Tez kapsamında gerçekleştirilen çalışmalara ait genel iş akış şeması. 4

Şekil 1.2: Tez çalışmasının 1. bölümüne ilişkin yürütülen çalışmalar. 5

Şekil 1.3: Tez çalışmasının 2. ve 3. bölümüne ilişkin yürütülen çalışmalar. 6

Şekil 1.4: Tez çalışmasının 4. bölümüne ilişkin yürütülen çalışmalar. 7

Şekil 2.1: Yukarıdan aşağıya doğru a) Standart haline gelmiş plastik parçacıklarının boyutlarına göre kategorizasyonları (Sivri ve Çullu (2020)'den uyarlanmıştır.) b) Doğada bulunan farklı boyutlardaki MP görselleri (Sivri (2023) tarafından derlenmiştir.) 9

Şekil 2.2: Mikroplastik döngüsü (Akarsu (2023) tarafından derlenmiştir.) 10

Şekil 2.3: Birden çok kaynaktan ve yoldan kaynaklanabilecek bazı yaygın deniz çöpü öğeleri (Blastic (2023)'ten uyarlanmıştır.). 12

Şekil 2.4: Su ortamlarındaki MP'lerin fizikokimyasal ve biyolojik süreçler sonrasında varsayımsal evrimi (Sönmez ve diğ. (2022a)'den uyarlanmıştır). 13

Şekil 2.5: Victoria Körfezi'nden izole edilen MP'nin üzerinde bulunan uzun mantar zinciri ve basil şekilli ve kokoid bakteri hücreleri (Rocha-Santos (2020)'den alınmıştır.)..... 14

Şekil 2.6:Mikroplastik izolasyon aşamaları (Tan ve diğ. (2022)'den uyarlanmıştır.)..... 16

Şekil 2.7: Mikroplastiklerin morfolojileri (a,b: lif; c,d:parçacık; e:film, f:mikroboncuk.) (Jiang ve diğ. (2018)'den alınmıştır.). 19

Şekil 2.8: Toksisite test organizmaları (Sönmez ve diğ., 2022a). 25

Şekil 2.9: Mikroplastik ayırma ve degradasyon prosesleri (Chen ve diğ. (2022b)'den uyarlanmıştır.). 26

Şekil 3.1: İstanbul'un güney kıyısal alanı örnekleme noktaları. 28

Şekil 3.2: Atıksu kirletici bulutu dağılım alanları zamana bağlı olarak (son 10 yıllık dönem) Google Earth görüntülerinden uyarlanarak, gösterilmiştir. Şekildeki kırmızı oklar, plume alanının yönünü; kırmızı noktalar ise, derin deniz deşarjı (DDD) hattını ifade etmektedir. 29

Şekil 3.3: SEM-EDS analizi esnasında Yıldız Teknik Üniversitesi Merkez Araştırma Laboratuvarı'nda çekilen görüntüler. 34

Şekil 3.4: Çalışmada uygulanan akut toksisite testleri gösterimi. 35

Şekil 3.5: *Daphnia magna* ile harektesizlik testi sürecine ait şematik gösterim (n=5) 41

Şekil 3.6: Deney düzeneği 42

Şekil 4.1: Mevsimlere bağlı olarak istasyonların MP bollukları. 47

Şekil 4.2: Aylara bağlı olarak MP bolluğu dağılımları (MP/L). 47

Şekil 4.3: Mikroplastiklerin ışık mikroskobu altındaki görselleri (Büyütme gücü 4x10) (Mikroplastikler kırmızı ok ile gösterilmiştir.). 48

Şekil 4.4: İstasyon farkı gözetmeksizin mikroplastiklerin yüzdelik (%) dağılımları a) Tip b) Boyut c) Renk. 49

Şekil 4.5: Mikroplastik tiplerinin istasyonlara göre dağılımı. 49

Şekil 4.6: Mikroplastik boyutlarının istasyonlara göre dağılımı. 50

Şekil 4.7: Mikroplastik renklerinin istasyonlara göre dağılımı. 51

Şekil 4.8: Mikroplastiklerin SEM mikroyapı fotoğrafları ve EDS analiz sonuçları (a-c) Parçacık MP, (d-e) Lif MP, f) MP dışı mikroboncuk mikroyapı. Sol üst: düşük büyütmede genel mikroyapı SEM görüntüsü, sol alt: yüksek büyütmede SEM mikroyapı görüntüsü; sağ üst: noktasal (spot) EDS spektrumu, sağ alt: analizde belirlenen elementlere ait % ağırlık ve % atomik verileri. (Mikroyapı fotoğrafında kırmızı renkte işaretlenmiş EDS spot 1 olarak kodlanmış noktaya ait EDS spektrumu ve verileri verilmiştir. Çalışma koşulları, 10 kV voltaj akımı, prob akımı 80 μA ve çalışma mesafesi 11,0 mm ve 11,5 mm olarak belirlenmiştir). ..54

Şekil 4.9: Çalışma alanında bulunan mikroplastiklerin polimer tiplerinin pasta grafik dağılımları (%). 56

Şekil 4.10: Seçilen MP'lerin farklı polimer yapılarına ait ATR-FTIR sonuçları. 57

Şekil 4.11: A1 istasyonu yüzeysel su akut toksisitesi, EC_{50} (%). 59

Şekil 4.12: A2 istasyonu yüzeysel su akut toksisitesi, EC_{50} (%). 59

Şekil 4.13: Microtox® Deniz ve Nehir Ağzı Numuneleri için Karşılaştırma Testine göre analiz edilen istasyonların ışımada farklılık değerleri (%). 60

Şekil 4.14: Yüzeysel su toksisitesinin mevsimlere bağlı değişimi a) A1 ve A2 istasyonları b) A1 ve A2 istasyonları haricindeki diğer istasyonlar. 61

Şekil 4.15: Farklı konsantrasyonlarda PE partiküllerine maruz kalan 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi (n=5). 62

Şekil 4.16: Farklı konsantrasyonlarda PVC partiküllerine maruz kalan 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi (n=5). 63

Şekil 4.17: Farklı konsantrasyonlarda PTFE partiküllerine maruz kalan 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi (n=5). 63

Şekil 4.18: Farklı konsantrasyonlarda PVDF partiküllerine maruz kalan 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi (n=5). 64

Şekil 4.19: Optimum koagülant dozunun belirlenmesi. 65

Şekil 4.20: Optimum koagülant dozunda, optimum pH'ın tespiti. 65

Şekil 4.21: Optimum ramnolipid dozunun belirlenmesi. 66

Şekil 4.22: Distile sudaki PVC giderim çalışması sonucunda yüzeyde kalan ve çöken MP'lerin görünümü. Kontrol istasyonundaki MP'ler dağınık halde iken, numune setlerine (1,2,3 ve 4) 5 mg/L Alum ve 1 mg/L ramnolipid uygulamasından sonraki MP'lerin flok oluşumu görüntüsü. 67

Şekil 4.23: Sentetik deniz suyundaki PVC giderim çalışması sonucunda yüzeyde kalan MP'lerin görünümü. Kontrol istasyonundaki MP'ler dağınık halde iken, numune setlerine (1,2,3 ve 4) 1 mg/L ramnolipid uygulamasından sonraki MP'lerin flok oluşumu görüntüsü. . 67

Şekil 5.1: İstasyonlara göre MP morfolojilerinin dağılımı 75

Şekil 5.2: Ekim '20 ayında örnekleme esnasında P3 istasyonunda karşılaşılan by-pass (Sönmez, V.Z. tarafından görüntülenmiştir.) 80

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1: Mikroplastiklerin yoğunlukları (Sönmez ve diğ. (2022b)'den uyarlanmıştır.).....20

Tablo 2.2: Kentsel sular için MP ayırma ve degradasyon teknolojilerini temsil edici uygulamalar (Chen ve diğ., 2022b). 27

Tablo 3.1: Kuzey Marmara Denizi'ndeki İstanbul kıyılarındaki örnekleme istasyonlarının koordinatları. 32

Tablo 3.2: Microtox® Temel Test ve Microtox® Deniz ve Nehir Ağzı Numuneleri için Karşılaştırma Testi parametreleri (Sönmez ve diğ., 2023). 39

Tablo 4.1: Konuma ve zamana bağlı olarak mikroplastik bolluklarının dağılımı (MP/L). 44

Tablo 4.2: Biyolüminesans bakteri ile akut toksisite testi sonuçları. 58

Tablo 4.3: Biyolüminesans bakteri ile akut toksisite testi 5 ve 15 dakika sonuçları (EC_{50} (mg/L)) (Hormesis, "H" olarak ifade edilmiştir.) (n=3). 61

Tablo 4.4: Farklı polimerlerin maruziyet sürelerine göre *D. magna* üzerindeki akut toksisite testlerinin sonucu (EC_{50} (mg/L)). 64

Tablo 5.1: Dünya genelinde yapılmış çalışmalarda yüzey suyundaki MP'lerin bolluk dağılımları (Sönmez ve diğ., 2023).....71

Tablo 5.2: Türkiye'de su ortamında mikroplastik konusunda yapılmış çalışmalar. 72

Tablo 5.3: MP giderme yöntemi olarak koagülasyon-flokülasyon-çöktürme işlemlerini kullanan çalışmalar ve çalışmalara ait veriler (Prokopova ve diğ. (2021)'den alınmıştır.).....86

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
Al	: Alüminyum
$Al_2(SO_4)_3$	: Alüminyum sülfat
Ca	: Kalsiyum
$Ca(OH)_2$	: Kalsiyum hidroksit
Cd	: Kadmiyum
Co	: Kobalt
Cu	: Bakır
Fe	: Demir
g	: Gram
Hg	: Civa
H_2O	: Su
H_2O_2	: Hidrojen peroksit
K	: Potasyum
L	: Litre
m	: Metre
Mg	: Magnezyum
Mn	: Mangan
Mt	: Megaton
NaBr	: Sodyum bromür
NaCl	: Sodyum klorür
NaI	: Sodyum iyodür
$Na_2WO_42H_2O$	: Sodyum tungstat dihidrat
Ni	: Nikel
Pb	: Kurşun
TiO_2	: Titanyum dioksit
W	: Watt
Zn	: Çinko
$ZnCl_2$	: Çinko klorür

ZnO	: Çinko oksit

Kısaltmalar	**Açıklama**
A1	: Avcılar örnekleme istasyonu
A2	: Ataköy örnekleme istasyonu
AAT	: Atıksu arıtma tesisi
AP	: Tuzla örnekleme istasyonu
ATR-FTIR	: Azaltılmış total yansıma Fourier dönüşümlü kızılötesi spektroskopisi
C1	: Avrupa yakası (Zeytinburnu) örnekleme istasyonu
C2	: Caddebostan örnekleme istasyonu
C3	: Asya yakası (Kartal) örnekleme istasyonu
CS	: Kitosan
ÇOM	: Çözünmüş organik madde
DDD	: Derin deniz deşarjı
EDS	: Enerji dağılımlı x-ışını spektroskopisi
EVA	: Etilen vinil asetat
FT-IR	: Fourier dönüşüm infrared spektroskopisi
GESAMP	: Deniz çevre korumasının bilimsel yönleri üzerine ortak uzmanlar grubu
LDPE	: Düşük yoğunluklu polietilen
H	: Hormesis
HDPE	: Yüksek yoğunluklu polietilen
ISKI	: İstanbul su ve kanalizasyon idaresi
MKT	: Microtox karşılaştırma testi
MP	: Mikroplastik
MTT	: Microtox temel testi
NOAA	: Ulusal okyanus ve atmosfer idaresi
NTU	: Nephelometrik türbidite birimi
NP	: Nanoplastik
OECD	: Ekonomik işbirliği ve kalkınma örgütü
P1	: Küçükçekmece örnekleme istasyonu
P2	: Yenikapı örnekleme istasyonu
P3	: Kadıköy örnekleme istasyonu
PA	: Poliamid

PAC : Polialüminyum klorür
PAH : Polisiklik aromatik hidrokarbon
PAM : Poliakrilamid
PDADMAC : Polidialildimetilamonyum klorür
PE : Polietilen
PET : Polietilen tereftalat
PMMA : Polimetil metakrilat
PP : Polipropilen
PS : Polistren
PTFE : Politetrafloroetilen
PU : Poliuretan
PVC : Polivinil klorür
PVDF : Polivinilidin Florür
Py-GC/MS : Piroliz gazı kromatografisi/kütle spektrometrisi
QA : Kalite güvencesi
QC : Kalite kontrol
rpm : devir/dakika
SEM : Taramalı elektron mikroskobu
SEM-EDS : Taramalı elektron mikroskobu-enerji dağılımlı x-ışını spektroskopisi
TÜİK : Türkiye istatistik kurumu
VCM : Vinil klorür monomer

ÖZET

DOKTORA TEZİ

YÜZEYSEL SULARIN TOKSİSİTESİNDE MİKROPLASTİKLERİN ROLÜ VE GİDERİM ALTERNATİFLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Vildan Zülal SÖNMEZ

İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Programı

Danışman : Prof. Dr. Nüket SİVRİ

Plastik atıkların uygunsuz bertarafı modern zamanların çevre sorunu olan mikroplastik kirliliğini beraberinde getirmektedir. Özellikle, yoğun nüfus ve atıksu arıtma tesisi deşarjları gibi kentleşmiş kıyı alanlarının açık denizlere göre nispeten yüksek mikroplastik bolluğuna sahip olduğu bilinmektedir. Mikroplastiklere neredeyse her ortamda rastlanılıyor oluşu ve toplum ile çevre sağlığı üzerinde kritik rolü olan atıksu arıtma tesislerinin bu kirleticileri tamamı ile gidererememesi, "Tek Sağlık" çatısı altındaki tüm unsurları ama özellikle ekosistem sağlığını etkilemektedir. Bu tez çalışmasının amacı, İstanbul kıyısal alanındaki yüzey sularında, mikroplastiklerin (MP) dağılımı, potansiyel sıcak noktalarının belirlenmesi ve giderim alternatiflerinin değerlendirilmesidir. Bu kapsamda, *(i)* İstanbul kıyısal alanında MP'lerin mekansal dağılımı, özellikle atıksu arıtma tesislerinin (AAT) baskısı altında olduğu belirlenen sıcak noktaların yüzey sularında, ilk defa bir yıllık süre boyunca aylık olarak izlenmiştir. *(ii)* AAT etkisi altındaki istasyonlarda ortalama mikroplastik bollukları ile yüzey suyu toksisitesi arasındaki ilişki belirlenmiştir. *(iii)* Seçilen ham polimerlerin (PE, PVC, PVDF, PTFE) biyolüminesans bakteri ve *Daphnia magna* üzerindeki akut toksisitesi çalışılmıştır. *(iv)* Son

aşama olarak; MP'lerin sucul ortamlarda giderim alternatiflerinin değerlendirilmesinde, konvansiyonel yöntem olarak uygulanan koagülasyon-flokülasyon proseslerinde kullanılan yardımcı kimyasal maddelere alternatif olarak ramnolipid denenmiştir.

Sonuçlar irdelendiğinde, çalışma alanındaki MP bolluğu ortalama 146±123 MP/L olarak bulunmuştur. AAT etkisi altındaki tüm istasyonların yüzey sularında ortalama MP bolluğu, kontrol istasyonları yüzey sularındaki MP bolluğuna göre 2,2 kat fazladır. Tespit edilen MP'ler baskın olarak, 250-100 µm (%33,66) arasında, şeffaf renkli (%33,07) ve lif (%65,48) şeklindedir. A1 istasyonu özelinde, yüzeysel suların akut toksisitesi ile MP bollukları arasında anlamlı bir ilişki (R^2=0,75) belirlenmiştir. *Aliivibrio fischeri* üzerinde seçilen polimerlerin akut toksisitesi tespit edilememiş, *Daphnia magna* üzerinde 96 saatlik maruziyet süresinde, PE (EC_{50}=45,30 mg/L) ve PVC (EC_{50}=9,37 mg/L) toksik bulunmuştur. Giderim çalışmalarında ramnolipid kullanımında, PVC gideriminde %73,67 verim elde edilmiştir. Tez çalışmasına ait en önemli sonucun, alternatif olarak kullanılan ramnolipidin polimer giderim veriminin arttırılmasında etkin olarak kullanılabileceği ve farklı bilimsel teknikler geliştirmek için umut verici olabileceği değerlendirilmiştir.

Haziran 2023 , 149 sayfa.

Anahtar kelimeler: Mikroplastik, Kıyısal alan, Yüzey suyu, Toksisite, Ramnolipid.

ABSTRACT

Type of Thesis

THE ROLE OF MICROPLASTICS IN TOXICITY OF SURFACE WATERS AND THE ASSESSMENT OF REMOVAL ALTERNATIVES

Vildan Zülal SÖNMEZ

İstanbul University-Cerrahpaşa

Institute of Graduate Studies

Department of Environmental Engineering

Programme of Environmental Engineering

Supervisor : Prof. Dr. Nüket SİVRİ

Improper disposal of plastic waste leads to the environmental problem of microplastic pollution, which is a contemporary issue. In particular, urbanized coastal areas with high population densities and discharges from sewage treatment plants are known to have relatively high levels of microplastics compared to open seas. The fact that microplastics are found in almost every environment, and wastewater treatment plants, which play a critical role in public and environmental health, cannot fully remove these pollutants, affects all elements of the "One Health" framework, especially ecosystem health. The aim of this thesis is to determine the distribution of microplastics (MP), identify potential hotspots, and evaluate alternatives for the removal of microplastics in surface waters along the coastal areas of Istanbul. In this context, *(i)* the spatial distribution of MPs in the coastal region of Istanbul, especially the hotspots identified under pressure from wastewater treatment plants (WWTPs), was monitored monthly for the first time over a period of one year. *(ii)* The relationship between the average amount of microplastics and surface water toxicity was determined at stations under the influence of WWTPs. *(iii)* The acute toxicity of selected raw polymers (PE, PVC, PVDF, PTFE) was

investigated in bioluminescent bacteria and *Daphnia magna*. *(iv)* Finally, rhamnolipid was tested as an alternative to auxiliary chemicals used in conventional coagulation-flocculation processes for the evaluation of MP removal alternatives in the aquatic environment.

Analysis of the results shows that the abundance of MP in the study area is on average 146±123 MP/L. The average abundance of MP in the surface waters of all stations under the influence of WWTPs is 2.2 times higher than the abundance of MP in the surface waters of the control stations. The predominant MP are mainly transparent (33.07%) and fibrous (65.48%), with a size range of 250-100 µm (33.66%). A significant relationship (R^2=0.75) was found between the frequency of MP and the acute toxicity of surface water at station A1. The acute toxicity of selected polymers to Aliivibrio fischeri could not be determined, while in a 96-hour exposure of *Daphnia magna*, PE (EC_{50}=45.30 mg/L) and PVC (EC_{50}=9.37 mg/L) were found to be toxic. In the rhamnolipid removal studies, a removal efficiency of 73.67% was obtained for PVC. The most important finding of this study is the effective use of rhamnolipid as an alternative to increase the efficiency of polymer removal. This holds promise for the development of various scientific techniques.

June 2023, 149 pages.

Keywords: Microplastics, Coastal area, Surface water, Toxicity, Rhamnolipid

1. GİRİŞ

Plastik atıklar, biyoçeşitliliği ve ekosistem sağlığını etkileyebilecek endişe verici çevre sorunlardan biridir (Huerta Lwanga ve diğ., 2017). Bu atıklara, kent nüfusunun çoğunlukla ikamet ettiği kıyısal alanlarda ve popüler turizm bölgelerinin etrafında yoğun olarak rastlamak mümkündür. Özellikle son zamanlarda yaşanan epidemi, pandemi gibi yerel ve küresel salgınlar nedeniyle, tek kullanımlık plastik ürünlerin tüketimi önemli ölçüde artmakta olup, bu ürünlerin tüketiminden kaynaklı yüksek miktarlarda plastik atıklar ortaya çıkmaktadır (Adyel, 2020; Hu ve diğ., 2022). Hatta plastik atıklar sadece karasal ekosistemde bir kirlilik kaynağı olmakla kalmayıp, biyotik ve abiyotik faktörler ile karasal ortamlardan sucul alanlara taşınarak bu ortamları da tehdit etmektedir (Wong ve diğ., 2020).

Denizel ortama giren plastiklerin, biyolojik bozunmaya karşı dirençli olmaları nedeniyle tamamen bozunmaya uğramaları zordur. Ancak mekanik parçalanma, fotobozunma ve biyolojik bozunma gibi farklı mekanizmalar yoluyla daha küçük parçalara ayrışmakta "mikroplastik (MP)" (1 µm-5 mm) ve hatta "nanoplastik (NP)" haline gelmektedirler (Li ve diğ., 2018; Zhang ve diğ., 2021). Daha küçük boyuttaki plastik atıkları temsil eden mikroplastiklere, yerüstü su kaynaklarında, karasal alanlarda ve hatta troposfer katmanında bile rastlanılmaktadır (Aeschlimann ve diğ., 2022; Chen ve diğ., 2022a). Günümüzde mikroplastiklerin, en derin okyanus çökeltilerinde (Thompson ve diğ., 2004; Van Cauwenberghe ve diğ., 2013; Woodall ve diğ., 2014; Bergmann ve diğ., 2017) kutup bölgelerinde (Obbard ve diğ., 2014), uzak okyanus adalarında (Ivar do Sul ve diğ., 2013) ve milli parkların yüksek oranda korunan plajlarında (Cooper, 2012) bile tespit edilebiliyor olması, bugün Dünya'nın hızla ilerleyen bir plastik salgınına maruz kaldığının kanıtı niteliğindedir (Chubarenko vd., 2018).

Mikroplastikler (MP'ler), atıksu deşarjları, tatlı su girdileri (akarsu, nehir vb.), nehir ağzı zonları, su ürünleri yetiştiriciliği ve avcılığı, liman faaliyetleri, tarımsal akış, drenaj sistemleri ve atmosferik birikim dahil olmak üzere birçok yolla kolayca sucul alanlara aktarılabilir (Klein ve Fischer, 2019; Jiang ve diğ., 2020; Piñon-Colin ve diğ., 2020). Bugüne kadar, MP kirliliği üzerine yapılan çalışmaların çoğu, kentleşmiş kıyı alanlarının açık denizlere göre daha yüksek MP bolluğuna sahip olduğu ve nüfus yoğunluğu, arazi kullanımı ve atıksu arıtma tesisi (AAT)

gibi noktasal kaynak kirliliği olan antropojenik faktörlerle yakından ilişkili olduğu sonucuna varılmıştır (Barrows ve diğ., 2018; Hendrickson ve diğ., 2018; Su ve diğ., 2020; Sönmez vd., 2023).

Mikroplastiklerin yayılması için ana vektör olarak görülen AAT'ler, genellikle %90'ın üzerinde MP giderme verimine sahip olmalarına rağmen, bu tesislerin deşarj alanları sıcak kirlilik noktası olarak kabul edilmektedir (Çullu ve diğ., 2021; Vardar ve diğ., 2021). AAT'lere kanalizasyon sistemleri aracılığıyla günde milyonlarca MP girmektedir. Ancak konvansiyonel arıtma işlemleri sonrasında tamamının atıksudan uzaklaştırılamadığı büyük miktarlardaki MP'ler kıyısal alanlara deşarj edilmektedir (Sol ve diğ., 2020). Örneğin, İskoçya'da 650.000 nüfusa hizmet veren bir arıtma tesisinin, %98'den daha yüksek bir MP giderim verimliliğine sahip olmasına rağmen, her gün yaklaşık 65 milyon MP'nin sucul ortama karıştığı bildirilmiştir (Murphy ve diğ., 2016). İstanbul'da yer alan Ambarlı AAT'nin %84,6–93,0 arasındaki MP giderim verimine sahip olmasına rağmen, Marmara Denizi'ne günde 2934×10^6 adet MP deşarj ettiği tespit edilmiştir (Vardar ve diğ., 2021). Bu tesislerde %100 giderim verimliliği sağlanamadığından, kıyısal alanlara deşarj noktalarındaki MP'lerin konsantrasyonu gittikçe artmaktadır. Dolayısıyla, AAT'lerin sucul alanlarda bulunan MP'lerin önemli bir kaynağı olduğu aşikardır.

Mikroplastiklerin potansiyel sıcak noktalarındaki (AAT'lerin deşarj noktaları) dağılımlarını belirlemek, sucul alandaki MP kirliliğinin boyutlarını tespit etmeye yardımcı olmaktadır. Sucul alanlardaki MP'ler ile ilgili yürütülen araştırmaların genelde MP'lerin bollukları ve morfolojileri odaklı olduğu görülmektedir (Rose ve Webber, 2019; Li ve diğ., 2021). Çeşitli çevresel matrislerdeki boyut, şekil ve polimer tipine ilişkin verilere dayanan MP'lerin mekansal ve zamansal dağılımları ortaya konulmaktadır (Çullu ve diğ., 2021; Wang ve diğ., 2021a; Rasta ve diğ., 2022; Simantiris ve diğ., 2022). Araştırmalar neticesinde şehrin MP kirlilik yüklerini belirlemek ile birlikte ekosisteme getireceği baskılar da öngörülebilir (Long vd., 2019).

Mikroplastiklere neredeyse her ortamda rastlanılıyor oluşu ve toplum ile çevre sağlığı üzerinde kritik rolü olan atıksu arıtma tesislerinin bu kirleticileri tamamı ile gideremmesi tek sağlık çatısı altında tüm organizmaların sağlığını ve ekosistemleri etkilemektedir. Bu kirleticilerin boyutlarının fito/zooplanktonik formların boyutları ile benzer oluşu, birçok yüksek yapılı organizma tarafından yutulmasını ve besin ağına girişini kolaylaştırmaktadır. Yumuşakçalar, kabuklular, deniz kuşları, deniz memelileri ve 150'den fazla balık türü

gibi çok çeşitli organizmalarda MP'ler tespit edilmiştir (Sol ve diğ., 2020). Tek başına kirletici olma özelliğinin yanı sıra MP'ler, yerüstü sularda bulunan hidrofobik kirleticileri veya ağır metalleri adsorbe ederek, farklı kirleticilerin besin ağına girmesi için de vektör olma potansiyeline sahiptir (Liu ve diğ., 2022a). Mikroplastiklerin organizmalar üzerindeki olumsuz etkileri ve polimer yapısına bağlı olarak ekolojik risklerin değerlendirilmesi, çevresel maruz kalma düzeylerinin belirlenmesinde temel unsurları oluşturmaktadır (Shim ve diğ., 2018)

Bu tez çalışmasının amacı, İstanbul kıyısal alanındaki yüzeysel suların, toksisitesinde etkin rolü olduğu düşünülen mikroplastiklerin dağılımı, potansiyel sıcak noktalarını belirlemek ve mikroplastiklerin giderim alternatiflerini değerlendirmektir. Bu kapsamda,

(i) İstanbul'un kıyısal alanında, özellikle AAT baskısı altında olduğu belirlenen sıcak noktaların yüzey sularındaki MP'lerin mekansal dağılımı ilk kez aylık örneklemelerle bir yıllık süre boyunca izlenmiştir. Bu amaçla, bolluk, boyut (1000-500-250-100-1 µm), şekil, renk ve polimer yapısı açısından MP kirliliği hakkında yorum yapılabilmiştir. Boyutlarına göre kategorize edilen MP'ler ön işlemlere tabi tutulmuş ve mikroskop ile filtre kağıdı üzerinde MP'lerin bolluk (MP/L), morfolojik (parçacık, film, lif vb.) ve renk (kırmızı, mavi, yeşil vb.) tanımlamaları yapılmıştır. Ayrıca, seçilen istasyonlara ait numunelere yapılan ileri analizler (ATR-FTIR ve SEM-EDS) ile MP'lerin kimyasal yapı analizleri gerçekleştirilmiştir. AAT'lerin yoğun deşarjının olduğu İstanbul güney kıyısal alanındaki MP'lerin karakterizasyon ve kompozisyonu ile ilgili analiz sonuçları, ilgili karar vericiler için veri sağlayabileceği gibi, MP kirliliği risk değerlendirmesi için bir temel oluşturabilir.

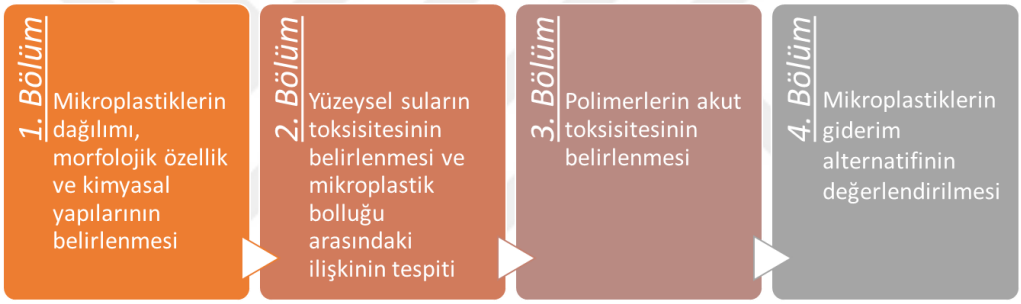
(ii) İkinci adım olarak, İstanbul'un güney kıyısal alanında belirlenen sıcak noktaların toksisitesinde MP'lerin rolü belirlenmeye çalışılmıştır. Bu kapsamda, bir yıl boyunca aylık olarak alınan yüzey suyu örneklerine biyolüminesans bakteri ile akut toksisite testleri uygulanmıştır. Çalışma alanından elde edilen MP bolluk verileri ile akut toksisite testi verileri istatistiksel olarak değerlendirilmiştir. Literatüre ilk kez, AAT-MP bollukları ile yüzey suyu akut toksisitesi arasındaki ilişkiye ait çıktılar kazandırılmıştır.

(iii) Çalışma alanında yapılan izleme ve araştırma çalışmaları ile çevresel bir problem tanımlanmıştır. Problemin sucul ekosistem sağlığı üzerindeki etkilerini ortaya koyabilmek adına, sentetik çalışma prensibi ile farklı polimerlerin sucul organizmalar üzerinde olası toksik etkileri incelenmiştir. Bu kapsamda, çalışma alanında tespit edilen ve potansiyel toksisitesi olduğu düşünülen ham polimerler seçilmiştir. Seçilen

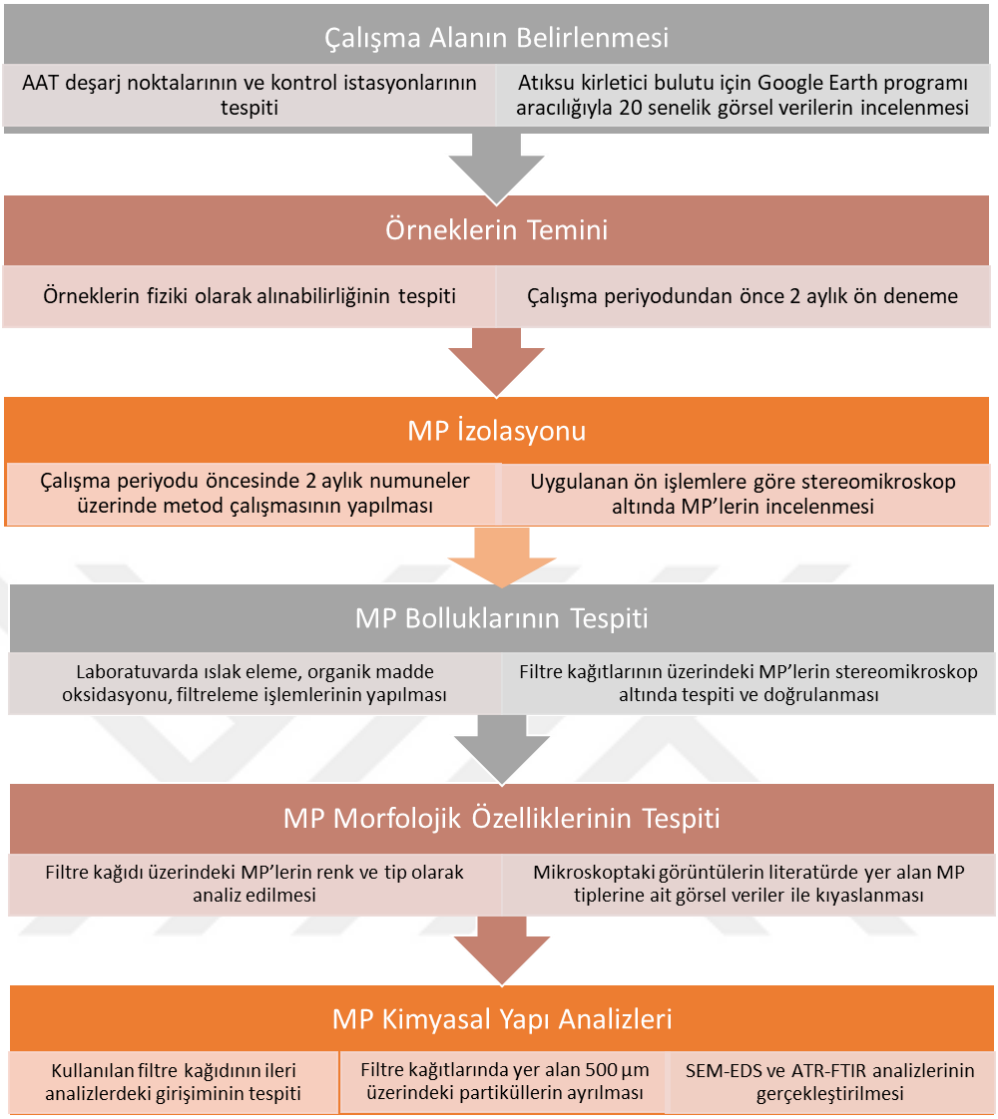
polimerlerin biyolüminesans bakteri ve *Daphnia magna* (*D. magna*) üzerindeki akut toksisitesi çalışılmıştır. Böylece, herhangi bir katkı maddesi vb. içermeyen ham polimerlerin sadece kimyasal yapılarından kaynaklanabilecek toksisite potansiyeli değerlendirilmiştir.

(iv) Son aşama olarak mikroplastiklerin sucul ortamlarda giderim alternatiflerinin değerlendirilmesinde, konvansiyonel yöntemler ele alınmıştır. Güncel olarak uygulanan koagülasyon ve flokülasyon proseslerinde kullanılan kimyasal maddelere alternatif olarak ramnolipid sunulmuştur. Ramnolipid'in farklı su karakterizasyonlarında kullanılabilirliği araştırılmıştır.

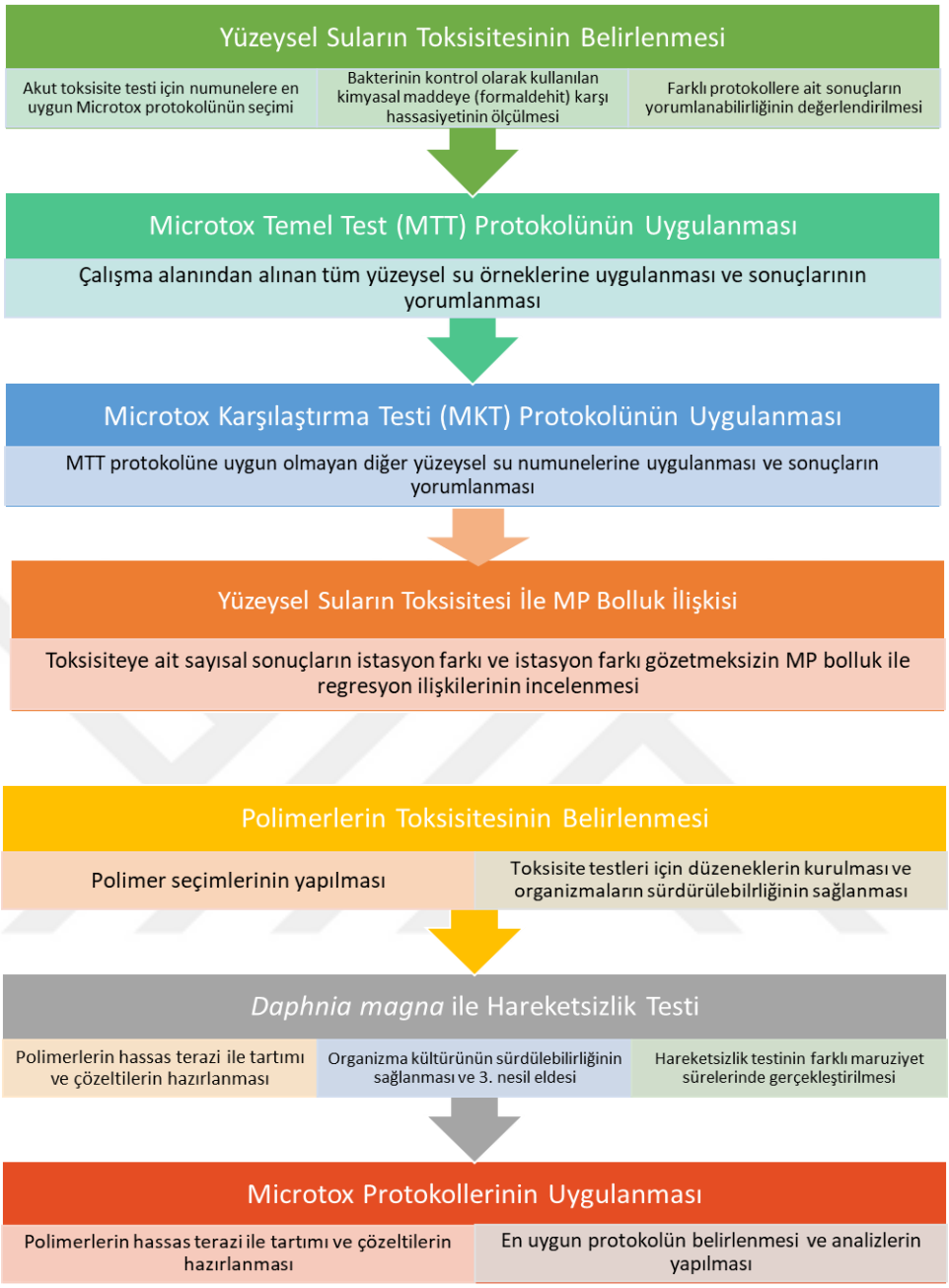
Tez kapsamında belirlenen amaçlara uygun olarak gerçekleştirilen çalışmalara ait genel iş akış şeması Şekil 1.1'de ve her bir amaca uygun olarak yürütülen çalışmalar ise Şekil 1.2, 1.3 ve 1.4'te sunulmuştur.



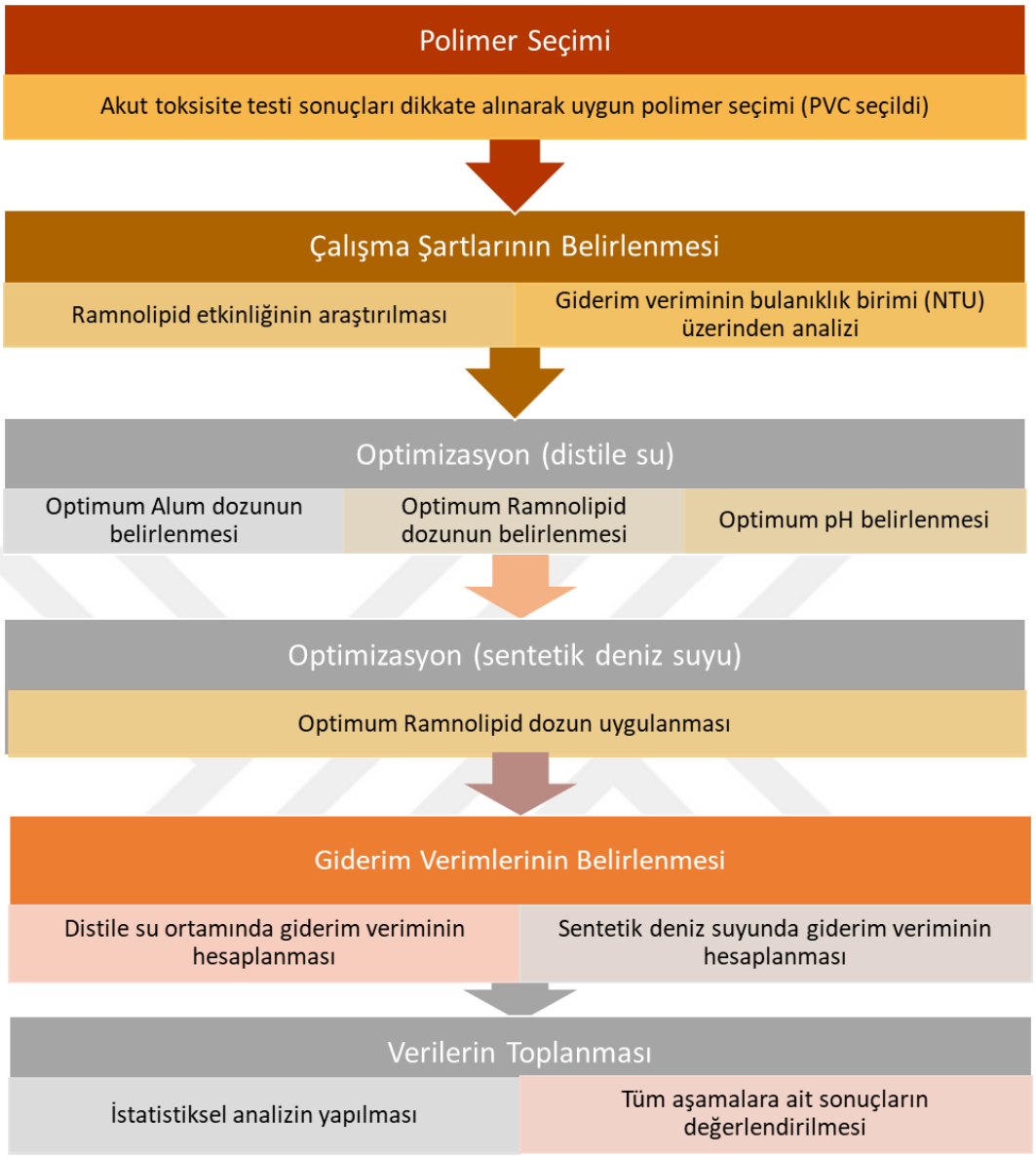
Şekil 1.1: Tez kapsamında gerçekleştirilen çalışmalara ait genel iş akış şeması.



Şekil 1.2: Tez çalışmasının 1. bölümüne ilişkin yürütülen çalışmalar.



Şekil 1.3: Tez çalışmasının 2. ve 3. bölümüne ilişkin yürütülen çalışmalar.



Şekil 1.4: Tez çalışmasının 4. bölümüne ilişkin yürütülen çalışmalar.

2. KAVRAMSAL ÇERÇEVE

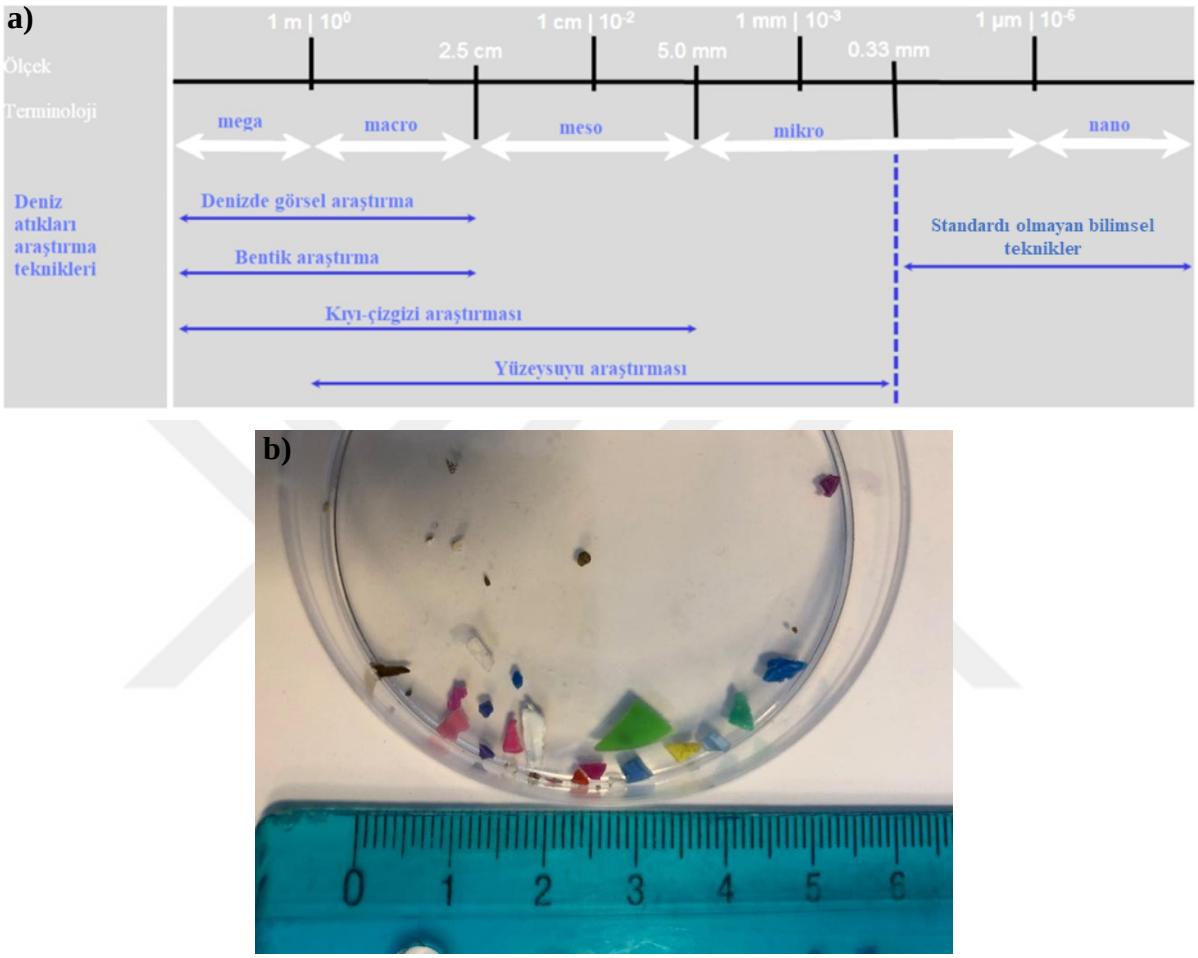
Polimer, çok sayıda küçük molekülün kovalent bağlarla birbirlerine bağlanarak oluşturduğu makromoleküllerdir. Monomer adı verilen küçük moleküller, uygun koşullarda polimerizasyon tepkimeleri sonucunda polimer moleküllerine (polimer zinciri) dönüşürler. Polimerler sadece bir monomerden sentezlenebildikleri gibi birden fazla monomerin birlikte kullanılmasıyla da sentezlenebilirler. Polimerlerin farklı molekül yapıları, farklı fiziksel ve kimyasal özelliklerini de beraberinde getirmektedir (Saçak, 1998).

Polimerleri başta kaynakları (doğal, yarı sentetik, sentetik) olmak üzere, farklı gruplarda (molekül ağırlıkları, zincir yapıları, termal davranışları ve kristallik dereceleri) sınıflandırmak mümkündür. Polimer molekülleri doğrusal, dallanmış veya çapraz bağlı (fazla olması durumunda ağ yapılı) yapılarda olabilir. Bu gibi zincir biçimlerinden kaynaklanan özelliklere göre polimerler kendi içlerinde termoplastikler, elastomerler ve termosettingler olmak üzere üç ana grupta ifade edilebilmektedir. Termoplastikler, plastik kelimesini tam olarak karşılayan grup olup, gündelik yaşantımızda kullanılan polimerler içerisinde en fazla paya sahiptir. Doğrusal ya da dallanmış zincirler içerir, ısı etkisi ile yumuşar ve erirler, böylece yeniden şekillendirilebilirler (Saçak, 1998).

2.1. MİKROPLASTİK TANIMI

Mikroplastik terimi, ilk defa Thompson ve diğ. (2004) tarafından mikroskobik boyuttaki plastik parçacıklarının su kolonunda ve sedimentte tespit edilmesi ile ortaya atılmıştır. 2009 yılında ise, Arthur ve diğ. (2009) tarafından üst boyut sınırı konulmuş ve "5 mm'den küçük plastik parçacıklar" olarak bilinen MP terimine katkı sağlanmıştır. Bu tanım, 2011 yılında Cole ve diğ. (2011) tarafından ise, MP'leri kökenlerine göre ayıran birincil ve ikincil mikroplastikler olarak genişletilmiştir. Deniz Çevre Korumasının Bilimsel Yönleri Üzerine Ortak Uzmanlar Grubu (The Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, GESAMP), mikroplastikleri "okyanusta bulunan ve genellikle çapı <5 mm olarak tanımlanan küçük plastik parçalar" olarak tanımlamakla kalmayıp, MP'lerin tespiti ve izolasyonu konusunda prosedürler yayınlamıştır (GESAMP, 2015). Frias ve Nash (2019) tarafından ise, MP'ler, "suda çözünmeyen, birincil veya ikincil üretim kaynaklı, düzenli veya düzensiz şekle sahip ve boyutları 1 μm ila 5 mm arasında değişen herhangi bir sentetik katı parçacık veya polimerik matris" olarak ifade edilmiştir. Bahsi geçen MP'lerin tanımı çoğu

bilimsel topluluk tarafından kabul edilmektedir (Şekil 2.1). Bu tanımlara ek olarak, görsel olarak tanımlamada bir görüntüleme cihazı gerektirmeyen mezoplastiklerden, elektron mikroskobuyla tespit edilebilecek nanoplastiklere kadar geniş çapta plastik sınıflandırılması yapılmış ve standart hale gelerek literatüre kazandırılmıştır.



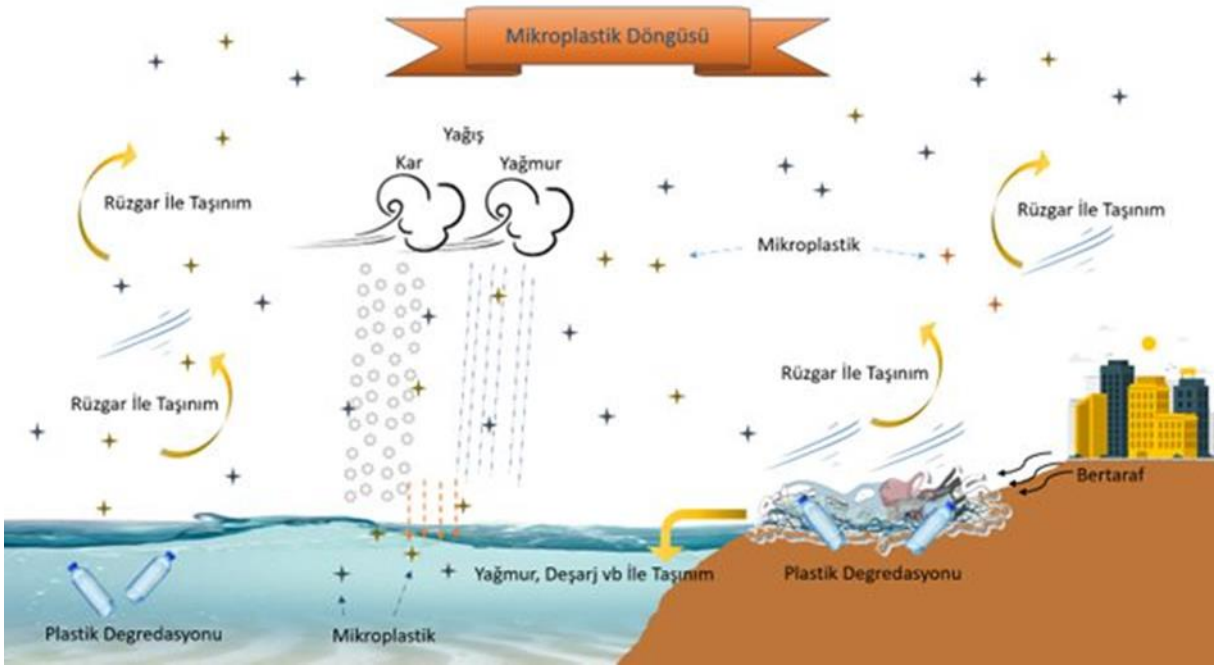
Şekil 2.1: Yukarıdan aşağıya doğru **a)** Standart haline gelmiş plastik parçacıklarının boyutlarına göre kategorizasyonları (Sivri ve Çullu (2020)'den uyarlanmıştır.) **b)** Doğada bulunan farklı boyutlardaki MP görselleri (Sivri (2023) tarafından derlenmiştir.)

2.2. MİKROPLASTİKLERİN KÖKENLERİ VE KAYNAKLARI

Mikroplastikler, kökenlerine göre birincil ve ikincil mikroplastikler olarak kategorize edilmektedir. Okyanuslardaki MP'lerin %19-31'ini temsil ettiği tahmin edilen birincil MP'ler, küçük parçacıklar halinde doğrudan çevreye bırakılan plastikler olarak kabul edilmektedir. Kişisel bakım ürünlerinin (yüz temizleyiciler, diş macunları vb.) kullanımı, sürüş sırasındaki araç lastiklerin ve yıkama esnasında sentetik tekstil ürünlerinin aşınması gibi üretim, kullanım

veya bakım sırasında makro plastik nesnelerin aşınması ile ortaya çıkan MP'ler birincil MP'ler olarak örneklendirilebilir (Boucher ve Friot, 2017).

Okyanuslardaki MP'lerin %69-81'ini oluşturduğu tahmin edilen ikincil MP'ler ise, makro/mesoplastiklerin mikro boyutlara kadar parçalanması ile oluşmaktadır (Evangeliou ve diğ., 2022). Bu nedenle denizel ortamdaki ikincil MP'lerin, kara ve okyanus kökenli büyük plastik atıklardan kaynaklı olduğu atfedilebilir. Deniz ortamındaki plastiğin yaklaşık %75-90'ı nehir (1,4 Mt/yıl) ve kıyısal alanlar (5,1 Mt/yıl) yoluyla kara kökenli ve %10-25'i ise, ticari balıkçılık, denizcilik ve deniz yolculukları vb. faaliyetlerden dolayı okyanus kökenli olduğu tahmin edilmektedir (Belzagui Elder, 2017; Boucher ve Billard, 2019). Plastik atıkların uygun olmayan şekilde bertaraf edilmesi denizel ortamda ikincil MP birikimine yol açabilmektedir (Pandey ve diğ., 2022).



Şekil 2.2: Mikroplastik döngüsü (Akarsu (2023) tarafından derlenmiştir.)

Mikroplastikler, adeta biyojeokimyasal döngülerde olduğu gibi, farklı çevrelerde bulunma/etkileşimleri sayesinde yeni bir antropojenik döngüyü meydana getirmektedir (Şekil 2.2). Kara kökenli plastikler deniz ve tatlı su ortamına başlıca dört yoldan girebilir: (1) atmosfer, (2) karadan akış (su yolları), (3) kıyılara doğrudan birikme (örneğin, sahil kullanıcıları tarafından) ve (4) AAT'ler (Şekil 2.3). Su yolları (örneğin nehirler, dereler, kanallar) kıyı ortamının plastik kirliliği için ana yol olarak kabul edilebilir (Çevik ve diğ., 2022). Turizm nedeniyle doğrudan kıyı şeridinden (plaj müdavimlerinden kaynaklı katı atıklar vb.), iç

kesimlerde yer alan yerleşim yeri merkezlerinden ya da sanayi bölgelerinden iklimsel şartlar (yağış vb.) veya doğal afetler (sel vb.) yoluyla denizel ortamlara ulaşmaktadır. Özellikle havza alanı içinde kent ve sanayi merkezleri kalıyorsa; nehirler, dereler, nehir ağzı zonları önemli miktarlarda makro ve mikro plastikler için bir kanal görevi görmektedir (Çullu vd., 2021). Kanalizasyon sistemleri ile evsel (kişisel bakım ürünleri, çamaşır yıkama vb.) ve endüstriyel faaliyetlerden (ham olarak mikro ya meso boyutlarında plastik üretimi vb.) kaynaklı mikroplastikler, AAT'lerde uygun/yeterli olmayan giderim yöntemleri sonucunda çıkış suyu deşarjı ile denizlere ulaşmaktadır.

Deniz taşımacılığı, su ürünleri avcılığı, eğlence ve açık deniz endüstrileri gibi antropojenik faaliyetler, denizel ortamlara büyük miktarda plastik atığın boşaltılmasına neden olmaktadır (Şekil 2.3). Richardson ve diğ. (2010), her yıl okyanusa yaklaşık 640.000 ton avlanma malzemesinin yasa dışı şekilde atıldığını bildirmiştir. Hayalet balıkçılık olarak tanımlanan bu durum, deniz organizmaların hayatını tehlikeye sokmaktadır. Ayrıca, deniz ortamlara gelişigüzel bırakılan sigara izmaritleri hacimce küçük yer kaplasa da, sayıca yüksek oluşu kayda değer plastik atığı olarak kabul edilmektedir (Wright ve diğ., 2015). Diğer ilgi çekici plastik atık ise hem karasal hem de denizel kaynaklar arasında yer alan kulak çubuklarıdır. Farklı çevresel matrislerde sıklıkla karşılaşılmakla beraber aynı zamanda dünyanın dört bir yanındaki kıyı şeritlerinden okyanuslara ulaşarak ekosistem sağlığı için bir tehdit oluşturmaktadır (Metcalf ve diğ., 2022).

Karasal Kaynaklar



Konutlar ve Yaşam Alanları



Kıyısal Alanlar



Limanlar



Çöp Deposu Alanları

Plastikler	Kulak Çubukları	Poşet ve Şişeler	Poşet ve Şişeler	Poşet ve Şişeler	Poşet ve Şişeler
Sebep					
Uygunsuz Uzaklaştırma	✓				
Düzensiz Bertaraf	✓	✓	✓	✓	
Yetersiz Atık Yönetimi		✓	✓	✓	✓
Kaynak					
Kanalizasyon	✓				
Yağış		✓	✓	✓	✓
Rüzgar		✓	✓	✓	✓
Nehir		✓	✓	✓	✓

Denizel Kaynaklar

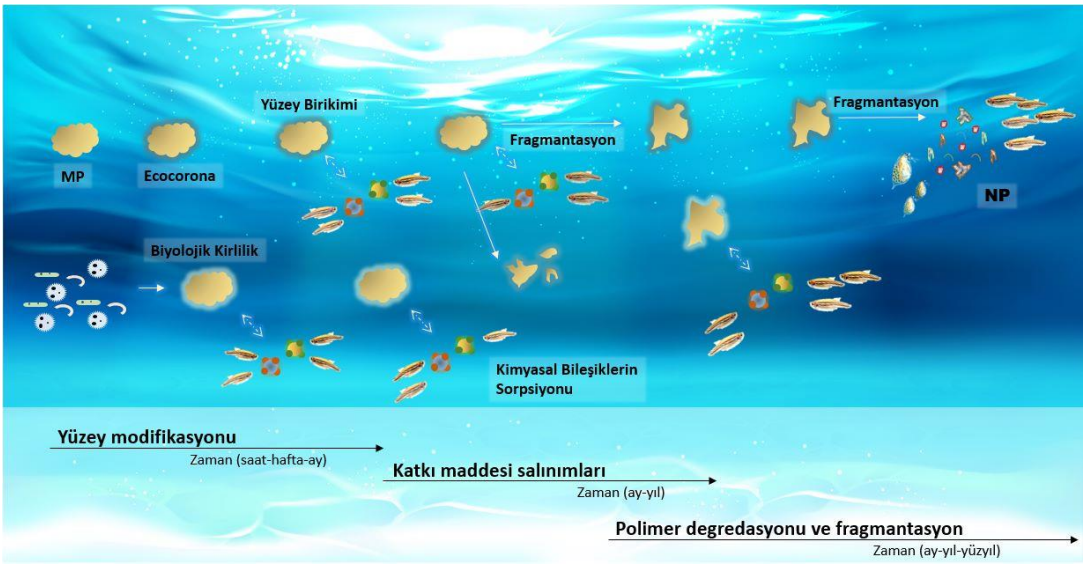





	Gezinti Tekneleri	Balıkçı Tekneleri	Balık Çiftlikleri	Gemicilik
Plastikler	Kulak Çubukları, Poşet ve Şişeler	Kulak Çubukları, Poşet ve Şişeler, Balık Ağları ve Oltalar	Balık Ağları ve Oltalar	Kulak Çubukları, Poşet ve Şişeler
Sebep				
Yolcular Tarafından Atılan Atıklar	●			
Güverteden Uzaklaştırılan Atıklar	●	●		●
Kaybolan Eşyalar		●	●	

Şekil 2.3: Birden çok kaynaktan ve yoldan kaynaklanabilecek bazı yaygın deniz çöpü öğeleri (Blastic (2023)'ten uyarlanmıştır.).

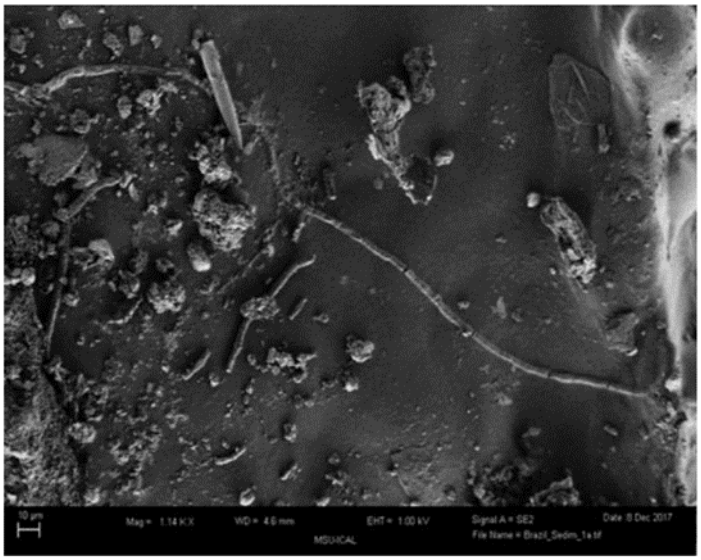
Denizel ortama girdikten sonra plastik atıklar, farklı degradasyon süreçlerine maruz kalarak küçük parçalara ayrılmakta ve yapısal bütünlüğü bozulmaktadır (Bajon ve diğ., 2023). Sucul ekosistemlere ulaşan plastikler, genellikle mekanik aşınma, ultraviyole radyasyonu ve mikroorganizmalar tarafından biyolojik bozunma gibi çevresel, fizikokimyasal ve biyotik faktörlerin etkisi ile parçalanmaktadır (Barnes ve diğ., 2009; Cole ve diğ., 2011; Paul-Pont ve diğ., 2018). Temel mekanizmalardan ilki, güneş ışığının neden olduğu fotodegradasyondur. Tüm plastik atıklar, çevreye girdikten sonra "yaşlanma" adı verilen kimyasal yapılarındaki değişikliklere maruz kalmaktadır. Polimer matrisinin oksidasyonu, güneş ışığından gelen ultraviyole radyasyonu sonucunda kimyasal bağların kırılması ile gerçekleşmektedir (Barnes vd., 2009). Farklı çevresel ortamlardaki abiyotik faktörler bu süreci etkilemektedir. Yüksek sıcaklık, nem ve artan UV radyasyon seviyesi fotodegradasyonu hızlandırmakta ve bunun yanı sıra mekanik parçalanmaya da neden olmaktadır (Gregory ve Andrady, 2003). Örneğin, deniz suyunun karasal alanlara göre daha düşük sıcaklıkta olması nedeniyle, plastiğin bozunma hızının plaj veya karasal alanlarda gerçekleşen sürece göre daha yavaş olduğu belirlenmiştir (Browne vd., 2007; Andrady, 2011; Andrady, 2017; Duan ve diğ., 2021). Aynı nedenle, su kolonunda fotik zon dışında kalan alanlarda da plastiklerin bozunma hızı en aza düşmektedir (Muthukumar vd., 2011). Ayrıca, yüzen halde bulunan MP'lerin yüzeylerinde adsorbe olmuş kirleticiler ve katkı maddeleri, UV radyasyonunun neden olduğu oksidasyon reaksiyonlarını da engelleyebilir (Şekil 2.4) (Weinstein ve diğ., 2016; Li, 2018).



Şekil 2.4: Su ortamlarındaki MP'lerin fizikokimyasal ve biyolojik süreçler sonrasında varsayımsal evrimi (Sönmez ve diğ. (2022a)'den uyarlanmıştır).

Deniz ortamındaki aşınma sürecine; yüzeylerinin organik ve inorganik madde ile kaplaması (ecokorona (Galloway ve diğ., 2017)), foto-oksidasyon, hidroliz, mekanik aşınma, katkı maddesi salımı ve kirletici adsorpsiyonu, mikroorganizma kolonizasyonu ve muhtemelen biyolojik bozunma olarak sınıflandırılacak bir dizi karmaşık işlemler de eklenebilmektedir. Othman ve diğ. (2021), bazı plastiklerin belirli mikrobiyal türler (bakteri ve mantar gibi) tarafından gerçekleştirilecek biyobozunmaya yatkın olabileceğini bildirmiştir.

Bu süreçte ekokoronadan kaynaklı, plastik yüzey/hacim oranında artış olabilmekte ve plastik yüzey özelliği, kimyasal kimliği ve organizmalarla etkileşim biçimleri değişebilmektedir (Lin ve diğ., 2014; Mattsson ve diğ., 2015; Canesi ve Corsi, 2016). Mikroorganizmalar tarafından ekokorona oluşumu ve kolonizasyonu, saatler ve günler içinde tamamlanabilen hızlı süreç iken, diğer yandan katkı maddeleri sızıntısı ve foto-oksidasyon gibi diğer degradasyon mekanizmalarının tamamlanması aylar veya yıllar alan daha uzun süreçlerdir. Sucul ortamda kaldıkları süre boyunca, MP'lerin geometrileri, yüzey özellikleri ve kimyasal bileşimleri kalıcı olarak değişebilmektedir (Andrady, 1990; Rajakumar ve diğ., 2009; Sönmez ve diğ., 2022).



Şekil 2.5: Victoria Körfezi'nden izole edilen MP'nin üzerinde bulunan uzun mantar zinciri ve basil şekilli ve kokoid bakteri hücreleri (Rocha-Santos (2020)'den alınmıştır.).

2.3. SUCUL ALANLARDAKİ MİKROPLASTİKLERİN TESPİTİ VE ANALİZ YÖNTEMLERİ

Sucul ortamlardaki MP bolluğunun tespiti ve izolasyonu konusunda literatürde geçerli olan yöntemler mevcutsa da her çalışma amacına uygun ve uluslararası bilimsellikte standartlaşmış bir yöntem tespit edilememiştir. Bu nedenle, çalışma amacına uygun yöntemlerin belirlenmesi önem arz eden konular arasında yer almaktadır. Farklı lokasyonlardaki farklı araştırma grupları tarafından karşılaştırılabilir izleme verisi elde etmek için, optimize edilmiş yöntemler gereklidir (Lusher ve diğ., 2020; Sönmez ve diğ., 2022b). Halihazırda yayınlanmış prosedürler arasında Ulusal Okyanus ve Atmosfer İdaresi (NOAA) ve farklı protokoller (Kovač Viršek ve diğ., 2016; Bessa ve diğ., 2019; Gago ve diğ., 2019) mevcut olup, ilgili prosedürler de kendi içinde değişiklik göstermektedir (Sönmez ve diğ., 2022b). Şimdiye kadar standart yöntemlerin olmaması çalışmaları ve çalışmalara ait sonuçları karşılaştırmayı zorlaştırmaktadır (Tornero ve diğ., 2023). O nedenle MP ve NP özelinde yapılan her çalışma, bilgilendirme ve karşılaştırma anlamında önemli bulgular içerdiğinden anlamlıdır.

2.3.1. Örnekleme Yöntemi

Mikroplastiğin bulunma olasılığı olan tüm sucul ortamlar (nehir, göl, haliç, lagün, deniz vb.), MP'lerin izole edilebileceği alanlar olup, örnekleme metotları yüzeysel su tiplerine ve araştırma konusuna göre şekillenmektedir. Bu durum ise, izole edilen MP bolluğunu,

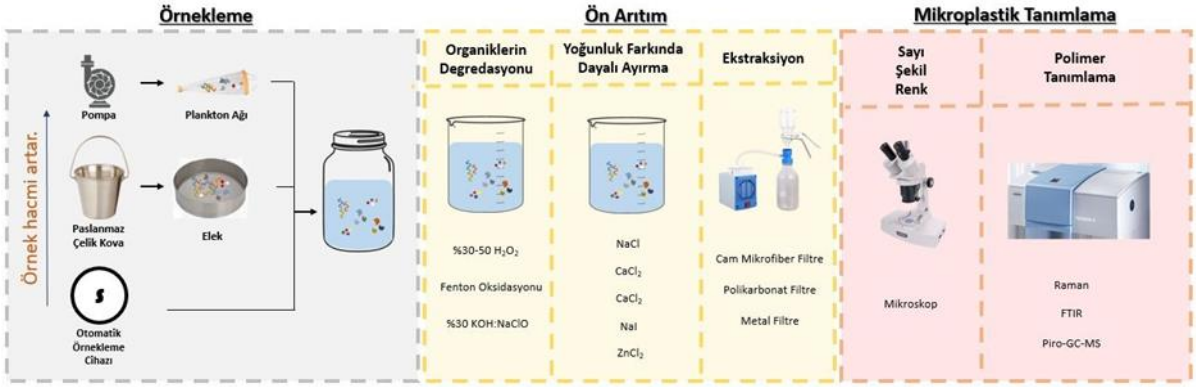
morfolojik tipini ve boyutlarını etkilemektedir (Lv ve diğ., 2021). Deniz suyunda yüzeysel su örnekleme yöntemi olarak sıklıkla kullanılan trol teknolojisi (Neuston, manta, plankton vb.) ve numune şişesine doldurarak alma (grab veya pompa) yöntemleri tercih edilmektedir (Hung ve diğ., 2021).

Trol teknolojisi, MP'ler için su örneklemesinin en temel yöntemleri arasındadır. En yaygın kullanılan yüzey suyu örneklemesi için manta trol ve su kolonu örneklemesi için plankton netlerdir. Bunlar pahalı ekipmanlar olup, bu örnekleme yöntemi için bir deniz aracı (bot, tekne, gemi vb.) gerekmektedir. Bu örneklemenin en büyük avantajı, örnekler alanı temsil edici büyük hacimlerde olup, suyun nispeten hızlı bir şekilde örneklenebilmesidir. Ancak, toplanan parçacıkların boyut spektrumunu güçlü bir şekilde etkileyebilen ağ boyutunun (göz açıklığı) olması da en büyük dezavantajıdır. Ağ boyutları 50 ile 3000 μm arasında değişmekte olup, MP örneklemesi için tercih edilen ve en kolay bulunan 300 veya 333 μm boyuta sahip ağlardır (Hidalgo-Ruz ve diğ., 2012). Ancak, ağın boyutundan kaynaklı sınırlandırması, MP yükünün daha az olacak şekilde tespit edilmesine neden olmaktadır (Setala ve diğ., 2016; Lv ve diğ., 2021). Boyut dışında MP'lerin morfolojik özelliğiyle ilgili de sınırlandırma mevcuttur. Hung ve diğ. (2021) tarafından manta net ile, diğer örnekleme metotlarına kıyasla, daha az sayıda fiber özellikteki MP'ler tespit edilmiştir. Oysa ki, denizel alana deşarj edilen AAT çıkış sularında 125–355 μm boyut kategorisinde ve lif özellikteki MP bolluğunun yoğunlaştığı bilinmektedir (Estahbanati ve Fahrenfeld, 2016; Mason ve diğ., 2016; Sutton ve diğ., 2016). Bu durumda, denizel alandaki AAT çıkış sularında MP araştırmaları için efektif bir yöntem olmamaktadır.

Numune şişesine doldurarak alma (Eng:Bulk water), suyun bir yığın olarak toplanması esasına dayanmaktadır. Elle numune alma kabını (genelde amber cam 1L'lik şişeler tercih edilmekte) suya daldırarak örnek alma şekli olan grab ve pompa ile suyu çekerek toplama yöntemi en çok tercih edilen yöntemler arasındadır. Bu yöntem ile suyun yüzeyinden numune almak mümkündür. Ancak su kolonundaki farklı derinliklerde MP'nin tespiti için uygun bir yöntem değildir. Bununla birlikte, elle numune alma örnekleme metodu, planktonik organizmaların sindirebileceği kadar küçük ve morfolojik özellikleri bakımından çeşitli MP'lerin daha büyük bir yoğunlukta tespit edilebilmesine olanak sağlamaktadır (Barrows vd., 2017; Lv et al., 2021). Ancak bu yöntemlerdeki en büyük dezavantaj örnekleme hacmidir. Elle numune alma örnekleme metodu ile 1-2 L hacim ile çalışırken, pompa yöntemi ile 10 L numune hacmi ile çalışılabilmektedir (Sönmez ve diğ., 2022b).

2.3.2. Mikroplastik İzolasyon Yöntemleri

Sucul alanlardaki MP'ler, su ortamlarında geniş çapta dağılmıştır. Bu nedenle, tespit ve analizden önce numuneleri zenginleştirmek ve konsantre etmek gerekmektedir (Zhang ve diğ., 2023). MP izolasyonu temel olarak, yoğunluğuna göre ayırma, oksidasyon, filtreleme işlemlerine dayanmaktadır (Şekil 2.6). Tespit edilen MP'lerin boyut aralıklarını belirlemek için farklı gözenek boyutlarında paslanmaz çelik elek setleri kullanılmaktadır (Lv ve diğ., 2021). Çevresel matrise uygun olarak hem ıslak hem de kuru eleme yapılması mümkündür. Ancak ıslak elemede partikülleri elek üzerinden uygun bir şekilde aktarımının yapılabilmesi için, distile su ile uzun bir durulama süresine ihtiyaç duyulmaktadır.



Şekil 2.6: Mikroplastik izolasyon aşamaları (Tan ve diğ. (2022)'den uyarlanmıştır.).

Çoğu polimerlerin özgül ağırlıkları suyun özgül ağırlığından daha küçük olduğundan çevresel matrislerde kolaylıkla ayrılabilir. Ancak MP'lerin ihtiva ettiği katkı maddeleri, polimer yapıları ne olursa olsun yoğunluğunu değiştirebilir. Özellikle çevresel matrislerde bulunan MP'lerin farklı kirleticileri adsorbe etmesi ve/ya etrafını kaplayan biyofilm tabaklarına bağlı olarak, polimerlerinden farklı olarak yoğunluk değerlerini alabilirler. Bu durum, çevresel matrislerde bulunan MP'lerin izolasyonları sırasında, organik maddeden farklılaşmalarını kolaylaştırmak için kullanılabilir. İşlemler, bilinen bir yoğunluğa sahip doymuş bir tuz çözeltisi ile karıştırılan numunede MP'lerin ayırılmasını sağlama prensibine dayanmaktadır. Bekletme süresinden sonra, ayırma hunisinin üst tabakasında MP'leri muhteva eden çözelti sifonlama yöntemi ile ayrılır ve filtre edilir. Numunelerin doymuş tuz çözeltilerindeki çökelme süresi, literatürde değişiklik göstermektedir. On beş dakika gibi kısa olan (Imhoff ve diğ., 2012) ve 24/48 saate kadar çıkabilen bir aralık bildirilmiştir (Fries ve diğ., 2013; Liebezeit ve Dubaish, 2017; Zhao ve diğ., 2019).

Doymuş bir tuz çözeltisi hazırlamada ucuz, kolay bulunabilen ve çevre dostu olduğu için sodyum klorür (NaCl), en sık kullanılan kimyasallar arasındadır (Lusher ve diğ., 2020; Lv ve diğ., 2021). Ancak, her polimer türü için NaCl ile hazırlanan tuz çözeltisinden aynı verim alınamayabilir. Örneğin, polivinil klorür (PVC) ve polietilen tereftalatın (PET), NaCl'den daha yoğundur ve NaCl yerine sodyum bromür (NaBr), sodyum iyodür (NaI), çinko klorür ($ZnCl_2$) ve sodyum tungstat dihidrat ($Na_2WO_4 \cdot 2H_2O$) tuzları daha geniş yelpazede polimerleri ayırmak için kullanılabilir (Sönmez ve diğ., 2022b).

Yüksek konsantrasyonda organik madde veya inorganik katılar içeren yüzeysel su örneklerinden (AAT deşarj suyu vb.), MP'leri orijinal matrislerinden saflaştırmak ve elde etmek için çeşitli yöntemler uygulanmaktadır. Özellikle MP'lerin kimyasal yapısının tanımlanması için organik maddenin uzaklaştırılması çok önemlidir. Organik maddeyi gidermek için yaygın olarak kullanılan yöntemlerin başında oksidasyon gelmektedir. Organik maddeleri oksitlemek için genellikle hidrojen peroksit (H_2O_2) ile muamele veya Fenton prosesi (demir katalizörü (Fe^{+2})) kullanılmaktadır (Sun ve diğ., 2019). Islak oksidasyonun verimini etkileyen en önemli iki parametre: sıcaklık ve oksidasyon süresidir. Peroksit oksidasyonunda, 50°C'de oksidasyon veriminin yüksek olduğu tespit edilmiştir.

Mikroplastiklerin izolasyonunda standart bir metot olmaması nedeniyle, kullanılan filtre gözenek boyutları da büyük ölçüde farklılık göstermektedir. Maalesef filtrelerin gözenek boyutlarında çalışmalar arasında analitik bir tutarsızlık mevcuttur (Lusher ve diğ., 2020). Yapılan çalışmalarda kullanılan filtre kağıdı gözenek açıklığı 0,2 µm (alümina oksit), 0,45 µm (GF/C), 1,2 µm (GF/C) ve 5 µm (Silikon, gümüş) arasında değiştiği görülmektedir (Sönmez ve diğ., 2022b). Hanvey ve diğ. (2017) tarafından filtre kağıdı tipi üzerine yapılan bir incelemede ise, cam elyaf filtrelerinin (Whatman GF/A, GF/C veya GF/F dahil) en çok kullanılan filtreler olduğu tespit edilmiştir. Standart bir filtre kağıdı gözenek çapının olmaması, MP çalışmalarındaki alt boyut indeksini değiştirmektedir. Farklı araştırmacıların farklı gözenek çaplı filtre kağıdı kullanmaları, MP bolluk verilerinin karşılaştırılabilirliğini engellemektedir. Araştırmacıların mutlaka verileri raporlarken kullandıkları filtre tipi ve gözenek çaplarının ifade etmesi gerekmektedir.

Mikroplastik bolluk verilerinin diğer çalışmalarla karşılaştırılmasında filtre tipi ve gözenek çapları kadar örnekleme yönteminin de dikkate alınması gerekmektedir. Bazı çalışmalarda, numuneler dolum şişeleri kullanılarak doğrudan yüzey suyundan alınırken, diğer çalışmalarda, özellikle nehirden yüzey numunelerinin kullanıldığı çalışmalarda, değişken ağ

boyutlarına sahip numune alma ağları kullanılarak akış hızları ölçülmektedir. Bu nedenle, değişken örnekleme yöntemleri, MP parçacıklarının hesaplanan bolluğunda farklılıklara neden olabilmektedir. Örneğin, doğrudan örnekleme çalışmalarında bulgular MP/L veya MP/m^3, diğer örnekleme yöntemlerinin kullanıldığı çalışmalarda ise MP/m^2 ya da MP/km^2 olarak ifade edilmektedir (Çullu ve diğ., 2021).

2.3.3. Mikroplastik Bollukları ve Morfolojik Özelliklerinin Belirlenmesi

Mikroplastikler genellikle bir ışık mikroskobu ile görsel olarak tanımlanabilir (Song ve diğ., 2015, Lenz ve diğ., 2015; Shim ve diğ., 2016). Ancak ışık mikroskobunun nispeten düşük büyütme faktörü nedeniyle boyut sınırlı olduğundan ve sonuç büyük ölçüde operatöre bağlı olduğundan, MP'lerin görsel olarak tanımlanması önyargıya açıktır. %70'e varan hata oranlarının gözlenebileceği ve bu hatanın tane boyutu küçüldükçe arttığı tahmin edilmektedir. (Primpke ve diğ., 2017). Nil Kırmızısı gibi hidrofobik floresan boyalar ile yapılan muamele sonucunda, floresan mikroskobunda MP'lerin tespiti, alternatif yöntem olarak sunulmaktadır (Prata ve diğ., 2019).

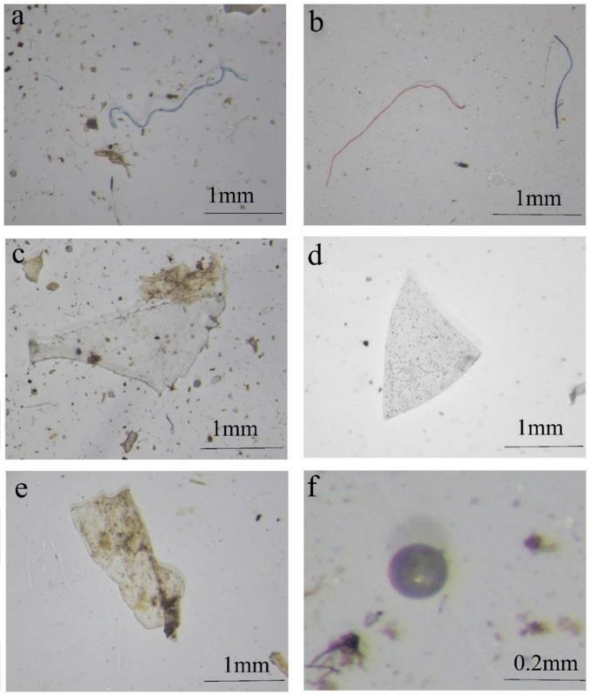
2.4. MİKROPLASTİKLERİN FİZİKSEL VE KİMYASAL ÖZELLİKLERİ

2.4.1. Mikroplastiklerin Morfolojileri

Mikroplastiklerin parçacık şekli ölçülebilen değerler kullanılarak (örneğin, en-boy oranı, yuvarlaklık) veya niteliksel olarak (örneğin, doğrusal, küresel) açık bir şekilde tanımlanabilir. Çoğu çalışmada yaygın olan mevcut MP şekilleri arasında lifler, parçacıklar, köpükler, filmler, küreler ve peletler bulunmaktadır (Chubarenko ve diğ., 2018). Bu sınıflandırmalar, yorumlarının doğasında bulunan ölçülebilir şekil faktörlerine sahiptir, ancak aynı zamanda yüzey topolojisine, boyutuna, kalınlığına ve saydamlığına da dayanmaktadır. Örneğin, bir köpük ve bir peletin her ikisi de küresel ve benzer boyutta olabilir, ancak köpükler tipik olarak beyaz ve esnektir ve topaklar serttir ve standart bir renge sahip değildir. Benzer şekilde lifleri tanımlayabilmek için, morfolojik sınıflandırmada kantitatif bir eşik kabul edilmiş ve minimum en boy oranının 3:1 (uzunluk:çap) olması gerektiğini ifade edilmiştir (Li ve diğ., 2020).

Farklı ekosistemlerde lif, parçacık, boncuklar/küreler, köpükler, granüller, peletler ve diğerleri olarak tanımlanan farklı MP şekilleri gözlemlenmiştir (Şekil 2.7). Su kolonunda ve

sedimentlerde en sık tespit edilen MP'ler lifler, ardından parçacıklar, boncuklar/küreler, filmler ve diğerleri gelmektedir (Hu ve diğ., 2022). Bununla birlikte, iyi tanımlanmış şekiller dışında, farklı çalışmalarda belirsiz şekil açıklamaları da var olup, gelecekteki çalışmalar için bir sınıflandırma protokolünün ihtiyacını ortaya çıkarmaktadır.



Şekil 2.7: Mikroplastiklerin morfolojileri (a,b: lif; c,d: parçacık; e:film, f:mikroboncuk.) (Jiang ve diğ. (2018)'den alınmıştır.).

2.4.2. Mikroplastiklerin Yoğunluğu

Mikroplastiğin su kolonundaki konumunu, genel olarak polimerin yoğunluğu (Tablo 2.1) ve biyolojik kirlilik derecesi belirlemektedir. Yoğunluğu deniz suyundan daha düşük olan MP'ler (yaklaşık <1,025 g/cm^3) yüzer haldeyken, daha yüksek yoğunluktaki MP'ler batma eğilimi göstermektedir (Andrady, 2011). Yüzen MP'ler, rüzgar yönü, denizel akıntılar ve kıyı şeridinin coğrafi konumuna bağlı olarak uzun mesafeler boyunca taşınarak, izole bölgelere erişebilir. Bu durumda, taşınan MP'ler sıcak noktalarda toplanıp, birikim yapabilir. Konu ile ilgili yapılan ilk araştırmalarda, MP'lerin deniz karı olarak deniz tabanına taşınabileceğini bildirilmiştir (Alldredge ve Silver, 1988). Bu mikro agregalar genellikle fitoplankton, organik veya kil parçacıkları ve zooplankton atıkları gibi farklı parçacıklardan veya organizmalardan oluşmaktadır. Deniz karının batma hızının ise, 1 ile 368 m/gün arasında değiştiği tahmin edilmektedir (Alldredge ve Silver, 1988). Başka bir benzer çalışmada ise, biyofilm ile

kaplanmış MP'ler, yoğunluğundaki artış nedeniyle sonunda batacağı öngörülmüştür (Lobelle ve Cunlife 2011).

Mikroplastik yoğunluklarının ifade edilmesinde özellikle dafor skalası tercih edilmiş, su kolonundaki mikroplastiklerin aşağı veya yukarı hareket eğilimi yorumlanmıştır.

Tablo 2.1: Mikroplastiklerin yoğunlukları (Sönmez ve diğ. (2022b)'den uyarlanmıştır.)

Madde	Yoğunluk (g/cm^3)	Su Kolonunda Hareket Eğilim Yönü
Deniz suyu	1,025	-
Polistiren	0,01-0,05	Yukarı
Neopren (Köpük)	0,11-0,56	Yukarı
Düşük Yoğunluklu Polietilen	0,92-0,95	Yukarı
Yüksek Yoğunluklu Polietilen	0,94-0,97	Yukarı
Polipropilen	0,88-1,23	Yukarı veya aşağı (polimer kompozisyonuna bağlı)
Poliamit	1,12-1,14	Aşağı
Pleksi	1,10-1,25	Aşağı
Neopren (Katı)	1,20-1,24	Aşağı
Polikarbonat	1,15-1,52	Aşağı
Polietilen tereftalat	1,30-1,50	Aşağı
Polivinil klorür	1,15-1,70	Aşağı
Teflon	2,10-2,30	Aşağı

2.4.3. Mikroplastiklerin Renkleri

Mikroplastiklerin çevredeki dağılımlarını belirleyen ve organizmaların av-avcı prensibi ile yutmasını kolaylaştıran temel faktörler boyut, şekil, yoğunluk, renk gibi benzersiz özelliklerdir. Gago ve diğ. (2019) tarafından hakemli yayınlarda bildirilen en yaygın MP renkleri toplanarak, MP renk sınıflandırılmasını oluşturulmuştur. MP'ler tek renkten oluşabileceği gibi, birden fazla renk de içerebilir. Beyaz renkli MP ile şeffaf renkli MP'ler arasındaki fark opaklıktır, beyaz opaktır ve şeffaf yarı saydamdır. Mor, pembe, gri, sarı veya kahverengi gibi renkler, genelde "Diğer" kategorisine dahil edilmektedir.

2.4.4. Mikroplastiklerin Kimyasal Yapıları

Günümüzde üretilen polimerleri, genel amaçlı üretilen polimerler (PE, PP, PS, PVC), mühendislik polimerleri (ABS, PC, PA, Polyester), özellikli polimerler (PTFE vb.) ve kompozitler şeklinde ayırmak mümkündür.

Polietilen (PE), ticari anlamda sıklıkla kullanılan polimerlerin başında gelmektedir. Düşük yoğunluklu PE (LDPE, yoğunluk: 0,91–0,93 g/cm^3), yüksek yoğunluklu PE (HDPE, yoğunluk: 0,95–0,96 g/cm^3) olarak piyasada yer almaktadır. Düşük maliyet, kolay işlenebilirlik ve geri dönüştürülebilirlik avantajları göz önüne alındığında, alışveriş poşetleri, kozmetik ürünlerde, gıda ambalaj filmleri, oyuncaklar, kaplar/şişeler ve borular gibi pek çok evsel uygulamada kullanılmaktadır (Bond ve diğ., 2018). PE'nin düşük yoğunluğu ve yüksek arz-talebi sayesinde birçok ülkede yüzey sularında ve kıyı şeritlerinde en çok bulunan MP'ler haline gelirken, derin deniz ve orta derinliklerde nadir bulunmaktadır (Bond ve diğ., 2018; Erni-Cassola ve diğ., 2019).

Polipropilen (PP) ise, kimyasal maddelere ve ısıya karşı iyi direnci nedeniyle çok satan plastikler arasında yer almaktadır (Avrupa Plastikler Grubu, 2020). PP gıda paketleme, borular, ilaç şişeleri, banknotlar ve otomotiv parçalarında kullanım gibi geniş bir uygulama yelpazesine sahiptir. Yüksek talepler ve düşük geri dönüşüm verimi, büyük miktarda PP'nin çevreye bırakıldığı anlamını da taşımaktadır. Ham PP'nin yoğunluğu düşük (0,90–0,91 g/cm^3) olup, su ortamında yüzebilir. PP polimer yapısına sahip MP'ler, kıyı sularında ve kumsallarda tespit edilmiş olup, AAT çıkışı, derin deniz ve su kolonunda nispeten daha az miktarda bulunmaktadır (Bond ve diğ., 2018).

Polistrenin (PS) öne çıkan fiziksel özellikleri ve düşük maliyeti nedeniyle bina yalıtımı, buzdolaplarının iç kaplaması, gıda ambalajı gibi uygulamalarda kullanılmaktadır (Scheirs, 2003; Yousif ve Haddad, 2013). Bununla birlikte, ABD'deki PS geri dönüşüm oranı, 2016'da üretilen toplam PS'nin yalnızca %1,3'ü olarak kayda geçmiştir (USEPA, 2019). PS'nin büyük bir kısmının düzenli ya da vahşi depolamaya maruz kalma ihtimali yüksektir. Ham PS'nin yoğunluğu 1,04–1,07 g/cm^3'tür, ancak işlenmiş PS'nin yoğunluğu çok daha düşük olabilmektedir. Bu durum PS'nin yüzey sularında, kıyı şeritlerinde ve kanalizasyonda bulunmasını mümkün kılmaktadır (Hu ve diğ., 2022).

Polietilen tereftalat (PET), şeffaf ve kırılmaz özelliğinden dolayı tekstil elyaflarında, plastik şişelerde ve saklama kaplarında yaygın olarak kullanılmaktadır (Taniguchi ve diğ., 2019). 2015 yılında dünya çapında yaklaşık 33 milyon ton PET üretildiği raporlara geçmiştir

(Geyer ve diğ., 2017). PET'in geri dönüşüm oranı son yıllarda yaklaşık %30 oranında kalmıştır (Taniguchi ve diğ., 2019).

Naylonlar ise, burçlar, yataklar, çoraplar, kumaş, halılar, olta ve kablo kaplamaları gibi çok çeşitli teknik ve tüketici uygulamalarında yaygın olarak kullanılmaktadır. Çeşitli Naylon türleri olmasına rağmen (ör. Naylon 6,12, Naylon 4,6 ve Naylon 12), Naylon 6,6, üretilen tüm Naylonların yarısını temsil etmektedir. Bununla birlikte, Naylon fiyatları PE'den 5-6 kat daha yüksektir ve Naylonlar tüm polimerlerin yalnızca yaklaşık %1'ini oluşturmaktadır (Baker, 2018). Naylon polimer yapısına sahip MP'ler, daha küçük boyutlardaki MP'lerin oluşumunu kolaylaştıracak olan fotodegradasyona karşı çok hassastır (Thomas ve Hridayanathan, 2006; Tang ve diğ., 2020).

Saf Polivinil klorür (PVC) kırılgan bir polimer olup, plastikleştiriciler, farklı uygulamalar için PVC'yi yumuşatabilir ve esneklik kazandırabilir (Baker, 2018). Bazlar, asitler, tuzlar, alkoller ve yağlar dahil olmak üzere çeşitli kimyasallara karşı direnci nedeniyle PVC'nin yaklaşık %70'i, borular (özellikle kanalizasyon boruları), bağlantı parçaları, muhafaza, boru, sert film/levha, kablo/tel yalıtımı dahil olmak üzere inşaat ve inşaat sektörlerinde kullanılmaktadır (Geyer ve diğ., 2017; Baker, 2018). PVC birden fazla kez geri dönüştürülebilir ve100 yıldan fazla bir ömre sahip olmakla birlikte, ortalama hizmet ömrü PVC ürünleri için yaklaşık 30 yıl olarak belirtilmiştir (Hu et al., 2022).

Fourier Dönüşümü kızılötesi (FT-IR), Raman spektroskopu, Piroliz gazı kromatografisi/kütle spektrometrisi (Py-GC/MS) genellikle polimerlerin kimyasal yapı tanımlanması için kullanılmaktadır (Van Cauwenberghe ve diğ., 2013; Song ve diğ., 2014). FTIR, MP'lerin kimyasal yapı analizi için kullanılan en sık rapor edilen yöntemdir. Bu teknikle MP kızılötesi radyasyona maruz bırakılır ve karakteristik tepe noktalarının atomlar arasındaki spesifik kimyasal bağlara karşılık geldiği bir spektrum elde edilir. Elde edilen spektrum, referans spektrum kütüphanesi ile karşılaştırılarak numune bileşimini tanımlamak için kullanılabilir. Bununla birlikte, bu referans spektrumları her zaman çevrede tipik olarak bulunmayan çok temiz ve ideal örnekleri temsil eder (Murphy ve diğ., 2016). Bu nedenle, çeşitli kaynaklardan alınan ve farklı çevresel örnekler ile karşılaştırmaya izin veren, tipik olmayan referans plastiklerden oluşan bir kitaplık oluşturmak gereklidir. Ancak, polimer yapısının belirlenmesi için yapılacak olan ileri analizler için filtre kağıtları malzemesi girişim oluşturabilmektedir (Harrison ve diğ., 2012).

SEM, MP'lerin özellikle 400 ila 700 nm arasındaki görünür ışık dalga boyu aralığındaki mikron altı parçacıklar için optik mikroskopiye göre daha iyi ve daha doğru bir şekilde

değerlendirilmesini sağlamaktadır. MP'lerin mikroyapı ayrıntılarını göstermek için güncel çalışmaların çoğunda SEM analizi tercih edilmektedir. EDS analizi, bir numunenin temel bileşimi hakkında hemen niteliksel bilgi sağlar. Buna karşılık, kantitatif analiz ek değerlendirmeler gerektirir ve önceden ve doğru numune hazırlamanın yanı sıra mikroskobu çalıştırırken biraz dikkat gerektirir. SEM/EDS uygulaması, mikro parçalarının tanımlanmasını sağlayarak, yalnızca görsel yöntemlere dayanan incelemelerde dikkatli olunması gerektiğini doğrulamaktır. SEM, EDS ile ilişkilendirildiğinde mikro/nanoplastik parçacık boyutu dağılımının, morfolojisinin ve kimyasal bileşiminin doğru bir şekilde belirlenmesini sağlayan güçlü bir tekniktir. Ayrıca SEM görüntüleme, bu tür kirleticilerin bozunma süreci hakkında önemli bilgiler sağlayan MP yüzey koşullarının değerlendirilmesinde de kullanılmıştır.

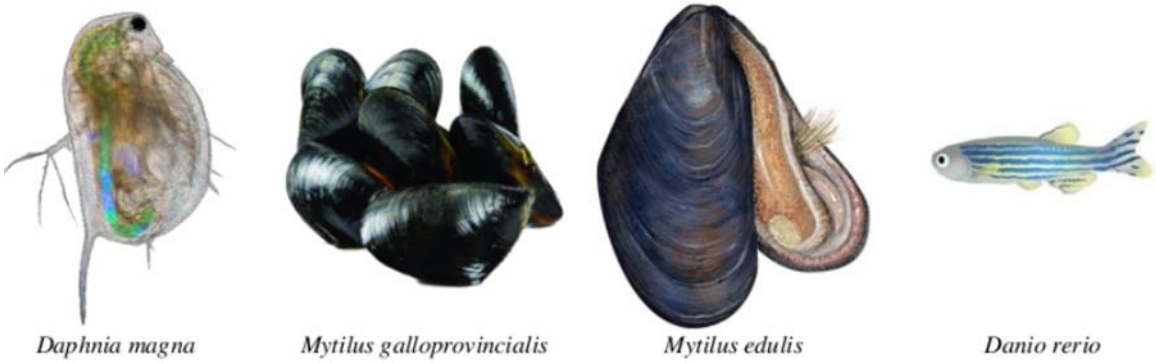
2.5. MİKROPLASTİKLERİN SUCUL ORGANİZMALAR ÜZERİNDEKİ ETKİLERİ

Son on yılda gerçekleştirilen araştırmalar göz önünde bulundurulduğunda, özellikle çevre bilimleri açısından MP ve toksisite çalışmalarının artışı dikkat çekicidir. Araştırmacılar ağırlıklı olarak çalışmalarını makroplastik kirliliğinden ziyade, MP kirliliğinin kaynaklarına, durum tespitine ve ekolojik etkilerine ve ekotoksikolojik çalışmalara yönlendirmişlerdir (Cole ve Galloway, 2015; Hall ve diğ., 2015; Hartmann ve diğ., 2019; Verla ve diğ., 2019). Parçacık (polimer yapı kaynaklı) toksisitesinin yanı sıra, organizmaların mide-bağırsak kanalında yutulan MP'lerde ayrıştırılan veya sızan adsorbe edilmiş veya katkı kimyasal maddeleri ek toksik etkilere neden olabilir (Rochman ve diğ., 2013). Plastikleştiriciler, antioksidanlar, ultraviyole ve ısı stabilizatörleri, alev geciktiriciler ve pigmentler gibi plastik katkı maddeleri, farklı toksisite seviyelerine sahip çeşitli kimyasal maddelerdir. Ancak laboratuvarda gerçekleştirilen toksisite testleri, MP'lerin parçacık toksisitesinin, çevrede bulunanlardan bir ila üç kat daha yüksek konsantrasyonlarda meydana geldiğini göstermektedir (Lenz ve diğ., 2016). Yüksek trofik seviyeli organizmalar, beslenme tarzlarına ve kontamine avın diyetle alım derecesine bağlı olarak, suyla taşınan MP'lere doğrudan alım yoluyla maruz kalabilir (Tanaka ve diğ., 2015). İnsanlar da bu süreçten muaf değildir ve çift kabuklular gibi MP içeren deniz ürünlerinin dokularının tüketimi yoluyla MP'lere maruz kalabilirler (Rochman ve diğ., 2015). Genel olarak, deniz ortamlarında MP'lere maruz kalma ve etkileri konusunda büyük bir bilgi açığı bulunmaktadır ve MP'lere maruz kalmanın ekolojik riski ve insan sağlığı üzerindeki riskleri üzerine yapılan çalışmalar hız kazanmıştır (Shim ve diğ., 2018).

Toksikolojik testlerde; ekolojik olarak güncel ve anlamlı sonuçlar elde etmek için sadece uygun test tipinin değil, aynı zamanda uygun test organizmasının da seçilmesi gerekmektedir (Peyravi ve diğ., 2020). En önemli detay, türlerin trofik seviyeleri, üreme potansiyelleri ve bu türlerin suşlarıdır (Walkinshaw ve diğ., 2020). Bunun sebebi; seçilen organizmaların; türleri ve suşları, yaş, cinsiyet, sıcaklık, vücut kitle indeksi, olgunluk ve diğer deneysel koşullar gibi birçok faktörün EC_{50}/LC_{50}'nin sayısal değerini etkilemesidir (Sönmez, 2016). Test organizmaların fiziksel ve ekolojik özellikleri (tür, cinsiyet, yaşam evresi, trofik durumu, organizma açlık durumu, yaş), MP'ye maruz kalma süresi, şekli ve konsantrasyonu; MP'nin fiziksel (tip, boyutu, yoğunluk, renk) ve polimer yapısı toksisiteyi etkilemektedir (Miloloža ve diğ., 2021).

2010-2020 arasında yapılan MP'lerin ekotoksikoloji çalışmalarında tercih edilen organizma türlerinin yıllara göre dağılımında, en çok tercih edilen organizma türü *D. magna* olup; *Danio rerio, Mytilus galloprovincialis, Mytilus edulis* ve *Scrobicularia plana* (Şekil 2.8) sıklıkla tercih edilen ama farklı trofik seviyelerde organizmalar arasındadır (Sönmez ve diğ., 2022a). Biyolojik araştırma konularında tercih edilen *D. magna* ile yapılan kronik ve akut testler, sucul toksikoloji alanında en sık yapılan çalışmalar arasındadır (Martins ve diğ., 2007). *D. magna*, laboratuvarda üreme kolaylığı ve besin zincirindeki yeri nedeniyle MP'lerin ekotoksikoloji için vazgeçilmez bir organizma olmaktadır. Ayrıca filtre edilen su ile beslendikleri için sıvı plastiklerin toksisitesinin belirlenmesinde bu organizmaların kullanılmasını mümkün kılmaktadır.

Düşük yapılı organizmalardan ise, *Aliivibrio fischeri (A. fischeri)* test organizması olarak tercih edilmeye başlanmıştır. Sucul ekosistemlerin önemli birincil üreticileri olan mikroalgler ve siyanobakteriler, birincil üretim, ekolojik denge, enerji akışı, azot fiksasyonu için temel öneme sahiptir ve kirleticilere olan duyarlılıkları birçok ekosistemde doğrudan genel bozulmalara yol açmaktadır (Ramakrishnan ve diğ., 2010; Lu ve diğ., 2021). *A. fischeri* ise, sucul ekosistemlerdeki besin döngüsü ve enerji akışında daha yüksek trofik seviyelere aktarıma aktif rol oynayan ayrıştırıcı grubundadır. Besin ağının farklı seviyelerindeki herhangi bir besin/yiyecek/av dengesinin değişmesi, daha yüksek trofik seviyelerde yer alan türler üzerinde dolaylı bir "alt-üst etkisine" neden olabilmektedir (Van Dam ve diğ., 2008; Trenfield ve diğ., 2015; Han ve diğ., 2016; Gambardella ve diğ., 2019). Bu bağlamda, MP çalışmalarına ekosistemin ayrılmaz bir parçası olan ayrıştırıcılar grubundan bakteriler de eklenmiş, diğer testlere göre nispetten daha basit ve hızlı sonuç verdiği için popülarite kazanmıştır (Gambardella ve diğ., 2019; Gagne, 2017; Piccardo ve diğ., 2020).



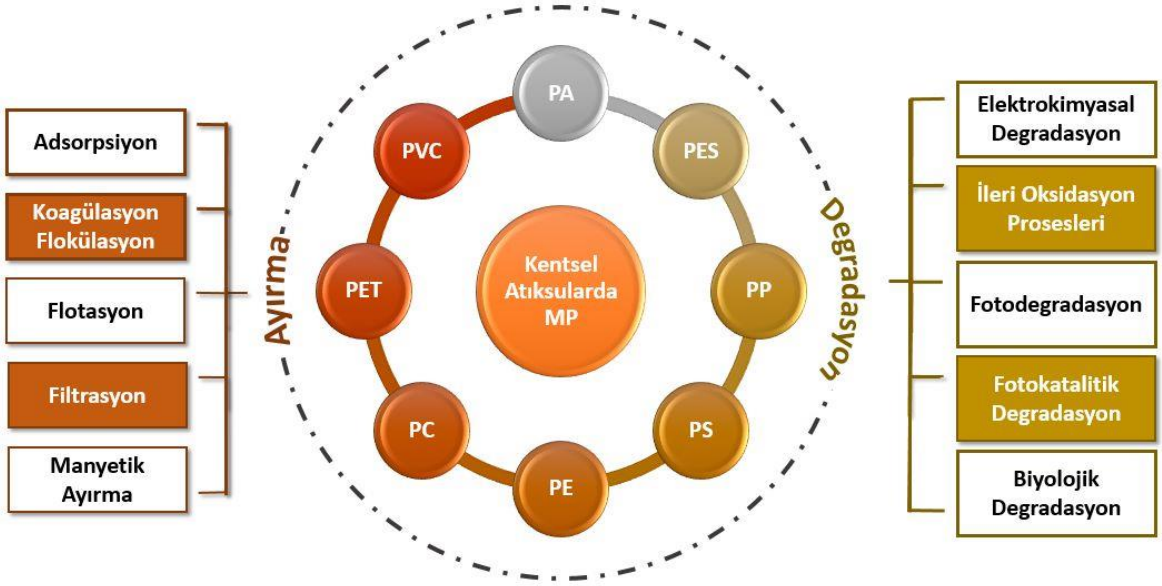
Şekil 2.8: Toksisite test organizmaları (Sönmez ve diğ., 2022a).

2.6. MİKROPLASTİKLERİN GİDERİM YÖNTEMLERİ

Bugüne kadar yapılan çalışmalar genelde kentsel sularda (yağmur suları, içme suları, atıksular ve atık çamur) MP giderim üzerinedir (Şekil 2.9). Ancak alıcı ortamdaki MP'leri ortamdan ayırabilmek için uygulanabilir ve etkili yöntemler hala eksiktir. Çalışmalar genelde, kentsel atıksu arıtma tesislerinden MP giderimi üzerine yoğunlaşmaktadır (Chen ve diğ., 2022b).

Birincil ve ikincil arıtma proseslerine sahip konvansiyonel atıksu arıtma tesisleri, atıksudaki MP'lerin %99'a kadarını giderebilir. MP'leri çevresel matristen ayırmak ve gidermek için çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Ayırma işlemi esas olarak MP'leri bulundukları ortamdan izole etmeye odaklanır ve MP'lerin özellikleri (örneğin, boyut, kimyasal bileşim) ayırma prosedürü sırasında genellikle değişmeden kalmaktadır. Ayırma yöntemlerinin seçimi, MP'lerin fizikokimyasal özelliklerine (örneğin, hidrofilik, boyut, şekil, manyetik özellikler) dayanmakta olup, ayırma performansı, büyük ölçüde teknik parametrelere ve ilgili fonksiyonel malzemelere (örneğin, adsorbanlar) dayanmaktadır. Tek bir işlemin uygulanmasının ötesinde, ayrı ayrı tekniklerin özelliklerini birleştiren entegre yöntemler, ayırma verimliliğini artırmak için yaygın olarak kullanılmaktadır (Nikiema ve Asiedu, 2022). Adsorpsiyon, koagülasyon/flokülasyon, flotasyon, filtrasyon ve manyetik ayırma gibi MP'leri sulardan ayırmak için birçok gelişmiş katı-sıvı ayırma teknikleri uygulanmaktadır (Karimi Estahbanati ve diğ., 2021). Bu bağlamda, MP ayrımı için bu temsili tekniklerin uygulamalarının mekanizmalar ve etkinlik açısından analiz edilmesi gerekmektedir. Burada, kentsel sulardan MP ayrılması için bu yöntemlerin kullanılmasındaki son gelişmeler açıklanmakta ve bazı örnekler Tablo 2.2'de listelenmektedir (Chen ve diğ., 2022b).

Genel olarak koagülant seçimi ise, uzaklaştırılacak MP'lerin türüne, su özelliklerine ve reaktiflerin maliyetine bağlıdır. Tekli geleneksel pıhtılaştırıcıların kullanımının ötesinde, karışık pıhtılaştırıcılar (ör. PAC/PAM (Zhang ve diğ,, 2022), alum/PAM (Monira ve diğ., 2021) ve tanik asit/$FeCl_3$ (Park ve diğ., 2021) artan bir ilgi görmektedir. Hibrit koagülantlar ile tek bir kimyasal madde kullanmak yerine, flokülantların ve/veya alternatif flokülantların kullanımı ve MP'ler ile pıhtılaştırıcılar arasındaki etkileşimi artırarak giderim verimlerinin artmasına yol açabilir (Chen ve diğ., 2022b).



Şekil 2.9: Mikroplastik ayırma ve degradasyon prosesleri (Chen ve diğ. (2022b)'den uyarlanmıştır.).

Araştırmacıları MP'leri su ortamından ayırmaya çalışmak yerine, elektrokimyasal bozunma, fotodegradasyon, fotokatalitik bozunma ve biyolojik bozunma gibi farklı bozunma stratejileri uygulayabilmektedir. Bu yöntemler arasında elektrokimyasal bozunma ve ileri oksidasyon prosesleri ile nispeten hızlı bir bozunma hızı elde edebilmektedir. Düşük enerji tüketimi avantajı ile MP'lerin biyolojik bozunma üzerine yapılan çalışmalar mevcuttur (Tablo 2.2) (Hu ve diğ., 2021).

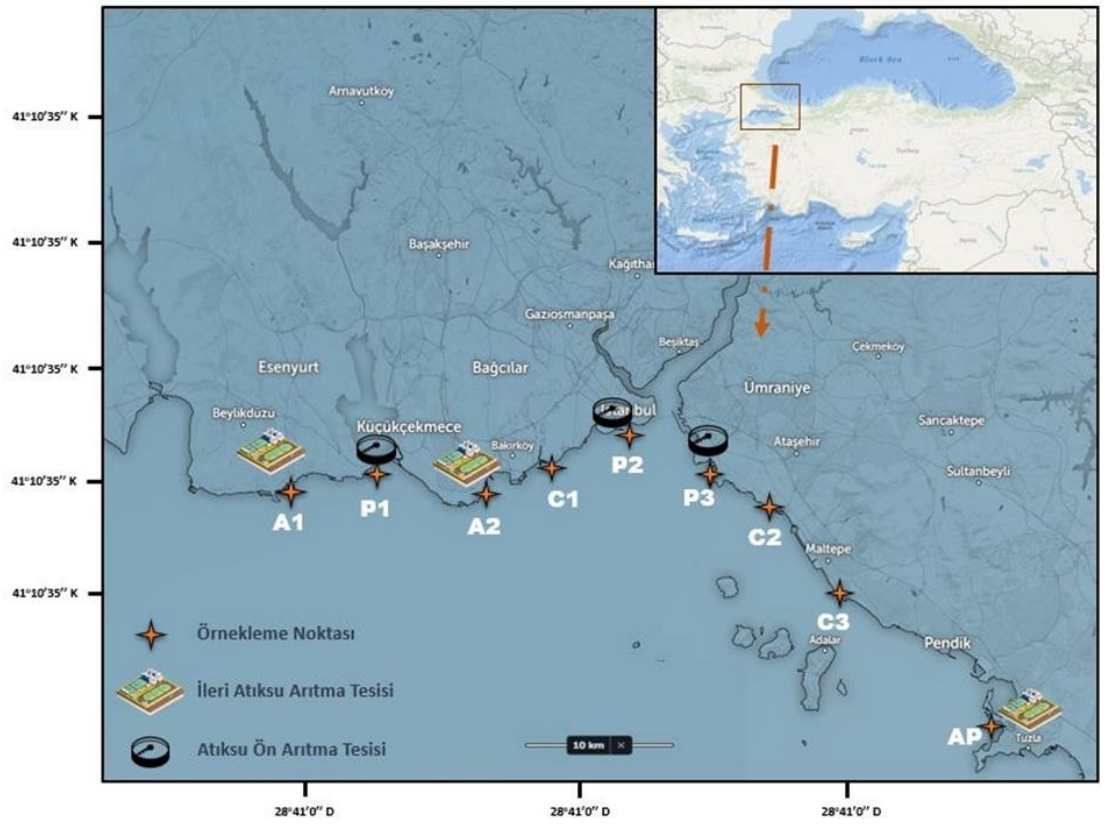
Tablo 2.2: Kentsel sular için MP ayırma ve degradasyon teknolojilerini temsil edici uygulamalar (Chen ve diğ., 2022b).

Polimer Türü	Metot	Su Ortamı	Materyal	Verim	Kaynak
Ayırma					
PS NP	Adsorpsiyon	Göl	Granüler Aktif Karbon	Adsorpsiyon kapasitesi 6,33 mg/g	Arenas ve diğ., 2021
PS NP	Adsorpsiyon	Tatlısu	Demir modifiyeli kül	Adsorpsiyon kapasitesi 89,9 mg/g	Zhao ve diğ., 2022
Yaşlandırılmış PS NP	Elektrosorpsiyon	Sentetik atıksu	Aktif karbon	Adsorpsiyon kapasitesi 322 mg/g	Xiong ve diğ., 2020
PS MP	Koagülasyon / Flokülasyon	Atıksu	Demir klorür	%99,4	Rajala ve diğ., 2020
PE MP	Koagülasyon / Flokülasyon	Yüzey suyu	Alüm	%82	Lapointe ve diğ., 2020
PS MP	Elektrokoagülasyon	Atıksu	Alüm anot	%98,6	Elkhatib ve diğ., 2021
PE MP	Flotasyon	Yüzeysuyu	PDADMAC	>%80	Wang ve diğ., 2021b
PET MP	Flotasyon	Nehirsuyu	*Sapindus*	%80	Priyanka ve Saravanakumar, 2021
PP MP	Flotasyon	Atıksu	*Sapindus*	%88	
Karışık MP	Filtrasyon	Atıksu	Disk filtre	%89,7	Simon ve diğ., 2019
Karışık MP	Filtrasyon	Sızıntı	Ultrafiltrasyon	%75	Zhang ve diğ., 2021
Karışık MP	Filtrasyon	Atıksu	MBR	%79,01	Bayo ve diğ., 2020
Karışık MP	Manyetik Ayırma	Tatlısu	Hidrofobik Demir Nanopartikülleri	%84	Grbic ve diğ., 2019
PVC MP	Manyetik filtrasyon	Sentetik atıksu	Manyetik partiküller	%95	Rhein ve diğ., 2019
Degradasyon					
PS MP	Elektrokimyasal	Boron kaplı elmas elektrot	Akım yoğunluğu: 9 A, 6 saat	%89	Kiendrebeogo ve diğ., 2021
PVC MP	Elektrofenton	TiO_2/Grafit		%56 (kütle kaybı)	Miao ve diğ., 2020
PS NP	Ozonlama	Ozon	4 saat	%99,9	Li ve diğ., 2022
Karışık MP	Termal fenton	$FeSO_4.7H_2O$; H_2O_2	140 °C	%95,9 (kütle kaybı)	Hu ve diğ., 2022
PVC MP	UV/PS	Persülfat	35 saat	58,495±6,090 mg/L Cl^- salınımı	Ouyang ve diğ., 2022
Bisfenol-A Polikarbonat	Fotodegradasyon	-	640 saat	652,80±72,89 mg/L BPA salınımı	Shi ve diğ., 2021
PP MP	Fotodegradasyon	-	12 gün	-	Wu ve diğ., 2021
PS NP	Fotokatalitik degradasyon	TiO_2	Işık yoğunluğu: 0,021 mW/cm^2, 50 saat	%23,5	Dominguez-Jaimes ve diğ., 2021
PP MP	Fotokatalitik degradasyon	ZnO	2 hafta	%65 (hacimce)	Uheida ve diğ., 2021
LDPE MP	Biyolojik degradasyon	*Penicillium citrinum*	90 gün	%47,22 (kütle kaybı)	Khan ve diğ., 2022
PLA MP	Biyolojik degradasyon	*Tenebrio molitor larvae*	25 gün	%90,9	Peng ve diğ., 2021

3. YÖNTEM

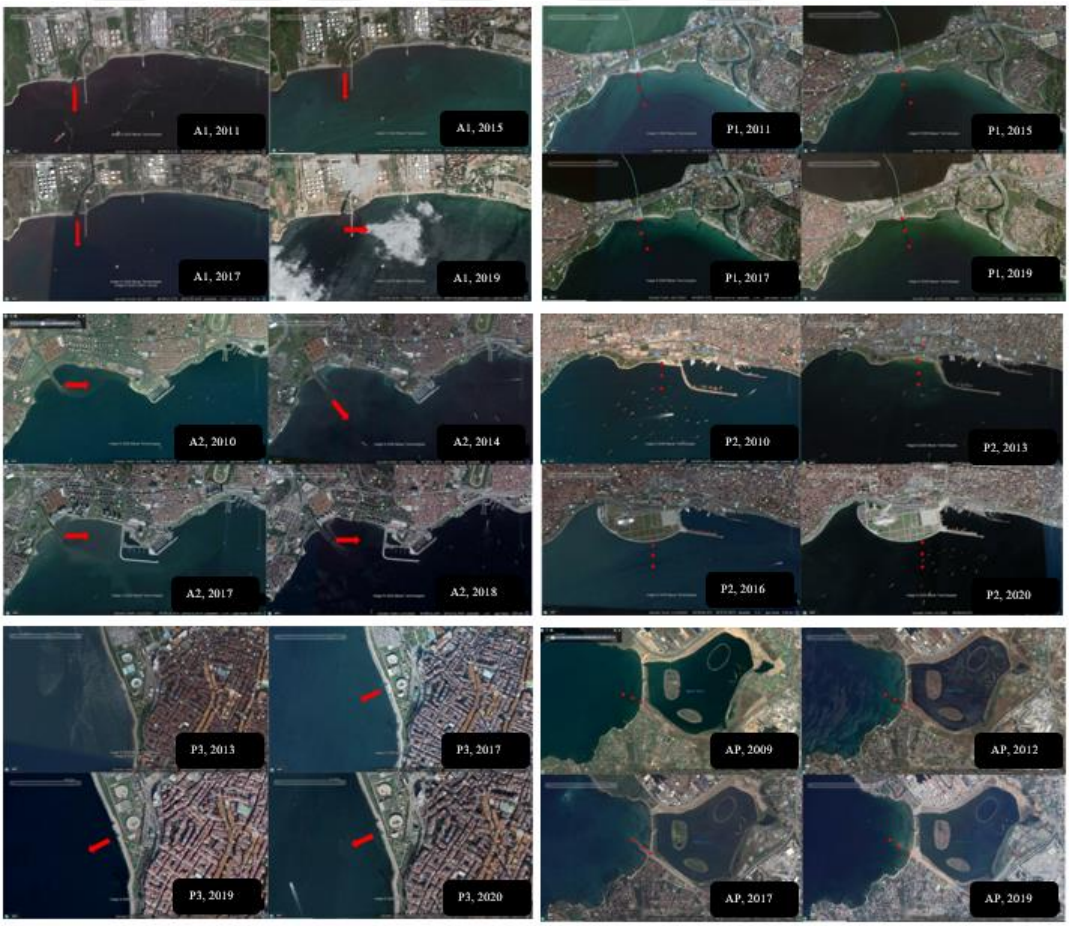
3.1. ÇALIŞMA ALANI VE ÖRNEKLEME

Marmara Denizi, Ege Denizi'ni Karadeniz'e bağlayan ≈11.500 km^2 yüzey alanına ve ≈ 1.300 m maksimum derinliğe sahip bir iç deniz olma özelliğindedir (Gedik ve diğ., 2022). Dünyanın en kalabalık şehirlerine ev sahipliği yapan Marmara Bölgesi'nin toplam nüfusu 30 milyonu aşmaktadır. Bunun yanında, endüstriyel ve tarımsal üretime ev sahipliği yapmaktadır (Akcaalan ve diğ., 2022). Resmi olarak 16 milyon ancak geçici ve kalıcı göçlerle 20 milyonu aşan nüfusuyla İstanbul, Marmara'nın (ve Türkiye'nin de) en kalabalık, Avrupa'nın ise en kalabalık ikinci şehridir. Bu kapsamda, çalışma alanı olarak İstanbul'un Kuzey Marmara Denizi'ndeki kıyı bölgeleriyle birlikte, atıksu arıtma tesislerinin deşarj alanlarının da dahil olduğu dokuz istasyonda seçilmiştir (Şekil 3.1).



Şekil 3.1: İstanbul'un güney kıyısal alanı örnekleme noktaları.

Çalışma alanındaki istasyonların koordinatları belirlenirken, atıksu deşarjı etkisi altında olan istasyonlarda atıksu kirletici bulutu (plume) alanlarından yararlanılmıştır. Bu kapsamda, Google Earth programı aracılığıyla 2000-2020 dönemini kapsayan 20 yıl boyunca istasyonların koordinatlarını yansıtan görsel veriler toplanmıştır. Her istasyona ait görsel verilerden atıksu kirletici bulutu dağılım yönleri belirlenmiş ve en çok hangi yöne dağılım olduğu tespit edilmiştir. İstasyonların seçiminde dikkat edilen unsurlar, kavramsal veya metodolojik olarak tanımlanmıştır. Çalışma alanındaki atıksu kirletici bulutu dağılımlarına ait görseller son 10 yıllık döneme ait ikişer yıl arayla, elde edilen verileri yansıtacak şekilde sadece temsili olarak sunulmuştur (Şekil 3.2). Farklı kademelerde arıtım yapan toplamda 6 adet AAT deşarjlarından kaynaklanan kirletici bulutu dağılım (plume) alanları istasyon olarak seçilmiştir. Çalışma alanında, belirlenen 6 istasyonun dışında, ayrıca hem İstanbul Avrupa hem de İstanbul Asya yakasından AAT'lerin direkt deşarjından uzakta kontrol istasyonları seçilmiştir.



Şekil 3.2: Atıksu kirletici bulutu dağılım alanları zamana bağlı olarak (son 10 yıllık dönem) Google Earth görüntülerinden uyarlanarak, gösterilmiştir. Şekildeki kırmızı oklar, plume alanının yönünü; kırmızı noktalar ise, derin deniz deşarjı (DDD) hattını ifade etmektedir.

A1 istasyonu, Ambarlı İleri Biyolojik AAT deşarj sularının etkisi altında olan kıyısal alanı temsil etmektedir. AAT'nin günlük arıtma kapasitesi 400.000 m^3 olup, yaklaşık 1.600.000 kişinin atıksularını arıtmakta ve yılda 146.000.000 m^3 atıksuyun arıtılmasını sağlanmaktadır. Hizmet verdiği havza alanı yaklaşık 438 km^2 olan Ambarlı İleri Biyolojik AAT, atıksuları azot ve fosfor giderimi ileri arıtma yöntemleriyle arıttıktan sonra Haramidere aracılığıyla Marmara Denizi'ne vermektedir (ISKI, 2022). A1 istasyonu olarak seçilen kıyısal alanda Ambarlı İleri Biyolojik AAT'nin deşarjından kaynaklı kirletici bulutu dağılım alanı, güney yönündedir.

A2 istasyonu ise, Ataköy İleri Biyolojik AAT'nin deşarj sularının etkisi altında olduğu kıyısal alandır. AAT'nin ortalama günlük kapasitesi 600.000 m^3/gün'dür. Tesis, 105 km^2'lik Ataköy atıksu havzasına ve 2.400.000 kişilik nüfusa hizmet vermekte olup, ileri biyolojik arıtım sonrasında çıkış sularını Ayamama deresi aracılığıyla Marmara Denizi'ne ulaştırmaktadır (ISKI, 2022). İstasyondaki Ataköy İleri Biyolojik AAT deşarjından kaynaklı plume alanı, batı yönündedir.

AP istasyonu ise, Tuzla İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'nin deşarjı etkisi altında kalan kıyısal alanı temsil etmektedir. Bu istasyonun A1 ve A2 istasyonlarından farkı, ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinin DDD ile son bulmasıdır. AP istasyonunda bulunan AAT toplam atıksu arıtma kapasitesi 250.000 m^3/gün'dür. Tesiste atıksuda bulunan karbonun yanı sıra, azot, fosfor gibi besi maddelerinin de giderilmesi sağlanmaktadır. Tuzla Biyolojik ve İleri Biyolojik Atıksu Arıtma tesislerinde arıtılan sular, 956 m kara uzunluğundaki 2 adet 2200 mm çapında ve 46 metre derinliğinde Marmara Denizi'ne derin deniz deşarjı yöntemi ile deşarj edilmektedir (ISKI, 2022).

P1 istasyonu Küçükçekmece Atıksu Ön Arıtma tesisi etkisi altında olup, tesisi DDD ile son bulmaktadır. Ancak tesisin dönem dönem direkt olarak kıyıya deşarj yaptığı basım ve yayın organlarında haber olmuştur. Basında çıkan fotoğraflarda da, tesisin kıyısal alana deşarjında, atıksuyun kıyı şeridi boyunca dağıldığı gözlemlenmektedir. Küçükçekmece Atıksu Ön Arıtma Tesisi'nden kaynaklanan kıyıya direkt deşarjın olduğu durumlarda, plume alanının güney/güneydoğu yönünde olduğu tespit edilmiştir. P1 istasyonunda bulunan AAT, günlük 354.000 m^3 atıksu arıtma kapasitesiyle, 1.400.000 kişiye hizmet sunmaktadır. Sadece fiziksel arıtım yapan tesis çıkış sularını Marmara Denizi'ne, 1647 m uzunluğunda 36,5 m derinliğindeki DDD ile yapmaktadır (ISKI, 2022).

P2 istasyonunda bulunan Yenikapı Atıksu Ön Arıtma Tesisi, günlük 864.000 m^3 atıksu arıtma kapasitesiyle, 4.320.000 kişiye hizmet sunmaktadır. Sadece fiziksel arıtım yapan tesis çıkış sularını Marmara Denizi'ne, 3580 m uzunluğunda 60 m derinliğindeki derin deniz deşarjı

ile yapmaktadır (ISKI, 2022). P2 İstasyon olan Yenikapı Atıksu Ön Arıtma Tesisi'nin deşarjından kaynaklı plume alanı, İstanbul Boğazı akıntı sistemleri nedeniyle yüzeye çıkamamaktadır. Bu nedenle, kıyıda bir plume alanı tespit edilememiştir.

P3 istasyonunu etkisi altına alan Kadıköy Atıksu Ön Arıtma Tesisi, günlük 833.000 m^3 atıksu arıtma kapasitesiyle, 1.700.000 kişiye hizmet sunmaktadır. Sadece fiziksel arıtım yapan tesis çıkış sularını Marmara Denizi'ne, 2308 m uzunluğunda 51,5 m derinliğindeki derin deniz deşarjı ile yapmaktadır (ISKI, 2022). Tesis, Kadıköy ilçesine bağlı Caddebostan Plajı'nın yeniden çevre ve halk sağlığına uygun hale getirilmesinde önem taşımaktadır. Tesis çıkış suyunu, DDD yoluyla, Ahırkapı önlerine, Marmara Denizi'ne Akdeniz ile Ege Denizi'nden gelen tuzlu suyun Karadeniz'le arasında ters akıntı oluşturduğu bölgedeki dip akıntıya vermektedir. Ancak, bu tesis de tıpkı Küçükçekmece AAT gibi basın ve yayın organlarındaki haberlerde yer almıştır. Kıyıya direkt deşarjın olduğu durumlar, Google Earth'ten elde edilen görüntüler ile kaydedilmiştir Buna göre, Kadıköy Atıksu Ön Arıtma Tesisi'nin çıkış suyundan kaynaklı plume alanı güney/güneydoğu yönünde olduğu belirlenmiştir.

C1 istasyonu, İstanbul'un Avrupa Yakası'ndaki kontrol istasyonudur. AAT'lerden uzak ve etkisinin minimum düzeyde olacak şekilde istasyon seçimi yapılmıştır.

C2 istasyon ise, çalışma alanı olarak seçilen Caddebostan Plajı-2 (Caddebostan-Dalyan Plajı), İstanbul Asya yakasında yer alan Caddebostan sahilindeki, plajlardan biridir. 1950'li yıllarda İstanbullular tarafından aktif olarak kullanılan plajlar, zaman içerisinde denizel ve kıyısal alanlardaki kirlilik etkisi ile halk sağlığı açısından tehdit oluşturmaya başlamıştır. Bazı dönemlerde, plajların rekreasyonel amaçlarla kullanımı sınırlandırılmıştır. Yapılan kıyısal alan restorasyonu sonucunda Caddebostan Plajları, 2002 yılından itibaren başlatılan Avrupa Birliği (AB) uyum sürecindeki bir uygulama olan "Mavi Bayrak" kriterlerine uygun bulunarak halkın kullanımına açılmıştır. Ancak plajlar, yapılan izleme çalışmalarının ardından "Mavi Bayrak" özelliğini kaybetmiştir. Günümüzde hala İstanbullular tarafından tercih edilen önemli rekreasyon alanlarından biridir.

C3 İstasyon kontrol istasyonu olup; C1 istasyonun İstanbul Asya Yakası'ndaki karşılığına denk gelmektedir.

Her numune alma noktası belirli bir çevresel baskı altında olup, örnekleme noktalarına ilişkin bilgiler Tablo 3.1'de listelenmiştir.

Tablo 3.1: Kuzey Marmara Denizi'ndeki İstanbul kıyılarındaki örnekleme istasyonlarının koordinatları.

Örnekleme Alanı	İstasyon Kodu	Enlem (ºN)	Boylam (ºE)	Tanımlama
Avcılar	A1	40.972337	28.694085	İleri Biyolojik AAT çıkış suyu denize ulaşmadan yaklaşık 1 km önce dereye deşarj edilmektedir.
Ataköy	A2	40.971628	28.849256	İleri Biyolojik AAT çıkış suyu denize ulaşmadan yaklaşık 1 km önce dereye deşarj edilmektedir.
Tuzla	AP	40.827173	29.279392	AAT çıkış suyunu DDD ile deşarj edilmektedir.
Küçükçekmece	P1	40.980242	28.755653	Atıksu Ön Arıtma Tesisi çıkış suyunu DDD ile deşarj edilmektedir.
Yenikapı	P2	40.997035	28.941677	Atıksu Ön Arıtma Tesisi çıkış suyunu DDD ile deşarj edilmektedir.
Kadıköy	P3	40.988742	29.017620	Atıksu Ön Arıtma Tesisi çıkış suyunu DDD ile deşarj edilmektedir.
Zeytinburnu	C1	40.981308	28.908134	Kontrol – Direkt deşarj yoktur.
Caddebostan	C2	40. 964161	29,057146	Kontrol – Halk plajı yer almaktadır.
Kartal	C3	40.901006	29.145687	Kontrol – Direkt deşarj yoktur.

Çalışma alanında bir yıl boyunca (Ekim 2020 – Eylül 2021) dokuz numune alma istasyonundan aylık olarak grab yüzey suyu numunesi toplanmıştır. Cam kavanozlarda 1 L deniz suyu yüzeyinden (0-50 cm) toplanmış ve folyo kaplı kapaklarla kapatılmıştır (Hung ve diğ., 2021). Yüzeysel su toksisite testi için ise, 100 ml hacimde karanlık şişede numune alma işlemi gerçekleştirilmiştir. Örneklemeye ait istasyon kodu, tarihi gibi örnekleme alınan ve zamanına ait bilgiler kodlanıp, numune şişelerinin üzerine etiketlenmiştir.

3.2. MİKROPLASTİKLERİN İZOLASYONU VE TESPİTİ

Mikroplastik tespitinde analitik tekniklerin kullanılabilmesi için, MP'lerin bulundukları sucul ortamdan izole edilmesi gerekmektedir. Bu çalışma için MP tespitinde sucul alanlarla ilgili literatürde en sık ve en güncel kullanılan metod tercih edilmiştir. Metod, NOAA'ya ait protokolden modifiye edilmiştir (Masura ve diğ., 2015; Wang ve diğ., 2020). Filtreleme/yoğunluk ile ayırma veya diğer ayırma teknikleri ve ardından MP partiküllerin optik olarak tanımlanması/seçilmesiyle gerçekleştirilmektedir (Hendrickson ve diğ., 2018). Çalışma periyodundan önce 2 aylık yüzeysel su örnekleri ile ön denemeler yapılmıştır. Çalışmaya en uygun yöntem olarak laboratuvarda ıslak eleme, oksidasyon ve filtrasyon işlemleri seçilmiştir.

3.2.1. Mikroplastiklerin İzolasyonu İçin Ön İşlemler ve Görsel Tanımlama

Yüzeysel su numunelerindeki MP'lerin bolluğu ve karakterizasyonunun etkin şekilde değerlendirilebilmesi için, diğer organik ve inorganik maddelerden izolasyonlarının başarılı bir şekilde gerçekleştirilmesi gerekmektedir. Bu kapsamda, ön çalışma olarak İstanbul Üniversitesi – Cerrahpaşa, Çevre Mühendisliği Laboratuvarı'na getirilen su numunelerine (çalışma periyodundan önce alınan 2 aylık numuneler) uygun metodun kararı için faklı işlemler uygulanmıştır. Önce oksidasyon için kullanılan kimyasal maddenin uygun hacmi, sıcaklık ve süre için çalışılmış, yoğunluk ayırma işleminin çalışılan numuneler için gerekli olup-olmadığı ve boyut analizleri için uygun paslanmaz çelik elek setleri kullanımına karar verilmiştir. Çalışma alanına ve amacına en uygun olarak seçilen yönteme göre, ilk olarak yüzeysel su numunelerinde boyut analizi yapılmıştır. Farklı göz açıklığına sahip bir dizi paslanmaz çelik elek (1000-500-250 ve 100 µm) kullanarak ıslak eleme yapılmış ve MP'ler boyut kategorisine ayrılmıştır. Daha sonra, her bir elek üzerindeki malzeme dH_2O ile durulanmış ve ardından önceden temizlenmiş cam şişelerde saklanmıştır (Ziajahromi ve diğ, 2017; Long ve diğ., 2019).

Eleme sonrasında numunede kalan organik maddeleri uzaklaştırmak için kullanılan hidrojen peroksit (H_2O_2) numunedeki organik maddelerin oksidasyonu gerçekleştirilmiştir (Egessa ve diğ., 2020). 100 ml son hacme sahip yüzey su örneği, 20 mL % 35 (v/v) H_2O_2 eklenmiştir. Reaksiyonun tamamlandığından emin olmak için numuneler 50°C'de 30 dakika boyunca ısıya maruz bırakılmıştır. MP'leri sulu ortamdan ayırabilmek için 1 µm GF/C filtre kağıdı ile filtrasyon yapılmıştır. İşlem gören filtre kağıtları, 50°C'de yaklaşık 1-1,5 saat etüvde kurutulmuştur. Farklı boyut aralıklarındaki MP'lerin bulunduğu filtre kağıtları bolluk tayini için ışık mikroskobu altında incelenmiştir. 4x10 ve 10x10 büyütme güçlerinde MP sayımı yapılıp, morfolojik özelliklerine göre kategorize edilmiş ve görüntüleri çekilmiştir.

3.2.2. Kalite Güvencesi ve Kalite Kontrol (QA/QC)

Yapay ve hava kaynaklı kontaminasyonu en aza indirmek için önceki çalışmalara paralel olarak her zaman büyük özen gösterilmiştir (Lares ve diğ., 2018; Prarat ve Hongsawat, 2022). Ekipmanlar üç kez dH_2O ile durulanmış ve kullanılmadıkları takdirde sonraki kullanıma kadar alüminyum folyo ile kaplanmıştır. Ek olarak, hava kaynaklı kontaminasyonu önlemek için MP izolasyonu ve görsel inceleme adımları sınırlı erişime sahip bir laboratuvarda gerçekleştirilmiştir. Analiz sırasında tüm kapı ve pencereler kapalı tutulmuştur. Her kullanımdan önce, havadaki MP'lerin numunelere olası kontaminasyonuna izin vermemek adına filtreler mikroskop altında kontrol edilmiştir.

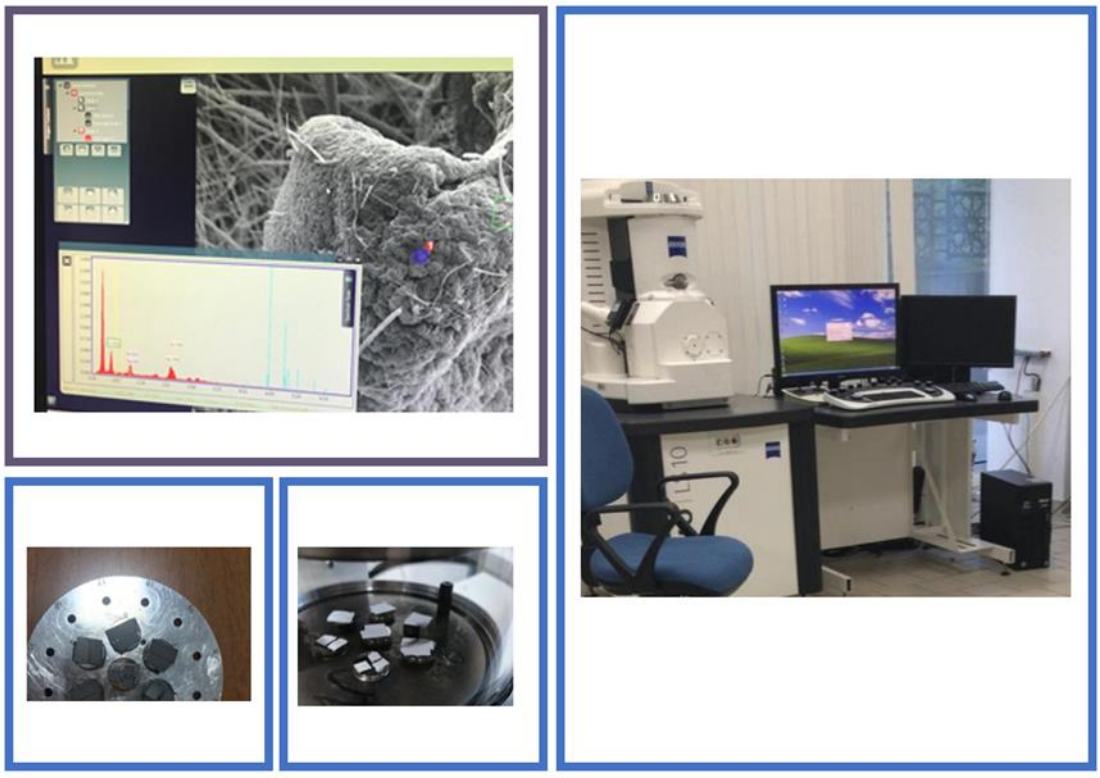
3.2.3. Mikroplastiklerin Polimer Yapı Analizleri

3.2.3.1. Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi (FT-IR)

Mikroplastiklerin polimer yapısını karakterize etmek için, her bir örnekleme alanındaki plastik benzeri parçacıklar rastgele seçilmiş ve zayıflatılmış toplam yansıma-fourier dönüşümü kızılötesi spektrometresi (ATR-FTIR) (JASCO 6400 modeli) ile analiz edilmiştir. Dedektör spektral aralığı, her ölçüm için 32 tarama ile 4,0 cm^{-1} çözünürlükte 400-4000 cm^{-1} çalışılmıştır. Bu analiz yöntemi elde edilen spektrumdan polimerin kimyasal bağ yapıları tanımlanarak, partikül kompozisyonu belirlenmiş ve partikülün polimerik malzeme kimliği kimyasal formülü ile birlikte tespit edilmiştir.

3.2.3.1. Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM)

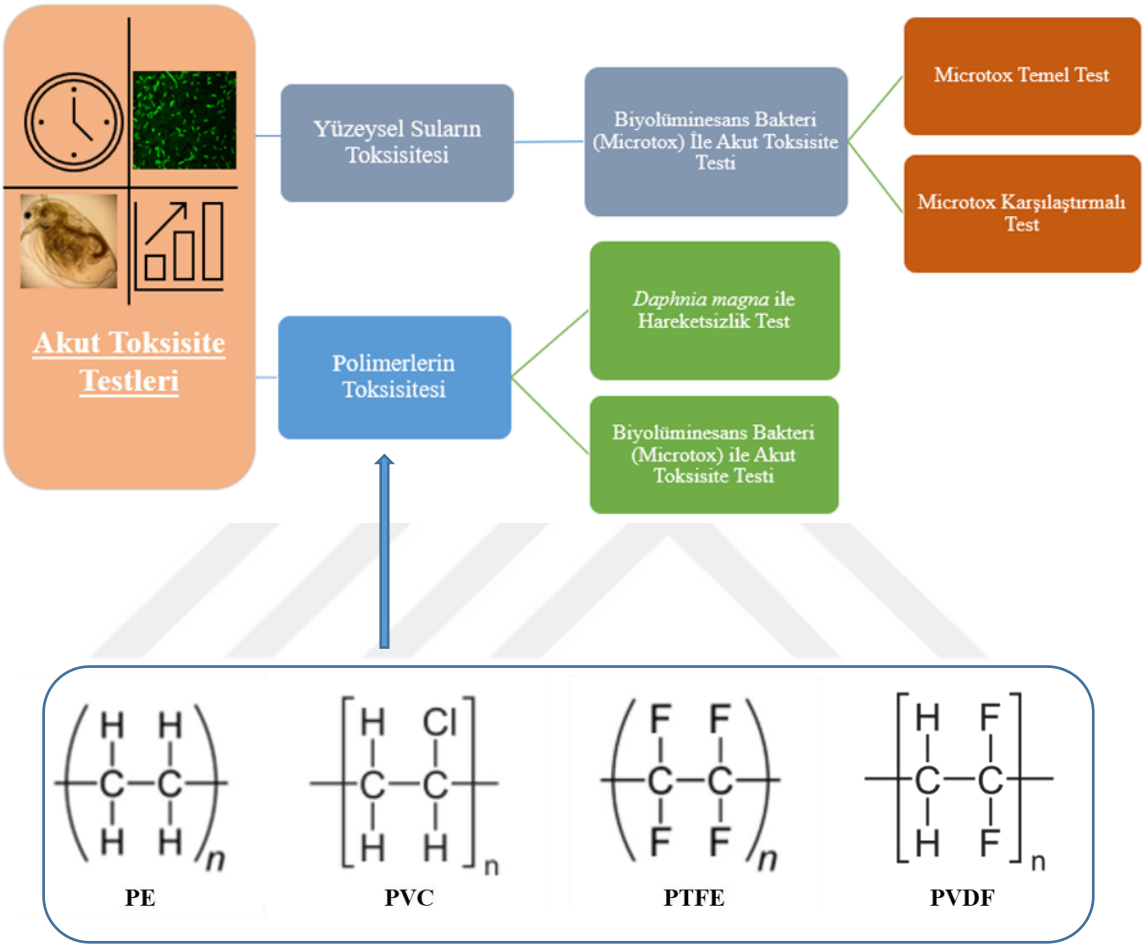
Çalışmada elde edilen partiküllerin mikroyapı karakterizasyonu Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) ile gerçekleştirilmiştir. Morfolojik inceleme sonucunda partikül boyutu, mikroyapısal klasifikasyonu (parçacık, lif vb.) belirlenmiştir. MP bozunmasının kanıtı olarak morfolojik değişiklikleri göstermek için (olası çatlak, çukur ve dalgalanma oluşumu) ve ayrıca yüzey kalıntılarının elementel bileşimini belirlemek için SEM-EDS (Zeiss EVO® LS 10) kullanılmıştır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3: SEM-EDS analizi esnasında Yıldız Teknik Üniversitesi Merkez Araştırma Laboratuvarı'nda çekilen görüntüler.

3.3. AKUT TOKSİSİTE TESTLERİ

Çalışma kapsamında, *(i)* çalışma alanından alınan yüzeysel su örneklerine ve *(ii)* farklı polimer yapılarına akut toksisite testleri uygulanmıştır (Şekil 3.4).



Şekil 3.4: Çalışmada uygulanan akut toksisite testleri gösterimi.

(i) Yüzeysel suların toksisitesi birden çok etkene bağlı olduğu için komplekstir. Bu çalışmada, örnekleme alanından alınan ve analizler sonucunda içinde MP muhteva ettiği bilinen yüzeysel sulara güncel literatürde en hassas toksisite testi olarak geçen biyolüminesans bakteri ile toksisite testi yapılmıştır. Bu test için Microtox® Analizöründen yararlanılmış olup, çalışma alanından alınan yüzeysel su örneklerinin karakterizasyonuna göre iki farklı üretici firmanın iki farklı toksisite prosedürü uygulanmıştır.

(ii) Polimer toksisitesi özelinde, *A. fischeri* ve *D. magna* organizmaları üzerinde toksik etkiler çalışılmıştır. Çalışılan alanda en çok tespit edilen polimer haricinde, klorlu ve

florlu yapıya sahip olan ve kimyasal yapısından dolayı potansiyel toksisitesinin olduğu düşünülen seçilen polivinil klorür (PVC), Teflon (PTFE) ve Poliviniliden florür (PVDF) polimerleri ile sentetik karışımlar oluşturulmuştur. *D. magna* ile hareketsizlik testi ve biyolüminesans bakteri ile akut toksisite testi çalışılmıştır. Çalışmada, iki farklı test organizması için farklı senaryolar söz konusudur. Bu kapsamda, *D. magna* ile hareketsizlik testinde, organizmanın tüketebileceği boyutlarda olan polimerlere maruz kaldığı süre boyunca polimer tüketimine bağlı olarak ilgili polimerlerin organizma üzerindeki akut toksisitesi değerlendirilmiştir. Biyolüminesans bakteri ile akut toksisite testinde ise, içinde polimer muhteva eden sulu ortama maruz bırakılan *A. fischeri*'nin verdiği cevap tespit edilmiştir. Her iki testte de, her bir polimerin 5-10-20-50-80 ve 100 mg/L konsantrasyonları çalışılmıştır.

3.3.1. Biyolüminesans Bakteri ile Akut Toksisite Testi

Biyolüminesans Bakteri ile Akut Toksisite Testi için Microtox® Model 500 Analizörü tercih edilmiştir. Microtox® akut toksisite testlerinde, denizel biyolüminesans bakteri olan *A. fischeri* (NRRL B-11177)'ye göre akut toksisite tespiti yapılmaktadır. Toksik maddeye maruz kalan denizel bakterilerin metabolizmasında ve/veya yapısında, biyolüminesanslarının azalmasıyla sonuçlanan değişiklikler meydana gelmektedir (Bond ve diğ., 2005; Dominguez ve diğ., 2023).

Microtox® üretici firmanın bu test özelinde 17 farklı protokolü bulunmaktadır (Microtox® Klavuzu, 1992). Bu protokollerden en çok tercih edilenlerin başında Microtox® Temel (%45) Test (MTT), Microtox® Temel (%81,9) Test, Microtox® Temel (%2,0) Test, Microtox® Temel Katı Test, Microtox® Karşılaştırma Testi ve Microtox® Deniz ve Nehir Ağzı Numuneleri için Karşılaştırma Testi (MKT) gelmektedir.

Toksisitesi belli olmayan numuneler için öncelikle tüm numunelere Microtox® Temel Test (MTT) prosedürü uygulanmıştır. Bu test, biyolüminesans bakteriler tarafından üretilen lüminesansları ölçerek numunelerin (yüzey suyu, yeraltı suyu, atıksular, sızıntı suları) akut toksisitesini belirlemeye yaramaktadır. Toksisite aralığına uygun olmayan numuneler için ise, MTT yerine çok daha hassas olan MKT protokolü uygulanmıştır.

Literatürdeki çalışmalara göre, 15 dakikalık maruziyet süresi geniş çapta kabul görmüş olup, Microtox® testlerinde standart (norm) olarak uygulanmaktadır (Qureshi ve diğ., 2018). Bu nedenle, testlerde 15 dakikalık inhibisyon süresinin sonuçları verilmiştir (Microtox®

Klavuzu, 1992). Her iki protokolde de, pozitif kontrol olarak formaldehit kullanılmıştır (Sönmez ve Sivri, 2016). Testler, 3 tekrar olarak yürütülmüştür**.**

3.3.1.1.Microtox® Temel (%45) Testi (MTT)

Protokol, 10 µl bakteri kültürü %2'lik NaCl içeren 500 µl numunenin seyreltme serisine maruz bırakılması esasına dayanmaktadır. *A. fischeri* toksik madde ile karşılaştıktan sonraki ışık çıkışı ile numune içermeyen %2'lik NaCl şahitin ışık çıkışı kıyaslanarak ölçüm yapılmaktadır. Şahit ve numunenin ışık çıkışı arasındaki fark, numunenin organizma üzerindeki etkisine dayanmaktadır. Negatif kontrol olarak %2'lik NaCl çözeltisi kullanılmıştır. EC_{50}, Deneysel koşullar altında, ölçülebilir %50'lik biyolüminsans azalmasını meydana getiren konsantrasyon olarak tanımlanmaktadır (Tablo 3.2) (Fulladosa ve diğ., 2005).

Microtox® Temel Test Protokolü sonucunu elde etmek için gama değerleri, Denklem 1 ve Denklem 2'deki gibi hesaplanmaktadır. Düzeltme Faktörü (R_t), negatif kontrolün (şahit) t süresinden sonra yayılan biyolüminesans ile negatif kontrolün (şahit) ilk yaydığı biyolüminesansa bölünmesiyle elde edilmektedir (Sönmez ve diğ., 2023).

$$R_t = {}^{I_t}/_{I_0} \tag{1}$$

Gama değeri (Γ), belirli bir numune konsantrasyonu için t zamanında kaybolan biyolüminesansın t zamanında kalan biyolüminesansa oranıdır (Sönmez ve diğ., 2023).

$$I_t^- = (R_t x I_0 - I_t)/I_t \tag{2}$$

Biyolojik inhibisyon teorisi, organizmanın toksik maddeye verdiği yanıtın gama değerleri cinsinden ölçülmesi sonucu toksik bir maddenin konsantrasyonu ile duyarlı bir organizmanın tepkisi arasında basit bir matematiksel ilişki öngörmektedir (Denklem 3). Bu denklem, b eğimine ve log a kesişimine sahip bir çizgiyi tanımlamakla birlikte, buradaki C konsantrasyonu ve Γ karşılık gelen gammayı temsil etmektedir.

$$log\ C = b log I^- + log a \tag{3}$$

logC'nin, log Γ üzerindeki etkisi, testin son noktası olan ortalama etkili konsantrasyon (EC_{50})'yi tahmin etmek için kullanılmaktadır. EC_{50}, gamma 1'i temsil etmektedir. Log 1 sıfır olduğundan, eğimin etkisi (b katsayısı) iptal edilmekte ve log C tahmini log a ile eşitlenmektedir. EC_{50}, deneysel koşullar altında, ölçülebilir %50'lik biyolüminsans azalmasını meydana getiren konsantrasyon olarak tanımlanmaktadır (Sönmez ve diğ., 2023). Çalışılan

numunelerin doz-yanıt eğrileri ve %95 güven aralığındaki EC_{50} değerleri Microtox® Omni Yazılımı kullanılarak elde edilmektedir (Türek ve diğ., 2020).

3.3.1.2.Microtox® Karşılaştırma Testi (MKT)

Bu protokol, referans numuneye karşı bilinmeyen bir numunenin göreceli akut toksisitesini değerlendirmektedir (Sönmez ve Sivri, 2022). MKT'de haliç ve temel bir test kullanılarak bir EC_{50} değeri belirlenemediği durumlarda, düşük toksisiteye sahip numuneleri test etmek için en iyi protokoldür. Sonuç, deniz suyu/nehir ağzı numunesinin (bilinmeyen toksisite) ve referans numunenin (toksik olmayan numune) ışıma değerleri arasındaki fark olarak ortaya çıkmaktadır (Tablo 3.2) (Microtox® Klavuzu, 1992).

MKT, iki numune arasında önemli bir fark olup olmadığını belirlemek için bir numunenin tek bir dilüsyonunu referans bir numuneyle karşılaştırılması esasına dayanmaktadır. Hem referans hem de numune 5 dilusyon olacak şekilde bir sette analiz edilmiştir. Bir set 3 tekrar halinde çalışılmıştır. Her maruz kalma süresi için, referans numune ve numune için düzeltilmiş biyolüminesans değerleri ile aradaki ışıma farkı hesaplanmaktadır.

Testin sonucu, bir referans numuneye kıyasla ortalama yüzde fark olarak rapor edilmektedir. Biyolüminesans değerlerinden hesaplanan ortalama ışıma farkı değerleri (%), Microtox® Omni Yazılımı kullanılarak elde edilmektedir. Son nokta olan EC_{50}'den farklı olarak, referans numune ve numuneler arasındaki ışımadaki yüksek farklılık, numunenin daha yüksek bir toksisite seviyesinde olduğu anlamına gelmektedir.

X_c , X_c = Referans numune (X_c) ve numune (X_c) için t zamanındaki analizörde bireysel ışıma okumaları

$\sum X_c$, $\sum X_s$ = Analizörde okunan ışımaların toplamları

$\overline{X_c}$, $\overline{X_s}$= Analizörde okunan ışımaların ortalamaları, $\sum X/n$, n=5

$$CF = 1 + (1 - \overline{X_s} / \overline{X_c}) \quad (4)$$

Denklem 4'te CF Düzeltme faktörünü ifade etmektedir. t=0 için düzeltme faktörü hesaplanmaktadır.

$$\text{Işımadaki fark} = \overline{X_c} - (CF \times \overline{X_s}) \quad (5)$$

$$\text{Işımadaki fark (\%)} = (Işımadaki\ fark / \overline{X_c}) x\ 100 \quad (6)$$

Testin sonucu, bir referans numuneye kıyasla ortalama yüzde fark (Denklem 6) olarak rapor edilmektedir. Biyolüminesans değerlerinden hesaplanan ortalama ışıma farkı değerleri (%), Microtox® Omni Yazılımı kullanılarak elde edilmektedir. Microtox® Temel Testin son noktası olan EC_{50} farklı olarak, referans numune ve numuneler arasındaki ışımadaki yüksek farklılık, numunenin daha yüksek bir toksisite seviyesinde olduğu anlamına gelmektedir.

Tablo 3.2: Microtox® Temel Test ve Microtox® Deniz ve Nehir Ağzı Numuneleri için Karşılaştırma Testi parametreleri (Sönmez ve diğ., 2023).

Parametreler	**Microtox® Temel Test (%45)**	**Microtox® Deniz ve Nehir Ağzı Numuneleri için Karşılaştırma Testi**
Kullanılan bakteri	*A. fischeri* (NRRL B-11177)	*A. fischeri* (NRRL B-11177)
Bakteri kültürü hacmi	10 µl	100 µl (seyreltilmiş)
Numune hacmi	500 µl	1500 µl
Ortam sıcaklığı	15°C	15°C
İnhibisyon süresi	15 dk	15 dk
Negatif Kontrol	%2'lik NaCl çözeltisi	Yok
Pozitif Kontrol	Formaldehit	Formaldehit
Referans numune	Yok-hazırlanmaz	Numune ile aynı tuzluluğa ait toksik olmayan numune hazırlanır
Çalışılabilen numune özellikleri	Akut toksisitesi bilinmeyen/orta ve/veya çok toksik olduğu öngörülen atıksu, su, kimyasal maddeler vb.	Akut toksisitesinin çok düşük olduğu öngörülen hassas su numuneleri, lagün, deniz suyu numuneleri vb.
Testin son noktasının hesaplanabilirliği	Bakterinin ilk olarak negatif kontrole maruz kalmakta ve yaptığı ışıma ölçülmektedir. Daha sonrasında bakteri, numuneye maruz bırakılmakta ve belirlenen inhibisyon süresi sonunda yaptığı ışıma ölçülmektedir. Ölçümler, bir doz yanıt eğrisi oluşturmak için kullanılmakta ve EC_{50} değeri hesaplanmaktadır.	Bakterinin ilk olarak negatif kontrole maruz kalmakta ve yaptığı ışıma ölçülmektedir. Daha sonrasında bakteri, hem referans numuneye hem de numuneye maruz bırakılmakta ve belirlenen inhibisyon süresi sonunda yaptığı ışıma ölçülmektedir. Testin sonucu, bir referans numuneye kıyasla ortalama yüzde fark olarak rapor edilmektedir.
Testin son noktası	Ortalama etkili konsantrasyon EC_{50} (mg/L veya %)	Işımada yüzde fark
Sonucun hesaplanmasın kullanılan yazılım/program	Microtox® Omni Yazılım	Microtox® Omni Yazılım

Sonucun yorumlanması	EC_{50} (mg/L veya %) değeri ne kadar düşük ise, akut toksisite o kadar yüksektir. Testin sonunda elde edilen, 100 mg/L'nin üzerindeki EC_{50} değerine sahip numuneler toksik olmayan numune özelliği sergilemektedir.	Işımada yüzde farklılık, çalışılan numunenin hazırlanan toksik olmayan referans numuneye karşı akut toksisitesindeki farklılığını yansıtmaktadır. Testin sonunda elde edilen değerler, % 0-99 arasında değişmektedir.

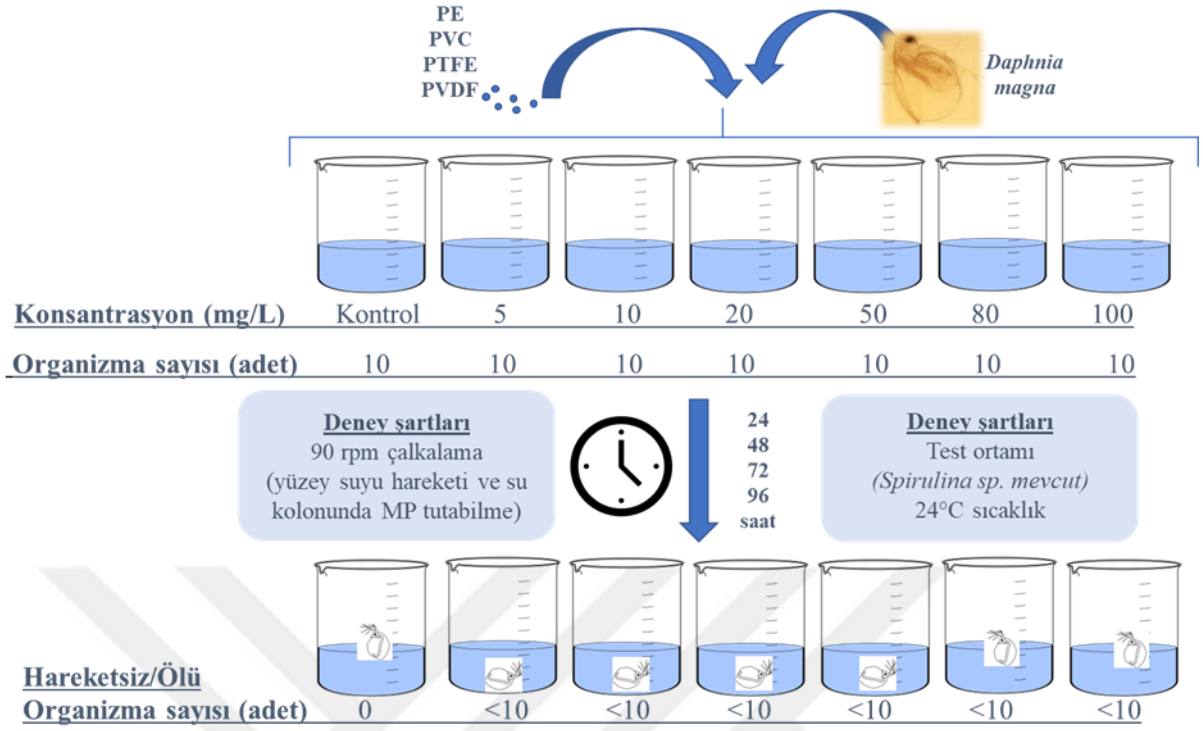
3.3.2. *Daphnia magna* ile Akut Hareketsizlik Testi

D. magna ile hareketsizlik testi, Kimyasalların Test Edilmesine İlişkin Yönerge -202 (OECD Guidelines for the Testing of Chemicals-202) prosedürüne göre, yetiştiriciliği yapılan *D. magna* (Straus, 1820) ile yürütülmüştür. *Daphnia* sp. 35x70x30 cm akvaryumlarda, her gün *Spirulina* sp. tableti ile beslenmiştir. Havalandırma Atman AT-A8500 havalandırma motoru, sıcaklık ise EHEIM 3612 50W marka termostatlı ısıtıcı ve aydınlık:karanlık periyodu ise doğal gün ışığı ile sağlanmıştır.

Testte, *Daphnia* sp.'lerin tüketebileceği boyutta olan 50 µm ve altındaki, farklı konsantrasyonlarda (5, 10, 20, 50, 80 ve 100 mg/L) saf polimerlere (PE, PVC, PTFE, PVDF) akut olarak maruz bırakılmıştır. Farklı konsantrasyonlardaki polimerleri hazırlamak için, RADWAG-XA 60/220 marka hassas terazi ile 3 kere ölçümü yapılmıştır. Her ne kadar 100 mg/L sucul ekosistemler için yüksek bir konsantrasyon olarak kabul edilse de önümüzdeki yıllarda da sucul ekosistemlerdeki MP yükünün artabileceği öngörülmektedir (Phuong ve diğ., 2016). Deney süresince, deneylerin yürütüldüğü beherler 90 rpm hızında çalkalanmıştır. Böylece, çalışılan polimerlerin su kolonunda kalması hedeflenmiştir.

Yenidoğanlar (24 saatten küçük olan organizmalar), mümkün olan en düşük seyreltmeyi sağlayacak şekilde Pasteur pipet ile beherlere 10 adet *Daphnia* sp. (n=10) olacak şekilde yerleştirilmiştir (Baumann ve diğ., 2014).

Her bir polimer türünden 5 tekrar (kontrol grubu dahil) olacak şekilde deney setleri yürütülmüştür. Akut maruziyette 24, 48, 72 ve 96 saat çalışılmıştır. Genel olarak, ilave besleme olmadan maksimum 96 saate kadar akut toksisite testini uzatmak mümkündür. 96 saate kadar uzayan kontrolde sağ kalma oranının düşme ihtimaline karşılık, daha gerçekçi bir senaryo olan ek besleme önerilmektedir. Ancak bu durumun beslenme nedeniyle toksisiteyi etkileyebileceği de bilinmektedir (Baumann ve diğ., 2014). Maruziyet süresince, deney setlerinde hareketsizliği gözlemlenen *Daphnia* sp.'ler deney ortamından alınmıştır (Şekil 3.5).



Şekil 3.5: *Daphnia magna* ile hareketsizlik testi sürecine ait şematik gösterim (n=5)

3.4. POLİMER GİDERİMİ

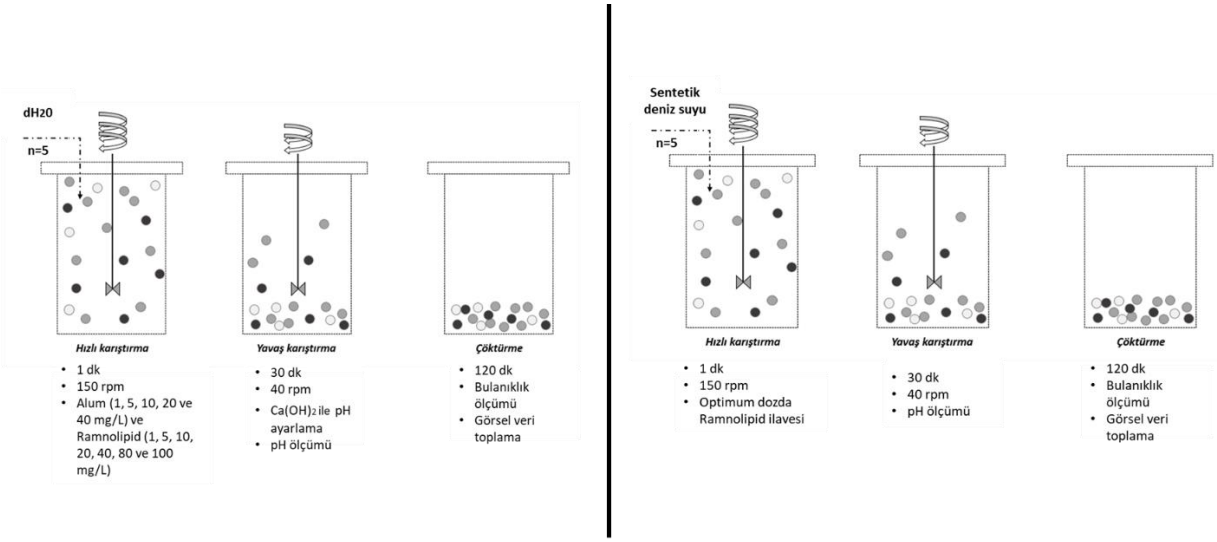
Biyosürfaktanlar, mikrobiyal (bakteri, maya, mantar vb.) hücre yüzeyinde üretilen veya salgılanan, yüzey gerilimini azaltan aktif bileşiklerdir. Mikrobiyal yüzey aktif maddeler sentetik olanlara göre düşük toksisite ve yüksek biyolojik bozunma gibi birçok avantaj sunmakta olup, yüksek pH ve tuzlulukta bile aktif kalabilmektedirler (Costa ve diğ., 2018). Endüstriyel olarak en çok ilgiyi çeken biyosürfaktanların başında, *Pseudomonas* suşları kullanılarak mikrobiyal fermantasyon yoluyla ticari olarak üretilen ramnolipidler gelmektedir. Ramnolipid, katı, sıvı ve gaz moleküller arasındaki yüzey ve iç yüzey gerilimi azaltabilen hidrofilik ve hidrofobik kısım içeren amfilik bileşikler olarak tanımlanan biyosürfaktanlar arasında yer almaktadır (Kumar ve diğ., 2023). *Pseudomonas aeruginosa* tarafından üretilen ramnolipid, kirletilmiş topraklarda hidrofobik bileşiklerin gideriminde kullanılmaktadır (Van Dyke ve diğ., 1993).

Farklı sürfaktanların, alum ile birlikte kullanıldığında MP'lerin parçacık stabilizasyonu üzerindeki etkisi irdelenmiştir (Skaf ve diğ., 2020). Ramnolipid'in flokülant olarak kullanıldığı ve polimer giderim veriminin arttırılmasının hedeflendiği bu çalışmada, konvansiyonel koagülasyon, flokülasyon ve çöktürme proseslerinden yararlanılmıştır. Bu çalışmada kullanılan

hücre dışı sentez ürünü olan ramnolipid, hem yüzeysel sulardaki çevresel problemlerden olan aşırı alg üremesi, müsilaj gibi jelimsi forma sahip yapılar göz önüne alınarak tercih edilmiştir.

Çalışma iki farklı çalışma seti ile yürütülmüştür. Birinci çalışma setinde distile su ortamında koagülasyon-flokülasyon ve çöktürme proseslerinden yararlanılarak, koagülant ve flokülant ile polimerin sucul ortamdan izolasyonu ile giderimi planlanmıştır. Çalışmada akut toksisite testi sonucuna göre tercih edilen PVC (Merck) ile çalışılmıştır. Koagülant olarak yaygın olarak kullanılan alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) kullanılmıştır. pH düzenlemesi için seyreltik $Ca(OH)_2$ çözeltisi kullanılmıştır.

Koagülasyon deneyleri, bir jar test deney düzeneğinde gerçekleştirilmiştir. Her deney için, 1 L'lik beherlere, 500 ml distile su ve 0,0025 g PVC (<45µm) partikülleri ilave edilmiştir. Her deney setinde 4 adet numune ve 1 adet kontrol beher seti kurulmuştur. Çözeltinin pH'ı ve bulanıklığı, alum ve ramnolipid eklenmeden önce ölçülmüştür. Test sırasında önceden belirlenen konsantrasyonlarda kimyasallar ilk 1 dakika içinde eklenmiştir. Sırasıyla 1, 5, 10, 20 ve 40 mg/L'lik alum konsantrasyonu, pH (7,0-7,5-8,0-8,5-9,0-9,5) ve ramnolipid (1, 5, 10, 20, 40, 80 ve 100 mg/L) konsantrasyonları ile çalışılmıştır. PVC'nin sucul ortamdan giderimi için optimum pH'da, alum ve ramnolipid'in birlikteki etkinliği araştırılmıştır. Hızlı karıştırmada 150 rpm ile 1 dakika, yavaş karıştırmada 40 rpm ile 30 dakika boyunca çalışılmıştır. Çöktürme için 120 dakika bekletme süresi tercih edilmiştir.



Şekil 3.6: Deney düzeneği

İkinci çalışma setinde ise, sentetik deniz suyuna ramnolipid fiksasyonu ile aglomerasyon prosesi uygulanmıştır. Deniz suyu farklı bolluklarda MP'ler içerdiğinde çalışma ortamları distile su ve sentetik deniz suyu olarak tercih edilmiştir.

Jar testlerinde, hızlı karıştırma hızı 150 rpm olup, kimyasalları çözmek için 1 dakika çalışılmıştır. Ardından topak oluşumunu arttırıcı parçacık çarpışmalarını daha büyük topaklara doğru desteklemek için 30 dakika boyunca 40 rpm yavaş karıştırma hızı ile izlenmiştir. Bundan sonra, tüm numuneler 120 dakikalık periyotta çöktürme deneyine alınmış olup ve PVC gideriminin etkinliğini belirlemek için Jar testi deneylerinden farklı olarak (sıvının üst fazından aşağıda değil) karışımın tam yüzeyinde agrega eğiliminde olan üst fazından 10 ml alınarak, bulanıklık ölçümü yapılmıştır (Skaf ve diğ., 2020).

Distile su ortamında yüksek polimer giderim verimi eldesi için pH ayarı yapılırken, sentetik deniz suyu için fizikokimyasal parametreler (tuzluluk, pH) deniz suyu karakteristiğine göre düzenlenmiştir. Her iki çevresel ortam için sıcaklık oda sıcaklığı olarak kabul edilmiştir. Kullanılan alum, ramnolipid, $Ca(OH)_2$ (Sigma Aldrich) analitik saflıktadır.

Staf ve diğ. (2020) tarafından yapılan çalışmada, MP konsantrasyonu tespitinde çözelti bulanıklığı (NTU) absorbanstan daha duyarlı bulunduğu için bu çalışmada da polimer konsantrasyonun bir göstergesi olarak bulanıklık parametresinden (NTU) yararlanılmıştır. Sonuçlar, görsel gözlem ve çözelti üst fazın bulanıklığının bulanıklık ölçer (Hach model 2100N türbidimetre, NTU) ile izlenmesi ile elde edilmiştir. Her ölçümden önce bulanıklık ölçerin kalibrasyonu yapılmıştır. Giderim verimi (%), kontrol numunesi ve çalışılan numunelerin bulanıklık farkından yararlanılarak hesaplanmıştır (Denklem 7).

$$\text{Giderim Verimi (\%)} = \left(\frac{Kontrol\ numunesi\ NTU - Numune\ NTU}{Kontrol\ Numunesi\ NTU}\right) x\ 100 \qquad (7)$$

3.5. İSTATİSTİKSEL ANALİZ

İstatistiksel analiz üniversitemiz personeline lisanslı olarak sunulan SPSS Programı (Versiyon 20.0) ile gerçekleştirilmiştir. Mikroplastik bolluğu ve dağılımlarına ait verilerin normalliği, Kolmogorov-Smirnov ve Shapiro-Wilk testi ile kontrol edilmiştir. Veri seti normal dağılmadığı tespit edilmiştir. İki grup arasındaki farkları analiz etmek için Mann-Whitney U testi, çoklu gruplar arasındaki farkları analiz etmeniz için Kruskal-Wallis testi kullanılmıştır. Mikroplastik bolluğu ve yüzeysel su toksisitesi arasındaki ilişkinin belirlenmesi için regresyon analizinden yararlanılmıştır.

4. BULGULAR

4.1. MİKROPLASTİK BOLLUKLARININ BELİRLENMESİ VE KARAKTERİZASYONU

4.1.1. Mikroplastik Bolluklarının Konuma ve Zamana Bağlı Dağılımları

Çalışma alanı olarak seçilen İstanbul güney kıyısal alanındaki AAT'lerin etkisi altında olan istasyonlardan elde edilen MP bolluğu (birim olarak MP/L kullanılmıştır) Tablo 4.1'de sunulmuştur. 12 aylık izleme verilerine dayanarak, çalışma alanındaki MP bolluğu ortalama 146±123 MP/L olarak bulunmuştur. Ortalama en yüksek MP bolluğu A1 istasyonunda (398±265 MP/L) tespit edilirken, ortalama en düşük MP bolluğu C3 istasyonunda (60±43 MP/L) belirlenmiştir. Ayrıca, çalışma süresi boyunca Ekim '20 ve Ocak '21 ayında sırasıyla P3 ve A1 istasyonlarında pik değerler tespit edilmiştir. Ortalamaya bu değerler dahil edilmemiştir. Bu ayı takiben, A1 istasyonundaki MP bolluğunun da Şubat '21 ve Mart '21 tarihlerinde 700 MP/L'nin üzerinde olduğu ve bunun diğer örnekleme noktalarına göre önemli ölçüde yüksek olduğu bulunmuştur.

Tablo 4.1: Konuma ve zamana bağlı olarak mikroplastik bolluklarının dağılımı (MP/L).

İstasyonlar / Aylar	**A1**	**A2**	**P1**	**P2**	**P3**	**AP**	**C1**	**C2**	**C3**
Ekim 20	630	262	279	16	>1000	296	11	36	9
Kasım 20	428	127	235	46	68	44	10	42	9
Aralık 20	90	51	82	102	70	30	54	58	39
Ocak 21	>1000	124	86	31	30	28	29	40	20
Şubat 21	776	273	29	115	101	94	24	80	56
Mart 21	740	263	68	132	110	38	54	74	95
Nisan 21	252	122	142	98	126	124	162	96	131
Mayıs 21	704	554	101	116	102	126	83	195	125
Haziran 21	250	268	106	93	220	159	71	248	93
Temmuz 21	192	154	25	91	93	81	85	68	18
Ağustos 21	143	107	107	33	53	88	57	78	67
Eylül 21	176	92	69	103	154	47	100	12	58
ORT	398 ±265	199 ±136	110 ±76	81 ±38	102 ±52	96 ±75	61 ±43	85 ±70	60 ±43

A1 istasyonu yüzeysel sularında tespit edilen MP bolluğu, en yüksek Ocak ’21 ayında tespit edilmiştir (>1000 MP/L). Bu ayı takiben Şubat ’21 ve Mart’21 aylarında bulunan MP bolluk değerleri de 700 MP/L üzerinde bulunmuştur. En düşük MP bolluk değeri ise, Aralık ’20 ayında 90 MP/L olarak kayda geçmiştir. İstasyonda tespit edilen MP bolluğunun ortalama değeri 398±265 MP/L’dir.

A2 istasyonu yüzeysel sularında tespit edilen MP bolluğu, en yüksek 554 MP/L (Mayıs ’21) olarak bulunmuştur. A1 istasyonuna benzer olarak en düşük MP bolluğu Aralık ’20 ayında 51 MP/L olarak tespit edilmiştir. İstasyonda belirlenen MP bolluğunun ortalama değeri 199±136 MP/L’dir.

P1 istasyonu yüzeysel sularında tespit edilen MP bolluğu, en yüksek Ekim ’20 ayında 279 MP/L bulunurken, en düşük Temmuz ’21 ayında 25 MP/L olarak tespit edilmiştir. İstasyondaki MP bolluğunun ortalama değeri 110±76 MP/L’dir.

P2 istasyonunda 132 MP/L değeri (Mart ’21) en yüksek MP bolluğu olarak belirlenmiştir. En düşük MP bolluğu değeri ise, 16 MP/L (Ekim ’20) olarak bulunmuştur. İstasyondaki MP bolluğunun ortalama değeri 81±38 MP/L olarak hesaplanmıştır.

P3 istasyonu yüzeysel sularında tespit edilen MP bolluğu en yüksek Ekim ’20 ayında tespit edilmiştir (>1000 MP/L). İstasyonda Ocak ’21 (30 MP/L) ayında en düşük MP bolluğu tespit edilmiş olup, istasyonun ortalama MP bolluğu 102±52 MP/L olarak hesaplanmıştır.

AP istasyonu yüzeysel sularında MP bolluğu Ekim ’20 ayında 296 MP/L olarak tespit edilerek, en yüksek değerini almıştır. Tıpkı P3 istasyonunda olduğu gibi, en düşük MP bolluğu da Ocak ’21 ayında (28 MP/L) bulunmuştur. İstasyonun ortalama değeri 96±75 MP/L olarak kayda geçmiştir.

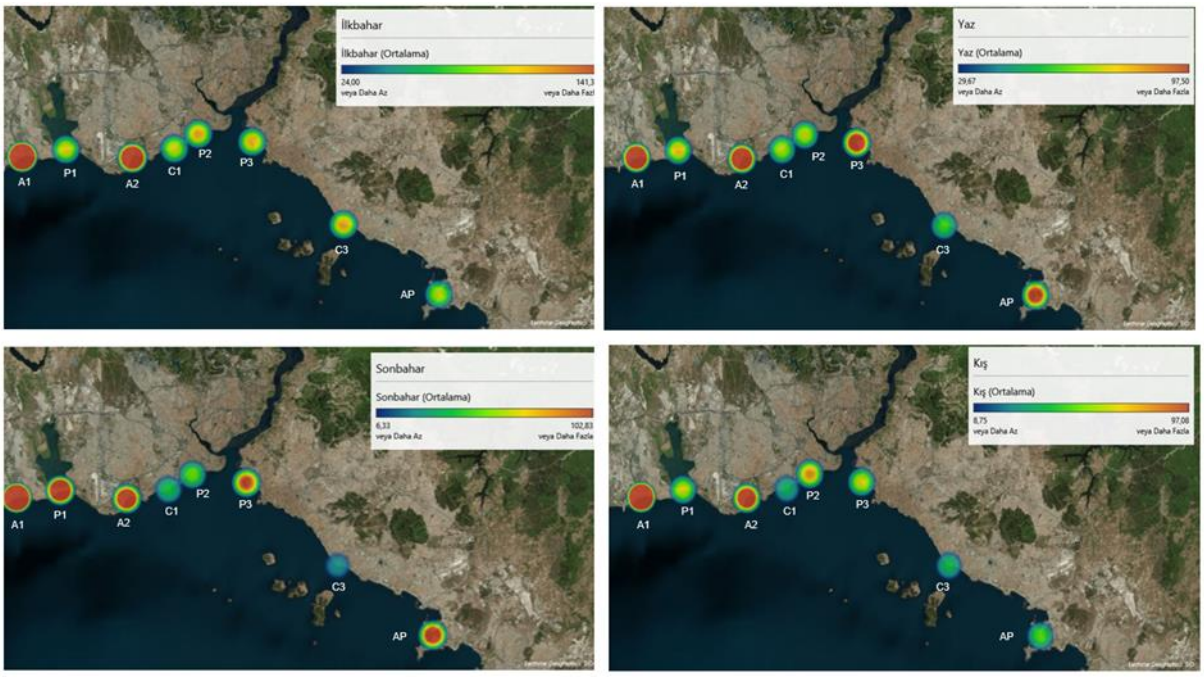
C1 ve C3 istasyonlarının yüzeysel sularındaki ortalama MP değerleri ise, birbirine çok yakındır (sırasıyla 61±43 MP/L ve 60±43 MP/L). İstasyonlardaki en yüksek MP değerleri Nisan ’21 ayında (sırasıyla 162 MP/L ve 131 MP/L), en düşük MP değerleri ise Kasım ’20 ayında sırasıyla 10 MP/L ve 9 MP/L olarak bulunmuştur. C2 istasyonunda ise, 85±70 MP/L ile değeri ile C1 ve C3 istasyonlarına göre daha yüksek MP bolluğu tespit edilmiştir.

Atıksu arıtma tesisi etkisi altında olan tüm istasyonların yüzeysel sularındaki ortalama MP bolluğu, kontrol istasyonlarının yüzeysel sularındaki MP bolluğuna göre (2,2 kat) daha fazladır. Dere yolu ile deşarj yapılan atıksu arıtma tesislerinin etkisi altında olan istasyonların yüzeysel su örneklerinde MP bolluğu ortalama 298±140 MP/L olarak hesaplanmıştır. Bu arıtma tesisi etkisi altında olan istasyonların (A1 ve A2) yüzeysel sularındaki MP bolluğu, kontrol istasyonlarının yüzeysel sularındaki MP bolluğuna göre (4,9 kat) daha fazladır.

Derin deniz deşarjı yapan AAT'nin deşarj sularının etkisi altında olan istasyonlardaki ortalama MP bolluğu ise, 97±12 MP/L olarak bulunmuş olup, C1 ve C3 istasyonlarının yüzeysel sularındaki MP bolluğuna göre 1,6 kat daha fazladır. Bu durum, DDD yapan atıksu arıtma tesislerinin etkiledikleri kıyısal alanların yüzeysel sularındaki MP bolluğuna potansiyel katkısını kanıtlar niteliktedir.

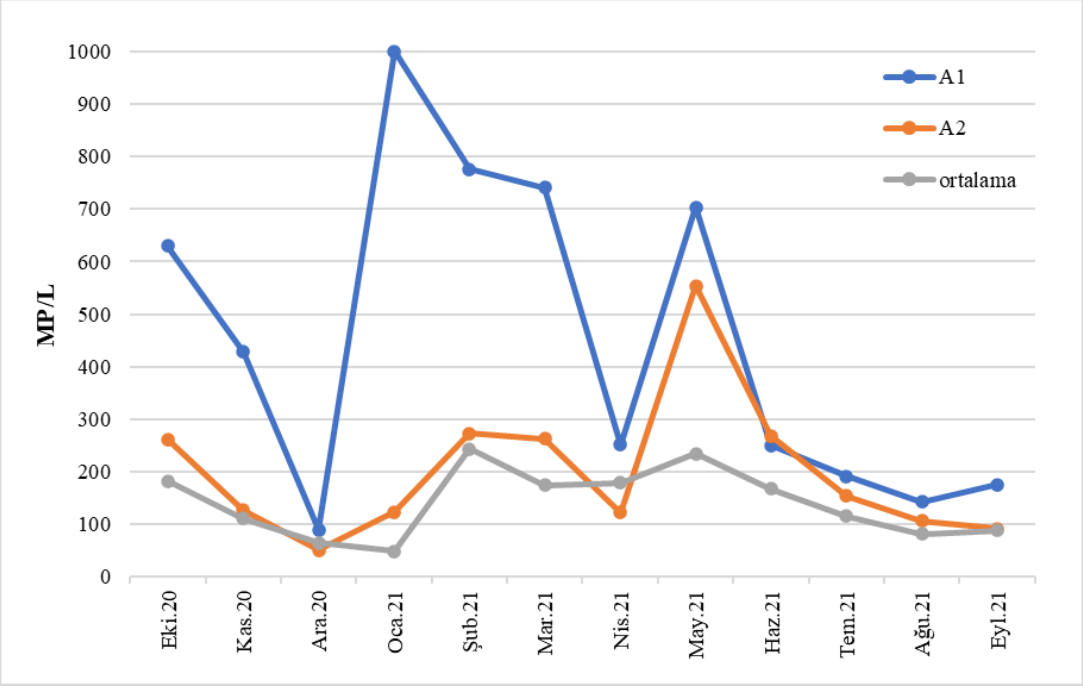
Çalışmadan elde edilen sonuçların kendi içinde kıyaslanabilirliği açısından ise, kontrol olarak seçilen istasyonlar ile diğer istasyonlar arasındaki MP bolluğundaki farklılıklar çalışmanın hipotezini doğrular niteliktedir. Veriler istatistiksel olarak değerlendirildiğinde, Kolmogorov-Smirnov ve Shapiro–Wilk testi sonuçlarına göre elde edilen anlamlılık düzeyi $p>0,05$ olduğu için normal dağılım göstermediği bulunmuştur. Çalışma alanında tespit edilen MP bolluğunun istasyonlar arası istatistiksel açıdan farklılığı belirlenmiştir. Buna göre, A1 istasyonundaki MP bolluğu ile A2 istasyonu haricindeki tüm istasyonlardaki MP bolluğu arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmuştur ($p<0,05$). A1, A2, P1 istasyonları ile C1 ve C3 istasyonları arasında istatistiksel olarak anlamlı fark tespit edilmiştir ($p<0,05$).

Mevsimlere bağlı olarak MP bolluğu incelendiğinde, ilkbahar mevsimi tüm mevsimler arasında daha dikkat çekicidir (Şekil 4.1). Genel olarak yağışlı sezonda belirlenen MP bolluğunun (149±57 MP/L), kurak sezondaki MP bolluğuna (125±21 MP/L) göre daha yüksek olduğu bulunmuştur. Çalışma alanında, ilkbahar mevsiminde tespit edilen MP bollukları ile yaz ve kış mevsimlerinde tespit edilen MP bollukları arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmuştur ($p<0,05$). A1 ve A2 istasyonları, diğer istasyonlara göre dört mevsim de MP bolluğu açısından yoğun olarak tespit edilmiştir. Ayrıca, istatistiksel olarak A1 istasyonunda ilkbahar ve yaz mevsimlerinde tespit edilen MP bollukları arasında anlamlı bir fark bulunmuştur ($p<0,05$). Hem P3 hem de AP istasyonlarında yaz ve sonbahar mevsiminde MP bolluğu açısından artış yaptığı görülmektedir.



Şekil 4.1: Mevsimlere bağlı olarak istasyonların MP bollukları. (Ölçek skalası, dairelerin merkezlerindeki renkleri ifade etmektedir.)

Aylara bağlı olarak çalışma alanındaki ortalama MP bolluğu incelendiğinde, Mayıs '21 ayında MP bolluğunun (238±204 MP/L) en yüksek seviyelerde olduğu bulunmuştur. Özellikle tüm çalışma alanında Ocak '21 ayında MP bolluğu (49±25 MP/L) en düşük seviyede tespit edilmiştir. A1 ve A2 istasyonları özelinde incelendiğinde ise, her iki istasyondaki MP bolluğunun birbirine paralellik gösterdiği bulunmuştur (Şekil 4.2).

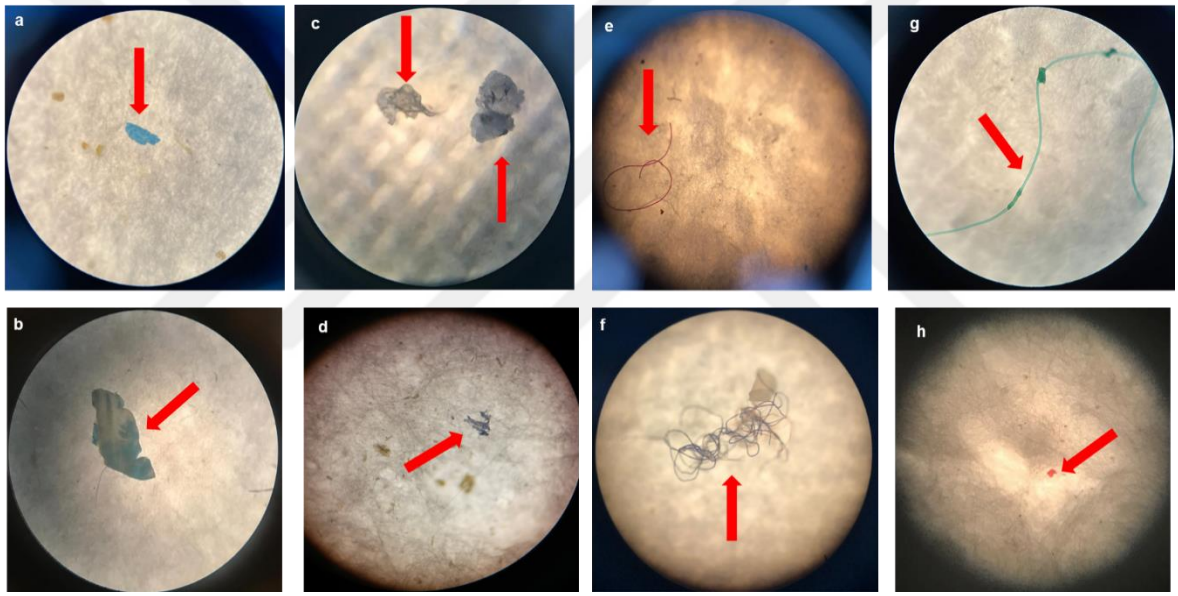


Şekil 4.2: Aylara bağlı olarak MP bolluğu dağılımları (MP/L).

Özellikle yağışlı günlerde, bazı işletme problemleri kaynaklı olarak, DDD yapan atıksu ön arıtma tesislerinin kanal ve dereler aracılığıyla gelen atıksuları by-pass yaptığı için kıyısal alandaki MP bolluğunun ortalamanın üstünde olduğu belirlenmiştir. Bu durumun başka bir örneği Ekim '20 ayında P3 istasyonunda da rastlanılmış ve MP konsantrasyonu 1000 MP/L olarak belirlenmiştir.

4.1.2. Mikroplastiklerin Morfolojik Özellikleri

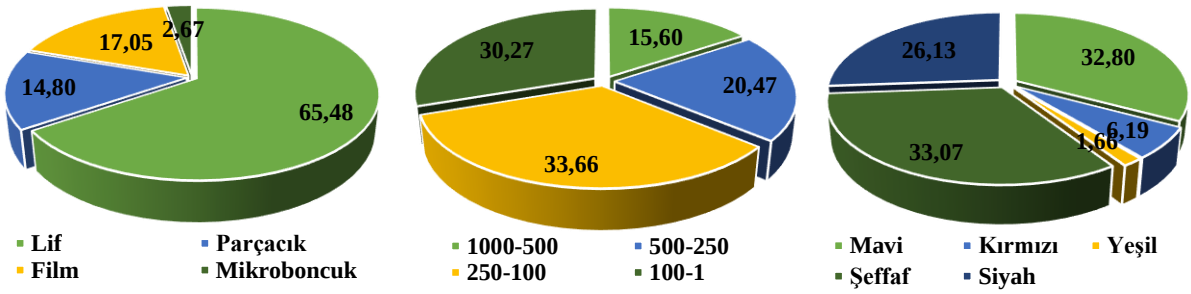
Mikroskop altında MP'lerin boyutlarına göre ayrıldığı filtre kağıtları incelenirken, MP'lerin hem bolluk sayımları yapılmış hem de tip ve renk özelliklerine göre kategorize edilmiştir. Mikroskop altındaki farklı renklerde ve tiplerdeki MP'lere ait görseller Şekil 4.3'te sunulmuştur.



Şekil 4.3: Mikroplastiklerin ışık mikroskobu altındaki görselleri (Büyütme gücü 4x10) (Mikroplastikler, kırmızı ok ile gösterilmiştir.).

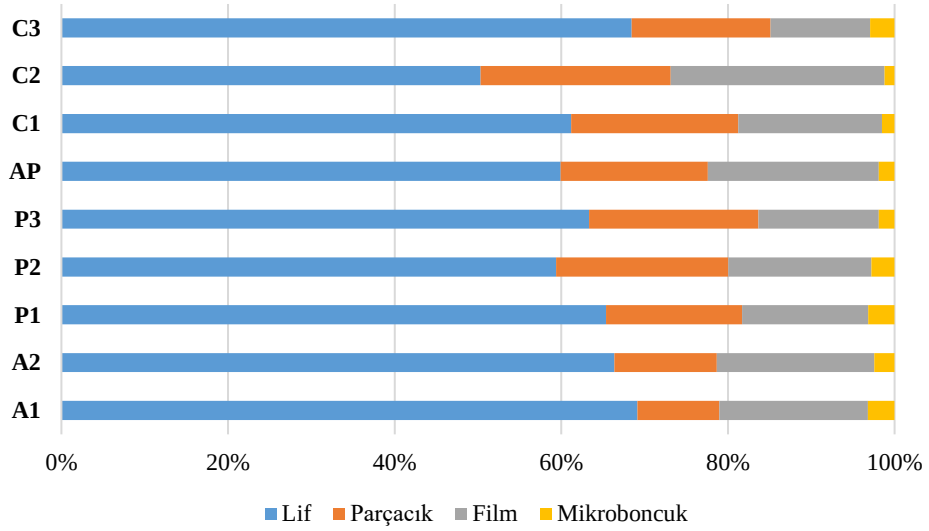
İstasyon farkı gözetmeksizin çalışma alanındaki MP'lerin tip, boyut ve renk kategorilerine göre genel dağılımları Şekil 4.4'te verilmiştir. Tespit edilen MP'lerin tip olarak lif (%65,48) ağırlıklı olduğu görülmektedir (Şekil 4.4-a). Mikroboncuklar ise, çalışma süresince en az rastlanan MP tipidir. Çalışma alanında tespit edilen MP'lerin boyutları ise, 250-100 µm (%33,66) ve 100-1 µm (%30,27) arasında dağılım göstermektedir (Şekil 4.4-b). Böylece, çalışma alanında ağırlıklı olarak MP'lerin 250 µm ve altında dağılım gösterdiği ifade edilebilir. MP'lerde yoğun olarak tespit edilen renkler, şeffaf (%33,07) > mavi (%32,80) > siyah (%26,13) > kırmızı (%6,19) > yeşil (%1,66) şeklinde sıralanmaktadır (Şekil 4.4-c). Çalışma alanında yoğun olarak belirlenen liflerin mavi ve siyah renklerinin baskın olduğu tespit edilmiştir.

Liflerden sonra baskın olan MP tipi olan parçacıkların ise, genelde gözlemlenen renkleri mavi ve şeffaftır. Kırmızı renge daha çok lif şeklindeki MP'lerde rastlanılmıştır.



Şekil 4.4: İstasyon farkı gözetmeksizin mikroplastiklerin yüzdelik (%) dağılımları a) Tip b) Boyut c) Renk.

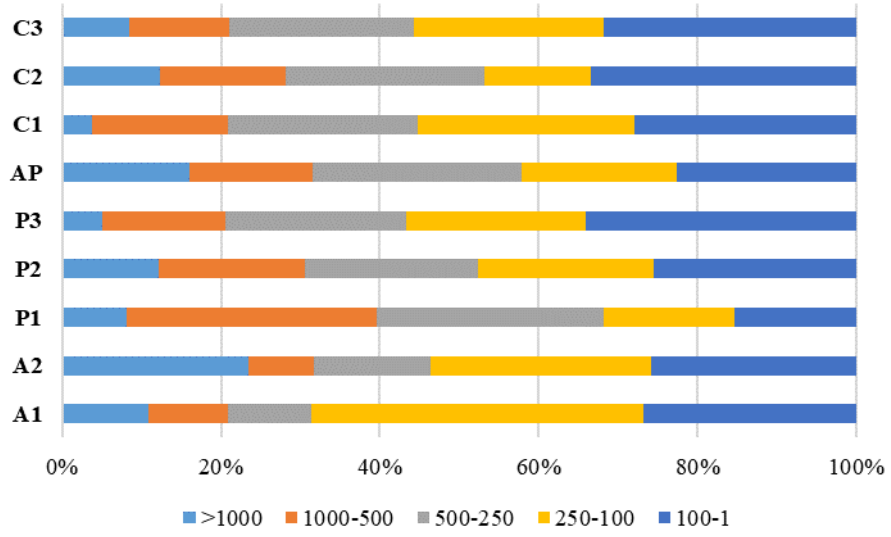
İstasyonlarda tespit edilen MP tiplerinin dağılımı genel olarak benzerdir (Şekil 4.5). MP tipleri göz önünde bulundurulduğunda, liflerin en yüksek oranda tespit edildiği istasyon A1 (%69,12), parçacık ve filmlerin en yüksek tespit edildiği istasyon ise C2 istasyonudur (sırasıyla %22,84 ve %25,65). Mikroboncuklar ise, tüm istasyonlar için en düşük tespit edilen MP tipidir. Çalışma alanındaki tüm istasyonlarda tespit edilen MP tipleri arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunamamıştır ($p>0,05$).



Şekil 4.5: Mikroplastik tiplerinin istasyonlara göre dağılımı.

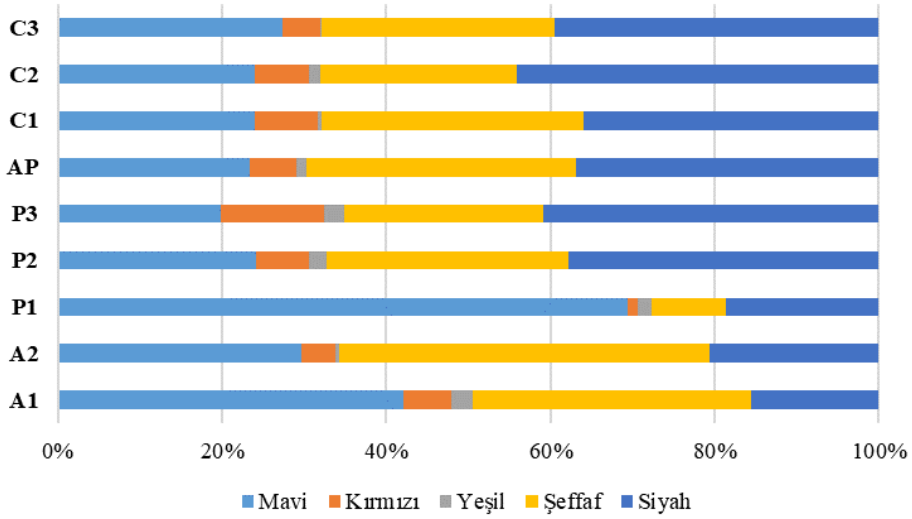
Çalışma alanında tespit edilen MP boyutlarının istasyonlara göre dağılımları Şekil 4.6'da sunulmuştur. Buna göre, A1 istasyonunda 250 µm ve altındaki boyut aralığındaki MP'lerin oranı %68,67'dir ve bu oran genel dağılımdaki 250-100 µm ve altındaki boyut aralığındaki MP'lerin oranından bile fazladır. İstasyonlarda boyutlar arasındaki en belirgin farklılık A1 ve A2 istasyonlarında bulunmuştur ($p<0,05$). A2 istasyonunda 250-100 µm ile 100-

1 µm boyut altındaki MP'lerin oranları birbirine çok yakındır. P1 istasyonunda ise baskın olan boyut aralıkları 1000-500 µm boyut aralığında bulunmuştur. Diğer istasyonlardaki MP boyut dağılımlarının, 500 µm üstü haricindeki diğer boyut aralıklarında neredeyse eşit dağılım gösterdiği tespit edilmiştir.



Şekil 4.6: Mikroplastik boyutlarının istasyonlara göre dağılımı.

Çalışma alanında belirlenen MP'lerin renk dağılımları incelendiğinde, %41,99 oran ile mavi renkli MP'ler A1 istasyonunda, %44,97 oran ile şeffaf renkli MP'lerin baskın olduğu görülmektedir (Şekil 4.7). Ancak, P1 istasyonunun yüzeysel suyunda tespit edilen MP'lerin büyük çoğunluğunu (%69,42) mavi renkli MP'ler oluşturmaktadır. Çalışma alanındaki tüm istasyonlarda tespit edilen MP renkleri arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunamamıştır ($p>0,05$).

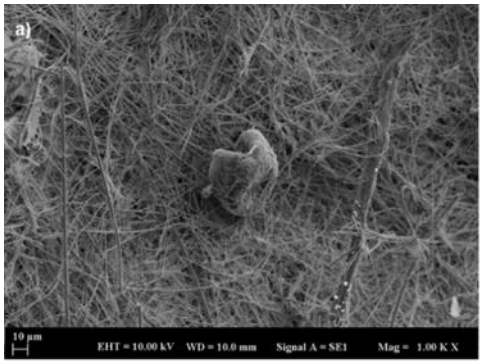


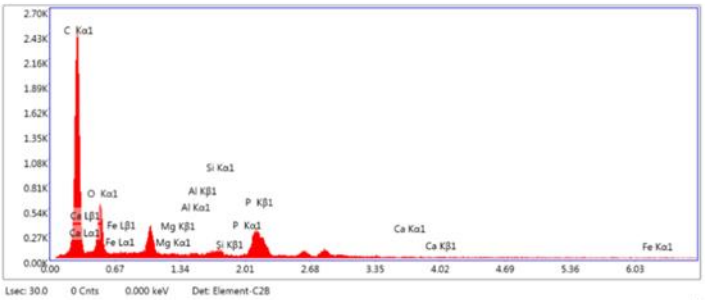
Şekil 4.7: Mikroplastik renklerinin istasyonlara göre dağılımı.

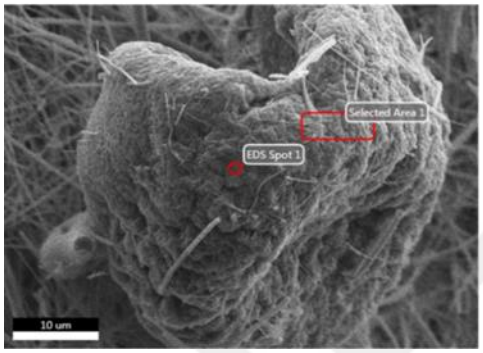
4.1.3. Mikroplastiklerin Mikroyapısal Klasifikasyonları ve Elemental Analizleri

Çalışma sonucu elde edilen partiküllerin mikroyapı karakterizasyonu SEM-EDS ile gerçekleştirilmiştir. Morfolojik inceleme sonucunda partikül boyutu ve mikroyapısal klasifikasyonu belirlenmiştir. Aynı zamanda analiz sırasında numuneye Enerji Dağılım Spektrometresi (EDS) ile elementel analiz yapılmıştır. SEM/EDS analizinde elde edilen elementel analiz sonuçları yarı kantitatif analiz özelliği taşıdığından elde edilen partiküllerin hangi polimerik malzeme türüne ait olduğunu belirlemede bu analiz yöntemi yeterli olmamaktadır. Bu nedenle, polimerik malzemenin kimyasal bileşiminin belirlenmesi için ayrıca ATR-FTIR analizi yapılmıştır.

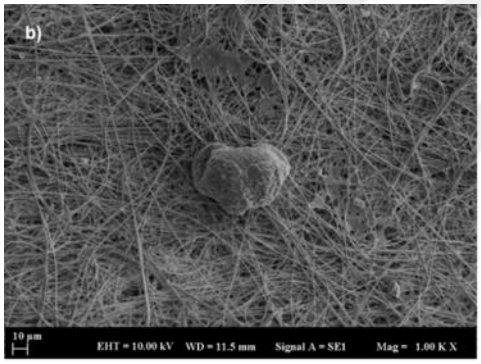
SEM görüntülerinin analizinden elde edilen sonuçlar Şekil 4.8'de gösterilmektedir. Genel olarak, MP parçacıklarının SEM analizi sonucunda elde edilen morfolojilerin yüzey görüntüsünden MP'lerin maruz kaldığı etkiler tahmin edilebilmektedir. Örneğin, MP'lerin yüzeyinin pürüzlü olması polimer malzemenin oksidatif aşınması veya polimer yaşlanmasını, partikül yüzeyinde oyuk/oyuntu veya mikro çatlakların olması mekanik ve oksidatif aşınmaya maruz kaldığını şeklinde ifade edilmiştir.

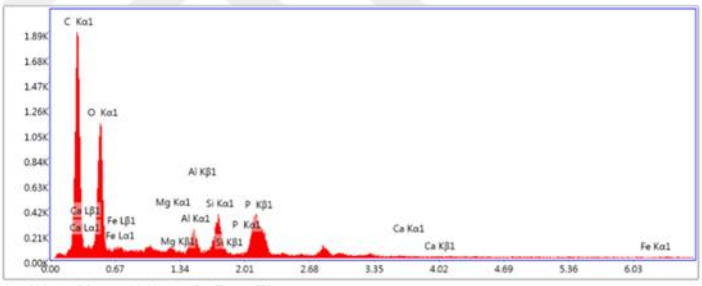


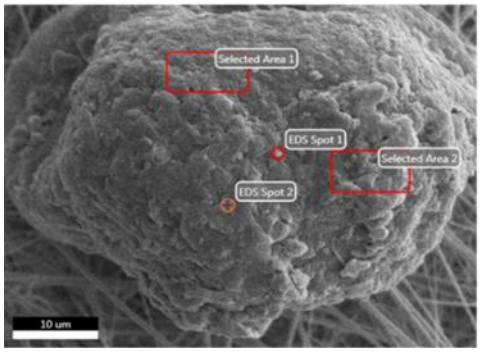




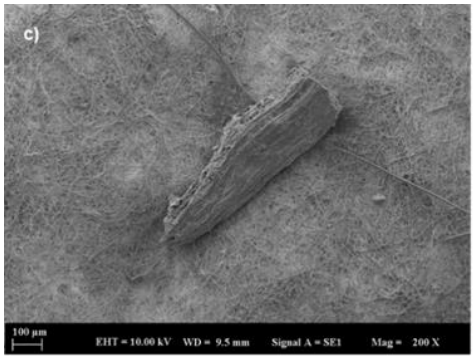
Element	Weight %	Atomic %	Net Int.	Error %	Kratio	Z	A	F
C K	73.77	82.27	566.18	6.92	0.4541	1.0287	0.5984	1.0000
O K	15.36	12.86	77.80	16.00	0.0527	0.9706	0.3536	1.0000
FeL	0.00	0.00	0.00	99.99	0.0000	0.7225	0.6919	1.0000
MgK	0.01	0.01	0.09	99.99	0.0001	0.8796	0.8875	1.0063
AlK	1.05	0.52	9.70	27.36	0.0084	0.8439	0.9444	1.0103
SiK	3.41	1.63	30.93	10.12	0.0288	0.8593	0.9728	1.0111
P K	5.89	2.55	38.13	4.85	0.0477	0.8226	0.9810	1.0049
CaK	0.52	0.17	1.33	84.41	0.0043	0.7942	1.0056	1.0294

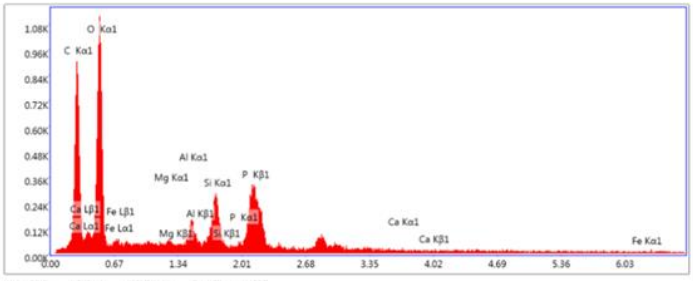




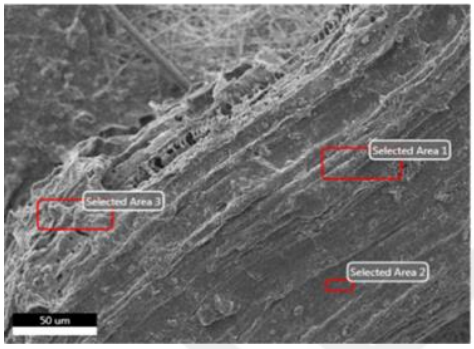


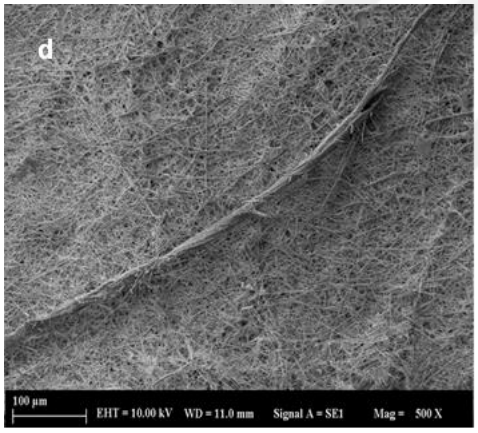
Element	Weight %	Atomic %	Net Int.	Error %	Kratio	Z	A	F
C K	53.40	65.07	402.88	8.66	0.2528	1.0502	0.4508	1.0000
O K	27.22	24.90	215.07	10.37	0.1141	0.9914	0.4228	1.0000
FeL	0.00	0.00	0.00	99.99	0.0000	0.7381	0.6650	1.0000
MgK	0.95	0.57	11.86	28.10	0.0075	0.8989	0.8732	1.0080
AlK	5.02	2.72	59.76	8.50	0.0406	0.8624	0.9296	1.0095
SiK	8.46	4.41	97.17	6.94	0.0708	0.8783	0.9479	1.0058
P K	4.87	2.30	39.69	5.42	0.0389	0.8407	0.9479	1.0032
CaK	0.09	0.03	0.28	99.99	0.0007	0.8119	1.0004	1.0237

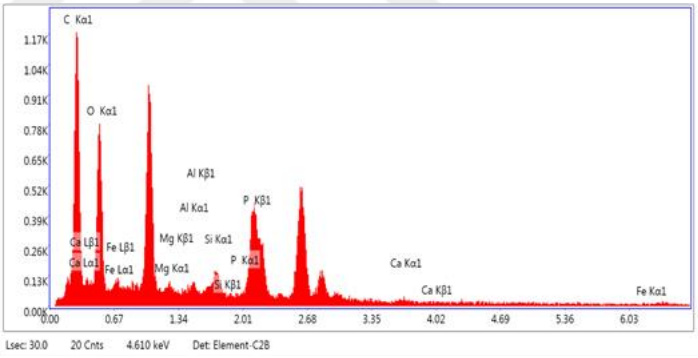




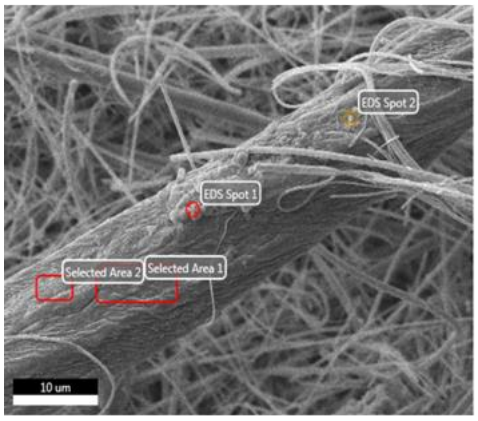
Element	Weight %	Atomic %	Net Int.	Error %	Kratio	Z	A	F
C K	38.84	50.78	173.91	10.53	0.1548	1.0668	0.3738	1.0000
O K	35.98	35.32	229.11	9.33	0.1722	1.0075	0.4751	1.0000
FeL	0.00	0.00	0.00	99.99	0.0000	0.7502	0.6379	1.0000
MgK	1.64	1.06	14.50	18.27	0.0130	0.9138	0.8590	1.0082
AlK	5.10	2.97	43.03	9.65	0.0414	0.8768	0.9162	1.0107
SiK	10.98	6.14	89.70	7.10	0.0926	0.8930	0.9383	1.0062
P K	7.03	3.56	40.51	5.59	0.0562	0.8549	0.9334	1.0027
CaK	0.44	0.17	1.03	90.32	0.0036	0.8257	0.9963	1.0195

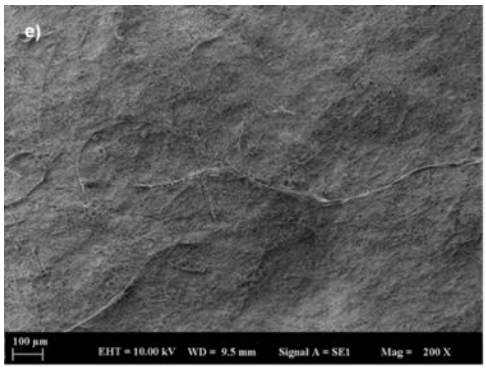


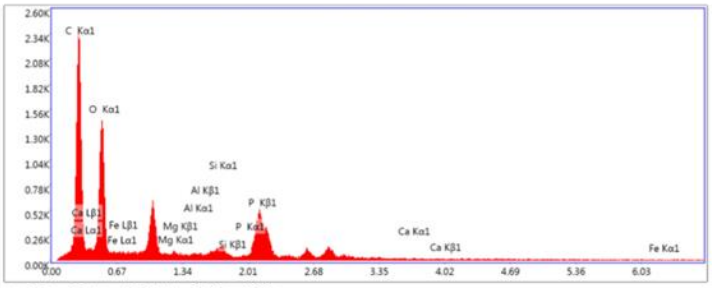




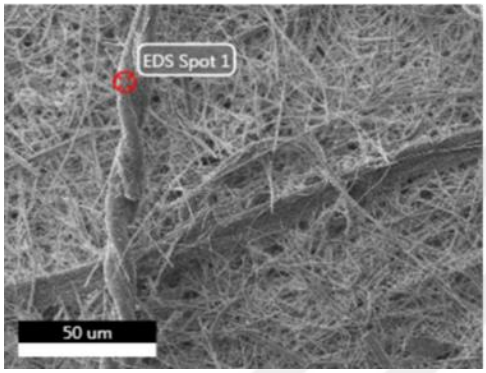
Element	Weight %	Atomic %	Net Int.	Error %	Kratio	Z	A	F
C K	50.43	62.36	221.87	9.14	0.2409	1.0546	0.4531	1.0000
O K	30.72	28.52	142.24	10.48	0.1305	0.9958	0.4267	1.0000
FeL	0.98	0.26	1.83	96.60	0.0047	0.7414	0.6403	1.0000
MgK	0.21	0.13	1.51	99.99	0.0017	0.9030	0.8573	1.0066
AlK	1.79	0.98	12.27	24.98	0.0144	0.8664	0.9220	1.0107
SiK	5.61	2.97	37.86	9.56	0.0477	0.8824	0.9546	1.0107
P K	8.97	4.30	43.14	4.73	0.0731	0.8447	0.9615	1.0038
CaK	1.28	0.47	2.45	78.39	0.0107	0.8159	1.0002	1.0218

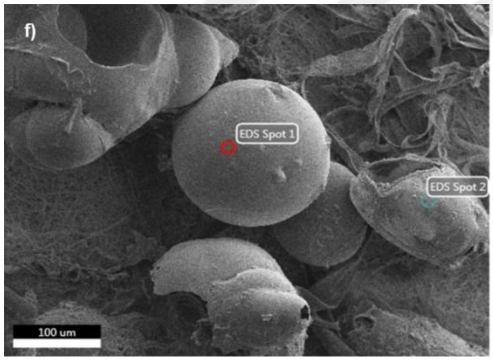


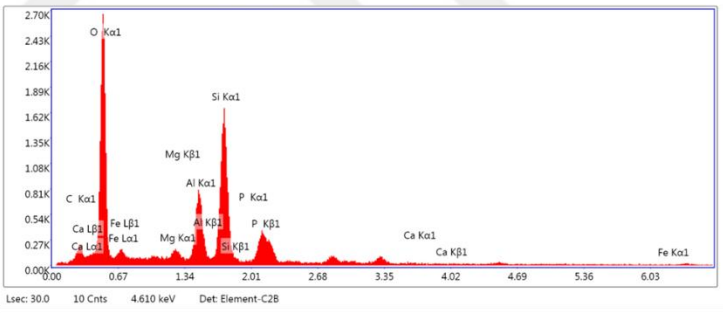




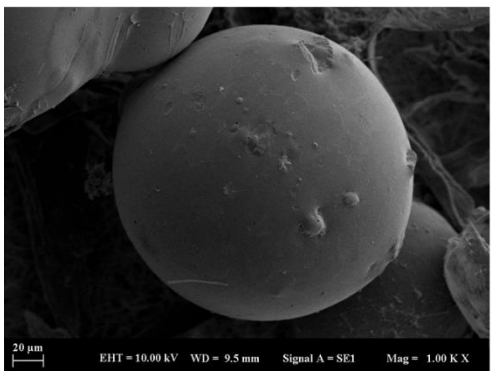
Element	Weight %	Atomic %	Net Int.	Error %	Kratio	Z	A	F
C K	52.78	62.89	468.38	7.63	0.2961	1.0431	0.5379	1.0000
O K	35.09	31.39	280.68	9.63	0.1500	0.9846	0.4341	1.0000
FeL	0.00	0.00	0.00	99.99	0.0000	0.7330	0.6184	1.0000
MgK	0.05	0.03	0.56	99.99	0.0004	0.8925	0.8544	1.0054
AlK	0.50	0.27	5.84	55.57	0.0040	0.8563	0.9212	1.0097
SiK	3.94	2.01	45.36	8.97	0.0333	0.8720	0.9590	1.0104
P K	6.55	3.03	53.99	4.22	0.0533	0.8347	0.9702	1.0046
CaK	1.08	0.39	3.54	66.12	0.0090	0.8060	1.0035	1.0252







Element	Weight %	Atomic %	Net Int.	Error %	Kratio	Z	A	F
C K	5.70	9.60	30.16	18.35	0.0138	1.1242	0.2161	1.0000
O K	40.29	50.95	665.82	6.85	0.2580	1.0630	0.6025	1.0000
FeL	0.02	0.01	0.08	99.99	0.0001	0.7919	0.6746	1.0000
MgK	3.11	2.59	57.22	8.01	0.0264	0.9654	0.8661	1.0137
AlK	15.26	11.45	263.46	5.06	0.1308	0.9264	0.9125	1.0138
SiK	32.99	23.77	526.34	4.69	0.2802	0.9437	0.8988	1.0013
P K	2.09	1.37	22.31	9.13	0.0160	0.9036	0.8432	1.0014
CaK	0.54	0.27	2.57	81.81	0.0047	0.8735	0.9810	1.0129



Şekil 4.8: Mikroplastiklerin SEM mikroyapı fotoğrafları ve EDS analiz sonuçları (a-c) Parçacık MP, (d-e) Lif MP, f) MP dışı mikroboncuk mikroyapı. Sol üst: düşük büyütmede genel mikroyapı SEM görüntüsü, sol alt: yüksek büyütmede SEM mikroyapı görüntüsü; sağ üst: noktasal (spot) EDS spektrumu, sağ alt: analizde belirlenen elementlere ait % ağırlık ve % atomik verileri. (Mikroyapı fotoğrafında kırmızı renkte işaretlenmiş EDS spot 1 olarak

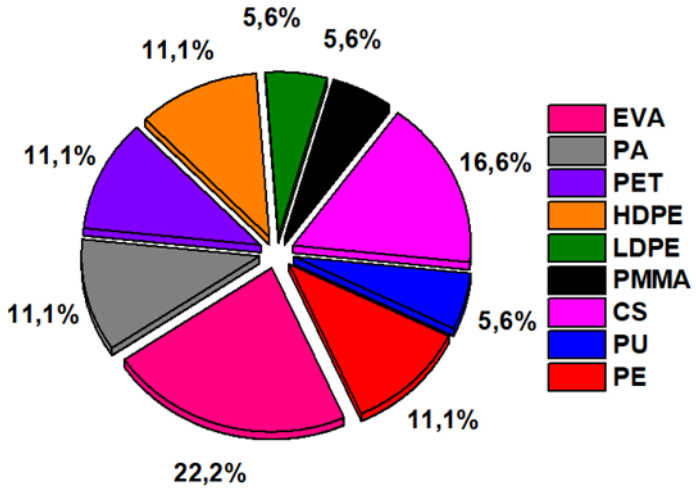
kodlanmış noktaya ait EDS spektrumu ve verileri verilmiştir. Çalışma koşulları, 10 kV voltaj akımı, prob akımı 80 μA ve çalışma mesafesi 11,0 mm ve 11,5 mm olarak belirlenmiştir).

MP kalsifikasyonuna bakılmaksızın (parçacık veya lif formu) Şekil 4.8 (a-d)' de verilmiş olan MP'lerin SEM analizi mikroyapı fotoğraflarından MP yüzeylerinde aşınmaya/bozunmaya bağlı olarak pürüzlü yüzey morfolojisi gözlemlenmiştir. Şekil 4.8 (a)'da bir oyuntuya sahip küresel forma yakın MP'in yüksek büyütmede elde edilen mikroyapı görüntüsünde pürüzlü yüzey morfolojisi daha net olarak görülebilmektedir ve MP yüzeyinde yapılan EDS analizinde safsızlıklardan kaynaklanan ihmal edilebilecek düzeyde eser miktarda (yaklaşık < at. %2,5) diğer elementlere ait piklerin yanı sıra baskın C K ile O K pikleri spektrumda yer almaktadır. Şekil 4.8 (b)' de ise Şekil 4.8 (a) da yer alan mikroyapı morfolojisine benzer olarak MP parçacığının yüzeyinde aşınmaya bağlı olarak yüzey pürüzlüğünün olduğu ve MP'nin küresel forma yakın olduğu görülmektedir. EDS spektrumunda ise, yine baskın olarak polimer malzemelerin karakteristik özelliğinden dolayı C ve O'ne ait K pikleri bulunmaktadır. MP'nin düzenli olarak keskin köşelere veya kenarlara sahip olması MP'nin mekanik etkilere maruz kaldığını işaret etmektedir (Wang vd., 2017a). Şekil 4.8 (c)' de bahsedilen maruz etkiye kalmış olduğu düşünülen keskin sınır formlarına sahip dikdörtgen forma yakın bir formdaki katman tabakalı MP'ye ait SEM mikroyapı fotoğrafı verilmiştir. Yapılan EDS analizi Şekil 4.8 (a) ve Şekil 4.8 (b)' ye verilmiş olan EDS spektrumlarına benzer olarak MP'nin yüksek şiddetli C ve O elementine içerdiğini göstermektedir. Bunun dışında spektrumda yer alan diğer elementler filtre kağıdından (background) dolayı spektrumda yer aldığı düşünülmektedir. Şekil 4.8 (d) ve Şekil 4.8 (e)' de ise lif formundaki MP'lere ait SEM mikroyapı fotoğrafları verilmiştir. SEM fotoğraflarında düzenli ağ formunda filtre kağıdına ait liflerin üzerinde daha kalın, uzun, iplik formunda MP'in yer aldığı açıkça görülmektedir. Lif MP'lerin üzerine uygulanan nokta (spot) EDS analizinde O ve C elementine ait baskın pikler yer almaktadır. Şekil 4.8 (f)' de verilmiş olan SEM mikroyapı fotoğrafında Şekil 4.8 (a-e)' de verilmiş olan morfolojilerden farklı olarak küresel, pürüzsüz boncuk şeklinde bir yapı tespit edilmiştir. Partikülün yüzeyine yapılan EDS nokta analizinde elde edilen elementel piklerin atomik yüzdesi (Si at. %23,77 ve O at. % 50,95) dikkate alınarak partikülün aslında silikat esaslı bir küre olduğu tespit edilmiş olup, EDS analizinin MP'lerin karakterizasyonunda önemli bir enstrüman olduğu ortaya çıkmıştır. Şekil 4.8 (f)' de verilmiş olan mikroyapı fotoğrafı çalışma sırasında karşılaşılan MP dışı partiküllere örnek teşkil etmesi açısından verilmiştir.

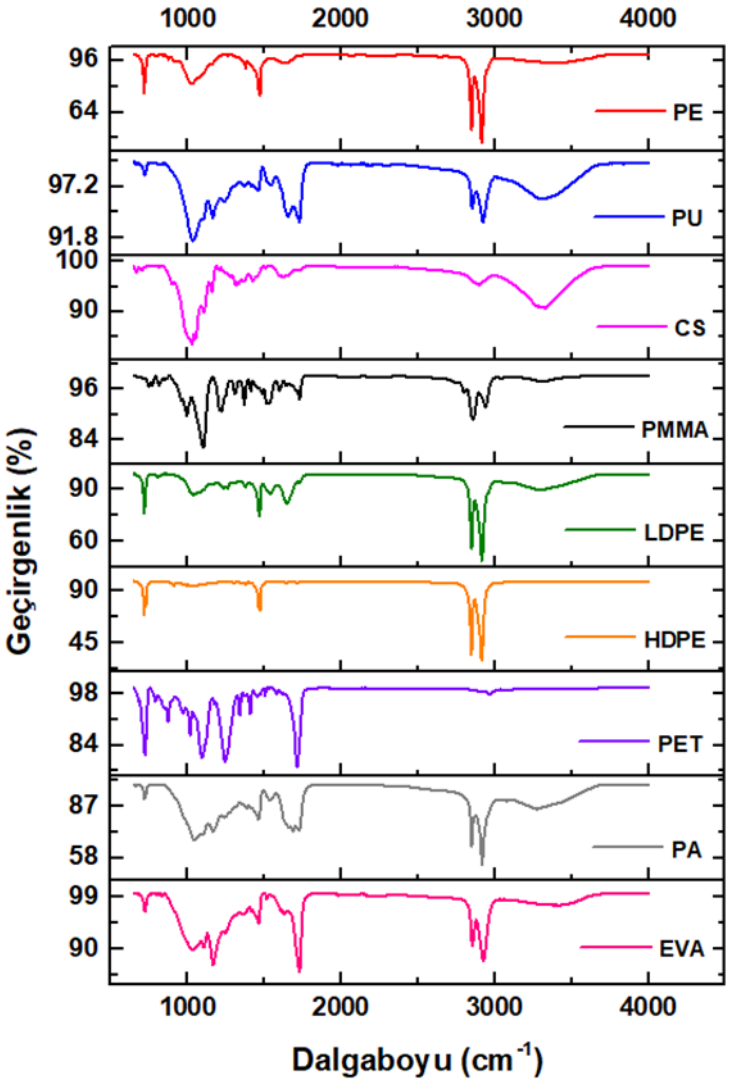
4.1.4. Mikroplastiklerin Polimer Yapıları

Bu çalışmada, ATR-FTIR spektroskopisi yöntemi ile elde edilen spektrumdan partikülün polimerik kimyasal bağ yapıları tanımlanarak, partikül kompozisyonu polimerik malzeme kimliği ile birlikte tespit edilmiştir. Enstrümantal analizle doğrulanan polimer yüzdesi, bu değerin altında veya bu değere yakın birçok çalışmada olduğu gibi toplanan numunelerin yaklaşık %2'sine karşılık gelmektedir (Lares ve diğ., 2018; Akarsu ve diğ., 2020; Akarsu ve diğ., 2022). ATR-FTIR analizi sonuçlarına göre, partiküllerin %83'i polimer yapıya sahip olduğu tespit edilmiştir. Rastgele seçilen parçacıklardan, EVA (%22,2), LDPE (%5,6), HDPE (%11,1), PE (%11,1), PET (%11,1), PA (%11,1), PMMA (%5,6) ve PU (%5.6) ve kitosan (CS, %16.6) olmak üzere toplam 9 farklı polimer türü tespit edilmiştir (Şekil 4.9).

Tespit edilen polimerler arasında kitosan çalışmada bir MP olarak kabul edilmemiştir (Islam ve diğ., 2019). 1377 cm^{-1} bandın varlığı ile LDPE ve HDPE arasındaki ayrım bazı spektrumlarda kolayken, bazı numunelerde ayırt edilememiştir. Bu ayrımı yapmak zor olan polimerlerin PE sınıfına dahil edilmiştir. Bu çalışmada, MP'lerin polimer tiplerini tanımlamak için ATR-FTIR analizi sonuçlarına bağlı olarak, polimer yapılarının dağılımı pasta grafiği ile beraber FTIR spektrumlarıyla beraber Şekil 4.10'da verilmiştir.



Şekil 4.9: Çalışma alanında bulunan mikroplastiklerin polimer tiplerinin pasta grafik dağılımları (%).



Şekil 4.10: Seçilen MP'lerin farklı polimer yapılarına ait ATR-FTIR sonuçları.

A1 istasyonunda neredeyse baskın olan tüm polimer türlerine rastlanılmış olup, PE ve PP karışım halinde olduğu MP örnekleri de tespit edilmiştir. A2 istasyonunda baskın olan polimerler ise PET, PA ve HDPE'dir. P1 istasyonunda tespit edilen polimerler arasında ise EVA baskın polimer olarak bulunmuştur. Diğer istasyonlardan farklı olarak P3 istasyonunda baskın olarak PMMA tespit edilmiştir. C istasyonlarında ise, PE türevlerinin baskın olduğu belirlenmiştir.

4.2. AKUT TOKSİSİTENİN TESPİTİ

4.2.1. Kıyısal Alanların Biyolüminesans Bakteri ile Akut Toksisitesinin Belirlenmesi

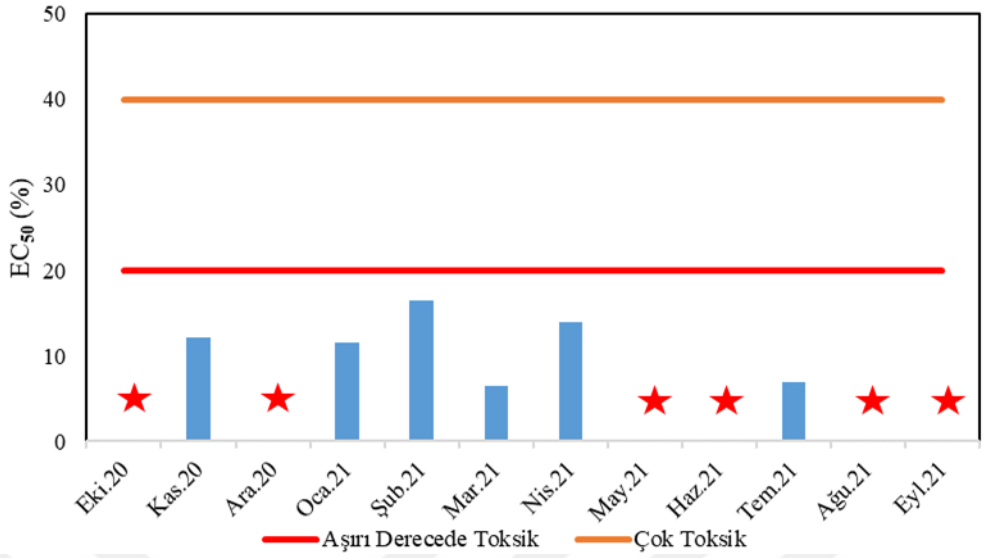
Çalışma periyodu boyunca, tüm istasyonların yüzeysel su örneklerinin biyolüminesans bakteri ile akut toksisite testlerinin sonucu, Microtox® testi farketmeksizin Tablo 4.2'de verilmiştir. Buna göre A1 ve A2 istasyonları için MTT ile sonuç alınabilirken, diğer tüm istasyonların örneklerinde (P3 istasyonu Ekim '20 hariç) ancak MKT ile analiz sonuç alınabilmiştir.

Tablo 4.2: Biyolüminesans bakteri ile akut toksisite testi sonuçları.

İstasyonlar/ Aylar	A1	A2	AP	P1	P2	P3	C1	C2	C3
Eki.20	*H	*3,31	H	4 ,82	H	*26,56	H	H	H
Kas.20	*12,11	*17,55	H	12,39	9,74	10,05	H	H	8,24
Ara.20	*H	*97,59	H	H	H	H	H	H	H
Oca.21	*11,52	*15,36	H	H	H	H	H	H	H
Şub.21	*16,41	*9,78	H	8,23	H	H	H	H	H
Mar.21	*6,44	*H	H	H	H	H	H	H	H
Nis.21	*13,97	*26,42	H	18,50	H	H	H	H	H
May.21	*H	*H	H	H	H	H	H	H	H
Haz.21	*H	*16,40	22,19	H	H	H	H	39,02	H
Tem.21	*6,87	*H	H	H	H	H	H	H	H
Ağu.21	*H	*H	H	H	H	H	H	H	H
Eyl.21	*H	*H	H	H	H	H	H	16,09	H

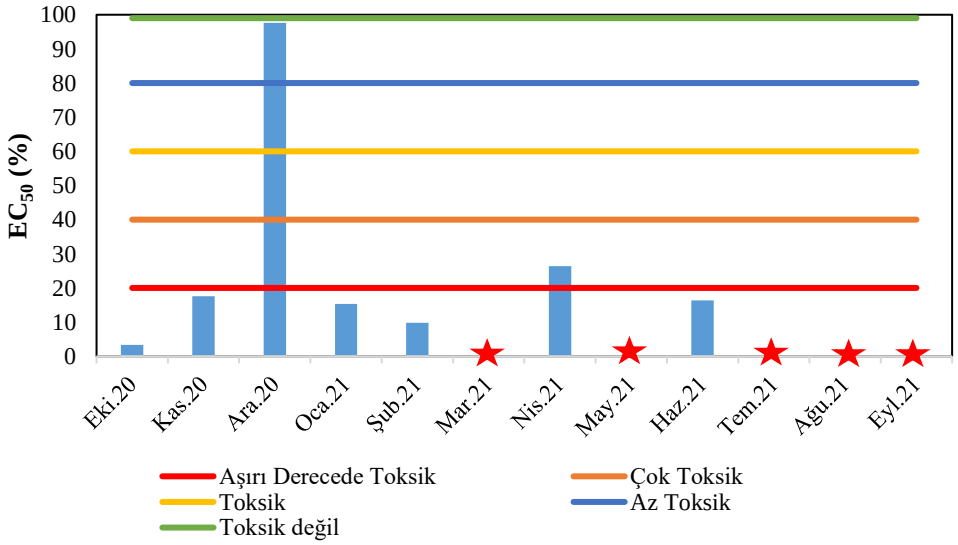
* Microtox® Temel (%45) Testi sonuçlarını ifade etmekte olup, testin son noktası EC_{50} (%)'dir. Diğer sonuçlar, Microtox® Karşılaştırma Testine göre elde edilmiş olup, son noktası ışımada farklılık (%) olarak değerlendirilmektedir.

Microtox® Temel Testin sonuçlarına göre, toksisite sınıfları EC_{50} değeri 1-19 aşırı derecede toksik; 20-39 çok toksik; 40-59 toksik; 60-79 orta derecede toksik; 80-99 az toksik; >100 toksik olmayan şeklinde ifade edilmektedir (Sönmez ve diğ., 2023). A1 istasyonundan alınan yüzey suyu örneklerinde, "hormesis" sonucu ve %6,44 ile %13,97 arasında değişen sayısal sonuçlar tespit edilmiştir. A1 istasyonunun yüzey sularında çalışma periyodunun yarısında, "aşırı derecede toksik" seviyesi tespit edilirken, diğer bölümünde "hormesis" sonucu elde edilmiştir (Şekil 4.11).



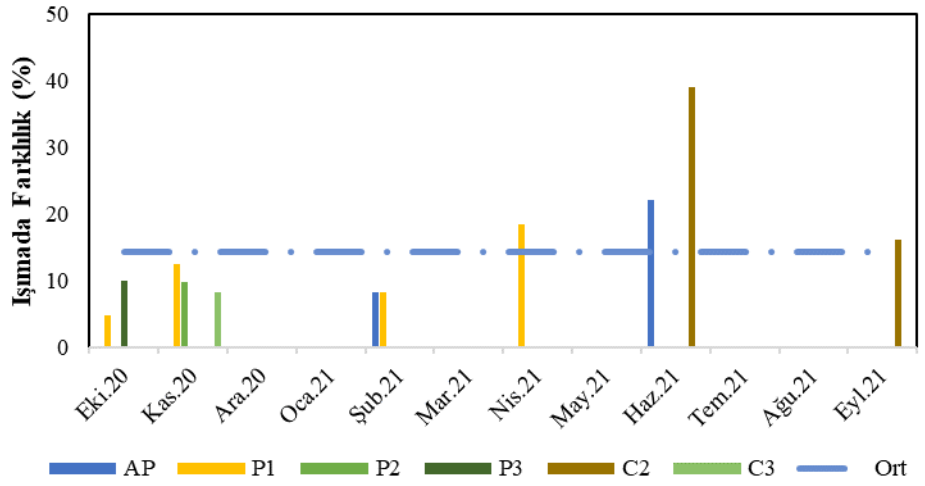
Şekil 4.11: A1 istasyonu yüzeysel su akut toksisitesi, EC_{50} (%). Hormesis sonucunun sayısal bir ifade karşılığı olmadan grafikte ★ olarak gösterilmiştir.

A2 istasyonundan alınan yüzey suyu örneklerinde, en yüksek toksisite Ekim ’20 ayında (EC_{50} değeri %9,78) tespit edilmiştir. En düşük toksisite ise, %97,59 EC_{50} değeri ile Aralık ’20 ayında bulunmuştur (Şekil 4.12). Yine A1 istasyonuna benzer olarak, A2 istasyonunun yüzey suları çalışma periyodunun yarısından fazlasında “çok toksik” seviyesinde tespit edilirken, diğer dönemlerde “hormesis” olarak kayda geçmiştir. A1 ve A2 istasyonlarının haricinde P3 istasyonu ise, Ekim ’20 ayında % 26,56 değeri ile “çok toksik” olarak değerlendirilmiştir.



Şekil 4.12: A2 istasyonu yüzeysel su akut toksisitesi, EC_{50} (%). Hormesis sonucunun sayısal bir ifade karşılığı olmadan grafikte ★ olarak gösterilmiştir.

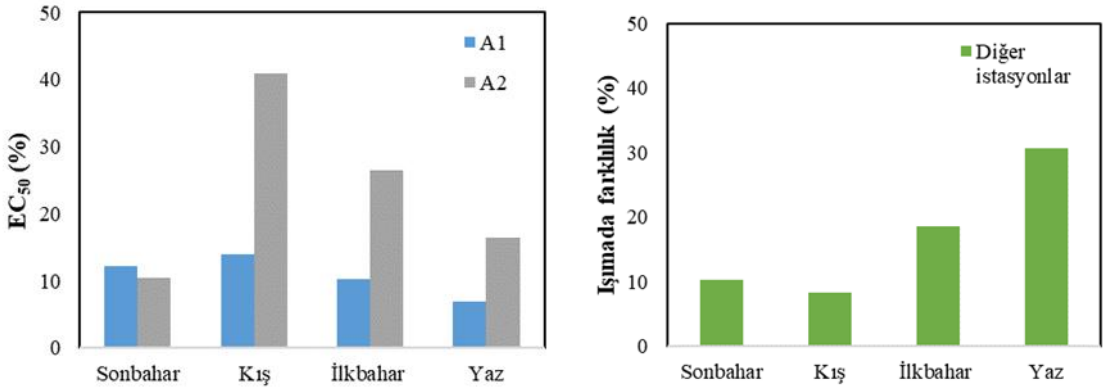
MKT'ye göre, akut toksisite testi gerçekleştirilen istasyonlara ait yüzeysel su örneklerinin sonuçları Şekil 4.13'te ışımada farklılık (%) olarak verilmiştir. Elde edilen sonuçların %87'sinde "hormesis" sonucu elde edilmiştir. Sayısal sonuçlar dikkate alındığında ise, %14,32 değeri olarak ışımada farklılık ortalaması hesaplanmıştır. Ancak, P1 istasyonu yılın en fazla zamanında (Ekim '20, Kasım '20, Şubat '21 ve Nisan '21) ışımada farklılığın belirlendiği istasyondur. Kasım '20 ayı en fazla istasyonunun (P1, P2 ve C3) yüzeysel suyunda ışımada farklılığın tespit edildiği tarih olarak kayda geçmiştir. Haziran '20 ayı ise, %39,02 değer (C2 istasyonu) ile en yüksek ışımada farklılığın tespit edildiği aydır.



Şekil 4.13: MKT'ye göre analiz edilen istasyonların ışımada farklılık değerleri (%).

Çalışılan istasyonların yüzeysel sularının toksisitesi mevsimlere bağlı olarak değerlendirildiğinde, istasyonlar benzer davranış sergilemektedir. Sonuçlar hesaplanırken, hormesis sonucu sayısal değer ifade etmediğinden hormesis sonucu alınan aylar dikkate alınmamıştır. Hormesis düşük stres etkenlerine maruz kalma durumlarına organizmaların verdiği olumlu biyolojik tepkiler olarak belirtilmektedir (Kaiser, 2003; Calabrese, 2013; Yehia ve diğ., 2022).

Ayrıca, farklı prosedürlere bağlı farklı son noktalar elde edildiğinden, her prosedüre göre farklı grafikler sunulmuştur (Şekil 4.14-a ve b). Şekil 4.14 (a)'ya göre, A1 ve A2 istasyonlarında en yüksek toksisite değeri yaz mevsiminde (sırasıyla %6,87 ve %16,4), en düşük toksisite ise kış mevsiminde (sırasıyla %13,97 ve %40,91) belirlenmiştir. A1 ve A2 istasyonları haricinde diğer istasyonlar irdelendiğinde ise, yine en yüksek ışımada farklılık yaz mevsiminde (ortalama %30,61) ve en düşük ışımada farklılık ise kış mevsiminde (ortalama %8,23) bulunmuştur (Şekil 4.14-b).



Şekil 4.14: Yüzeysel su toksisitesinin mevsimlere bağlı değişimi a) A1 ve A2 istasyonları b) A1 ve A2 istasyonları haricindeki diğer istasyonlar.

4.2.2. Polimerlerin Akut Toksisitesinin Değerlendirilmesi

Akut toksisitesini değerlendirmek adına tercih edilen düşük/yüksek yoğunluklu polietilen (PE), polivinil klorür (PVC), Teflon (PTFE) ve Poliviniliden florür (PVDF) polimer yapılarının akut toksisite testi sonuçları alt başlıklarda irdelenmiştir.

Biyolüminesans bakteri (*A. fischeri*) ile yapılan akut toksisite testi MTT prosedürü sonuçlarına göre, dört farklı polimer türlerinin (PE, PVC, PTFE ve PVDF), 5 ve 15 dakika sonuçları Tablo 4.3'te verilmiştir. Buna göre, farklı konsantrasyonlar için dört farklı polimerin sonucu "hormesis" olarak bulunmuştur.

Tablo 4.3: Biyolüminesans bakteri ile akut toksisite testi 5 ve 15 dakika sonuçları (EC_{50} (mg/L)) (Hormesis, "H" olarak ifade edilmiştir.) (n=3).

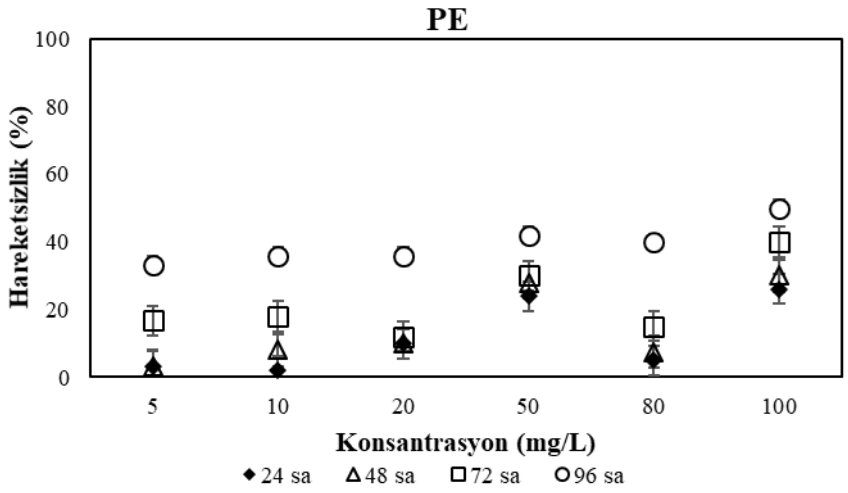
Polimer	**Konsantrasyon (mg/L)**					
	5	**10**	**20**	**50**	**80**	**100**
PE	*H*	*H*	*H*	*H*	*H*	*H*
PVC	*H*	*H*	*H*	*H*	*H*	*H*
PTFE	*H*	*H*	*H*	*H*	*H*	*H*
PVDF	*H*	*H*	*H*	*H*	*H*	*H*

4.2.3. Polimerlerin *Daphnia magna* ile Akut Toksisitesinin Belirlenmesi

D. magna ile yapılan akut toksisite testi sonuçlarına ait grafikler Şekil 4.15, 4.16, 4.17 ve 4.18'de sunulmuştur. Farklı konsantrasyonlar (5-10-20-50-80-100 mg/L) için, her bir

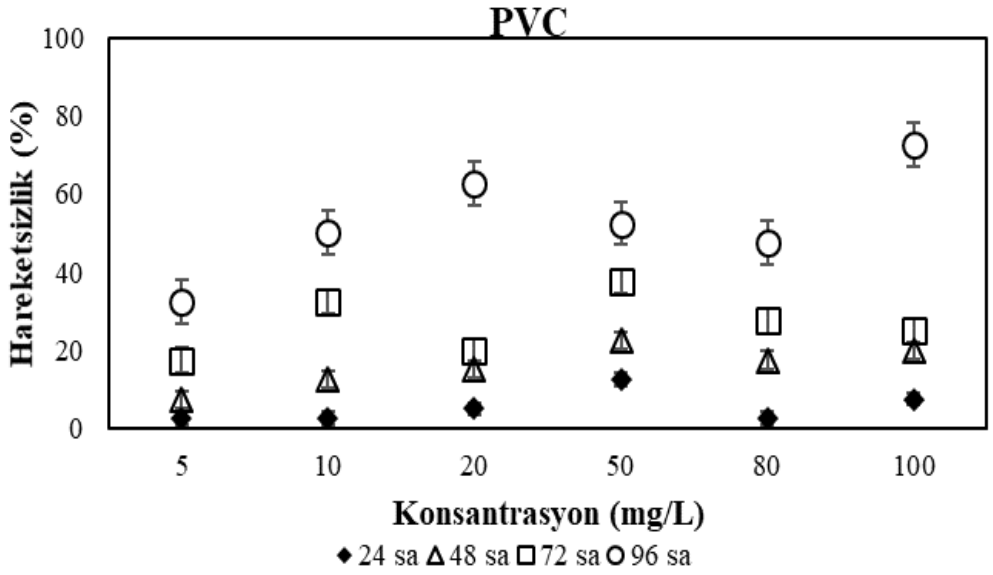
polimere ayrı ayrı maruz kalan ve 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi hesaplanmıştır.

PE ile yapılan toksisite testi sonuçları irdelendiğinde, genel olarak toksisite testlerindeki konsantrasyon ve ölü/hareketsiz organizma sayısı doğrusal bir orantı içinde olmadığı görülmektedir (Şekil 4.15). Tüm maruziyet süreleri için, 10 mg/L konsantrasyonda elde edilen ölüm oranı, 20 mg/L konsantrasyondaki ölüm oranından fazladır. Aynı şekilde, tüm maruziyet süreleri için 50 mg/L konsantrasyonda elde edilen ölüm oranı da 80 mg/L konsantrasyondaki ölüm oranından daha fazladır.



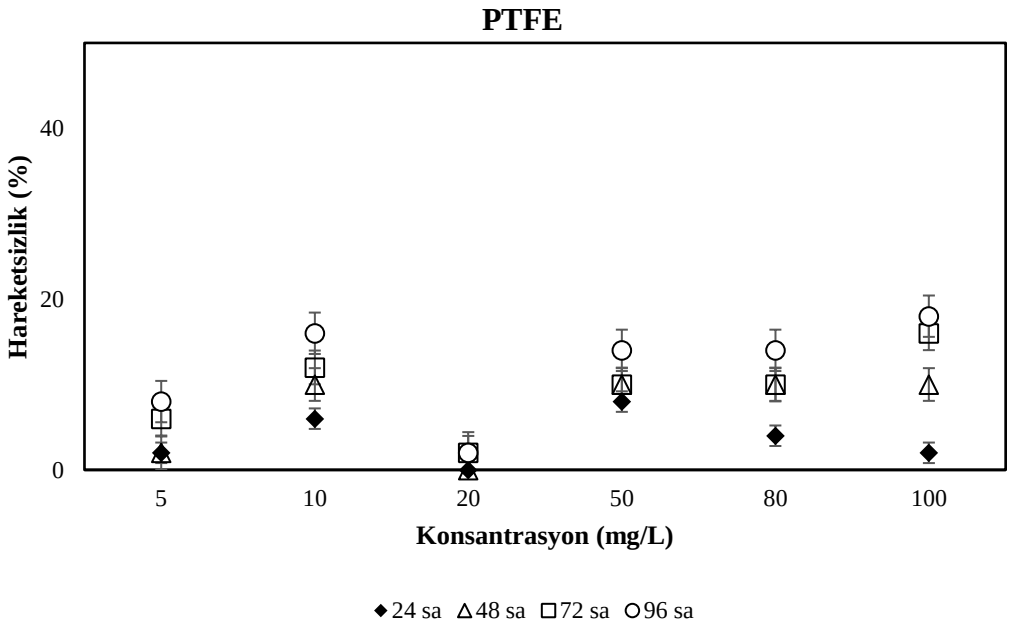
Şekil 4.15: Farklı konsantrasyonlarda PE partiküllerine maruz kalan 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi (n=5).

PVC'nin *D. magna* üzerindeki toksik etkisi incelendiğinde, konsantrasyona bağlı olarak hareketsizlik artış eğilimi gösterirken, 50 mg/L ve 80 mg/L konsantrasyonunda *D. magna* hareketsizlik oranında azalma görülmektedir (Şekil 4.16). PE'nin *D. magna* üzerindeki toksik etkisine kıyasla, *D. magna* hareketsizlik oranlarına bağlı olarak PVC'nin toksik etkisinin daha fazla olduğu görülmektedir. Genel olarak 96 saatin sonunda elde edilen *D. magna* hareketsizlik oranı, diğer maruziyet sürelerine (24, 48 ve 72 saat) göre daha yüksektir.



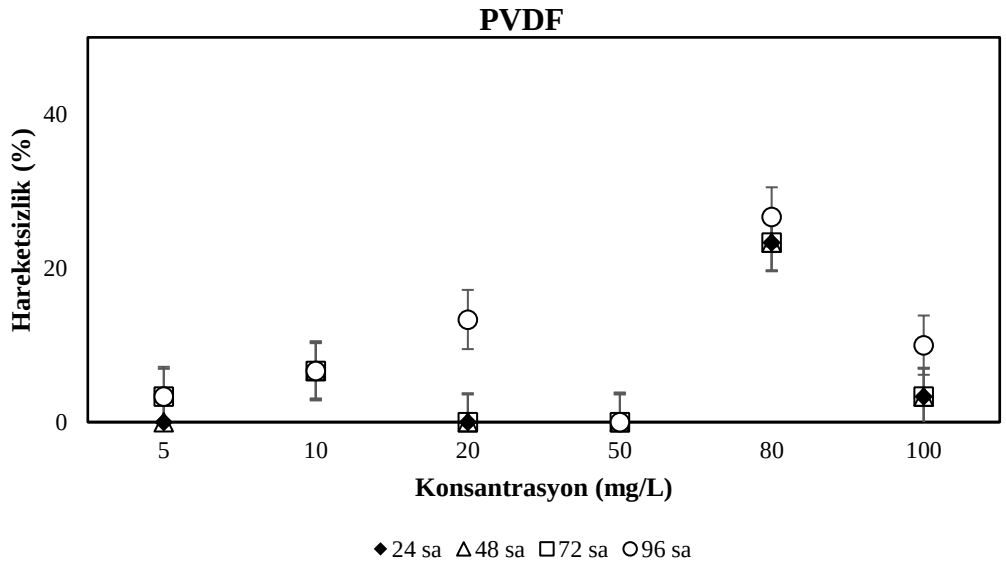
Şekil 4.16: Farklı konsantrasyonlarda PVC partiküllerine maruz kalan 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi (n=5).

PTFE'nin *D. magna* üzerindeki toksik etkisi incelendiğinde, konsantrasyon ve hareketsizlik oranı arasında doğrusal bir ilişki olmadığı görülmektedir (Şekil 4.17). PE ve PVC'ye kıyasla, PTFE'nin *D. magna* üzerinde meydana getirdiği etkinin daha az olduğu görülmektedir. Genel olarak, hareketsizlik oranı tüm maruziyet süreleri için (24, 48, 72 ve 96 saat) %20'yi geçmemektedir.



Şekil 4.17: Farklı konsantrasyonlarda PTFE partiküllerine maruz kalan 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi (n=5).

PVDF'nin *D. magna* üzerindeki toksik etkisi incelendiğinde, PTFE'ye benzer olarak konsantrasyon ve hareketsizlik oranı arasında doğrusal bir ilişki olmadığı görülmektedir (Şekil 33). Genel olarak, *D. magna* hareketsizlik oranı tüm maruziyet süreleri için (24, 48, 72 ve 96 saat) %40'ı geçmemektedir.



Şekil 4.18: Farklı konsantrasyonlarda PVDF partiküllerine maruz kalan 24, 48, 72 ve 96 saat sonra hareketsiz olarak tespit edilen *D. magna* yüzdesi (n=5).

Çalışılan tüm polimerlerin konsantrasyon ve *D. magna* bireysel hareketsizlik sayısına bağlı olarak Probit analizinden elde edilen EC_{50} değerleri mg/L olarak Tablo 4.4'te verilmiştir. Buna göre, 96 saatlik maruziyetin sonunda PE ve PVC'ye olan maruziyette, EC_{50} değerleri sırasıyla 45,30 mg/L ve 9,37 mg/L olarak bulunmuştur.

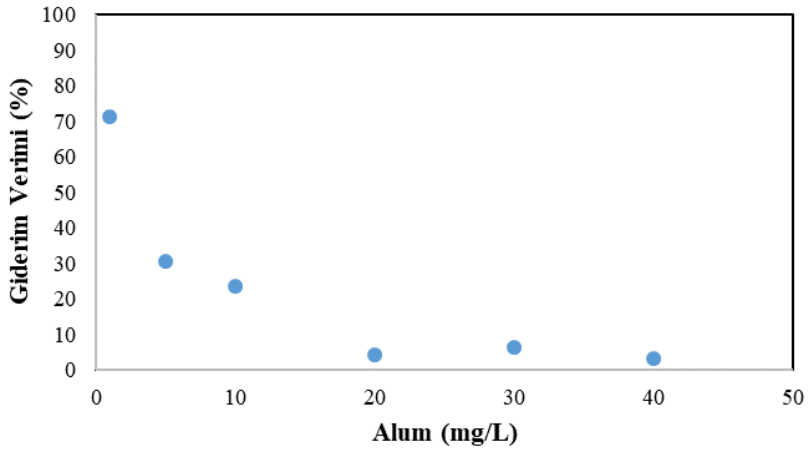
Tablo 4.4: Farklı polimerlerin maruziyet sürelerine göre *D. magna* üzerindeki akut toksisite testlerinin sonucu (EC_{50} (mg/L)).

EC_{50} (mg/L) *(%95 G.A.)*		**PE**	**PTFE**	**PVC**	**PVDF**
Maruziyet Süreleri (saat)	**24**	2880 (384-…)	*	*	3320 (399-…)
	48	918 (223-376)	*	*	3320 (1047-…)
	72	3587 (266-…)	*	*	*
	96	45,30 (25,38-69,07)	*	9,37 (2,03-43,21)	*

*Probit analizine göre, EC_{50} değeri hesaplanamamıştır. Probit analizine göre, güven aralığının sınır değeri tespit edilememiştir.

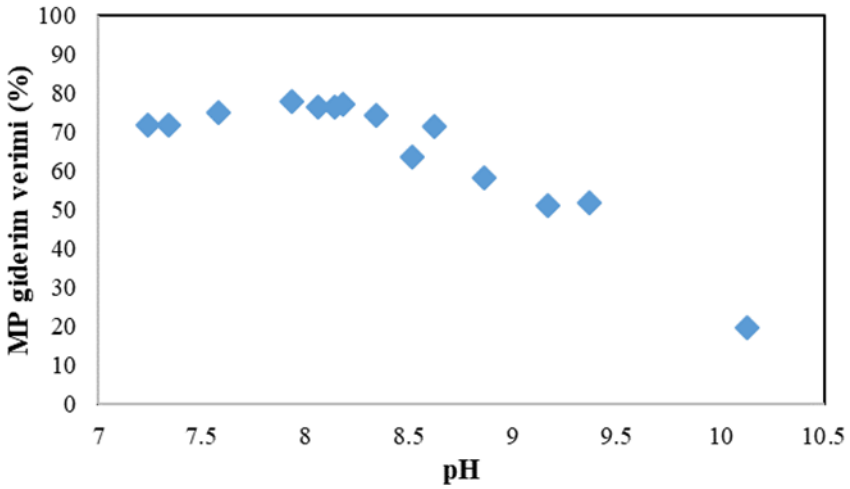
4.3. POLİMER (PVC) GİDERİMİ

Bu çalışmada, koagülasyon-flokülasyon ve çöktürme proseslerinden yararlanılarak, PVC giderimi araştırılmıştır. 120 dakikalık çökelme süresinden sonraki yüzeyden alınan su numunesi bulanıklığı, koagülasyon etkinliğini değerlendirmek için kullanılmıştır. Şekil 4.19, distile su ortamında geniş alum dozu aralığında giderim verimi sonuçlarını içermektedir.



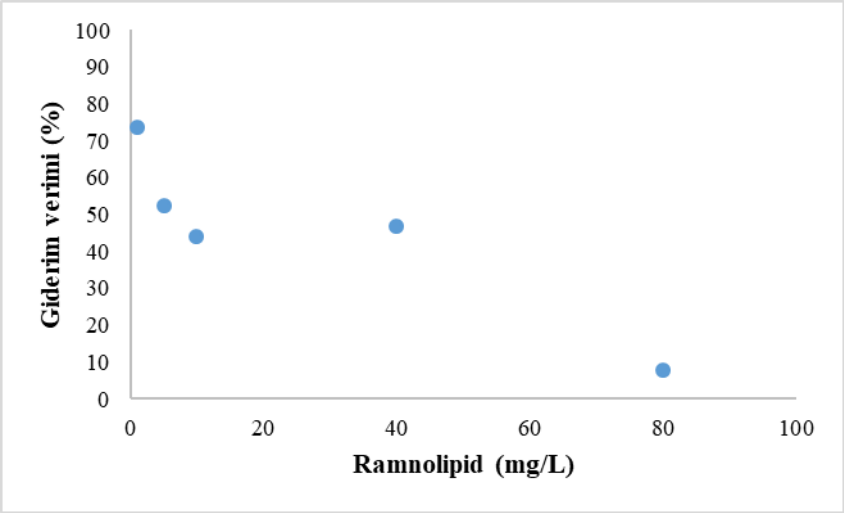
Şekil 4.19: Optimum koagülant dozunun belirlenmesi.

Çözelti pH'ı, pıhtılaştırıcıların hidrolizini ve flokların özelliklerini düzenleyerek pıhtılaşmada önemli bir rol oynamaktadır. Distile su ortamında, optimum koagülant dozu ile pH değerlerinin pıhtılaşma verimliliği üzerindeki etkisini incelemek için, pH değerlerini 7,0 ile 10,0 arasında çalışılmıştır. Optimum pH 8-8,5 arasında olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.20). Alkali koşullarda yüksek uzaklaştırma verimliliği muhtemelen daha büyük amorf $Al(OH)_3$ topakları oluşturabilmesinden kaynaklanmaktadır. Büyük floklar, mikro/nanopartikülleri yakalamak ve çökeltmek için daha elverişlidir (Zhang ve diğ., 2022).



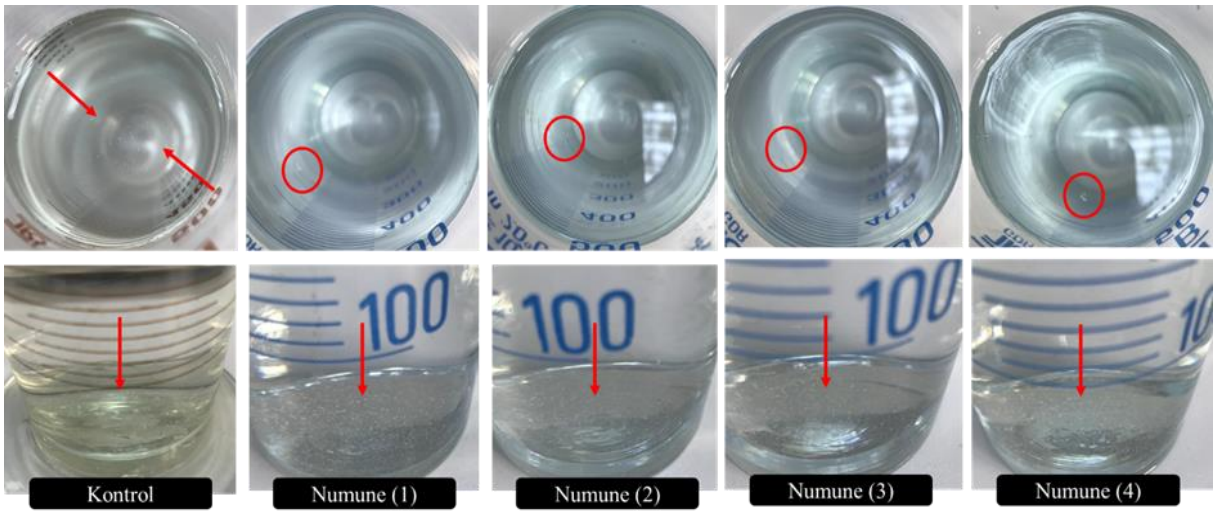
Şekil 4.20: Optimum koagülant dozunda, optimum pH'ın tespiti.

Ramnolipid bu çalışmada biyodegradasyon prosesinin haricinde koagülasyon-flokülasyon proseslerinde flokülant (yardımcı koagülant) olarak kullanımı tercih edilmiştir. Şekil 4.21'de görüldüğü gibi, distile suda alum ile birlikte ramnolipid kullanıldığında, 1 mg/L ramnolipid en az kalıntı NTU'nun olduğu kritik ramnolipid dozunu meydana getirmektedir. 40 mg/L'den fazla miktarda ramnolipid dozlandığında, giderim veriminde azalış görülmektedir.



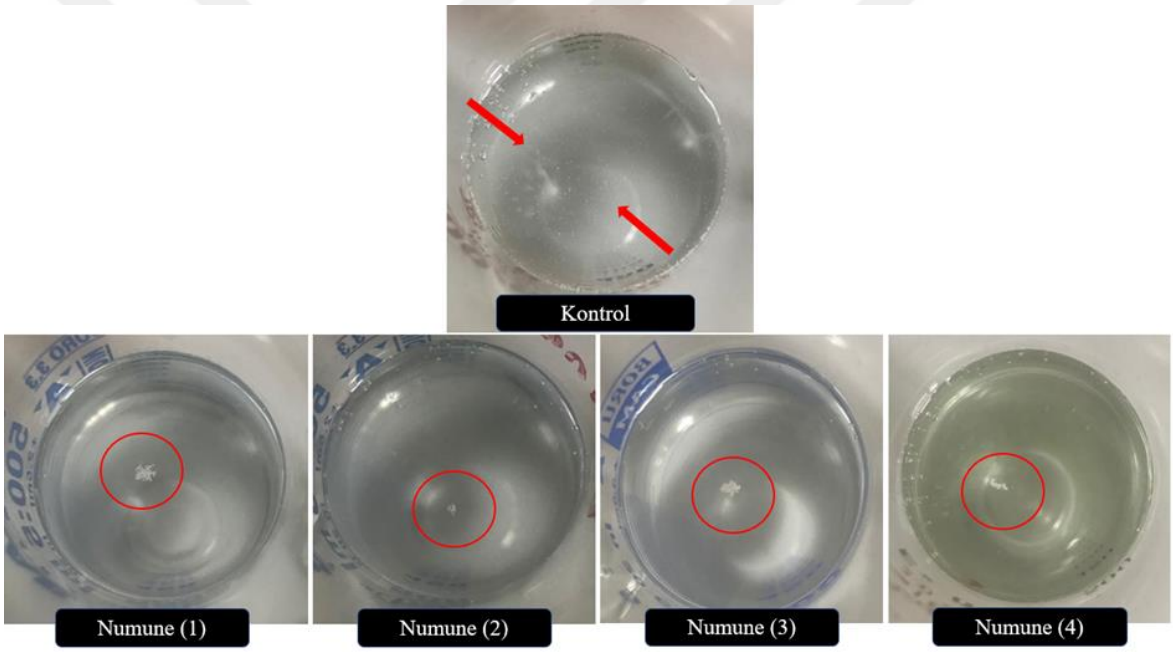
Şekil 4.21: Optimum ramnolipid dozunun belirlenmesi.

Optimum koagülant dozları ile 5 mg/L alum ve 1 mg/L ramnolipid olarak bulunmuştur. Distile su ortamında yürütülen optimum pH ve koagülant dozları uygulanan jar testi sonuçlarına göre, 5 mg/L alum ve 1 mg/L ramnolipid birlikte uygulandığında, ortalama PVC giderim verimi %73,67 olarak hesaplanmıştır (Şekil 4.22).



Şekil 4.22: Distile sudaki PVC giderim çalışması sonucunda yüzeyde kalan ve çöken MP'lerin görünümü. Kontrol istasyonundaki MP'ler dağınık halde iken, numune setlerine (1,2,3 ve 4) 5 mg/L Alum ve 1 mg/L ramnolipid uygulamasından sonraki MP'lerin flok oluşumu görüntüsü.

Distile su ortamının haricinde, kıyısal alan deniz suyu karakterizasyonuna sahip ortamda da PVC giderimi çalışılmıştır. Sadece ramnolipid'in uygulandığı bu sentetik deniz suyu (Tuzluluk:17 ppb, pH:8,1) setinde, yüzeysel sulardaki MP'lerin agregasyon potansiyeli senaryosu üzerinde çalışılmıştır. Su kolonunun her yerinde bulunabilen *Pseudomonas aureus* tarafından doğal olarak üretilebilen ve hücre dışı salgısı olan ramnolipidin, deniz suyunda bulunabilme potansiyeli olan PVC üzerindeki giderim etkisi denenmiştir. Buna göre, PVC içeren sentetik deniz suyuna 1 mg/L ramnolipid uygulandığında, ortalama PVC giderim verimi %73,95 olarak hesaplanmıştır (Şekil 4.23).



Şekil 4.23: Sentetik deniz suyundaki PVC giderim çalışması sonucunda yüzeyde kalan MP'lerin görünümü. Kontrol istasyonundaki MP'ler dağınık halde iken, numune setlerine (1,2,3 ve 4) 1 mg/L ramnolipid uygulamasından sonraki MP'lerin agrega görüntüsü.

5. TARTIŞMA

Mikroplastik küresel bir sorun haline geldiği günden beri, beraberinde getirdiği izleme, toksisite ve giderim teknolojileri ile ilgili çalışmalara rağbet de artmaktadır. Bu tez çalışmasında, İstanbul'un kıyısal alanındaki sıcak noktalarından olan AAT deşarjlarından kaynaklı atıksu kirletici bulutuna dayanan istasyon seçimi (5.1), çalışma alanına en uygun mikroplastiklerin izolasyon ve tespitine yönelik analiz yöntemlerinin uygulanması (5.2), mikroplastiklerin konuma ve zamana bağlı olarak bolluk (5.3), morfolojik (5.4) ve polimer yapılarına göre dağılımları (5.5), yüzeysel suların toksisitesinin belirlenmesi (5.6), mikroplastik bolluğu ile yüzeysel suların toksisitesi arasındaki ilişkinin tespiti (5.7), seçilen polimerlerin farklı organizmalar üzerindeki akut toksisitelerinin değerlendirilmesi (5.8) ve koagülasyon-flokülasyon-çöktürme proseslerine dayanan ramnolipid uygulaması ile PVC gideriminin diğer giderim metotları ile birlikte gözden geçirilmesi (5.9) ile birlikte sonuçlar bu bölümün alt başlıklarında literatürde yapılmış diğer çalışmalar ile birlikte tartışılmıştır.

5.1. ÇALIŞMA ALANINDAKİ İSTASYONLARIN SEÇİMİ

Bulguların çalışma alanını temsil edici nitelikte olabilmesi için, öncelikle çalışma alanındaki istasyon seçimlerinin çalışmanın amacı doğrultusunda yapılması gerekmektedir. Bu çalışmada, istasyonlar AAT'lerin fiziki olarak bulunduğu konumlara ait koordinatlar olarak değil, deşarjlarının oluşturdukları atıksu kirletici bulutlarının Google Earth programından toplanan 20 senelik görsel veriler ile belirlenmiştir. DDD yapan AAT'lerin bulunduğu istasyonlar için ise, ağırlıklı olarak kıyıya direkt deşarj yapılan zamanlara ait görseller yoluyla bir çıkarım yapılmıştır. Atıksu kirletici bulutunun Marmara Denizi açıklarında büyük miktarda yoğunluk tabakalaşmasından etkilenerek belli bir derinlikte tutsaklandığı ifade edilmektedir (Yılmaz ve İnan, 2018). Tutsaklanmış atıksu bulutu içindeki yüksek konsantrasyondaki kirleticilerin yüzeye ulaşmaları, kıyı bölgesindeki su kalitesinin bozulmasına sebep olabilir (Yalçın, 2011). Marmara Denizi'ndeki özellikle İstanbul Boğazı'na yakın istasyonlarda deniz suyunda yoğunluk tabakalaşmasından kaynaklı atıksu bulutu deniz yüzeyine ulaşmamaktadır. Kıyıdan doğrudan girdi olduğunda ise, atıksu kirletici bulutunun seyrelmenin etkisi ile ortama yayıldığı görülmektedir. Yatayda bir bulut olarak hareket eden kirletici bulutu, yüzeysel su akıntısının etkisi altında olup, tıpkı diğer kirleticilerde olduğu gibi deniz suyu ile karışmaya devam etmektedir (Yılmaz ve İnan, 2018).

5.2. ÖRNEKLEME YÖNTEMİ TERCİHİ

Bu çalışmada tercih edilen yüzeyden grab numune alma yöntemi sayesinde MP'ler boyut ve morfolojik yapıdan sınırlandırılmamış, daha büyük bir yelpazede MP kirliliği ele alınmıştır. Mikroplastiklerin bulunduğu çevresel matris MP'lerin izolasyonu için en temel bilgiyi oluşturmaktadır (Lusher ve diğ., 2020; Sönmez ve diğ., 2022b). Plastiklerin düşük yoğunluklu hafif malzemeler olduğu ve deniz suyu yüzeyinde bulunduğu ifade edilmektedir (Nerland ve diğ., 2014). Bu sebeple, MP'ler ile ilgili çalışmalar genelde yüzey suyundan örnekleme yöntemine odaklanmıştır. MP'lerin su kolonundaki dağılımını inceleyen çalışmalar da literatürde yer almaktadır. Buna göre; Lenaker ve diğ. (2019) tarafından yapılan çalışmada, MP bolluğunun 0-2 m arasında yoğunlaştığı bulunmuştur. Ancak bir başka çalışmada, su kolonunun farklı derinliklerde (yüzey hariç) MP tespit edilememiştir (Fossi ve diğ., 2012). Choy ve diğ. (2019) tarafından yapılan çalışmada, üst üste derinlik seviyelerinde (5 m ve 10 m gibi) MP bolluğunun yüzeye daha yakın derinlikte, daha fazla olduğu bulunmuştur. Song ve diğ. (2018) tarafından yapılan çalışmada ise, orta ve dip sulardaki ortalama MP bolluklarının (sırasıyla 423 ± 342 partikül/m^3 ve 394 ± 443 partikül/m^3), yüzey suyundan (1736 ± 1179 partikül/m^3) istatistiksel olarak önemli ölçüde daha düşük seviyede olduğu tespit edilmiştir ($p < 0.05$). MP örnek alma yöntemlerinin tartışıldığı en güncel yayınlardan biri olan Hung ve diğ. (2020) tarafından diğer yöntemlere kıyasla avantajlı olarak sunulan yüzey suyundan örnek alma metodu tercih edilmiştir. Öte yandan, literatürdeki çalışmaların yaklaşık %70'inde Grab Numune Alma Yöntemi, pompalama ve filtrasyon yöntemleri kullanılmıştır (Sönmez ve diğ., 2022b).

Ayrıca, grab ve pompa yöntemi ile alınan numunelerde, Manta yöntemine kıyasla çoğu lif olan ve 335 μm'den daha küçük boyutlardaki MP'nin ortamdan daha fazla alındığı bulunmuştur (Hung ve diğ., 2020). Özellikle 335 μm'den daha küçük boyutlardaki MP'nin tespiti bu tez çalışması için önem arz etmektedir. Çünkü, AAT deşarj sularında, 125–355 μm boyut kategorisinde MP bolluğunun yoğunlaştığı tespit edilmiştir (Estahbanati ve Fahrenfeld, 2016; Mason ve diğ., 2016). AAT deşarj sularında lif özellikteki MP'lerin baskın olduğu da bilinmektedir (Sutton ve diğ., 2016).

MP izolasyon ve tespit yöntemlerinin standartlaşmamış olması, çalışmalarda en uygun yöntemin araştırmacı tarafından karar verilmesine zorlamaktadır. Çalışma periyodundan önce yapılan ön çalışmalarda (Ağustos ve Eylül 2020 ayları) belirlenen istasyonlardan örnekler alınmış ve literatürdeki metotlar denenmiştir. MP izolasyonu kolaylaştırmak için literatürde

uygulanan MP'lerin yoğunluk ve diğer fiziksel özelliklerin kullanılarak izolasyonu, bu çalışma için tamamen etkisiz bulunduğundan uygulanmamıştır. Organik maddelerin oksidasyonu için tıpkı bu çalışmada olduğu gibi sıklıkla tercih edilen %35'lik H_2O_2 ilavesi, özellikle A1 ve A2 istasyonlarına ait numunelerde yeterli olmadığı durumlarda 20 ml yerine 40 ml'ye çıkarılmıştır. Mikroskop altında işlem gören filtre kağıtları incelendiğinde, başarılı şekilde MP görsel olarak tanımlama gerçekleşmiştir. Alternatif yöntem olarak Fe^{2+} katalizörü eşliğinde H_2O_2 ile oksidasyon denenmiş ancak oluşan numunelerin çok fazla reaktif olmasından ve daha az kimyasal madde kullanılarak başarılı MP tanımlama yapılabilmesinden bu yöntem tercih edilmemiştir. Ayrıca, bu çözeltinin filtrelenmesinde kullanılan GF/C filtre kağıdı demire has turuncu-kırmızı arası renk aldığından MP görsel tanımlamayı da zorlaştırmaktadır.

Mikroplastik çalışmalarında iş paketleri çoğu zaman bir önceki iş paketinin başarı oranına bağlıdır. Mikroplastiklerin karmaşık bir matristen izole edilmesi, yüksek ekstraksiyon verimleri, partiküllerin korunması ve doğru veri üretimi için çok önemlidir. Çalışmaya başlamadan matrise uygun ekstraksiyon doğru seçilip, ön deneyleri yapılmazsa MP izolasyonu verimli bir şekilde gerçekleşmeyebilir. Doğru ekstraksiyonun uygulanamıyor olması hem bir sonraki iş paketlerinde yer alan MP'lerin sayımı ve ileri analizler metodu ile polimer karakterizasyonu adımlarını başarısızlık ile sonuçlandırabilir.

5.3. MİKROPLASTİK BOLLUK DAĞILIMLARI

Tüm örnekleme noktalarından toplanan MP'lerin bolluğu, Tablo 5.1'de gösterildiği gibi, yüzey suyu kirliliğiyle ilgili önceki çalışmalarda bildirilenlerden çok daha yüksek bulunmuştur. Çalışma sonuçları kıyaslanırken, bulguların aynı birimde (MP/L olarak) verilmiş olmasına ve örnekleme yöntemine dair çalışmanın metodu ile ilgili verilere de dikkat edilmektedir. MP bolluğunu etkileyen diğer bir faktör, kentsel alanların nüfus yoğunluğudur. Mevcut çalışmalar, MP'lerin bolluğunun nüfus yoğunluğu ile pozitif korelasyon gösterdiğini ortaya koymaktadır (Ta ve diğ., 2020). Zhou ve diğ. (2021a) tarafından ayrıca MP bolluğunun, örnekleme bölgelerinin yakınındaki sakinlerin sayısıyla pozitif olarak ilişkili olduğunu bildirilmektedir. İstanbul, kilometrekare başına 2523 kişilik bir nüfus yoğunluğuna sahiptir ve bu değer kilometrekare başına 15,3 kişi olan dünya çapındaki insan nüfus yoğunluğundan çok daha fazladır (DNİ, 2022). Genel olarak, bu sonuçlar İstanbul'un güney kıyısı olan Marmara Denizi'nin MP ile kirlendiğini göstermektedir.

Sonuçlar, AAT deşarjlarından etkilenmeyen kontrol bölgelerine kıyasla AAT deşarjlardan etkilenen kıyısal alandaki MP bolluğunun daha fazla olduğunu ortaya koymaktadır. A1 ve A2 istasyonlarına deşarj edilen atıksu hacmi P1, P2 ve P3'e göre çok daha büyük olduğuna dikkat etmek de önemlidir. AP oldukça dar bir deşarj hacminin baskısı altında olmasına rağmen, derin deniz deşarjının kıyısal alandaki MP kirliliği açısından iyi çalıştığı görülmektedir. Sonuçlar AAT'lerin deşarj hacmi ve tipi (örn. akarsu, yerel kanalizasyon vb.) ile daha tutarlı olduğu görülmektedir.

Tablo 5.1: Dünya genelinde yapılmış çalışmalarda yüzey suyundaki MP'lerin bolluk dağılımları (Sönmez ve diğ., 2023). (Birim dönüşümü kullanılmıştır.)

Yer	Örnekleme yöntemi	MP Bolluğu (MP/L)	Kaynakça
Bahía Blanca, Arjantin	Neuston ağı	0,26–33,4	Forero-López ve diğ., 2021
Chabahar Körfezi, İran	Neuston ağı	0,5 ± 0,4	Aliabad ve diğ., 2019
Claromecó Plajı, Arjantin	Grab numune	29,0–32,0	Truchet ve diğ., 2021
Haikou Körfezi, Çin	Örnekleme cihazı	0,4 ± 0,2	Qi ve diğ., 2020
Jiaozhou Körfezi, Çin	Kova ile örnekleme	0,1 ± 0,3	Zheng ve diğ., 2019
Kücükcekmece Lagünü, Türkiye	Grab numune	32,7 ± 24,8	Çullu ve diğ., 2021
Ma'an Archipelago, Çin	Kova ile örnekleme	0,5 ± 0,2	Zhang ve diğ., 2020a
Maowei Denizi, Çin	Paslanmaz çelik kap ile örnekleme	4,5 ± 0,1	Zhu ve diğ., 2019
Northern Yellow Denizi, Çin	Pompa ile örnekleme	0,5 ± 0,3	Zhu ve diğ., 2018
Qingdao kıyısal alan, Çin	Kova ile örnekleme	0,5 ± 0,1	Gao ve diğ., 2021
Rayong kıyısal alan,Tayland	Örnekleme cihazı	1,8 ± 1,6	Prarat ve Hongsawat 2022
Santa Monica Körfezi	Manta trolü	0,004	Lattin ve diğ., 2004
Güney Kore	Manta trolü	0,002–0,006	Kang ve diğ., 2015
Surabaya, Hindistan	Grab numune	0,5	Cordova ve diğ., 2019
Tamar Körfezi, İngiltere	Ağ	0,000028	Sadri ve Thompson 2014
Yellow Sea, Çin	Neuston ağı	0,000167	Zhao ve diğ., 2014
Zhuhai Kıyısal alan, Çin	–	16,6 ± 4,3	Wang ve diğ., 2021c
Istanbul kıyısal alanı, Türkiye	Grab numune	146,6 ± 123,3	Bu çalışma

Türkiye’nin sucul alanlarındaki MP tespiti ve karakterizasyonu ile ilgili uluslararası camiada kabul görmüş 67 makalenin arasından ancak %20’si çalışma konusuna (AAT, deniz, göl, akarsu, nehir vb. MP kirliliği) paralel olup, değerlendirmeye alınmıştır (Tablo 5.2). Sonuçların birimi MP/L olarak verilen (ya da MP/m^3 biriminden dönüştürülmüştür.) çalışmaların bulgularına kıyasla (Tunçer ve diğ., 2018; Tavşanoğlu ve diğ., 2020; Çullu ve diğ., 2021; Yozukmaz, 2021; Atici ve diğ., 2022; Terzi ve diğ., 2022; Altuğ ve Erdoğan, 2022; Üstün

ve diğ., 2022; Gürkan ve Yüksek, 2022), bu çalışmadan elde edilen MP bolluğu ile ilgili bulguların değerleri yüksek bulunmuştur. Üstelik bu çalışmalar arasında AAT çıkış sularındaki MP bolluklarının incelendiği çalışmalar da mevcuttur (Üstün ve diğ., 2022; Altuğ ve Erdoğan, 2022).

Tablo 5.2: Türkiye'de su ortamında mikroplastik konusunda yapılmış çalışmalar.

Sucul Alan	Örnekleme Yöntemi	Sonuç	Kaynak
AAT	Örnekleme cihazı	$1{,}28 \times 10^{10}$ MP/gün	Koyuncuoğlu ve Erden, 2023
Nehir	Grab numune (beher ile yaklaşık 100 L olacak şekilde)	293±59 parçacık/km^3	Özgüler ve diğ., 2022
Boğaz Sistemleri	Nansen tipi plankton ağı	0,00017 – 0,00252 MP/L	Gürkan ve Yüksek, 2022
AAT	Örnekleme cihazı	8,5 ± 4,7 MP/L	Üstün ve diğ., 2022
AAT	Grab numune (çelik kova ile)	46,5±11,6- 61,4±11,7 MP/L	Altuğ ve Erdoğan, 2022
Göl	Manta ağı	0,00235 - 0,00509 MP/L	Atici ve diğ., 2022
Deniz	Ağ	0,01868 ± 0,00301 MP/L	Terzi ve diğ., 2022
AAT	Grab numune (çelik kova ile)	8,2 MP/L	Vardar et al., 2021
Deniz	-	61 MP/L	Yozukmaz, 2021
Lagün	Grab numune	33 MP/L	Çullu ve diğ., 2021
Göl	Ağ	0,00409 - 0,00525 MP/L	Tavşanoğlu ve diğ., 2020
Göl	Grab numune (cam şişeler ile)	-	Çomaklı ve diğ., 2020
AAT	-	180×10^6 MP/gün	Akarsu ve diğ., 2020
AAT	Örnekleme cihazı	4825697 ± 575630 - 2040639 ±343,859 MP/gün	Gündoğdu ve diğ., 2018
Deniz	Manta trolü	0,01263 MP/L	Tunçer ve diğ., 2018
Kıyısal alan	Manta trolü	539189 - 7699716 MP/km^2	Gündoğdu ve diğ., 2018

***** Scopus arama motorunda, herhangi bir tarih sınırlandırması yapılmadan, TITLE-ABS-KEY (microplastics AND Turkey) anahtar kelimeleri kullanılarak, Çevre Bilimleri alanındaki araştırma makalelerine ait sonuçlar listelenmiştir.

A1 istasyonun yer aldığı kıyısal alanın, hem evsel hem de farklı tekstil ve elektronik endüstrilerinin atıksularını da arıtan Ambarlı AAT'nin etkisi altında kaldığı aşikârdır. Benzer olarak, Sarı Erkan ve diğ. (2021a) tarafından yapılan çalışmada da, Ambarlı AAT deşarjının yapıldığı istasyonundaki MP bolluğunun, en düşük MP bolluğuna sahip istasyona göre 21,30 kat daha fazla olduğu bulunmuştur. Terzi ve diğ. (2022) tarafından yapılan çalışmada, Marmara Bölgesi'nin kuzey kıyısal alanında en yüksek MP bolluğu tespit edilmiş ve Türkiye'nin en kalabalık ve sanayileşmiş bölgesi olması nedeniyle, elde edilen MP bolluğu sonuçları şaşırtıcı bulunmamıştır. A1 istasyonu ile benzer olarak A2 istasyonu, İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin deşarj sularını etkisi altındadır. Tesis, başta evsel olmak üzere, hastane, tekstil sanayi, kağıt fabrikası ve lojistik hizmetler gibi sanayilere ait atıksuları da arıtmaktadır (Sarı Erkan ve diğ., 2021b; Öztürk ve Şeker, 2021). Literatürde, AAT deşarj örneklerinde tespit edilen MP bolluğunun 0,6 ile 7,2 MP/L arasında değişmekte olduğu ifade edilmekle beraber (Vardar ve diğ., 2021), söz konusu çalışmalarda bildirilen MP değerlerine göre, bu çalışmada bulunan MP bolluk değerleri göre daha yüksektir.

Marmara Denizi'ndeki MP bolluğunun bölgeler arasında farklılık göstermesinin farklı kademelerde atıksu arıtma tesisi ile ilgili olabileceği ifade edilmektedir (Tunçer ve diğ., 2018). Arıtma kademelerinin MP giderimlerindeki verimi arttırabileceği bilinmektedir. Ancak, bu verim ne kadar yüksek olursa olsun, MP'ler organik maddeler gibi kolayca bozunamadıkları için alanda birikim yapma meyilline sahiptirler. A1 ve A2 istasyonlardaki AAT'leri gibi Marmara Denizi'ne deşarj edilen 400.000 m^3/gün atıksuyun muhteva ettiği MP bolluğu, dere yoluyla direkt olarak kıyısal alana verilmektedir. Çullu ve diğ. (2021), Küçükçekmece Ön Atıksu Arıtma Tesisi deşarjının (bu çalışmadaki P1 istasyonuna yakın) Marmara Denizi'ndeki MP dağılımı üzerindeki etkisini ortaya koymuştur. Alandaki örnekleme noktası AAT'ye yaklaştıkça MP bolluğunun 33'ten 47,62 MP/L'ye yükseldiği görülmektedir. Ek olarak, ikincil AAT daha yüksek oranlarda MP'leri giderebilse bile, Vardar ve diğ. (2021) tarafından, günde 2.934×10^6 MP'nin Ambarlı AAT'den hala Marmara Denizi'ne boşaltıldığı bildirmiştir.

A1 ve P3 istasyonlarında belli dönemlerde pik değerlere rastlanılmıştır. Bunun nedeni AAT'nin arıtma kademesinin yanı sıra deşarj yolu şeklidir. Özellikle yağışlı günlerde, bazı işletme problemleri kaynaklı olarak, DDD yapan atıksu ön arıtma tesislerinin kıyıya direkt deşarj yaptığı, basında ve uydu görüntülerinde fark edilmektedir. Çalışma sürecinde, DDD yapan P3 istasyonunda bulunan AAT'nin Ekim '20 ayı örneklemesinde kıyıya direkt deşarj yaptığı gözlemlenmiştir. Sadece fiziksel arıtmadan geçirilerek alıcı ortama bırakılan bu atıksu kütlesi içerisinde MP bolluğu çok yüksek değerlere ulaşmıştır. Ocak '21 ayında ise, A1

istasyonunda benzer durum yaşanmıştır. Konu ile ilgili olarak, AAT'nin by-pass yoluyla deşarj yapma olasılığı üzerine yoğunlaşılmıştır. Bir atıksu arıtma tesisinin girişindeki MP konsantrasyonu 10^3-10^8 MP/m^3'e arasında değişkenlik göstermekte olup (Murphy ve diğ., 2016; Carr ve diğ., 2016; Hidayaturrahman ve Lee, 2019), MP'lerin yüksek arıtma verimliliğine rağmen, deşarj suları önemli sayıda MP içermektedir (Akarsu ve diğ., 2020).

Ham atıksuların bileşimi ve bölgedeki insanların yaşam tarzları da dahil olmak üzere, sosyal ve ekonomik alışkanlıkları MP bolluklarında değişkenliğe neden olabilecek birkaç faktör olarak sayılabilir. Örneğin, daha yüksek nüfusa hizmet veren AAT'ler, daha küçük bir nüfusa hizmet veren bir arıtma tesisine göre çok daha yüksek MP yükü almaktadır (Blair ve diğ., 2019). Ayrıca, iklim ve mevsim koşullar da değişimi etkileyebilir (Mahon ve diğ., 2017).

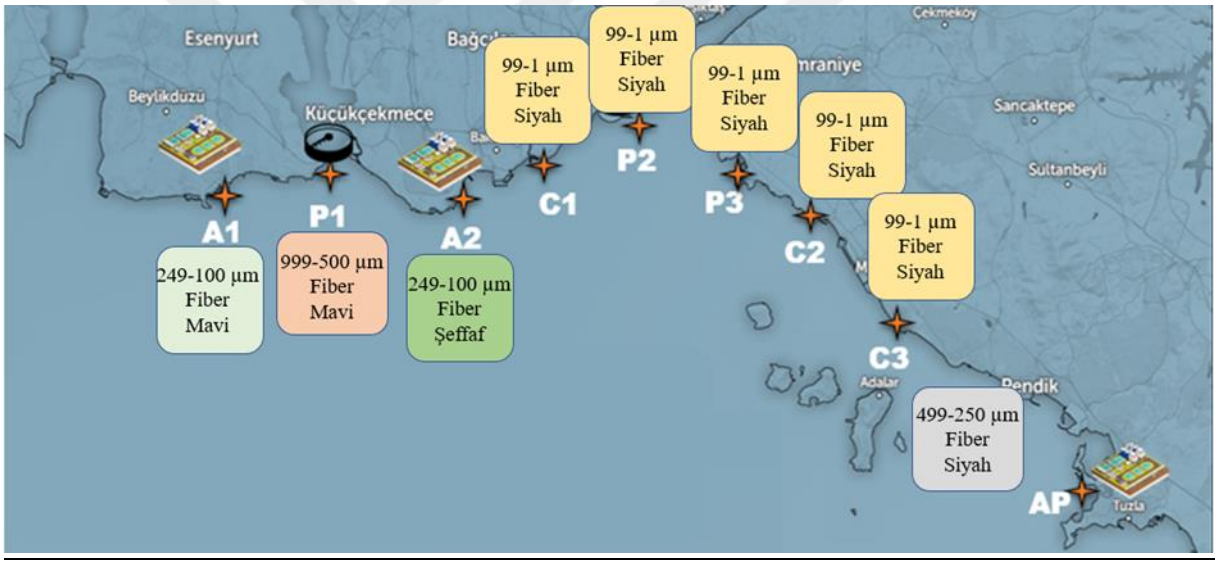
Çalışma alanında yağışlı dönemlerde (ilkbahar mevsiminde) tespit edilen MP bolluklarının diğer mevsimlere göre yüksek olması, Werbowski ve diğ. (2021) tarafından da belirtildiği gibi, yağmur suyunun MP'lerin su kütlelerince taşınmasında önemli bir rol oynaması ile açıklanabilir. Buna paralel olarak, Yonkos ve diğ. (2014) tarafından yürütülen çeşitli çalışmalarda, en yüksek MP bolluğu yüksek yağışlı günlerde bulunmuştur.

5.4. MİKROPLASTİKLERİN MORFOLOJİK ÖZELLİKLERİ

AAT deşarjı etkisi altında kalan A1 ve A2 istasyonları, dönem dönem kıyıya direkt deşarjların gözlendiği P1 istasyonunda ve AP istasyonlarındaki MP'lere ait morfolojik farklılıklar, diğer istasyonlara kıyasla dikkat çekmektedir. İstanbul Boğazı'nın derin deniz deşarjı ile sonlanan Yenikapı ve Kadıköy Ön Atıksu Arıtma Tesisleri'nin bulunduğu sırasıyla P2 ve P3 istasyonları ile tüm kontrol istasyonlarında (C1, C2, C3) aynı morfolojik kimlik ile karşılaşılmaktadır. Bu istasyonlarda tespit edilen MP'ler genellikle 99-1 µm boyutları arasında değişkenlik gösteren siyah renkli liflerden oluşmaktadır (Şekil 5.1).

Çalışmada, lif tipli MP'lerin baskın olduğu tespit edilmiş olup, Çullu ve diğ. (2021) farklı olarak, Küçükçekmece Lagünü'nde (çalışmadaki P1 istayonuna yakın) en baskın MP tipi olarak parçacık bulmuştur. Sarı Erkan ve diğ. (2021a) tarafından yapılan çalışmada yüzey suyunda en baskın şekil parçacık (%40,6 ile %71,1 arasında değişen) olarak bulunmuş iken, Sarı Erkan ve diğ. (2021b) tarafından incelenen tüm istasyonların sediment örneklerinde tespit edilen baskın şekil lif (%37,7 ile %52,0 arasında değişen) olarak belirlenmiştir. Bu çalışmaya benzer olarak, baskın MP lif tiplerinden sonra parçacıklar gelmektedir. Liflerin en büyük kaynağı ($7{,}0\times10^5$ lif) çamaşır yıkama faaliyeti sonucunda açığa çıkan MP'ler olarak

belirtilmektedir (Napper ve Thompson, 2016). AAT'nin yüksek giderim verimine (%87,5 ila %98,5) rağmen, 4,3 milyar mikrolifin arıtma tesisinden günlük olarak deniz ortamına girdiği tahmin edilmektedir. Vardar ve diğ. (2021) tarafından İstanbul'da yüksek kapasiteli gelişmiş olan Ambarlı AAT'de liflerin en baskın MP tipi olduğu ve bunu parçacıkların izlediği bulunmuştur. Ayrıca, çalışma kapsamında Ekim '20 ayında kıyıya direkt deşarj yapan AAT'nin etkisi altında olan P3 istasyonundan alınan örneklerde, yüksek oradan şeffaf liflerin (%92,16) tespit edilmesi dikkat çekicidir. Ayrıca, İstanbul gibi son derece yoğun antropojenik faaliyetler ile ilgili endüstriyel faaliyetlerin etkisi de her tür MP'nin üretilmesiyle ana bağlantılı olarak görülmektedir (Sarı Erkan ve diğ., 2021a). Lif tipli MP'lere denize bırakılan olta takımları, ağlar, çeşitli tekstil ürünleri de diğer kaynaklar olarak gösterilebilir. Deniz ortamındaki liflerin kaynaklardan birinin de kentsel liflerin atmosferik taşınması olduğu belirtilmiştir.



Şekil 5.1: İstasyonlara göre MP morfolojilerinin dağılımı

Bu çalışmanın sonuçlarından farklı olarak, Sarı Erkan ve diğ. (2021a) tarafından çalışmada, MP boyutları 1-5 mm ve 0,3-1 mm boyutlarında çalışılmış ve 1-5 mm boyutlarındaki MP'ler baskın olarak bulunmuştur. Ambarlı AAT'nin (bu çalışmadaki A1 istasyonuna yakın) farklı kademelerinde 500–1000 µm ve 1000–2000 µm, sırasıyla atıksu ve çamur için en yaygın boyut aralıkları olarak tespit edilmiştir (Vardar ve diğ., 2021). MP'lerin sınıflandırılması sırasında kullanılan boyut aralığındaki çeşitlilik, alanı çalışan araştırmacıların amacına bağlı olarak farklılık göstermektedir.

Deniz ortamında yapılan birçok çalışmada, renksiz veya şeffaf MP'lerin baskınlığı görülmüştür. Şeffaf MP'ler plastik endüstrilerinden ve MP'lerin oksidasyon ve degradasyon

süreçleri sırasında renk değiştirmesinden kaynaklanabilir (Wu ve diğ., 2020; Sönmez ve diğ., 2022b). Sarı Erkan ve diğ. (2021a) tarafından incelenen tüm istasyonlarda yüzeysel su örneklerinde baskın rengin beyaz olduğu görülmektedir. Mavi renk, incelenen tüm örneklerde tespit edilen ikinci ana renktir. MP renklerinin, MP kaynaklarının belirlenmesinde yardımcı olabileceği öne sürülmüştür (Mistri ve diğ., 2017; Sarı Erkan ve diğ., 2021b; Çullu ve diğ., 2021). Mavi rengin yüksek yüzdesi, ve diğerleri tarafından bildirildiği gibi, mavi polietilen tereftalat (PET) liflerinin varlığına bağlanabilir (Ziajahromi ve diğ., 2017). Ayrıca, MP'lerin renginin, suda yaşayan organizmalar tarafından yutulma olasılıkları ile ilişkili olduğu bulunmuştur (Abayomi ve diğ., 2017). Mavi polyester parçacıkların balıkçı teknelerinden ve gemilerin verniklerinden kaynaklanmaları olasıdır (Lacerda ve diğ., 2019). Vardar ve diğ. (2021) tarafından yapılan çalışmada, Ambarlı AAT'nin farklı proseslerinden toplanan numunelerde gözlenen baskın renk siyah olarak bulunmuştur.

5.5. MİKROPLASTİKLERİN POLİMER YAPILARI

PE (HDPE ve LDPE dahil) ve EVA, İstanbul'un güney kıyısındaki Marmara'daki başlıca polimer türleri arasında tespit edilmiştir. Bu polimerlerin dünya çapında yaygın olarak uygulanması göz önüne alındığında, polimerlere ait yüksek bir bolluğun oluşumu makuldür. PE, ilaç, kimya, gıda ve kozmetik sektörleri kadar geniş yelpazede kullanılmaktadır. Günlük hayatımızda elektrikli ev aletleri, mutfak eşyası, plastik kutu, oyuncak kaplama, fiber kabloların yalıtkan katmanları, ambalaj, plastik poşet, streç filminde karşımıza çıkmaktadır. İşlevselliği kadar, düşük maliyetiyle de tercih edilebilmektedir. İkinci ana polimer olarak tespit edilen EVA ise, ayakkabı, terlik, çanta imalat sanayi, otomotiv yan sanayi firmaları, ambalaj, dekorasyon ve izolasyon firmaları, spor malzemeleri ve oyuncak imalat sanayi gibi endüstride yaygın olarak kullanılmaktadır. EVA, film ve köpüklerde, sıcakta eriyen yapıştırıcılar, teller ve kablolar gibi çeşitli uygulamalarda yaygın olarak kullanımdadır. Bu nedenle, örnekleme noktalarında yüksek oranda tespit edilen bu polimer türü, insan ve endüstriyel faaliyetler gibi MP kontaminasyonunun antropojenik kaynaklarını ifade etmektedir. Bu iki polimerin de daha hafif yoğunlukları nedeniyle suda yüzmeye eğilim gösterdiği düşünülebilir. Bulgulara benzer şekilde, İstanbul sahilindeki plajlarda yapılan bir vaka çalışması da plastik atıkların %64'ünün PE olduğu bildirilmiştir (Akarsu ve diğ., 2022a).

Baysal ve diğ. (2020) tarafından da, Marmara Denizi (İstanbul güneydoğu Pendik-Tuzla Bölgesi) sedimentinde en baskın ikinci polimer olarak EVA bulunmuştur. İlk üçte yer alan polimerlerin sonuncusu olan PA (Nylon) ise, özellikle tekstil ürünlerinde yaygın kullanımı ile dikkat çekmektedir. Giyim sektöründe kıyafet üretimleri, ev tekstili, çadır, uyku tulumu ve paraşüt gibi eşyaların yapımında kullanılmaktadır. Praveena ve diğ. (2022) tarafından yapılan çalışmada, çamaşır makinası çıkış suyunda parça ve lif şekillerinde polyester, naylon ve akrilik polimerler tespit edilmiştir. Çalışmada ve literatürde toplanan polimer tipi, miktarı ve boyut verilerine dayanarak, kirliliğin kaynağı öncelikle sentetik giysilerin yıkanmasından kaynaklanan evsel atıksu deşarjlarına bağlanabilir (Gedik ve diğ., 2022). Ancak, bu iddiayı güçlendirmek için daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır.

FTIR analizi sonucunda her bir polimer için karakteristik parmak izi pikler elde edilmiştir. Degradasyona bağlı olarak spektrum değerlerindeki dalgalanmalarda zayıflıklar olsa da en baskın polimer türü olan polietilenin karakteristik dalga sayılarındaki pikler literatür ve FTIR spektrum kütüphanesinden elde edilen veriler ile uyumludur. Literatür çalışmaları piklerdeki bu değişimi polimer yapılarında gerçekleşen fiziksel ve kimyasal süreçlerin yanı sıra fotobozunmasına bağlamıştır (Wang ve diğ., 2017b; Sathish ve diğ., 2020). Buna bağlı olarak, 717 cm^{-1}'de CH_2 sallaması, 1463 cm^{-1}'de CH_2 bükülmesi, 2845 ve 2908 cm^{-1}'de CH gerilmesi tespit edilmiştir. LDPE ve HDPE arasındaki ayrımı sağlayan 1377 cm^{-1} 'de CH_3 bükülmesinin mevcudiyeti olmuştur. EVA için ise, 720 cm^{-1}'de CH_2 sallaması, 1029'da ve 1210 cm-^{1}'de C-O esnemesi, C=O esnemesi 1733 cm^{-1}'de C=O ve C-H 2845 cm^{-1}'de gerilme titreşimleri görülmüştür. Yine Naylonun (PA) absorpsiyon bantlarına karşılık gelen spektrum değerleri incelendiğinde, 1538 cm^{-1}'de NH bükülmesi ve C-N gerilmesi, 1654 cm^{-1}'de C=O gerilmesi; 2854 ve 2926 cm^{-1}'de CH gerilmesi ve 3376 cm^{-1} N-H gerilmesi görülmüştür. PET için 720 cm^{-1} dalga boyunda düzlem dışı bükülmeye karşılık gelen aromatik CH bağları, ayrıca 1029 ve 1210 cm^{-1} dalga boylarında C-O gerilmesi ile 1713 cm^{-1}'de C=O gerilmesi tespit edilmiştir.

Bu çalışmada, SEM-EDS ile MP'lerin parçacık boyutu dağılımının, morfolojisinin ve kimyasal bileşimin doğru bir şekilde ayrıt edilmesine olanak sağlanmıştır. Enstrümantal analizle doğrulanan plastik yüzdesi, bu değerin altında veya bu değere yakın birçok çalışmada olduğu gibi toplanan numunelerin yaklaşık %2'sine karşılık gelmektedir (Lares ve diğ., 2018; Akarsu ve diğ., 2020; Akarsu ve diğ., 2022a). SEM görüntüleme sayesinde MP'lerin yüzey koşulları değerlendirilerek bozunma sürecine numunenin maruz kalıp kalmadığı ortaya koyulmuştur. Zayıflamış ve hasar görmüş yüzeyler genellikle pürüzlülük, gözeneklilik, oyuntu, kırık/çatlaklar, yaşlanma/oksidatif ve mekanik aşınmanın kanıtı olarak sunulmaktadır (Girão,

2020). Ayrıca numuneler üzerinde enerji dağılımlı X-ışını spektroskopisi (EDS) analizi gerçekleştirilmiştir. EDS'nin yalnızca çok sayıda MP'nin saptanmasına izin vermekle kalmayıp, plastik olmayan parçacıkların elenmesine de imkan sağlamaktadır (Gniadek ve Dąbrowska, 2019; Wang ve diğ., 2017a). EDS analizinin sonucunda, filtre kağıdı vasıtasıyla su ortamında bulunan yaygın elementlerin alüminyum (Al), fosfor (P), silisyum (Si), kalsiyum (Ca), potasyum (K) ve magnezyumun (Mg) MP'lerin yüzeylerinde tespit edilmiştir. Bu çalışmada da karşılaşılan ve potansiyel olarak plastik olarak yanlış tanımlanabilecek alüminyum silikat kürelere farklı çalışmalarda da rastlanılmaktadır (Eriksen ve diğ., 2013; Dehghani ve diğ., 2017). Bu elementler çoğunlukla malzeme özelliklerini güçlendirmek için kasıtlı olarak eklenir (Nousheen ve diğ., 2022). Bu unsurların her birinin farklı bir rolü vardır. Örneğin Fe, birçok renkli inorganik pigmentin üretimi için kullanılırken, Si ve Al çoğunlukla plastiği bozunmadan korumak için kullanılır (Nousheen ve diğ., 2022; Speight, 2017). Başka herhangi bir elementin olmaması, numunenin deniz tabanından uzakta olmasından kaynaklanıyor olabilir. Son araştırmalar, örnekleme noktası deniz tabanına yaklaştıkça MP-metal etkileşimlerinin arttığını göstermektedir (Hédouin ve diğ., 2018). Bu veriler, yanlış tanımlamayı önlemek için MP'lerin elementel (SEM/EDS) veya kimyasal analizlerinin (FT-IR) yapılmasının önemini doğrulamaktadır.

5.6. YÜZEYSEL SULARIN TOKSİSİTESİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

A1 ve A2 istasyonları için uygulanan MKT prosedürü, yüzeysel su kalitesi açısından daha kötü olan sularda sonuç verilebildiği aşikardır. Bakterinin numuneye karşı verdiği tepki, mazuriyet süresine bağlı olarak test edilen spesifik bileşik veya numunenin kimyasal yapısı ile ilişkilidir. Numunenin tipine ve fiziksel özelliklerine, numunenin nispi toksisitesine, test amaçlarına bağlı olarak uygulanacak olan protokol değişkenlik gösterebilir. Sucul toksikoloji üzerine yapılan çalışmalarda bilinen çevresel toksikolojik yanıtların haricinde, *A. fischeri* ile yapılan farklı prosedürler ile de karşılaşılmaktadır.

Çalışma sonuçları arasında, "hormesis" sonucu dikkate değer bir paya sahiptir. Tüm istasyonlara ait yüzeysel suların toksisitesini belirlemede elde edilen sonuçların, %78'i hormesis sonucundan oluşmaktadır. Mattson ve diğ. (2008) tarafından, hormesis, "kimyasal ya da çevresel faktörün yüksek dozları zararlı olan ama düşük dozda maruz kalmanın hücre veya organizma üzerinde adaptif yararlı bir etki yarattığı süreç" şeklinde ifade edilmektedir. Toksikolojide hormesis, klasik J-şeklinde veya ters U-şeklinde eğrilerle sonuçlanan, düşük

dozda fizyolojik stimülasyon ve daha yüksek dozda inhibisyon ile karakterize edilen bir doz-yanıt olgusudur. Genel olarak, düşük stres etkenlerine maruz kalma durumlarına olumlu biyolojik tepkiler olarak yorumlanır (Sönmez ve diğ., 2023). Echols ve diğ. (2015) tarafından yapılan çalışmada, uyarıcı etki olarak negatif sonuçlar bulunmuştur. Sönmez ve Sivri (2022) tarafından Küçükçekmece Lagünü su kalitesi indeksinin belirlendiği çalışmaya da benzer olarak, MKT farklı karakterizasyondaki su örneklerine uygulanmış ve "hormesis" sonucu alınmıştır.

Bu çalışmada toksisite seviyelerinin "aşırı derecede toksik" sınıfından "az toksik" sınıfına kadar geniş bir aralıkta yer aldığı bulunmuştur. Bilindiği üzere, EC_{50} değeri ne kadar düşük ise, toksisite seviyesi o kadar yüksektir (Phyu ve diğ., 2005; Zadorozhnaya ve diğ., 2015; Cao ve diğ., 2016). Boluda ve diğ. (2002) tarafından yapılan çalışmada Microtox® testine 15 dakika maruz kaldıktan sonra elde edilen sulama kanalları numunelerinin akut toksisite sonuçları %90'ın üzerinde bulunmuş olup, herhangi bir toksik etki göstermediği şeklinde yorumlanmıştır. Zadorozhnaya ve diğ. (2015) Katalonya'nın 54 farklı bölgesinden aldıkları su örneklerinde Microtox® testi ile su toksisite seviyelerini belirleme çalışması gerçekleştirmiştir. Analiz sonuçları doğrultusunda yüksek EC_{50} değerine bağlı olarak toksisite seviyesi düşük olarak yorumlanmıştır. Bununla birlikte bölgelerdeki endüstriyel faaliyetlere bağlı olarak toksisitesi belirlenmek istenilen kirleticiler de değişiklik gösterebilmektedir.

A1 ve A2 istasyonları dönem dönem "aşırı derecede toksik" veya "çok toksik" seviyede iken, dönem dönem "hormesis" olması, özellikle AAT'ye gelen ani, değişken kirletici yükleri ve kirleticilerin kimyasal etkileşimleri ile açıklanabilmektedir. Özellikle organik mikrokirleticilerin çevresel etkileri bazı prosesler ile azaltılabiliyorken, bazı mikrokirleticiler için çoğu prosesler ile daha toksik hale dönüştürebilmektedir.

Ambarlı ve Ataköy AAT'leri deşarjlarının tamamını kıyıdan Marmara denizi üst tabakasına vermektedir. Bu AAT'ler başta evsel olmak üzere, hastane, tekstil sanayi, kağıt fabrikası ve lojistik hizmetleri gibi sanayilere ait atıksuları da arıtmaktadır (Gamez ve diğ., 2019). Ancak bazı endüstriyel kuruluşlar AAT yatırımı yapmaktan kaçınmakta veya kurulu AAT'yi uygun şekilde işletememektedir. Kanalizasyon sistemine kaçak deşarj yapan endüstriyel kuruluşlar kentsel AAT yükünü artırmakta ve bu nedenle hedeflenen çıkış suyu kalitesi sağlanamamaktadır. Bu durum özellikle AAT'ye gelen ani, değişken kirletici yükleri ve kirleticilerin kimyasal etkileşimleri ile açıklanabilmektedir.

Ekim '20 ayı P3 istasyonuna ait yüzeysel su toksisitesi EC_{50} %26,56 değerini alarak, çok toksik olarak sınıflandırılmıştır. İlgili istasyondaki Ekim '20 ayı MP bolluğu 1000 MP/L

üzerinde olarak hesaplanmıştır. Özellikle yağışlı günlerde, bazı işletme problemleri kaynaklı olarak, DDD yapan atıksu ön arıtma tesislerinin kıyıya direkt deşarj yaptığı, basında ve uydu görüntülerinde fark edilmektedir. Örnekleme periyodu dışındaki zaman diliminde Küçükçekmece AAT'ye ait basın ve yayın organlarında haberler çıkmıştır. Benzer duruma, farklı bir istasyonda örnekleme periyodunda da rastlanılmıştır. Ekim '20 ayı örneklemesi esnasında Kadıköy Ön Arıtma Tesisi deşarjına ait görsel de Şekil 5.2'de sunulmuştur.



Şekil 5.2: Ekim '20 ayında örnekleme esnasında P3 istasyonunda karşılaşılan by-pass (Sönmez, V.Z. tarafından görüntülenmiştir.)

İstasyonlara ait toksisite sonuçları mevsimsel olarak değerlendirildiğinde, tüm istasyonların yüzey suyu düşük toksisiteden yüksek toksisiteye doğru kış < ilkbahar < yaz < sonbahar şeklinde olduğu görülmektedir. Bu doğrultuda, A2 istasyonu özelinde Aralık ayında tespit edilen sonuçta, yağışlı dönemde meydana gelen seyrelmenin etkili olduğu düşünülmektedir. Bununla birlikte, A1 ve A2 istasyonlarından mevsimlere bağlı olarak elde edilen veriler arasında pozitif yönde yüksek korelasyon bulunmuştur (r=0,998). İstanbul ili için belirlenen kurak sezonda (Mayıs ve Ekim ayları arası) toksisite seviyesinin, yağışlı sezona göre daha yüksek seviyede (düşük EC_{50} değerleri) olduğu görülmektedir. Uzun ve kuru bir yaz mevsiminde toksik özellik gösteren kirleticilerin fazla seyrelememesi nedeniyle, alınan yüzey suyu örneklerinde yüksek toksisitenin tespitine neden olduğu düşünülmektedir. Sonuçlar karşılaştırıldığında ise özellikle yağışlı dönemlerde, seyrelmenin etkisi ile yüzey sularının toksisite açısından su kalitesinde iyileşme görülmektedir. Tüm istasyonlar kendi içinde paralellik göstermektedir. Bu çalışmaya benzer olarak, Selanik yüzey sularında tespit edilen

toksisitenin ilkbahar mevsiminde analiz edilen toksisitenin, sonbahar başlarına göre daha düşük olduğu görülmüştür (Kungolos ve diğ., 2003).

5.7. MİKROPLASTİK BOLLUĞU VE YÜZEYSEL SULARIN TOKSİSİTESİNİN İLİŞKİSİ

Toksisite testlerinden elde edilen sayısal verilere karşılık MP bolluk değerleri arasındaki ilişki irdelendiğinde, istasyon farkı gözetmeksizin MP bollukları ile toksisite sonuçları arasındaki istatistiksel açıdan anlamlı bir ilişki bulunamamıştır. Ancak, istasyonlardan elde edilen sonuçlar kendi aralarında analiz edildiğinde; A1 istasyonundaki yüzeysel suların toksisitesi ile MP bollukları arasında anlamlı bir ilişki belirlenmiştir (R^2=0,75). P1 istasyonu ise, A1 istasyonundan sonra gelen istatistiksel açıdan anlamlı olabilecek bir diğer istasyondur (R^2=0,40). A2 istasyonundaki toksisite değerleri ile MP bollukları arasındaki ilişki zayıf olarak tespit edilmiştir. Diğer istasyonlara ait toksisite verileri sayısal bir karşılığı olmadığından istatistiksel olarak MP bollukları ile ilişkilendirilememiştir.

5.8. SEÇİLEN POLİMERLERİN AKUT TOKSİSİTESİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Toksisitesi çalışılacak olan MP'lerin elde edilmesindeki yöntem farklılıkları, çalışmaları belirler niteliktedir. Çünkü sucul ekosistemlerden toplanan, bilinmeyen etkenlerle yüzeyinde ve/veya polimerin kimyasal yapısında değişiklik oluşmuş MP'ler ile yapılan çalışmalarla, ham (işlenmemiş) polimerler ile yapılan çalışmalar farklıdır. Bu MP'lerden toksik etkenleri uzaklaştırıp, toksik olmayan bir plastik yüzey elde etmeyi gerektirmekte olup, bu yapılarla çalışmak oldukça zorlayıcı bir süreçtir. Aynı şekilde, toksisitenin polimer yapısından kaynaklı mı, yoksa MP yüzeyinde ya da yapısında oluşmuş değişikliklerden mi ya da MP oluşumu esnasında kullanılan katkı maddelerinden kaynaklı mı olduğuna dair çalışmalar, bilimsel yetkinlik gerektiren, multidisipliner ve yüksek bütçeli çalışmalardır. O nedenledir ki, polimerlerin toksik etkilerinin belirlenmesi çalışmalarında genellikle tercih edilen; doğada bulunan ve toplanan MP partiküllerin yerine, ticari ya da ham/işlenmemiş polimerlerin kullanılmasıdır (Paul-Pont ve diğ., 2018).

Deneysel maruziyet çalışmalarında kullanılan MP boyutları, organizmalarda gözlemlenen herhangi bir toksik etkiyi yöneten kritik bir faktör olarak kabul görmektedir (Sharifinia ve diğ., 2020). Test organizmasının vücut kitle indeksine bağlı olarak, maruz

bırakılan MP'lerin boyutları da farklılık göstermektedir. Çalışmanın amacına göre, tercih edilen test organizmasına uygun olacak şekilde, gönüllü gıda alım davranışına uygun MP boyutları tercih edilmesi gerekmektedir (Ma ve diğ., 2020). Bununla birlikte, deneysel koşullar arasında parçacıkların homojen dağılımını sağlamak ve çoğaltmak zor olabilmektedir. Çoğu çalışmada, geleneksel olarak, test organizmalarının avlarının boyutları ile aynı aralıkta bir MP boyut dağılımı seçilmiştir (Paul-pont ve diğ., 2018). Literatür taraması sonucunda, en çok çalışılan organizma türü (*Daphnia magna)* ile en çok çalışılan MP boyut aralığı (50-1 μm) birlikte değerlendirilmiştir. Buna göre, en çok çalışılan partikül boyut aralığının, ilgili organizmanın sindirebileceği boyut aralığında olduğu sonucuna kolaylıkla varılabilmektedir (Sönmez ve diğ., 2022a).

Bu çalışma ile literatüre PVDF ve PTFE polimerlerinin toksisiteleri ile ilgili ilk veriler kazandırılmıştır. Literatürde çalışmaların çoğunluğunu PS (46%) ve PE (36%) polimer yapılarına sahip MP'ler ile yapılan çalışmalar oluşturmaktadır. Diğer polimer yapıları ile yapılmış çalışmalar ise, 18%'lik bir paya sahiptir: PP (Scott ve diğ., 2019), PVC (Santana ve diğ., 2018; Iheanacho ve Odo, 2020) ve PET (Weber ve diğ., 2018). Tıpkı, MP boyut aralığında olduğu gibi, bu alanda da birden fazla polimer türü (iki ve üç farklı polimer türü) ile gerçekleştirilmiş çalışmalar da vardır.

5.8.1. Biyolüminesans bakteri (*A. fischeri)* ile Akıt Toksisite Testi

Biyolüminesans bakteri (*A. fischeri*) üzerindeki toksik etkisini tespitinde dört farklı polimer türü için de hormesis sonucundan başka bir sonuç elde edilememiştir. Gambardella ve diğ., (2019) ile yapılan çalışmada da, *A. fischeri* farklı boyutlarda (1-500 μm) PE'lere maruz kalmasının sonucunda, akut toksisite sonucu bulunamamıştır. Zhang ve diğ, (2017) tarafından, bakterinin hücre duvarının, gözenek boyutundan daha büyük MP'lerin geçmesini engellemesi muhtemel olduğundan, yalnızca daha küçük boyutlu (<1 μm) MP'lerin toksisiteye neden olabileceği ifade edilmiştir (Gambardella ve diğ., 2019). Ancak, Booth ve diğ. (2016) tarafından yapılan nanoplastiklerin, *A. fischeri* bakterisinde herhangi bir ekotoksikolojik etkiye neden olmadığı bulunmuştur. Bu çalışmanın sonuçları, literatürde polimerlerin biyolüminesans bakteri üzerindeki toksisitesini belirlemeye yönelik kısıtlı sayıdaki araştırmaların sonuçları ile örtüşmektedir.

5.8.2. *Daphnia magna* ile Hareketsizlik Testi

Mikroplastiklere maruz bırakılan organizmalar için maruziyet süresi çevresel kirleticilere olan maruziyet süreleri ile eş değer olmayabilir. Tıpkı bu çalışmada olduğu gibi, birçok çalışmada, 24 ve/veya 48 saatlik akut maruziyet süresi, 72 hatta 96 saate kadar uzatılmaktadır. Çalışılan organizma türüne (organizmanın yaşam süresi ile ilişkili) bağlı olarak değişkenlik gösterebilen maruziyet süreleri, akut toksisite testlerinde genelde 2, 3 ve 4 gün çalışılmıştır. Çalışmanın şartlarına bağlı olarak akut maruziyete ek olarak kronik maruziyet de etkili olmaktadır. 96 saatin de sonunda organizmadan cevap alınamadığı durumlarda maruziyetin 21 gün ve üstüne çıkarılmaktadır. Kronik toksisite testlerinin maruziyet süresi olarak ise, daha çok 21, 28, 30 ve 60 gün çalışılmıştır (Sönmez ve diğ., 2022a).

D. magna ile toksisite sonuçları değerlendirildiğinde, 96 saatin sonunda alınan toksisite cevabı Rehse ve diğ. (2016) tarafından yapılan çalışma ile benzerdir. PE'lere maruz kalan *D. magna,* 96 saat süre sonunda EC_{50} değeri 57,43 mg/L bulunmuştur (Rehse ve diğ., 2016). *D. magna* tarafından yutulamayan 100 μm PE'lerin gözlemlenebilir olumsuz etkisi tespit edilememiştir. Konsantrasyon ve zamana bağlı olarak *D. magna* hareketsizlik oranının genel olarak arttığı tespit edilmiştir. Na ve diğ. (2021) tarafından yapılan çalışmada, düzensiz şekil ve yüksek spesifik yüzey alanı nedeniyle, parçacık PE MP'lerin (37,24 ± 11,76 μm) akut toksisitesinin (48 saat), PE MP boncuklarınınkinden (37,05 ± 3,96 μm) 80 kat daha yüksek olduğunu bildirilmiştir. Bir diğer çalışmada, parçacık tipindeki farklı boyutlardaki PE'lere (17,23±3,43 ve 34,43±13,09 μm), düşük konsantrasyonda (5 mg/L) kronik olarak maruz bırakılmış ve ancak yutabileceği boyutlarda 14 gün sonra hareketsizlik gözlenmiştir (An ve diğ., 2021).

Bu çalışmada, düşük EC_{50} değerine sahip olan ham PVC, literatürdeki bulgular ile paralellik göstermektedir. Zimmermann ve diğ. (2020) tarafından yapılan çalışmada, PVC'nin *D. magna* üzerindeki kronik maruziyeti sonucu EC_{50} 45,5 mg/L olarak hesaplanmıştır. PVC söz konusu olduğunda, plastik kimyasal yapılarının mikroplastik toksisitenin ana itici gücü olduğu şeklinde yorumlanmıştır (Zimmermann ve diğ., 2020). Liu ve diğ. (2020) tarafından yapılan çalışmada, PVC-MP'lerin *D. magna* için 48 saatlik EC_{50} değeri 20,5 mg/L (boyut 2 ± 1 μm) ve 49,7 mg/L (boyut 50 ± 10 μm) olduğu ifade edilmiştir (Fang ve diğ., 2021; Liu ve diğ., 2022b).

PVC, organoklor kimyasal yapıya sahiptir. Birçok organoklorin güçlü bir şekilde lipofiliktir ve bu nedenle yağlı dokularda birikebilirler. Bu organoklorlar, klorsuz analoglarına göre çok daha toksik ve daha kanserojen olma eğilimindedir. Bazı organoklorlu kimyasalların,

özellikle cenin ve bebek gelişiminin hassas dönemlerinde nörolojik ve immünolojik toksisite ile kanser, organ hasarı ve üreme sistemlerinde hasar dahil olmak üzere çeşitli olumsuz sağlık etkileri oluşturduğu uzun zamandır bilinmektedir. Bugüne kadar toksikolojik testlere tabi tutulan birkaç yüz organoklorin içinde, incelenen tüm organoklorinlerin, genellikle çok düşük dozlarda bile çeşitli olumsuz sağlık etkilerinden bir veya daha fazlasına neden olduğu bulunmuştur (Akovali, 2012).

Birçok sentetik polimerin biyokimyasal olarak inert kabul edilmesine rağmen (Teuten ve diğ., 2009), PVC'nin vinil klorür monomerleri (VCM) olarak adlandırılan kanserojen monomerler içerdiği kabul edilmektedir (Al-Malack ve diğ., 2000). PVC'nin monomeri olan Vinil klorür monomeri (VCM), polimerizasyon reaksiyonundan sonra, bir "safsızlık" olarak (genellikle 1 ppm'den daha düşük bir konsantrasyonda) reaksiyona girmeden polimer matrisinde bırakılabilir. Çok yüksek VCM seviyelerine maruz kalan PVC fabrikalarında çalışan işçiler aracılığıyla VCM'nin insanlar üzerindeki kanserojen etkisi ilk olarak 1970'lerde fark edilmiştir (Akovali, 2012). Bu yüzden, ham PVC'nin organizmalar üzerindeki büyüme ve üremede engelleyici bir etkiye sahip olması beklenebilir.

Her ne kadar bu çalışmada ham PVC kullanılmış olsa da, PVC'nin daha kullanışlı nihai malzemelere dönüştürülmesi, bir dizi farklı katkı maddesinin dahil edilmesini gerektirmektedir. Sistemi esnekleştirmek için gereken plastikleştiriciler, stabilizasyon için ısı ve UV stabilizatörleri, mekanik ve fiziksel özellikleri iyileştirmek veya yapmak için dolgu maddeleri olarak işlev gören katkı maddeleri, yanıcılık özelliklerini iyileştirmek için alev geciktiriciler, sterilizasyon için biyositler ve anti-mikrobiyal özellikler, pigmentler vb. bu katkı maddeleri ve diğer işleme yardımcıları fiziksel olarak PVC matrisine karıştırılmaktadır. Sonuç olarak VCM monomeri haricinde farklı ksenobiyotik bileşikler kasıtlı veya kasıtsız olarak çevreye kolayca salınım yapabilir ve bu katkı maddelerinin çoğu toksik olduğundan PVC'nin genel toksisitesini değiştirebilir (Akovalı, 2007; Akovalı, 2012).

PTFE'ye olan maruziyette, tüm maruziyet süreleri için EC_{50} değeri hesaplanamamıştır. Literatürde PTFE ile yapılmış çalışmalar sınırlı olup (Johnson ve diğ., 1986; Mulamba ve diğ., 2017), toksik özellik göstermediği ifade edilmiştir PVDF ile olan maruziyette sadece 24 ve 48 saatin sonunda EC_{50} değerleri hesaplanıp, toksik olmadığı bulunmuştur (>1000 mg/L). PVDF'nin *D. magna* üzerindeki etkisi ile ilgili literatürde herhangi bir çalışmaya rastlanılmamıştır. Teflon, politetrafloroetilen (PTFE) polimerin ticari adı olup, florlanmış etilen polimerdir. Monomeri tetrafloroetilendir. Flor atomlarıyla doymuş uzun ve düz bir karbon zincirinden meydana gelmiş moleküler yapı, atomlar arasındaki kuvvetli bağlar sebebiyle

oldukça inert özelliklere sahiptir. PVDF ise, yarı kristalin fluoropolimer kategorisine aittir. Özellikle aşırı ısıl, kimyasal ve mor ötesi ortamlara maruz kaldıklarında fluoropolimerlerin sahip olduğu karakteristik kararlılığı gösterirler. Çok yüksek saflığa sahip olan PVDF çoğu asit, alifatik ve aromatik organik bileşen, klorlu solvent ve alkollere kimyasal olarak eylemsizdir (PAGEV, 2023).

Li ve diğ. (2018a) tarafından MP'lerin organizmalar üzerinde akut ölümcül etki oluşturmadığını tespit etmiş ve ancak uzun süreli maruziyette önemli bir sorun olarak kabul edilen kronik toksisiteye neden olabileceğini vurgulamışlardır. Besseling ve diğ. (2014), MP'lerin yutulmasının bazı organizmalar için yetersiz beslenmeye ve üremede değişikliklere neden olabileceği gözlemlenmiştir. (Browne ve diğ., 2008) tarafından yapılan başka bir çalışma, MP'lerin bağırsaktan sucul türlerin dolaşım sistemine taşınabileceğini göstermiştir (Sun ve diğ., 2019).

Mikroplastiklerin olası etkileri belirlemek için gerçekleştirilen çalışmalarda, birçok polimer türüne (PE, PVC, PP vb.) maruz bırakılan *D. magna*'nın farklı deneysel senaryoların yaşamsal faaliyetlerine etkisi belirlenmeye çalışılmıştır. Literatür çalışmalarında partikül boyutu, polimer yapısı, polimer katkı maddeleri, konsantrasyon ve ortam sıcaklığı en sık uygulanan optimizasyon parametreleri olmuştur (Zimmermann ve diğ., 2020; Serra ve diğ., 2020). Çalışmalarda *D. magna'*nın tek bir stres etkenini tolere edebileceğini ancak stresör sayısının artmasıyla ortam şartlarıyla baş edemedikleri belirlenmiştir (Serra ve diğ., 2020). Ayrıca, MP tipine bağlı olarak, beslenme tercihinin farklılık gösterdiği bulunmuştur. Tüm bu parametrelerin, *D. magna* üzerindeki toksisiteyi etkilediği ve yaşamsal faaliyetlerini kısıtlandırdığı ortaya konulmuştur (Sönmez ve diğ., 2022a).

5.9. PVC GİDERİM VERİMİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Dünya çapındaki birçok atıksu arıtma tesisinde koagülasyon ve flokülasyon işlemleri kullanılmaktadır (Padervand ve diğ., 2022). Bu süreç, Fe ve Al bazlı tuzlar ve koagülantlar kullanarak, artı yüklü iyonlar ile eksi yüklü kirletici partiküller arasında güçlü bağ oluşturma mantığına dayanmaktadır (Corghe ve diğ., 2017). Bu çalışmada, alum ve ramnolipid varlığında, PVC giderim verimi %73,67 oranında bulunmuştur. Prokopova ve diğ. (2021) tarafından yapılan çalışmada, 30 mg/L alum optimum doz olarak bulunmuş olup, PVC (10 mg/L; <50 μm) gideriminde verim %80'ini geçememiştir. Ariza-Tarazona ve diğ. (2019), PE mikroplastiklerin giderilmesini için sırasıyla demir ve alüminyum bazlı koagülantlar kullanılmış ve proses

sonunda ultrafiltrasyon tercih edilmiştir. Al^{+3}'nin Fe^{+3}'den daha iyi giderim performansı gösterdiği belirlenmiştir. Rajala ve diğ. (2020) tarafından 5 mg/L alum kullanıldığında, ham PE'nin (140 µm) giderim verimi %64 iken 30 mg/L alum gibi daha yüksek konsantrasyonunda %82 olarak bulunmuştur. Ma ve diğ. (2019) tarafından ise, yüksek alum konsantrasyonlar PE giderim verimi yaklaşık %40 olarak hesaplanmıştır (Tablo 5.3.).

Tablo 5.3: MP giderme yöntemi olarak koagülasyon-flokülasyon-çöktürme işlemlerini kullanan çalışmalar ve çalışmalara ait veriler (Prokopova ve diğ. (2021)'den alınmıştır.)

Plastik	MP Kons.	Su Matrisi	Koagülant	Giderim Verimi	Değerlendirme	Analiz Türü	Kaynak
PE<500 µm	0,1 g	Distile su	Demir klorür	%17,2	Maksimum giderim verimi koagülant dozunun 2 mmol/L ve pH 8 şartlarında gerçekleşmiştir.	Tartım	Ma ve diğ., 2019
PS (1 µm)	0,1 mg/L	Ön arıtılmış atıksu	Demir klorür	%99,4	Koagülant dozu arttıkça giderim verimi artmıştır.	Akış Sitometrisi	Rajala ve diğ., 2020
PS (6,3 µm)	6,7 mg/L			%76,7			
PE< 500 µm	500 mg/L	Distile su	Demir klorür	%20,0		Tartım	Zhou ve diğ., 2021b
PS< 500 µm				%65,0			
PE (10-20 µm)	500 MP/L	Ham içme suyu	Alum + PAC	%95,0		Mikroskop	Lapointe ve diğ., 2020
PE (125-150 µm)			Alum + PAC	%90,0			
PS (130-150 µm)			Alum + PAC	%84,0			
PEST fiber (12 - 1325 µm)			Alum + PAC	%99,0			
PE<500 µm	0,1 g	Distile su	Aluminyum klorür	%37,0	Koagülant dozu arttıkça giderim verimi artmıştır.	Tartım	Ma ve diğ.,2019
PS (1 µm)	0,1 mg/L	Önarıtılmış atıksu	PAC	%98,2	Koagülant dozu arttıkça giderim verimi artmıştır.	Akış Sitometrisi	Rajala ve diğ., 2020
PE (10-100 µm)	41 MP/L	Distile su	Alum	%70,7	Maksimum MP giderimi koagülant dozunun 30 mg/L olduğu şartlarda elde edilmiş, koagülant dozunu azaltmak veya arttırmak giderim verimini düşürmüştür.	Nil Kırmızısı	Shahi ve diğ., 2020
Microsafir (1-5 µm)	5-25 mg/L	Musluk suyu	Alum	%97-99	Maksimum giderim verimi koagülant ve MP konsantrasyonunun 5 mg/L olduğu	Bulanıklık	Skaf ve diğ., 2019

					şartlarda elde edilmiştir.		
PE (10-20 µm, 45-53 µm, 106-125 µm)	1800-9500 MP/L	Ham içme suyu	Alum	<%2,0	-	-	Zhang ve diğ., 2020b
PE<500 µm	500 mg/L	Distile su	PAC	%35,0	Koagülant dozu arttıkça giderim verimi artmıştır.	Tartım	Zhou ve diğ., 2021b
PS<500 µm				%80,0			

Çözeltide 1 mg/L ramnolipidin varlığı, düşük alum dozlarında PVC'lerin giderim performansında olumlu etkiye sahip iken, yüksek alum dozlarında olumsuz yönde etkilemiştir. Ayrıca, Ariza-Tarazona ve diğ. (2019) tarafından yapılan çalışmada, alum ile koagülasyon sonucunda %25,83 olan MP giderim verimi, flokülant olarak kullanılan 15 mg/L poliakrilamid (PAM) ile %61,19'a yükselmiştir.

Bu çalışmada, tercih edilen MP boyutunun aksine, koagülasyon-flokülasyon proseslerinin genel olarak 300−355 ve 500−2000 µm boyut aralığındaki MP'lerin giderilmesi üzerine etkisi araştırılmıştır. Oysa, literatürde genel olarak atıksuda ölçülen MP'lerin %90'ından fazlası 300 µm'den küçük ve yaklaşık %60'ı da 100 µm'den küçük olduğu belirtilmektedir (Lapointe ve diğ., 2020). Atıksudaki <10 µm boyut aralığındaki MP'lerin belirlenmesindeki zorluklar ve birçok çalışmada bu boyut aralığının hariç tutulması nedeniyle Rajala ve diğ. (2020) tarafından 1 µm ve 6,3 µm olmak üzere iki farklı boyutta bilinen miktarda atıksuya eklenen PS mikroküreleri giderimi çalışılmıştır. Rajala ve diğ. (2020) farklı koagülantlar ile koagülasyon uygulamıştır. Elde edilen en yüksek giderim verimliliği %99,4 olmuştur. 1 ila 50 µm aralığında daha da küçük MP'ler için giderim verimliliğini ele alma ihtiyacı vurgulanmıştır (Skaf ve diğ., 2020).

Bu çalışmada kullanılan 1 mg/L ramnolopid konsantrasyonu için optimum doz olarak bulunmuştur. Biyosürfaktanların, sentetik sürfaktanlara göre daha düşük konsantrasyonlara ihtiyaç duyulduğu ve bu nedenle daha etkin olduğu bildirilmektedir (Skaf ve diğ., 2020). Skaf ve diğ. (2020) tarafından yapılan çalışmada, alum ile birlikte kullanılan 20 mg/L yüzey aktif maddenin varlığı, düşük alum dozlarında mikroküreleri pıhtılaşma performansına katkıda bulunduğu ifade edilmiştir. Ancak yüksek partikül yükü ve yüksek alum dozu polimer gideriminde olumsuz etkiye sebep olabilir. Bu çalışmada, artan ramnolipid dozları ile 20 mg/l'ye kadar MP giderim veriminde bir azalma görülmektedir. Gök ve Sponza (2008) tarafından Petrokimya endüstrisi atıksuyundan maksimum PAH ve KOİ giderimi için 15, 30, 50, 150 mg/L konsantrasyonlarda ramnolipid ile çalışılmış ve optimum dozun 15 mg/L

ramnolipid olduğu bulunmuştur (Gök ve Sponza, 2008; Sponza ve Gök, 2010). Artan ramnolipid dozları, KOİ gideriminde etkili olamamış sadece 15 mg/L ramnolipid içeren reaktörde en yüksek çözünmüş KOİ giderim verimleri elde edilmiştir. 50 ve 150 mg/L ramnolipid ilave edilmiş reaktörlerde yüksek ramnolipid konsantrasyonda çözünmüş KOİ'nin kontrole kıyasla azalma meydana gelmiştir.

Bu çalışmada, ramnolipid ilk defa yardımcı koagülant olarak kullanılmıştır. Ancak bu çalışmaya benzer olarak, Skaf ve diğ. (2020) tarafından da alum ile birlikte anyonik ve iyonik olmayan sürfaktanlar birlikte kullanılarak PE giderimi hedeflenmiştir. 5 ve 10 mg/L Al arasındaki konsantrasyonlarda alum kullanılarak, 5 mg/L PE içeren çözeltiden MP giderim verimi %93,75 olarak bulunmuştur. Bu sonuçlar, konvansiyonel pıhtılaşmanın belirli mikroplastiklerin çözeltilerden uzaklaştırılması için uygun olduğunu göstermektedir.

Literatürde yer alan ramnolipidin MP giderimi konusunda çalışıldığı bir diğer başka çalışma Taghavi ve diğ. (2022) tarafından yapılmıştır. Çalışmada, bir mikrobiyal konsorsiyumun ultraviyole (UV) ile ön işlem görmüş ve ön işlem görmemiş karışık plastiklerin (PE, PS ve PET) ramnolipid varlığında biyolojik olarak parçalanabilirliği incelenmiştir (Taghavi ve diğ., 2022). Günümüzde petrol endüstrisinde biyosürfaktanların petrol sızıntılarının yönetiminde, ham petrol kirliliğinin kontrolünde, petrol depolama tesislerinden petrol çamurunun temizlenmesinde, toprak/kumsalda biyoremidasyonda kullanımına artan bir ilgi vardır. Ramnolipidler genellikle *Pseudomonas aeruginosa* tarafından sentezlenen yüzey aktif bileşikler olduğu, karbon kaynağı olarak tarım endüstrisinin atık maddelerinin ramnolipid üretiminde kullanılabileceği ve elde edilen ramnolipidlerin çevre teknolojileri uygulamalarında ağır metaller ile hidrokarbonlu bileşikler gibi kirleticilerin biyolojik olarak parçalanmasında kullanılabileceği ifade edilmektedir (Konar ve Kahyaoğlu, 2006). Doğada yaygın olarak bulunan çeşitli metallere karşı sabit koşullar altında ramnolipidlerin bağlanma eğilimleri üzerine yapılan bir çalışma Al+3 > Cu+2 > Pb+3 > Cd+2 > Zn+2 > Fe+3 > Hg+2 > Ca+2 > Co+2 > Ni +2> Mn+2 > Mg+2 > K+ şeklinde bulunmuştur (Konar ve Kahyaoğlu, 2006).

Çalışmadaki görsel incelemelerde, optimum şartlar altındaki deney setlerinin yüzeyinde, PVC partiküllerinin bir arada toplandığı, bir kısmının da dibe çöktüğü gözlemlenmiştir. Diğer optimum şartları sağlamayan deney setlerinde ise, yüzeyde kalan polimerlerin daha çok dağınık halde bulunduğu görülmüştür. Optimum dozda uygulanan ramnolipid suyun yüzey gerilimini düşürerek, çökemeyen PVC partiküllerini su yüzeyinde flok olarak kalmasını ve su kolonunda dağılmasını engellediği görülmektedir. Ramnolipidler, yüzey gerilimini azalttığı için partiküllerinin yüzey alanını artırarak çökemeyen parçacıkların

yüzeyinde birikime, partikül agregasyonuna teşvik edebilir. Bu durum, koagülasyon sürecine yardımcı olabilmektedir. 20°C'de saf suyun yüzey gerilimi 73 mN/m iken, 1 mg/L ramnolipid uygulandığında 54 mN/m düştüğü bulunmuştur (Pornsunthorntawee ve diğ., 2008).

Sentetik deniz suyundaki PVC gideriminden elde edilen verim ile distile sudaki PVC partiküllerinin gideriminden elde edilen verim birbirine paraleldir. Denizel alanlarda *Pseudomonas* sp. tarafından özellikle ekstrem çevresel koşullar altında ramnolipid oluşumu desteklenmektedir. Yapışkan bir yapıya sahip olan bu hücre dışı salgı, etrafında bulunan organik ve inorganik yapıları etkileyebilir. Epiplastik toplulukların parçacığın kaldırma kuvvetini değiştirip, MP'lerin hetero-agregatlara pıhtılaşmasını sağlayarak MP'nin batma davranışında temel bir rol oynadığı bilinmektedir. Mikroorganizmalar, partiküllerin yüzeylerini daha yapışkan hale getiren (Flemming ve Wingender 2010) ve bunların hetero-agregatlara pıhtılaşmasını artıran (Long ve diğ., 2015; Porter ve diğ., 2018) bir EPS matrisine gömülüdür. Hetero-agregalar EPS, algler, bakteriler, mantarların yanı sıra kil ve MP gibi doğal inorganik parçacıklardan oluşmaktadır. MP'nin hetero-agregatların batma oranlarını arttırması veya azaltması, plastik parçacıklar ile biyojenik parçacıklar arasındaki yoğunluk farklılıklarına bağlıdır (Long ve diğ., 2015; Porter ve diğ., 2018). Hetero-agregalar, floklaşmış parçacıkların ve organizmaların yakın ilişkileri nedeniyle işlevsel mikro sıcak noktalarıdır (Arias-Andres ve diğ., 2018). Michels ve diğ. (2018), biyofilmlerin, hetero-agrega oluşumunun erken bir aşamasında plastiğin biyojenik parçacıklarla toplanmasını desteklediğini göstermiştir. Agregalarda günler boyunca bir kararlılık tespit edilmiş olup, bu kararlılığın yüksek batma oranlarını ve denizin daha derin bölmelerine doğru birikme eğiliminde olduğu sonucuna varılmıştır. Ayrıca, bu süreçlerin alg patlamaları gibi organik maddelerin sedimente doğru dikey taşınmasını artırabileceği sonucuna varılmıştır. Hetero-agregaların sedimente ulaşması, plastiğe özgü konsorsiyumların (patojenler dahil) daha derin katmanlara ulaşması anlamına gelmektedir.

Bu çalışmada, 5 mg/L PVC giderimi için konvansiyonel yöntemler farklı bir kimyasal ile desteklenmiştir. Koagülasyon ve flokülasyon stratejileri, laboratuvar ölçeğinde nispeten yüksek oranda MP'leri ortadan kaldırabilir, ancak atıksu arıtma tesisi süreçlerinde ve 50 µm'den büyük MP'ler için giderim verimliliği düşük olabilir (Herbort ve diğ., 2018; Ma ve diğ., 2019). Farklı su/atıksu teknolojilerinin geliştirilmesi ile MP gideriminde yeni süreçler desteklenmektedir. Organosilanlar kullanılarak, su ortamının pH değerinden bağımsız olarak suda partiküllerin topaklanması sağlanmış ve parçacık boyutunun güçlü bir şekilde büyümesi (agregasyondan sonra partikül boyutu 2-3 cm), ile ortamdan uzaklaştırılması sağlanmıştır.

Ortaya çıkan silikon bazlı mikroplastik agregatlar örneğin bir kum tutucu kullanılarak kolayca çıkarılabilir. Bu sürecin laboratuvar ölçeğinden endüstriyel ölçeğe ve tuzlu su ortamlarına aktarılabilir ve tekrarlanabilir olduğu kanıtlanmıştır (Herbort ve diğ., 2018a; Schuhen ve diğ., 2019).

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında, İstanbul kıyısal alanındaki sıcak noktalarında MP kirliliği ve dağılımı 12 aylık periyot boyunca izlenmiş olup, ilk kez yüzeysel su toksisitesi ile MP kirliliği arasındaki ilişki araştırılmıştır. Çalışma kapsamında, her ne kadar İstanbul'daki AAT'lerin yaklaşık %10'luk bir bölümü temsil edilse bile, atıksu kapasitesi olarak İstanbul'un %60'lık bölümüne denk gelmektedir. Yine tez çalışma kapsamında, ilk defa PVDF ve PTFE polimerlerinin *D. magna* ve *A. fischeri* üzerindeki akut toksisite seviyeleri tespit edilmiştir. Konvansiyonel metod olan koagülasyon-flokülasyon-çöktürme proseslerine alternatif biyosürfaktan ilavesi getirilerek, ilk defa MP gideriminde flokülant (yardımcı koagülant) olarak ramnolipid kullanılmıştır. Evsel atıksu karakterizasyonun haricinde yüzeysel sularda (kıyısal alan karakterizasyonu) ramnolipidin kullanılabilirliği de değerlendirilmiştir.

Plastik atıkların neden olduğu zararlar, küresel olarak büyük ilgi toplamıştır. Hızla gelişen mikroplastik kirliliği karşısında, kıyı topluluklarımız dayanıklılık ve sürdürülebilirliğini kaybetmektedir. Mikroplastik kirliliği, zaten kırılgan olan kıyı ekosistemi üzerindeki yükleri daha da arttırmaktadır. Bu nedenle, kıyı ortamını korumak ve kıyı topluluklarının dayanıklılığını ve sürdürülebilirliğini teşvik etmek için çözümler gereklidir. İstanbul kıyısal alanından alınan örneklerden MP bolluğu ve toksikolojik etkilere ait veriler, farklı sektörlerden ve coğrafyalardan gelen verilerin bir araya getirilmesine olanak tanımaktadır.

Türkiye'nin atık yönetiminde daha başarılı ve mikroplastik kirliliği ile mücadelede daha etkin olabilmesinde plastik atıkların kaynağında azaltılması en önemli adımdır. Plastik üreticilerinin sorumluluk alması ve daha az atık üretmeyi hedefleyen tasarımlar geliştirmesi önemlidir. Ayrıca plastik kullanımının yaygın olduğu alanlarda, ki deneysel çalışmalarda sıklıkla tercih edilen plastik ürünler dahil, sürdürülebilirlik anlayışını kabullenerek yaratıcı ürünler geliştirilmesi elzemdir. Özellikle tüketicilerin daha az plastik kullanarak çevre dostu alternatiflere yönelmeleri ve geri dönüşüm konusunda bilinçlenmeleri gerekmektedir. Mikroplastik kirliliği ile mücadele etmek için, geri dönüşüm sistemlerinin teknoloji temelli geliştirilmesi ve yaygınlaştırılması üzerine çalışmalar yapılmalıdır. Ayrıca, atık bertaraf tesislerinin yeterliliği de önemlidir. Plastik atıkların doğru şekilde toplanması ve işlenmesi, mikroplastik kirliliğinin azaltılmasına yardımcı olabilir.

Ayrıca, mikroplastik kirliliği vakaları, geri dönüşüm sistemlerinin geliştirilmesi için de fırsatlar sunar. Bu çalışma sonucunda da en sık karşılaşılan polimer türleri göz önünde bulundurularak geri dönüşüm tesislerinin hangi tür plastikleri işleyebileceğini belirleyebilir. Bu

bilgiler, geri dönüşüm sistemlerinin daha etkili hale getirilmesine yardımcı olabilir. Benzer bir şekilde atıksu arıtma tesislerinin deşarj noktalarına yakın örnekleme alanları da analiz edilerek tesis yönetim stratejilerinde iyileştirme yapılabilir ve bu tesislerde tutulan mikroplastik miktarının artması sağlanabilir.

Mikroplastiklerin tespitine yönelik metotların standartlaştırılmasına, yönetmeliklerde mikroplastik kirliliğine yer verilmesine kadar mikroplastik kirliliğinin yöntemi kapsamındaki boşlukların doldurulmasına da ihtiyaç bulunmaktadır. Bununla birlikte, mikroplastik kirliliği ile mücadele etmek için daha fazla araştırma yapılması gerekmektedir. Mikroplastiklerin kaynağı, yayılımı ve etkileri hakkında daha fazla bilgi edinmek, etkili müdahale stratejileri geliştirilmesine yardımcı olabilmektedir.

Standart ekotoksikolojik son noktalarının, MP'lerin ayrıştırıcılar ve birincil üreticiler üzerindeki potansiyel etkilerini değerlendirmek için hassasiyetin düşük olduğu görülmektedir. Bu bulgular, tek hücreli organizmalarda MP risk değerlendirmesi için mevcut yaklaşımın, MP'lerin kaderini ve biyolojik etkilerini izleyebilen standartlaştırılmış protokollere dahil edilecek alternatif son noktalar sağlayarak revize edilmesi gerekmektedir.

İkinci Dünya Savaşı sonrasında gelişen teknoloji ile kentsel sulardaki çeşitli bileşenlerin değişimi (örneğin, ÇOM, inorganik tuzlar, mineraller ve mikroorganizmalar) ve etkisi, deşarj edilen alanlarda her geçen gün fark edilir şekilde gözlenmiştir. Sentetik su örnekleri ile yapılan çalışma sonuçlarında, mikro/nanoplastiklerin besin ağı üzerindeki toksik etkileri ve biyoçeşitlilik baskısı belirgindir. Ancak bilinen bu etkilerin, gerçek alan çalışmalarıyla alınacak kentsel su örneklerine uyarlanması ve sistemdeki tüm etkenlerin ve süreçlerin bütünsel bir yaklaşımla değerlendirilmesi gerekmektedir.

Biyosürfaktanlara olan ilginin artması, çevre dostu ve düşük maliyetli biyosürfaktan üretimi için yoğun araştırmaların yapılmasına yol açmıştır. Son dönemlerde, özellikle çözüm aşamasında kullanılması tercih edilen yöntemlerin, sucul ekosistemlerin doğal mekanizmalarını değiştirmeyecek ve biyoçeşitliliğini etkilemeyecek nitelikte olması öncelenmiştir. Bu çerçevede, hem biyolojik olarak parçalanabilirlikleri hem de doğa dostu ürün yelpazesindeki çeşitlilikleri ile biyosürfaktanlar, kullanımı tercih edilen formlar arasındadır. Ürünler içerisinde sıklıkla kullanılan ramnolipidin flokülant olarak kullanımında optimum bekletme süresi ve diğer polimerler üzerindeki etkinliği araştırılabilir. Düşük maliyetlerle yüksek ayırma verimliliği elde etmek için bireysel yöntemleri birleştirmek mümkündür. Günümüzde pıhtılaşma/flokülasyon-filtrasyon ve adsorpsiyon-manyetik ayırma teknikleri uygun maliyetli ve entegre teknikler geliştirmek için umut verici olarak düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

Abayomi, O. A., Range, P., Al-Ghouti, M. A., Obbard, J. P., Almeer, S. H., Ben-Hamadou, R., 2017. Microplastics in Coastal Environments of the Arabian Gulf, *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 181-188. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.011

Adyel, T. M., 2020. Accumulation of plastic waste during COVID-19. *Science*, 369(6509), 1314-1315. DOI: 10.1126/science.abd9925

Aeschlimann, M., Li, G., Kanji, Z. A., & Mitrano, D. M., 2022. Potential impacts of atmospheric microplastics and nanoplastics on cloud formation processes. *Nature Geoscience*, 1-9. https://doi.org/10.1038/s41561-022-01051-9

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. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110776

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. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113407

Akcaalan, R., Kaleli, A., & Köker, L., 2022. Distribution of marine benthic diatoms on the coasts of the sea of Marmara and their responses to environmental variables. *Journal of Marine Systems*, 234, 103780. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103780

Akovali, G., 2007. Plastics, rubber and health. iSmithers Rapra Publishing. Shrewsbury, UK.

Akovali, G., 2012. Plastic materials: polyvinyl chloride (PVC). *Toxicity of building materials* (pp. 23-53). Woodhead Publishing. https://doi.org/10.1533/9780857096357.23

Aliabad, M. K., Nassiri, M., & Kor, K., 2019. Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran coasts). *Marine pollution bulletin*, 143, 125-133. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.037

Alldredge, A. L., & Silver, M. W., 1988. Characteristics, dynamics and significance of marine snow. *Progress in oceanography*, 20(1), 41-82. https://doi.org/10.1016/0079-6611(88)90053-5

Al-Malack, M. H., Sheikheldin, S. Y., Fayad, N. M., & Khaja, N., 2000. Effect of water quality parameters on the migration of vinyl chloride monomer from unplasticized PVC pipes. *Water, air, and soil pollution*, 120, 195-208. https://doi.org/10.1023/A:1005249808374

Altuğ, H., & Erdoğan, Ş., 2022. Wastewater Treatment Plants as a Point Source of Plastic Pollution. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(12), 488. https://doi.org/10.1007/s11270-022-05962-6

An, D., Na, J., Song, J., & Jung, J., 2021. Size-dependent chronic toxicity of fragmented polyethylene microplastics to *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 271, 129591. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129591

Andrady, A.L., 1990. Weathering of polyethylene (LDPE) and enhanced photodegradable polyethylene in the marine environment. *J Appl Polym Sci* 39:363–370. https://doi.org/10.1002/app.1990.070390213

Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull*. 62, 1596–1605.

Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: a review. *Mar. Pollut. Bull*. 119 (1), 12–22.

Arenas, L. R., Gentile, S. R., Zimmermann, S., & Stoll, S., 2021. Nanoplastics adsorption and removal efficiency by granular activated carbon used in drinking water treatment process. *Science of the Total Environment*, 791, 148175. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148175

Arias-Andres, M., Klümper, U., Rojas-Jimenez, K., & Grossart, H. P., 2018. Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environmental pollution*, 237, 253-261. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.058

Ariza-Tarazona, M. C., Villarreal-Chiu, J. F., Barbieri, V., Siligardi, C., & Cedillo-González, E. I. 2019. New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO2 semiconductor. *Ceramics International*, 45(7), 9618-9624. https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2018.10.208

Arthur, C., Baker, J. E., & Bamford, H. A., 2009. *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*, September 9-11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA.

Atici, A. A., Sepil, A., Sen, F., & Karagoz, M. H., 2022. First evaluation of microplastic pollution in the surface waters of the Van Bay from Van Lake, Turkey. Chemistry and *Ecology*, 38(1), 1-16. https://doi.org/10.1080/02757540.2021.2022126

Avrupa Plastikler Grubu (Plastics Europe), 2020. *Plastics—the facts 2019*. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Plastic Europe https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/4312-plastics-facts-2020

Bajon, R., Huck, T., Grima, N., Maes, C., Blanke, B., Richon, C., & Couvelard, X., 2023. Influence of waves on the three-dimensional distribution of plastic in the ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114533. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114533

Baker, I., 2018. *Fifty materials that make the world*. Springer, Cham.

Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci*. 364, 1985–1998. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205

Barrows, A .P. W., Neumann, C. A., Berger, M. L., Shaw, S. D., 2017. Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Anal Methods*, 9:1446–1453. https://doi.org/10.1039/C6AY02387H

Barrows, A. P., Christiansen, K. S., Bode, E. T., & Hoellein, T. J., 2018. A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. *Water Research*, 147, 382-392. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.013

Baumann, J., Sakka, Y., Bertrand, C., Köser, J., Filser, J., 2014. Adaptation of the Daphnia sp. acute toxicity test: miniaturization and prolongation for the testing of nanomaterials. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(3), 2201-2213. DOI 10.1007/s11356-013-2094-y

Bayo, J., López-Castellanos, J., & Olmos, S., 2020. Membrane bioreactor and rapid sand filtration for the removal of microplastics in an urban wastewater treatment plant. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111211. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111211

Belzagui Elder, F., 2017. *Microplastics' state of the art & presentation of a method to quantify textile microfibers*, Yüksek Lisans Tezi,, Politècnica de Catalunya Üniversitesi.

Bergmann, M., Wirzberger, V., Krumpen, T., Lorenz, C., Primpke, S., Tekman, M. B., & Gerdts, G., 2017. High quantities of microplastic in Arctic deep-sea sediments from the HAUSGARTEN observatory. *Environmental science & technology*, 51(19), 11000-11010. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03331

Bessa, F., Centre, E. S., Lusher, A., 2019. *Harmonized protocol for monitoring microplastics in biota*, Deliverable D4.3. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.28588.72321/1

Besseling, E., Wang, B., Lurling, M., & Koelmans, A. A., 2014. Nanoplastic affects growth of S. obliquus and reproduction of *D. magn*a. *Environmental science & technology*, 48(20), 12336-12343. https://doi.org/10.1021/es503001d

Blair, R. M., Waldron, S., & Gauchotte-Lindsay, C., 2019. Average daily flow of microplastics through a tertiary wastewater treatment plant over a ten-month period. *Water Research*, 163, 114909. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114909

Blastic, 2023. https://www.blastic.eu/about-blastic/ [Ziyaret Tarihi: 1 Mayıs 2023].

Boluda, R., Quintanilla, J.F., Bonilla, J.A., Sáez, E., Gamón, M., 2002. Application of the Microtox® test and pollution indices to the study of water toxicity in the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Chemosphere*, 46(2):355- 69. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00092-3

Bond GP, Martin J. Microtox®. Ed: Wexler P., *Encyclopedia of Toxicology*. 2nd ed. New York: Elsevier; 2005:110-1.

Bond, T., Ferrandiz-Mas, V., Felipe-Sotelo, M., & Van Sebille, E., 2018. The occurrence and degradation of aquatic plastic litter based on polymer physicochemical properties: A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 48(7-9), 685-722. https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1483155

Booth, A. M., Hansen, B. H., Frenzel, M., Johnsen, H., & Altin, D., 2016. Uptake and toxicity of methylmethacrylate-based nanoplastic particles in aquatic organisms. *Environmental toxicology and chemistry*, 35(7), 1641-1649. https://doi.org/10.1002/etc.3076

Boucher, J. & Friot D., 2017. *Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources*. Gland, Switzerland: IUCN. 43pp. https://holdnorgerent.no/wp-content/uploads/2020/03/IUCN-report-Primary-microplastics-in-the-oceans.pdf

Boucher, J., & Billard, G., 2019. The challenges of measuring plastic pollution. Field Actions Science Reports. *The Journal of Field Actions*, (Special Issue 19), 68-75.

Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C., 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis (L.)*. *Environmental science & technology*, 42(13), 5026-5031. https://doi.org/10.1021/es800249a

Browne, M.A., Galloway, T., Thompson, R., 2007. Microplastic—an emerging contaminant of potential concern? *Integr Environ Assess Manag*. 3, 559–561.

Calabrese, E. J., 2013. Hormetic mechanisms. *Crit Rev Toxicol*., 43(7):580-606. https://doi.org/10.3109/10408444.2013.808172

Canesi, L. & Corsi, I., 2016. Effects of nanomaterials on marine invertebrates. *Sci Total Environ* 565:933–940. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.085

Cao, S. D. S., Fontoura, G. A. T., Dezotti, M., Bassin, J. P., 2016. Combined organic matter and nitrogen removal from a chemical industry wastewater in a two-stage MBBR system. *Environ Technol*, 37(1):96-107. https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1063708

Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G., 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water research*, 91, 174-182. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002

Chen, J., Wu, J., Sherrell, P. C., Chen, J., Wang, H., Zhang, W. X., & Yang, J., 2022a. How to Build a Microplastics-Free Environment: Strategies for Microplastics Degradation and Plastics Recycling. *Advanced Scienc*e, 9(6), 2103764. https://doi.org/10.1002/advs.202103764

Chen, Z., Liu, X., Wei, W., Chen, H., & Ni, B. J., 2022b. Removal of microplastics and nanoplastics from urban waters: Separation and degradation. *Water Research*, 221, 118820. https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118820

Chorghe, D., Sari, M. A., & Chellam, S., 2017. Boron removal from hydraulic fracturing wastewater by aluminum and iron coagulation: mechanisms and limitations. *Water research*, 126, 481-487. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.057

Choy, C. A., Robison, B. H., Gagne, T. O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R. U., ... & S. Van Houtan, K., 2019. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific reports*, 9(1), 7843. https://doi.org/10.1038/s41598-019-44117-2

Chubarenko, I., Esiukova, E., Bagaev, A., Isachenko, I., Demchenko, N., Zobkov, M., Efimova, I. & Khatmullina, L., 2018. Behavior of microplastics in coastal zones. *Microplastic contamination in aquatic environments*, Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00006-0

Cole, M., & Galloway, T. S., 2015. Ingestion of nanoplastics and microplastics by Pacific oyster larvae. *Environmental science & technology*, 49(24), 14625-14632. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04099

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2588–2597. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025

Cooper, D. A., 2012. *Effects of chemical and mechanical weathering processes on the degradation of plastic debris on marine beaches*. The University of Western Ontario (Canada). https://www.proquest.com/dissertations-theses/effects-chemical-mechanical-weathering-processes/docview/2701131420/se-2

Cordova, M. R., Purwiyanto, A. I. S., & Suteja, Y., 2019. Abundance and characteristics of microplastics in the northern coastal waters of Surabaya, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 183-188. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.040

Costa, J. A., Treichel, H., Santos, L. O., & Martins, V. G., 2018. Solid-state fermentation for the production of biosurfactants and their applications. *Current developments in biotechnology and bioengineering*, 357-372, Elsevier.

Çevik, C., Kıdeyş, A. E., Tavşanoğlu, Ü. N., Kankılıç, G. B., & Gündoğdu, S., 2021. A review of plastic pollution in aquatic ecosystems of Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-20. https://doi.org/10.1007/s11356-021-17648-3

Çomaklı, E., Bingöl, M. S., & Bilgili, A., 2020 . Assessment of microplastic pollution in a crater lake at high altitude: A case study in an urban crater Lake in Erzurum, Turkey. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231, 1-6. https://doi.org/10.1007/s11270-020-04653-4

Çullu, A. F., Sönmez, V. Z., & Sivri, N., 2021. Microplastic contamination in surface waters of the Küçükçekmece Lagoon, Marmara Sea (Turkey): Sources and areal distribution. *Environmental Pollution*, 268, 115801. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115801

Dehghani, S., Moore, F., Akhbarizadeh, R. 2017. Microplastic Pollution in Deposited Urban Dust, Tehran Metropolis, Iran. *Environmental Science And Pollution Research*, 24(25), 20360-20371. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1

DNİ, 2022. Dünya Nüfusu İncelemesi https://worldpopulationreview.com/world-cities/istanbul-population [Ziyaret Tarihi: 1 Mayıs 2023].

Domínguez, C. M., Ventura, P., Checa-Fernández, A., Santos, A., 2023. Comprehensive study of acute toxicity using Microtox® bioassay in soils contaminated by lindan wastes. *Sci Total Environ*, 856(2):159146. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159146

Domínguez-Jaimes, L. P., Cedillo-González, E. I., Luévano-Hipólito, E., Acuña-Bedoya, J. D., & Hernández-López, J. M., 2021. Degradation of primary nanoplastics by photocatalysis using different anodized TiO_2 structures. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125452. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125452

Duan, J., Bolan, N., Li, Y., Ding, S., Atugoda, T., Vithanage, M., Sarkar, B., Tsang, D.C.W. & Kirkham, M. B., 2021. Weathering of microplastics and interaction with other coexisting constituents in terrestrial and aquatic environments. *Water Research*, 196, 117011. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117011

Dyke, M. V., Couture, P., Brauer, M., Lee, H., & Trevors, J. T., 1993. *Pseudomonas aeruginosa* UG2 rhamnolipid biosurfactants: structural characterization and their use in removing hydrophobic compounds from soil. *Canadian Journal of Microbiology*, 39(11), 1071-1078. https://doi.org/10.1139/m93-162

Echols, B. S., Smith, A.J., Gardinali, P. R., Rand, G. M., 2015. Acute aquatic toxicity studies of Gulf of Mexico water samples collected following the Deepwater Horizon incident (May 12, 2010 to December 11, 2010). *Chemosphere*, 120;131-7. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.048

Egessa, R., Nankabirwa, A., Ocaya, H., & Pabire, W. G., 2020. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria. *Science of the Total Environment*, 741, 140201. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140201

Elkhatib, D., Oyanedel-Craver, V., & Carissimi, E., 2021. Electrocoagulation applied for the removal of microplastics from wastewater treatment facilities. *Separation and Purification Technology*, 276, 118877. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118877

Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., ... Amato, S., 2013. Microplastic Pollution in the Surface Waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2), 177-182. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007

Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Gibson, M. I., & Christie-Oleza, J. A., 2019. Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. *Journal of hazardous materials*, 369, 691-698. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067

Estahbanati, S., Fahrenfeld, N. L., 2016. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, 162:277–284. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083

Estahbanati, M. K., Kiendrebeogo, M., Mostafazadeh, A. K., Drogui, P., & Tyagi, R. D., 2021. Treatment processes for microplastics and nanoplastics in waters: State-of-the-art review. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112374. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112374

Evangeliou, N., Tichý, O., Eckhardt, S., Zwaaftink, C. G., & Brahney, J., 2022. Sources and fate of atmospheric microplastics revealed from inverse and dispersion modelling: From

global emissions to deposition. *Journal of Hazardous Materials*, 432, 128585. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128585

Fang, H. Y., Xie, B. H., Hou, M. M., Zhang, B. J., Li, X. Y., & Liu, Y., 2021. Effect of PVC microplastic on reproduction and energy-related gene expression of *Daphnia magna*. *Acta Sci. Circumst*., 41(5), 2056-2062.

Flemming, H. C., & Wingender, J., 2010. The biofilm matrix. *Nature reviews microbiology*, 8(9), 623-633. https://doi.org/10.1038/nrmicro2415

Forero-López, A. D., Rimondino, G. N., Truchet, D. M., Colombo, C. V., Buzzi, N. S., Malanca, F. E., ... & Fernández-Severini, M. D., 2021. Occurrence, distribution, and characterization of suspended microplastics in a highly impacted estuarine wetland in Argentina. *Science of the Total Environment*, 785, 147141. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147141

Fossi, M. C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., & Minutoli, R., 2012. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine pollution bulletin*, 64(11), 2374-2379. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.013

Frias, J. P., & Nash, R., 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine pollution bulletin*, 138, 145-147. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022

Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M., Remy, D., 2013. Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environ Sci Process Impacts*, 15:1949. https://doi.org/10.1039/c3em00214d

Fulladosa, E., Murat, J. C., Martínez, M., Villaescusa, I., 2005. Patterns of metals and arsenic poisoning in Vibrio fischeri bacteria. *Chemosphere*, 60(1):43-8. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.12.026

Gagné, F., 2017. Toxicity and disruption of quorum sensing in Aliivibrio fisheri by environmental chemicals: Impacts of selected contaminants and microplastics. *J Xenobiotics*, 7. https://doi.org/10.4081/xeno.2017.7101

Gago, J., Filgueiras, A., Pedrotti, M. L., Caetano, M., Firas, J., 2019. Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater. JPI-Oceans BASEMAN project. 96. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14181.45282

Galloway, T., Cole, M. & Lewis, C., 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nat Ecol Evol*, 1, 0116. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116

Gambardella, C., Piazza, V., Albentosa, M., Bebianno, M. J., Cardoso, C., Faimali, M., ... & Beiras, R., 2019. Microplastics do not affect standard ecotoxicological endpoints in marine unicellular organisms. *Marine pollution bulletin*, 143, 140-143. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.055

Gámez, O. R., Laffont-Schwob, I., Prudent, P., Vassalo, L., Rodrìguez, I. A., Macías, R. P., ... & Rodríguez, A. A., 2019. Assessment of water quality from the Blue Lagoon of El Cobre

mine in Santiago de Cuba: a preliminary study for water reuse. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 16366-16377. https://doi.org/10.1007/s11356-019-05030-3

Gao, F., Li, J., Hu, J., Sui, B., Wang, C., Sun, C., ... & Ju, P., 2021. The seasonal distribution characteristics of microplastics on bathing beaches along the coast of Qingdao, China. *Science of the Total Environment*, 783, 146969. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146969

Gedik, K., Eryaşar, A. R., & Gözler, A. M., 2022. The microplastic pattern of wild-caught Mediterranean mussels from the Marmara Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113331. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113331

GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment, IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, *Rep. Stud. GESAMP*, 90, 96 p. http://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 3(7), e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782

Gniadek, M., & Dąbrowska, A., 2019. The marine nano-and microplastics characterisation by SEM-EDX: the potential of the method in comparison with various physical and chemical approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 148, 210-216. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.067

Grbic, J., Nguyen, B., Guo, E., You, J. B., Sinton, D., & Rochman, C. M., 2019. Magnetic extraction of microplastics from environmental samples. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(2), 68-72. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00671

Gregory, M. R., Andrady, A. L., 2003. Plastics in the marine environment. Andrady, A. L. (ed) *Plastics and the Environment*. John Wiley and Sons, pp 379–397. https://doi.org/10.1002/0471721557.ch10

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. https://doi.org/10.1007/s10661-018-7010-y

Gürkan, Y., & Yüksek, A., 2021. Microplastics in Turkish Straits System: A Case Study of the Bays and Straits. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22(7). DOI:10.4194/TRJFAS20603.

Hall, N. M., Berry, K. L. E., Rintoul, L., & Hoogenboom, M. O., 2015. Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Marine Biology*, 162, 725-732. https://doi.org/10.1007/s00227-015-2619-7

Han, J., Zhang, L., Wang, S., Yang, G., Zhao, L., & Pan, K., 2016. Co-culturing bacteria and microalgae in organic carbon containing medium. J*ournal of Biological Research-Thessaloniki*, 23(1), 1-9. https://doi.org/10.1186/s40709-016-0047-6

Hanvey, J. S., Lewis, P. J., Lavers, J. L., Crosbie, N. D., Pozo, K., Clarke, B. O., 2017. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Anal Methods*, 9:1369–1383. https://doi.org/10.1039/C6AY02707E

Harrison, J. P., Ojeda, J. J., & Romero-González, M. E., 2012. The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. *Science of the Total Environment*, 416, 455-463. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.078

Hartmann, N. B., Huffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., ... & Wagner, M., 2019. Are we speaking the same language? *Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris*. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297

Hédouin, L., Metian, M., Teyssié, J. L., Fichez, R., & Warnau, M., 2018. High contribution of the particulate uptake pathway to metal bioaccumulation in the tropical marine clam *Gafrarium pectinatum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 11206-11218. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8562-z

Hendrickson, E., Minor, E. C., & Schreiner, K., 2018. Microplastic abundance and composition in western Lake Superior as determined via microscopy, Pyr-GC/MS, and FTIR. *Environmental science & technology*, 52(4), 1787-1796. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05829

Herzke, D., Anker-Nilssen, T., Nøst, T. H., Götsch, A., Christensen-Dalsgaard, S., Langset, M., ... & Koelmans, A. A., 2016. Negligible impact of ingested microplastics on tissue concentrations of persistent organic pollutants in northern fulmars off coastal Norway. *Environmental science & technology*, 50(4), 1924-1933. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04663

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. *Environ Sci Technol*, 46:3060–3075. https://doi.org/10.1021/es2031505

Hidayaturrahman, 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. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071

Hu, K., Tian, W., Yang, Y., Nie, G., Zhou, P., Wang, Y., ... & Wang, S., 2021. Microplastics remediation in aqueous systems: Strategies and technologies. *Water Research*, 198, 117144. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117144

Hu, K., Yang, Y., Zuo, J., Tian, W., Wang, Y., Duan, X., & Wang, S., 2022. Emerging microplastics in the environment: Properties, distributions, and impacts. *Chemosphere*, 134118. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134118

Hu, K., Zhou, P., Yang, Y., Hall, T., Nie, G., Yao, Y., ... & Wang, S., 2021. Degradation of microplastics by a thermal Fenton reaction. *ACS ES&T Engineering*, 2(1), 110-120. https://doi.org/10.1021/acsestengg.1c00323

Huerta Lwanga, E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., Chi, J. D. L. A., Sanchez del Cid, L., Chi, C., Segura G.E., Gertsen, H., Salanki, T., van der Ploeg, M, Koelmans, A.A. & Geissen, V., 2017. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Scientific Reports*, 7(1), 14071. https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2

Hung, C., Klasios, N., Zhu, X., Sedlak, M., Sutton, R., & Rochman, C. M., 2021. Methods matter: methods for sampling microplastic and other anthropogenic particles and their implications for monitoring and ecological risk assessment. *Integrated environmental assessment and management*, 17(1), 282-291. https://doi.org/10.1002/ieam.4325

Iheanacho, S. C., & Odo, G. E., 2020. Dietary exposure to polyvinyl chloride microparticles induced oxidative stress and hepatic damage in *Clarias gariepinus (Burchell, 1822)*. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(17), 21159-21173. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08611-9

Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., Laforsch, C., 2012. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnol Oceanogr Methods*, 10:524–537. https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.524

Islam, N., Dmour, I., & Taha, M. O., 2019. Degradability of chitosan micro/nanoparticles for pulmonary drug delivery. *Heliyon*, 5(5), e01684. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01684

Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F., Barletta, M., & Cysneiros, F. J. A., 2013. Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. *Marine pollution bulletin*, 75(1-2), 305-309. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.040

İSKİ, İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi https://www.iski.gov.tr/web/tr-TR/kurumsal/iski-hakkinda1/iski-tesisleri/atik-su-aritma-tesisleri3 [Ziyaret Tarihi: 1 Mayıs 2023].

Jabeen, G., Manzoor, F., Javid, A., Azmat, H., Arshad, M., & Fatima, S., 2018. Evaluation of fish health status and histopathology in gills and liver due to metal contaminated sediments exposure. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100, 492-501. https://doi.org/10.1007/s00128-018-2295-7

Jiang, B., Kauffman, A. E., Li, L., McFee, W., Cai, B., Weinstein, J., Lead, J.R., Chatterjee, S., Scott, G. & Xiao, S., 2020. Health impacts of environmental contamination of micro-and nanoplastics: a review. *Environmental health and preventive medicine*, 25, 1-15. https://doi.org/10.1186/s12199-020-00870-9

Jiang, C., Yin, L., Wen, X., Du, C., Wu, L., Long, Y., ... & Pan, H., 2018. Microplastics in sediment and surface water of West Dongting Lake and South Dongting Lake: abundance, source and composition. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2164. https://doi.org/10.3390/ijerph15102164

Johnson, D. W., Haley, M. V., Hart, G. S., Muse, W. T., & Landis, W. G., 1986. Acute toxicity of brass particles to *Daphnia magna*. *Journal of applied toxicology*, 6(3), 225-228.

Kaiser J., 2003. Hormesis: Sipping from a poisoned chalice. *Science*, 302(5644):376-9. https://doi.org/10.1126/science.302.5644.376

Kang, J. H., Kwon, O. Y., & Shim, W. J., 2015. Potential threat of microplastics to zooplanktivores in the surface waters of the Southern Sea of Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 340-351. https://doi.org/10.1007/s00244-015-0210-3

Khan, S., Ali, S. A., & Ali, A. S., 2022. Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by mesophilic fungus 'Penicillium citrinum'isolated from soils of plastic waste dump yard, Bhopal, India. *Environmental Technology*, 1-15. https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2027025

Kiendrebeogo, M., Estahbanati, M. K., Mostafazadeh, A. K., Drogui, P., & Tyagi, R. D., 2021. Treatment of microplastics in water by anodic oxidation: A case study for polystyrene. *Environmental Pollution*, 269, 116168. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116168

Klein, M., & Fischer, E. K., 2019. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of the Total Environment*, 685, 96-103. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405

Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R., 2016. Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental science & technology*, 50(7), 3315-3326. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069

Konar, V. & Kahyaoğlu, M., 2006. The Utılıze Of Industrıal Waste Subtrate For Rhamnolıpıd Bıosurfactants Productıon And Applıcatıon Potentıal. *Journal of Science and Technology of Dumlupınar University*, 12, 1-12.

Kovač Viršek, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., Kržan, A., 2016. Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *J Vis Exp* 118:55161. https://doi.org/10.3791/55161

Koyuncuoğlu, P., & Erden, G., 2023. Microplastics in municipal wastewater treatment plants: a case study of Denizli/Turkey. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 17(8), 99. https://doi.org/10.1007/s11783-023-1699-8

Kumar, A., Shalu, K., & Narula, D., 2023. Recent advances of rhamnolipids nanocarriers for the delivery of bioactive curcumin: A review. *Materials Today: Proceedings*. https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.03.813

Kungolos, A., Samaras, P., & Koutseris, E., 2003. Using bioassays for testing seawater quality in Greece. *Journal of Environmental Science and Health*, Part A, 38(3), 533-544. https://doi.org/10.1081/ESE-120016915

Lacerda, A. L. D. F., Rodrigues, L. D. S., Van Sebille, E., Rodrigues, F. L., Ribeiro, L., Secchi, E. R., ... Proietti, M. C., 2019. Plastics in Sea Surface Waters Around the Antarctic Peninsula, *Scientific Reports*, 9(1), 1-12 https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4

Lapointe, M., Farner, J. M., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N., 2020. Understanding and improving microplastic removal during water treatment: impact of coagulation and flocculation. *Environmental Science & Technology*, 54(14), 8719-8727. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00712

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. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049

Lattin, G. L., Moore, C. J., Zellers, A. F., Moore, S. L., & Weisberg, S. B., 2004. A comparison of neustonic plastic and zooplankton at different depths near the southern California shore. *Marine pollution bulletin*, 49(4), 291-294. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.020

Lenaker, P. L., Baldwin, A. K., Corsi, S. R., Mason, S. A., Reneau, P. C., & Scott, J. W., 2019. Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental science & technology*, 53(21), 12227-12237. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03850

Lenz, R., Enders, K., Stedmon, C. A., Mackenzie, D. M. A., Nielsen, T. G., 2015. A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Mar Pollut Bull*, 100: 82–91. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.026

Lenz, R., Enders, K., & Nielsen, T. G., 2016. Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. *Proceedings of the National Academy of Science*s, 113(29), E4121-E4122. https://doi.org/10.1073/pnas.1606615113

Li, J., Liu, H., & Chen, J. P., 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water research*, 137, 362-374. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056

Li, W. C., 2018. The occurrence, fate, and effects of microplastics in the marine environment. *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*, 133-173, Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00005-9

Li, C., Gan, Y., Zhang, C., He, H., Fang, J., Wang, L., Wang, Y. & Liu, J., 2021. Microplastic communities" in different environments: differences, links, and role of diversity index in source analysis. *Water Research*, 188, 116574. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116574

Li, Y., Li, J., Ding, J., Song, Z., Yang, B., Zhang, C., & Guan, B., 2022. Degradation of nano-sized polystyrene plastics by ozonation or chlorination in drinking water disinfection processes. *Chemical Engineering Journal*, 427, 131690. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131690

Li, Y., Shao, L., Wang, W., Zhang, M., Feng, X., Li, W., & Zhang, D., 2020. Airborne fiber particles: types, size and concentration observed in Beijing. *Science of the Total Environment*, 705, 135967. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135967

Liebezeit, G., Dubaish, F., 2012. Microplastics in Beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. *Bull Environ Contam Toxicol*, 89:213–217. https://doi.org/10.1007/s00128-012-0642-7

Lin, P. C., Lin, S., Wang, P. C., Sridhar, R., 2014. Techniques for physicochemical characterization of nanomaterials. *Biotechnol Adv*, 32:711–726. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2013.11.006

Liu, W., Zhao, Y., Shi, Z., Li, Z., & Liang, X., 2020. Ecotoxicoproteomic assessment of microplastics and plastic additives in aquatic organisms: A review. *Comparative Biochemistry and Physiology Part D: Genomics and Proteomics*, 36, 100713. https://doi.org/10.1016/j.cbd.2020.100713

Liu, S., Huang, J., Zhang, W., Shi, L., Yi, K., Yu, H., Zhang, C.Y., Li, S. & Li, J., 2022a. Microplastics as a vehicle of heavy metals in aquatic environments: A review of adsorption factors, mechanisms, and biological effects. *Journal of Environmental Management*, 302, 113995. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113995

Liu, Y., Zhang, J., Zhao, H., Cai, J., Sultan, Y., Fang, H., ... & Ma, J., 2022b. Effects of polyvinyl chloride microplastics on reproduction, oxidative stress and reproduction and detoxification-related genes in *Daphnia magna*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 254, 109269. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2022.109269

Lobelle, D., & Cunliffe, M., 2011. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine pollution bulletin*, 62(1), 197-200. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.10.013

Long, Z., Pan, Z., Wang, W., Ren, J., Yu, X., Lin, L., Lin, H., Chen, H. & Jin, X., 2019. Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China. *Water Research*, 155, 255-265. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.028

Lu, T., Zhang, Q., Zhang, Z., Hu, B., Chen, J., Chen, J., & Qian, H., 2021. Pollutant toxicology with respect to microalgae and cyanobacteria. *Journal of Environmental Sciences*, 99, 175-186. https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.06.033

Lusher, A. L., Munno, K., Hermabessiere, L., & Carr, S., 2020. Isolation and extraction of microplastics from environmental samples: an evaluation of practical approaches and recommendations for further harmonization. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1049-1065. https://opg.optica.org/as/abstract.cfm?URI=as-74-9-1049

Lv, L., Yan, X., Feng, L., Jiang, S., Lu, Z., Xie, H., Sun, S., Chen, J., Li, C., 2021. Challenge for the detection of microplastics in the environment. *Water Environ Res*, 93:5–15. https://doi.org/10.1002/wer.1281

Ma, B., Xue, W., Hu, C., Liu, H., Qu, J., & Li, L., 2019. Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 359, 159-167. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155

Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L., 2017. Microplastics in sewage sludge: effects of treatment. *Environmental Science & Technology*, 51(2), 810-818. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048

Martins, J., Teles, L. O., & Vasconcelos, V., 2007. Assays with Daphnia magna and Danio rerio as alert systems in aquatic toxicology. *Environment International*, 33(3), 414-425. https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.12.006

Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D. L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environ Pollut*, 218:1045–1054. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056

Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C., 2015. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: *Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.*

Mattson, M. P., 2008. Hormesis defined. *Ageing Res Rev.*, 7(1):1-7. https://doi.org/10.1016/j.arr.2007.08.007

Mattsson, K., Hansson, L. A., Cedervall, T., 2015. Nano-plastics in the aquatic environment. *Environ Sci Process Impacts*, 17:1712–1721. https://doi.org/10.1039/C5EM00227C

Metcalf, R., White, H. L., Moresco, V., Ormsby, M. J., Oliver, D. M., & Quilliam, R. S., 2022. Sewage-associated plastic waste washed up on beaches can act as a reservoir for faecal bacteria, potential human pathogens, and genes for antimicrobial resistance. *Marine Pollution Bulletin*, 180, 113766. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113766

Miao, F., Liu, Y., Gao, M., Yu, X., Xiao, P., Wang, M., ... & Wang, X., 2020. Degradation of polyvinyl chloride microplastics via an electro-Fenton-like system with a TiO_2/graphite cathode. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 123023. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123023

Michels, J., Stippkugel, A., Lenz, M., Wirtz, K., & Engel, A., 2018. Rapid aggregation of biofilm-covered microplastics with marine biogenic particles. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1885), 20181203. https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1203

Microtox® Kılavuzu, 1992. *Microbics Corporation*. Carlsbad, California.

Miloloža, M., Kučić Grgić, D., Bolanča, T., Ukić, Š., Cvetnić, M., Ocelić Bulatović, V., ... & Kušić, H., 2020. Ecotoxicological assessment of microplastics in freshwater sources—A review. *Water*, 13(1), 56. https://doi.org/10.3390/w13010056

Mistri, M., Infantini, V., Scoponi, M., Granata, T., Moruzzi, L., Massara, F., ... Munari, C., 2017. Small Plastic Debris in Sediments From the Central Adriatic Sea: Types, Occurrence and Distribution, *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 435-440. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.063

Monira, S., Bhuiyan, M. A., Haque, N., & Pramanik, B. K., 2021. Assess the performance of chemical coagulation process for microplastics removal from stormwater. *Process Safety and Environmental Protection*, 155, 11-16. https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.09.002

Mulamba, O., Karnjanapiboonwong, A., Kasumba, J., Anderson, T. A., Jackson, W. A., & Pantoya, M. L., 2017. Preliminary Toxicity Evaluation of Aluminum/Iodine Pentoxide

on Terrestrial and Aquatic Invertebrates. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(11), 1-8. https://doi.org/10.1007/s11270-017-3617-9

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B., 2016. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. E*nvironmental science & technology*, 50(11), 5800-5808. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416

Muthukumar, T., Aravinthan, A., Lakshmi, K., Venkatesan, R., Vedaprakash, L., & Doble, M., 2011. Fouling and stability of polymers and composites in marine environment. *International Biodeterioration & Biodegradatio*n, 65(2), 276-284. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.11.012

Na, J., Song, J., Achar, J. C., & Jung, J., 2021. Synergistic effect of microplastic fragments and benzophenone-3 additives on lethal and sublethal *Daphnia magna* toxicity. *Journal of hazardous materials*, 402, 123845. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123845

Napper, I. E., Thompson, R. C., 2016. Release of Synthetic Microplastic Plastic Fibres From Domestic Washing Machines: Effects of Fabric Type and Washing conditions, *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 39-45.

Nayeri, D., Mousavi, S. A., Almasi, A., & Asadi, A., 2023. Microplastic abundance, distribution, and characterization in freshwater sediments in Iran: a case study in Kermanshah city. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(17), 49817-49828. https://doi.org/10.1007/s11356-023-25620-6

Nerland, I. L., Halsband, C., Allan, I., & Thomas, K. V., 2014. Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects. Report No.6754-2014. https://www.environmentagency.no/globalassets/publikasjoner/M319/M319.pdf

Nikiema, J., & Asiedu, Z., 2022. A review of the cost and effectiveness of solutions to address plastic pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(17), 24547-24573. https://doi.org/10.1007/s11356-021-18038-5

Nousheen, R., Hashmi, I., Rittschof, D., & Capper, A., 2022. Comprehensive analysis of spatial distribution of microplastics in Rawal Lake, Pakistan using trawl net and sieve sampling methods. *Chemosphere*, 308, 136111. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136111

Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., & Thompson, R. C., 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2(6), 315-320. https://doi.org/10.1002/2014EF000240

OECD guideline for testing of chemicals, 1984, Daphnia sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test https://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-assessment/1948249.pdf

Oğuzhan, G. Ö. K., & Sponza, D., 2010. Petrokimya endüstrisinde aerobik koşullarda PAH ve toksisite giderimi. *Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi*, 20(2), 25-36.

Othman, A.R., Hasan, H.A., Muhamad, M.H., 2021. Microbial degradation of microplastics by enzymatic processes: a review. *Environ Chem Lett* 19, 3057–3073. https://doi.org/10.1007/s10311-021-01197-9

Ouyang, Z., Li, S., Zhao, M., Wangmu, Q., Ding, R., Xiao, C., & Guo, X., 2022. The aging behavior of polyvinyl chloride microplastics promoted by UV-activated persulfate process. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127461. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127461

Ozguler, U., Demir, A., Kayadelen, G., & Kıdeyş, A., 2022. Riverine Microplastic Loading to Mersin Bay, Turkey on the North-eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 22(7). 10.4194/trjfas20253

Öztürk, İ., & Şeker, M., 2021. Marmara Deniz Ekolojisi; Deniz Salyası Oluşumu, Etkileşimleri ve Çözüm Önerileri. *Türkiye Bilimler Akademisi*, Ankara.

Padervand, M., Lichtfouse, E., Robert, D., & Wang, C., 2020. Removal of microplastics from the environment. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 18, 807-828. https://doi.org/10.1007/s10311-020-00983-1

PAGEV, 2023. https://pagev.org/pvdf [Ziyaret Tarihi: 5 Mayıs 2023].

Pandey, B., Pathak, J., Singh, P., Kumar, R., Kumar, A., Kaushik, S., & Thakur, T. K., 2022. Microplastics in the Ecosystem: An Overview on Detection, Removal, Toxicity Assessment, and Control Release. *Water*, 15(1), 51. https://doi.org/10.3390/w15010051

Park, J. W., Lee, S. J., Hwang, D. Y., & Seo, S., 2021. Removal of microplastics via tannic acid-mediated coagulation and in vitro impact assessment. *RSC advances*, 11(6), 3556-3566. DOI: 10.1039/D0RA09645H

Paul-Pont, I., Tallec, K., Gonzalez-Fernandez, C., Lambert, C., Vincent, D., Mazurais, D., Zmabonino-Infante, J.L, Brotons, G., Lagarde, F., Fabioux, C. Soudant, P. & Huvet, A., 2018. Constraints and priorities for conducting experimental exposures of marine organisms to microplastics. *Frontiers in Marine Science*, 5, 252. https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00252

Peng, B. Y., Chen, Z., Chen, J., Zhou, X., Wu, W. M., & Zhang, Y., 2021. Biodegradation of polylactic acid by yellow mealworms (larvae of Tenebrio molitor) via resource recovery: a sustainable approach for waste management. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125803. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125803

Peyravi, M., Jahanshahi, M., & Tourani, H., 2020. Analytical methods of water pollutants detection. *Inorganic Pollutants in Water*, 97-113, Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818965-8.00006-8

Phuong, N.N., Zalouk-Vergnoux, A., Poirier, L., Kamari, A., Châtel, A., Mouneyrac, C., Lagarde, F., 2016. Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments?. *Environmental Pollution*, 211, 111-123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.035

Phyu, Y. L., Warne, M. S. J., Lim, R. P., 2005. Effect of river water, sediment and time on the toxicity and bioavailability of molinate to the marine bacterium *Vibrio fischeri* (Microtox®). *Water Res*, 39(12):2738-46. https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.051

Piccardo, M., Provenza, F., Grazioli, E., Cavallo, A., Terlizzi, A., & Renzi, M., 2020. PET microplastics toxicity on marine key species is influenced by pH, particle size and food variations. *Science of The Total Environment*, 715, 136947. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136947

Piñon-Colin, J.T., Rodriguez-Jimenez, R., Rogel-Hernandez, E., Alvarez-Andrade, A., & Wakida, F. T., 2020. Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of the Total Environment*, 704, 135411. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135411

Pornsunthorntawee, O., Arttaweeporn, N., Paisanjit, S., Somboonthanate, P., Abe, M., Rujiravanit, R., & Chavadej, S., 2008. Isolation and comparison of biosurfactants produced by Bacillus subtilis PT2 and Pseudomonas aeruginosa SP4 for microbial surfactant-enhanced oil recovery. *Biochemical engineering journal*, 42(2), 172-179. https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.06.016

Prarat, P., & Hongsawat, P., 2022. Microplastic pollution in surface seawater and beach sand from the shore of Rayong province, Thailand: Distribution, characterization, and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113200. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113200

Prata, J. C., Reis, V., Matos, J. T., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T., 2019. A new approach for routine quantification of microplastics using Nile Red and automated software (MP-VAT). *Science of the total environment*, 690, 1277-1283. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.060

Praveena, S. M., Aris, A. Z., Singh, V., 2022. Quality Assessment for Methodological Aspects of Microplastics Analysis in Soil, *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, e00159. https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2021.108285

Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R., & Gerdts, G., 2017. An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods*, 9(9), 1499-1511. DOI: 10.1039/C6AY02476A

Priyanka, M., & Saravanakumar, M. P., 2022. A sustainable approach for removal of microplastics from water matrix using Colloidal Gas Aphrons: New insights on flotation potential and interfacial mechanism. *Journal of Cleaner Production*, 334, 130198. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130198

Prokopova, M., Novotna, K., Pivokonska, L., Cermakova, L., Cajthaml, T., & Pivokonsky, M., 2021. Coagulation of polyvinyl chloride microplastics by ferric and aluminium sulphate: optimisation of reaction conditions and removal mechanisms. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106465.

Qi, H., Fu, D., Wang, Z., Gao, M., & Peng, L., 2020. Microplastics occurrence and spatial distribution in seawater and sediment of Haikou Bay in the northern South China Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 239, 106757. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106757

Qureshi, A. A., Bulich, A. A., Isenberg, D. L., 2018. Microtox® Toxicity Test Systems - Where they stand today. Wells, P. G., Cairns, J., Lee, K. (Ed.), Microscale Testing in Aquatic Toxicology. Roca Baton: *CRC Press*,185- 99. https://doi.org/10.1201/9780203747193-13

Rajakumar, K., Sarasvathy, V., Thamarai Chelvan, A., Chitra, R., Vijayakumar, C. T., 2009. Natural weathering studies of polypropylene. *J Polym Environ*, 17:191–202. https://doi.org/10.1007/s10924-009-0138-7

Rajala, K., Grönfors, O., Hesampour, M., & Mikola, A., 2020. Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals. *Water Research*, 183, 116045. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116045

Ramakrishnan, B., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Naidu, R., & Sethunathan, N., 2010. The impacts of environmental pollutants on microalgae and cyanobacteria. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(8), 699-821. https://doi.org/10.1080/10643380802471068

Rasta, M., Rahimibashar, M. R., Torabi Jafroudi, H., Fakheri, S., Tagheipour Kouhbane, S., & Taridashti, F., 2022. Microplastics in sediments of southwest Caspian Sea: Characteristics, distribution and seasonal variability. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 31(6), 785-799.

Rehse, S., Kloas, W., & Zarfl, C., 2016. Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 153, 91-99. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.133

Rhein, F., Scholl, F., & Nirschl, H., 2019. Magnetic seeded filtration for the separation of fine polymer particles from dilute suspensions: Microplastics. *Chemical Engineering Science*, 207, 1278-1287. https://doi.org/10.1016/j.ces.2019.07.052

Richardson, K., Hardesty, B. D., Vince, J., & Wilcox, C., 2022. Global estimates of fishing gear lost to the ocean each year. *Science Advances*, 8(41), eabq0135. DOI: 10.1126/sciadv.abq0135.

Rocha-Santos, T., Costa, M. F., & Mouneyrac, C., 2020. Handbook of Microplastics in the Environment. *Springer International Publishing*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8

Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., ... & Teh, S. J., 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific reports*, 5(1), 1-10. DOI: 10.1038/srep14340

Romano, N., Ashikin, M., Teh, J. C., Syukri, F., & Karami, A., 2018. Effects of pristine polyvinyl chloride fragments on whole body histology and protease activity in silver barb Barbodes gonionotus fry. *Environmental Pollution*, 237, 1106-1111.

Rose, D., & Webber, M., 2019. Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. *Science of the Total Environment*, 664, 753-760. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.319

Rubin, A. E., Omeysi, L., & Zucker, I., 2022. Mediterranean microplastic contamination: Israel's coastline contributions. *Marine Pollution Bulletin*, 183, 114080.

Saçak, M., 1998. Polimer Kimyasına Giriş. AÜ FF Döner Sermaya İşletmesi Yayınları, 50.

Sadri, S. S., & Thompson, R. C., 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 55-60. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020

Santana, M. F., Moreira, F. T., Pereira, C. D., Abessa, D. M., & Turra, A., 2018. Continuous exposure to microplastics does not cause physiological effects in the cultivated mussel *Perna perna*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 74, 594-604. https://doi.org/10.1007/s00244-018-0504-3

Sarı Erkan, H., Turan, N. B., Albay, M., & Engin, G. O., 2021a. A preliminary study on the distribution and morphology of microplastics in the coastal areas of Istanbul, the metropolitan city of Turkey: The effect of location differences. *Journal of Cleaner Production*, 307, 127320.

Sarı Erkan, H., Turan, N. B., Albay, M., & Engin, G. O., 2021b. Microplastic pollution in seabed sediments at different sites on the shores of Istanbul-Turkey: Preliminary results. *Journal of Cleaner Production*, 328, 129539.

Sathish, M. N., Jeyasanta, I., Patterson, J., 2020. Microplastics in Salt of Tuticorin, Southeast Coast of India, *Archives of Environmental Contamination And Toxicology*, 79(1), 111-121. DOI:10.1007/s00244-020-00731

Scheirs, J., 2003. Historical overview of styrenic polymers. *Modern styrenic polymers: Polystyrenes and styrenic copolymers*, 1-24. DOI:10.1002/0470867213

Schuhen, K., Sturm, M. T., & Herbort, A. F., 2019. Technological approaches for the reduction of microplastic pollution in seawater desalination plants and for sea salt extraction. *Plastics in the Environment*, 1-16.

Scott, N., Porter, A., Santillo, D., Simpson, H., Lloyd-Williams, S., & Lewis, C., 2019. Particle characteristics of microplastics contaminating the mussel *Mytilus edulis* and their surrounding environments. *Marine pollution bulletin*, 146, 125-133. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.041

Serra, T., Barcelona, A., Pous, N., Salvadó, V., & Colomer, J., 2020. Synergistic effects of water temperature, microplastics and ammonium as second and third order stressors on *Daphnia magna*. *Environmental Pollution*, 267, 115439. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115439

Setälä, O., Norkko, J., Lehtiniemi, M., 2016. Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Mar Pollut Bull*, 102:95–101. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.053

Shahi, N. K., Maeng, M., Kim, D., & Dockko, S., 2020. Removal behavior of microplastics using alum coagulant and its enhancement using polyamine-coated sand. *Process Safety and Environmental Protection*, 141, 9-17. https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.020

Sharifinia, M., Bahmanbeigloo, Z. A., Keshavarzifard, M., Khanjani, M. H., & Lyons, B. P., 2020. Microplastic pollution as a grand challenge in marine research: a closer look at their adverse impacts on the immune and reproductive systems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 204, 111109. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111109

Shi, Y., Liu, P., Wu, X., Shi, H., Huang, H., Wang, H., & Gao, S., 2021. Insight into chain scission and release profiles from photodegradation of polycarbonate microplastics. *Water Research*, 195, 116980. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116980

Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., 2016. Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining. *Mar Pollut Bull*, 113:469–476. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.049

Shim, W. J., Hong, S. H., & Eo, S., 2018. Marine microplastics: abundance, distribution, and composition. *Microplastic contamination in aquatic environments*, 1-26, Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00001-1

Simantiris, N., Vardaki, M. Z., Koralli, P., Chochos, C. L., Gregoriou, V. G., Kourkoumelis, N., & Avlonitis, M., 2022. Seasonal evaluation of floating microplastics in a shallow Mediterranean coastal lagoon: Abundance, distribution, chemical composition, and influence of environmental factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 272, 107859. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107859

Simon, M., Vianello, A., & Vollertsen, J., 2019. Removal of> 10 µm microplastic particles from treated wastewater by a disc filter. *Water*, 11(9), 1935. https://doi.org/10.3390/w11091935

Skaf, D. W., Punzi, V. L., Rolle, J. T., & Kleinberg, K. A., 2020. Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation. *Chemical Engineering Journal*, 386, 123807. https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123807

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, 140016. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140016

Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Rani, M., Lee, J., Shim, W. J., 2015. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Mar Pollut Bull*, 93:202–209. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015

Song, Y. K., Hong, S. H., Eo, S., Jang, M., Han, G. M., Isobe, A., & Shim, W. J., 2018. Horizontal and vertical distribution of microplastics in Korean coastal waters. *Environmental science & technology*, 52(21), 12188-12197. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04032

Sönmez, V. Z., 2016. Elektrodiyaliz Yöntemi ile Arıtılan Tekstil Endüstrisi Atıksularında Akut Toksisite Düzeylerinin Belirlenmesi. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, Türkiye.

Sönmez, V. Z., & Sivri, N., 2016. Interlaboratory precision of acute toxicity tests using reference toxicant formaldehyde. *J Anatol Environ Animal Sci*, 1(3):96-9. https://doi.org/10.35229/jaes.277868

Sönmez, V. Z., & Sivri, N., 2022. Temporal changes in water quality index of polluted lagoon ecosystems: a case study on the Küçükçekmece Lagoon. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(1), 16. https://doi.org/10.1007/s10661-021-09632-8

Sönmez, V.Z., Akarsu, C., Cumbul Altay, M., Sivri, N., 2022a. Extraction, Enumeration, and Identification Methods for Monitoring Microplastics in the Aquatic Environment. Hashmi, M.Z. (ed) *Microplastic Pollution. Emerging Contaminants and Associated Treatment Technologies*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89220-3_2

Sönmez, V.Z., Akarsu, C., Sivri, N., 2022b. The Ecotoxicological Effects of Microplastics on Trophic Levels of Aquatic Ecosystems. Hashmi, M.Z. (ed) *Microplastic Pollution. Emerging Contaminants and Associated Treatment Technologies*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89220-3_18

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. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120922

Speight, J. G., 2017. Industrial inorganic chemistry. *Environmental inorganic chemistry for engineers*.

Sponza, D. T., & Gök, O., 2010. Effect of rhamnolipid on the aerobic removal of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) and COD components from petrochemical wastewater. *Bioresource technology*, 101(3), 914-924. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.022

Su, L., Sharp, S. M., Pettigrove, V. J., Craig, N. J., Nan, B., Du, F., & Shi, H., 2020. Superimposed microplastic pollution in a coastal metropolis. *Water research*, 168, 115140. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115140

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. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050

Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F., Box, C., 2016. Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Mar Pollut Bull*, 109:230–235. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.077

Ta, A. T., Babel, S., & Haarstrick, A., 2020. Microplastics Contamination in a High Population Density Area of the Chao Phraya River, Bangkok. *Journal of Engineering & Technological Sciences*, 52(4). DOI: 10.5614/j.eng.technol.sci.2020.52.4.6

Taghavi, N., Zhuang, W. Q., & Baroutian, S., 2022. Effect of rhamnolipid biosurfactant on biodegradation of untreated and UV-pretreated non-degradable thermoplastics: Part 2. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(1), 107033. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.107033

Tan, Y., Dai, J., Wu, X., Wu, S., & Zhang, J., 2022. Characteristics, occurrence and fate of non-point source microplastic pollution in aquatic environments. *Journal of Cleaner Production*, 341, 130766. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130766

Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M. A., & Watanuki, Y., 2015. Facilitated leaching of additive-derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues. *Environmental science & technology*, 49(19), 11799-11807. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01376

Tang, S., Lin, L., Wang, X., Feng, A., & Yu, A., 2020. Pb (II) uptake onto nylon microplastics: interaction mechanism and adsorption performance. *Journal of Hazardous Materials*, 386, 121960. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121960

Taniguchi, I., Yoshida, S., Hiraga, K., Miyamoto, K., Kimura, Y., & Oda, K., 2019. Biodegradation of PET: current status and application aspects. *Acs Catalysis*, 9(5), 4089-4105. https://doi.org/10.1021/acscatal.8b05171

Tavşanoğlu, Ü. N., Başaran Kankılıç, G., Akca, G., Çırak, T., & Erdoğan, Ş., 2020. Microplastics in a dam lake in Turkey: type, mesh size effect, and bacterial biofilm communities. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 45688-45698. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10424-9

Terzi, Y., Gedik, K., Eryaşar, A. R., Öztürk, R. Ç., Şahin, A., & Yılmaz, F., 2022. Microplastic contamination and characteristics spatially vary in the southern Black Sea beach sediment and sea surface water. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113228. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113228

Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., ... & Takada, H., 2009.. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 2027-2045. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284

Thomas, S. N., & Hridayanathan, C., 2006. The effect of natural sunlight on the strength of polyamide 6 multifilament and monofilament fishing net materials. *Fisheries research*, 81(2-3), 326-330. https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.06.012

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., Mcgonigle, D. & Russell, A. E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838-838. DOI: 10.1126/science.1094559

Tornero, Q., Dzuila, M. A., Robert, D., Keller, N., Rodríguez-Chueca, J., & Garcia-Muñoz, P. (2023). Methods of sampling and sample preparation for detection of microplastics and nanoplastics in the environment. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, 79-97, Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99908-3.00004-X

Trenfield, M. A., van Dam, J. W., Harford, A. J., Parry, D., Streten, C., Gibb, K., & van Dam, R. A., 2015. Aluminium, gallium, and molybdenum toxicity to the tropical marine microalga *Isochrysis galbana*. *Environmental toxicology and chemistry*, 34(8), 1833-1840. https://doi.org/10.1002/etc.2996

Truchet, D. M., López, A. F., Ardusso, M. G., Rimondino, G. N., Buzzi, N. S., Malanca, F. E., ... & Severini, M. F., 2021. Microplastics in bivalves, water and sediments from a touristic sandy beach of Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 113023. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113023

Tunçer, S., Artüz, O. B., Demirkol, M., & Artüz, M. L., 2018. First report of occurrence, distribution, and composition of microplastics in surface waters of the Sea of Marmara,

Turkey. *Marine pollution bulletin*, 135, 283-289. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.054

Turek, M., Różycka-Sokołowska, E., Owsianik, K., Marciniak, B., Bałczewski, P., 2020. Modification of the Microtox® Basic Solid Phase Test: A new application for the ecotoxicological studies on poorly soluble antihypertensive drugs. *J Hazard Mater*, 399:122839. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122839

Uheida, A., Mejía, H. G., Abdel-Rehim, M., Hamd, W., & Dutta, J., 2021. Visible light photocatalytic degradation of polypropylene microplastics in a continuous water flow system. *Journal of Hazardous Materials*, 406, 124299. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124299

URL 1: https://microplasticresearch.wordpress.com/what-is-microplastic/ [Ziyaret Tarihi: 5 Mayıs 2023]

USEPA, 2019. Advancing Sustainable Materials Management: 2016 and 2017 Tables and Figures https://www.epa.gov/sites/default/files/2019 11/documents/2016_and_2017_facts_and_figures_data_tables_0.pdf [Ziyaret Tarihi: 5 Mayıs 2023]

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. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119890

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., & Janssen, C. R., 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental pollution*, 182, 495-499. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013

van Dam, R., Harford, A., Houston, M., Hogan, A., Negri, A., 2008. Tropical marine toxicity testing in Australia: a review and recommendations. *Australas J Ecotoxicol*, 14(2/3), 55–88. https://search.informit.org/doi/10.3316/informit.696972957717126

Vardar, S., Onay, T. T., Demirel, B., & Kideys, A. E., 2021. Evaluation of microplastics removal efficiency at a wastewater treatment plant discharging to the Sea of Marmara. *Environmental Pollution*, 289, 117862. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117862

Verla, A. W., Enyoh, C. E., Verla, E. N., & Nwarnorh, K. O., 2019. Microplastic–toxic chemical interaction: a review study on quantified levels, mechanism and implication. *SN Applied Sciences*, 1(11), 1-30. https://doi.org/10.1007/s42452-019-1352-0

Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tolhurst, T., & Cole, M., 2020. Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110066. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066

Wang, Z. M., Wagner, J., Ghosal, S., Bedi, G., Wall, S., 2017a. SEM/EDS and Optical Microscopy Analyses of Microplastics in Ocean Trawl and Fish Guts, *Science of the Total Environment*, 603, 616-626. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.047

Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., Cai, L., 2017b. Microplastics in the Surface Sediments from the Beijiang River Littoral Zone: Composition, Abundance, Surface Textures And İnteraction with Heavy Metals, *Chemosphere*, 171, 248-258. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.074

Wang, F., Zhang, X., Zhang, S., Zhang, S., & Sun, Y. 2020. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. *Chemosphere*, 254, 126791. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126791

Wang, G., Lu, J., Li, W., Ning, J., Zhou, L., Tong, Y., Liu, Z., Zhou, H. & Xiayihazi, N., 2021a. Seasonal variation and risk assessment of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 208, 111477. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111477

Wang, Y., Li, Y. N., Tian, L., Ju, L., & Liu, Y., 2021b. The removal efficiency and mechanism of microplastic enhancement by positive modification dissolved air flotation. *Water Environment Research*, 93(5), 693-702. https://doi.org/10.1002/wer.1352

Wang, Z., Zhang, Y., Kang, S., Yang, L., Shi, H., Tripathee, L., & Gao, T., 2021c. Research progresses of microplastic pollution in freshwater systems. *Science of the Total Environment*, 795, 148888. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148888

Weber, A., Scherer, C., Brennholt, N., Reifferscheid, G., & Wagner, M., 2018. PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate *Gammarus pulex. Environmental Pollution*, 234, 181-189. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.014

Weinstein, J., Crocker, B., Gray, A., 2016. From macroplastic to microplastic: degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. *Environ. Toxicol. Chem*. 35 (7), 1632–1640. https://doi.org/10.1002/etc.3432

Werbowski, L. M., Gilbreath, A. N., Munno, K., Zhu, X., Grbic, J., Wu, T., ... & Rochman, C. M., 2021. Urban stormwater runoff: a major pathway for anthropogenic particles, black rubbery fragments, and other types of microplastics to urban receiving waters. *ACS ES&T Water*, 1(6), 1420-1428. https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00017

Wong, J. K. H., Lee, K. K., Tang, K. H. D., & Yap, P. S., 2020. Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of the total environment*, 719, 137512. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512

Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E. & Thompson, R. C., 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society open science*, 1(4), 140317. https://doi.org/10.1098/rsos.140317

Wright, S. L., Rowe, D., Reid, M. J., Thomas, K. V., & Galloway, T. S., 2015. Bioaccumulation and biological effects of cigarette litter in marine worms. *Scientific reports*, 5(1), 14119. https://doi.org/10.1038/srep14119

Wu, M., Yang, C., Du, C., Liu, H., 2020. Microplastics in Waters and Soils: Occurrence, Analytical Methods and Ecotoxicological Effects, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 202, 110910.https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110910

Wu, X., Liu, P., Wang, H., Huang, H., Shi, Y., Yang, C., & Gao, S., 2021. Photo aging of polypropylene microplastics in estuary water and coastal seawater: Important role of chlorine ion. *Water Research*, 202, 117396. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117396

Xiong, Y., Zhao, J., Li, L., Wang, Y., Dai, X., Yu, F., & Ma, J., 2020. Interfacial interaction between micro/nanoplastics and typical PPCPs and nanoplastics removal via electrosorption from an aqueous solution. *Water Research*, 184, 116100. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116100

Yalçın, Ö. B., 2011. Derin deniz deşarjı ile deşarj edilen atıksuların alıcı ortamda tutsaklanması durumunda bakteri konsantrasyonunun tahmini ve belirsizliklerin incelenmesi. Doktora Tezi, Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Antalya, Türkiye.

Yehia, M. R., Smolyarova, T. E., Shabanov, A. V., Sushko, E. S., Badun, G. A., Kudryasheva, N. S., 2022. Adaptation of a bacterial bioluminescent assay to monitor bioeffects of gold nanoparticles. Bioengineering (Basel), 9(2):61. https://doi.org/10.3390/bioengineering9020061

Yılmaz, N., & İnan, A., 2018. Sıcak su deniz deşarjlarının yakın alan dağılımının modellenmesi. Journal of the Faculty of Engineering & Architecture of Gazi University, 10.17341/gazimmfd.416390

Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., & Arthur, C. D., 2014. Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environmental science & technology*, 48(24), 14195-14202. https://doi.org/10.1021/es5036317

Yousif, E., & Haddad, R., 2013. Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene. *SpringerPlus*, 2(1), 1-32. https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-398

Yozukmaz, A., 2021. Investigation of microplastics in edible wild mussels from İzmir Bay (Aegean Sea, Western Turkey): A risk assessment for the consumers. *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112733. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112733

Zadorozhnaya, O., Kirsanov, D., Buzhinsky, I., 2015. Water pollution monitoring by an artificial sensory system performing in terms of *Vibrio fischeri* bacteria. *Sens Actuators B Chem*, 207:1069-75. https://doi.org/10.1016/j.snb.2014.08.056

Zhang, C., Chen, X., Wang, J., & Tan, L., 2017. Toxic effects of microplastic on marine microalgae Skeletonema costatum: interactions between microplastic and algae. *Environmental pollution*, 220, 1282-1288. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.005

Zhang, D., Cui, Y., Zhou, H., Jin, C., Yu, X., Xu, Y., ... & Zhang, C., 2020a. Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. *Science of the Total Environment*, 703, 134768. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134768

Zhang, Y., Diehl, A., Lewandowski, A., Gopalakrishnan, K., & Baker, T., 2020b. Removal efficiency of micro-and nanoplastics (180 nm–125 μm) during drinking water treatment. *Science of The Total Environment*, 720, 137383. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137383

Zhang, K., Hamidian, A. H., Tubić, A., Zhang, Y., Fang, J. K., Wu, C., & Lam, P. K., 2021. Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: A review. *Environmental Pollution*, 274, 116554. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116554

Zhang, Z., Su, Y., Zhu, J., Shi, J., Huang, H., & Xie, B., 2021. Distribution and removal characteristics of microplastics in different processes of the leachate treatment system. *Waste Management*, 120, 240-247. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.11.025

Zhang, Y., Wang, X., Li, Y., Wang, H., Shi, Y., Li, Y., & Zhang, Y., 2022. Improving nanoplastic removal by coagulation: Impact mechanism of particle size and water chemical conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 425, 127962. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127962

Zhang, Z., Wu, X., Liu, H., Huang, X., Chen, Q., Guo, X., & Zhang, J., 2023. A systematic review of microplastics in the environment: Sampling, separation, characterization and coexistence mechanisms with pollutants. *Science of The Total Environment*, 859, 160151. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160151

Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., & Li, D., 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Marine pollution bulletin*, 86(1-2), 562-568. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032

Zhao, S., Wang, T., Zhu, L., Xu, P., Wang, X., Gao, L., Li, D., 2019. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. *Water Res*, 161:560–569. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.019

Zhao, H., Huang, X., Wang, L., Zhao, X., Yan, F., Yang, Y., ... & Ji, P., 2022. Removal of polystyrene nanoplastics from aqueous solutions using a novel magnetic material: Adsorbability, mechanism, and reusability. *Chemical Engineering Journal*, 430, 133122. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133122

Zheng, Y., Li, J., Cao, W., Liu, X., Jiang, F., Ding, J., ... & Sun, C., 2019. Distribution characteristics of microplastics in the seawater and sediment: a case study in Jiaozhou Bay, China. *Science of the Total Environment*, 674, 27-35. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.008

Zhou, Z., Zhang, P., Zhang, G., Wang, S., Cai, Y., & Wang, H., 2021a. Vertical microplastic distribution in sediments of Fuhe River estuary to Baiyangdian Wetland in Northern China. *Chemosphere*, 280, 130800. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130800

Zhou, G., Wang, Q., Li, J., Li, Q., Xu, H., Ye, Q., ... & Zhang, J., 2021b. Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and $FeCl_3$ coagulation: Performance and mechanism. *Science of the Total Environment*, 752, 141837. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837

Zhu, L., Bai, H., Chen, B., Sun, X., Qu, K., & Xia, B., 2018. Microplastic pollution in North Yellow Sea, China: Observations on occurrence, distribution and identification. *Science of the Total Environment*, 636, 20-29. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.182

Zhu, J., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Kang, Z., Yu, X., ... & Shi, H., 2019. Microplastic pollution in the Maowei Sea, a typical mariculture bay of China. S*cience of the Total Environment*, 658, 62-68. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.192

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. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042

Zimmermann, L., Göttlich, S., Oehlmann, J., Wagner, M., & Völker, C., 2020. What are the drivers of microplastic toxicity? Comparing the toxicity of plastic chemicals and particles to *Daphnia magna*. *Environmental pollution*, 267, 115392. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115392

İNTİHAL RAPORU İLK SAYFASI

2602160105-Vildan Zülal SÖNMEZ

ORİJİNALLİK RAPORU

%9	%6	%7	%6
BENZERLİK ENDEKSİ	İNTERNET KAYNAKLARI	YAYINLAR	ÖĞRENCİ ÖDEVLERİ

BİRİNCİL KAYNAKLAR

1	Submitted to The Scientific & Technological Research Council of Turkey (TUBITAK) Öğrenci Ödevi	%1
2	Vildan Zülal Sönmez, Ceyhun Akarsu, Nüket Sivri. "Impact of coastal wastewater treatment plants on microplastic pollution in surface seawater and ecological risk assessment", Environmental Pollution, 2023 Yayın	%1
3	thesesups.ups-tlse.fr İnternet Kaynağı	<%1
4	Submitted to University of Edinburgh Öğrenci Ödevi	<%1
5	escholarship.org İnternet Kaynağı	<%1
6	Submitted to Rutgers University, New Brunswick Öğrenci Ödevi	<%1

KURUM İZNİ YAZILARI

Uyarı: Canlı ve cansız deneklerle yapılan tüm çalışmalar için kurum izin belgelerinin eklenmesi zorunludur. Gizlilik ve mahremiyet içeren durumlarda kurum adı kapatılmalıdır.

☒ **Kurum izni gerekmektedir.**

☐ **Kurum izni gerekmemektedir.**

TUBITAK 121Y073 nolu, "Mikroplastik Sıcak Noktalarına (Hot-Spots) Atıksu Artıma Tesislerinin Potansiyel Etkisi: İstanbul Örneği" başlıklı 1002 projesi kapsamında, aynı zamanda "Yüzeysel Suların Toksisitesinde Mikroplastiklerin Rolü ve Giderim Alternatiflerinin Değerlendirilmesi" konulu doktora çalışması için Tarım ve Orman Bakanlığı'dan izin alınmıştır. E-devlet çıktısı belgesi ektedir.

Vildan Zülal SÖNMEZ
(İmza)

Tarih ve Sayı: 18/11/2020-42622

T.C.
TARIM VE ORMAN BAKANLIĞI
Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü

Sayı : E-21264211-288.04-3235888 18.11.2020

Konu : Araştırma İzinleri (Vildan Zülal SÖNMEZ)

DAĞITIM YERLERİNE

İstanbul Üniversitesi – Cerrahpaşa Mühendislik Fakültesi Öğretim Elemanı Arş.Gör. Vildan Zülal SÖNMEZ tarafından yürütülecek olan **" Mikroplastik Sıcak Noktalarına (Hot-Spots) Atıksu Artıma Tesislerinin Potansiyel Etkisi: İstanbul Örneği"** başlıklı proje kapsamında araştırmacı personelin yürütmesi planlanan arazi çalışmaları ile ilgili Bilimsel Araştırma İzin Başvurusu Genel Müdürlüğümüz yetki ve sorumlulukları çerçevesinde incelenmiş olup, buna göre;

- Çalışmaların sahada bulunan flora, fauna, doğal ve kültürel değerlerin yanı sıra ekosistem bütünlüğüne de zarar vermeyecek şekilde yapılması,
- Söz konusu alanların özelliklerinin kaybolmamasına özen gösterilerek yaban hayatının tahrip edilmemesi,
- Arazide yapılacak her türlü çalışma ile ilgili arazi çalışmalarından en az bir (1) gün önce Bakanlığımız Doğa Koruma ve Milli Parklar Bölge Müdürlüklerine bağlı ilgili İl Şube Müdürlükleri/Milli Park Müdürlüklerine ve genel kolluk kuvvetlerine bilgi verilmesi,
- Söz konusu çalışmaların 2873 sayılı Milli Parklar Kanunu, 4915 sayılı Kara Avcılığı Kanunu veya Sulak Alanların Korunması Yönetmeliği kapsamındaki korunan alan sınırları dahilinde kalması durumunda çalışmanın süreç ve sonucu hakkında mutlak suretle ilgili İl Şube Müdürlükleri/Milli Park Müdürlüğüne bilgi verilmesi,
- Arazi çalışmalarının 2873 sayılı Milli Parklar Kanunu, 4915 sayılı Kara Avcılığı Kanunu veya Sulak Alanların Korunması Yönetmeliği kapsamındaki korunan alan sınırları dahilinde yapılacak olması durumunda bu kısımlarda çalışma yapılırken Bakanlığımız Doğa Koruma ve Milli Parklar Bölge Müdürlüklerine bağlı ilgili İl Şube Müdürlükleri/Milli Park Müdürlüklerinden bir teknik personel eşliğinde araziye çıkılmasının sağlanması,
- Arazi çalışmalarının yapılacağı yerin il merkezlerinde Valiliğe, ilçelerde ise Kaymakamlığa bilgi verilmesi,
- Çalışmalar kapsamında toplanacak örneklerde izin dosyasında belirtilen miktarın aşılmaması ve bu örneklerin yurtdışına çıkarılmaması,
- Araştırma ara ve sonuç raporlarının basılı ve dijital ortamda birer kopyasının Genel Müdürlüğümüze gönderilmesi,

şartıyla bahse konu çalışmaların yapılması Genel Müdürlüğümüzce uygun görülmüştür.
Bilgilerinizi ve gereğini rica ederim.

Hasan KANCA

Bu belge, güvenli elektronik imza ile imzalanmıştır.
Belge Doğrulama Kodu : SVVDREVY Belge Doğrulama Adresi: https://www.turkiye.gov.tr/tarim-ve-orman-bakanligi-ebys

Beştepe Mah. Alparslan Türkeş Cad. No:71 Yenimahalle/ANKARA
Telefon: (0312) 207 50 00
KEP: tarimveormanbakanligi@hs01.kep.tr

Bilgi için:Serkan ÇAMALAN
Tarım ve Orman Uzmanı