

T.C.
RECEP TAYYİP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

BÜYÜKÇEKMECE GÖLÜ VE ŞAVŞAT KARAGÖL'DEKİ MİKROPLASTİK KİRLİLİĞİNİN OVA KURBAĞASI (*Pelophylax ridibundus*, PALLAS 1771) ÜZERİNE ETKİLERİ

(Yüksek Lisans Tezi)

Hatice Hale TATLI

Danışman
Prof. Dr. Abdullah ALTUNIŞIK

RİZE
2025

KABUL VE ONAY

Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalında, Prof. Dr. Abdullah ALTUNIŞIK danışmanlığında, Hatice Hale TATLI tarafından hazırlanan *Büyükçekmece Gölü ve Şavşat Karagöl'deki Mikroplastik Kirliliğinin Ova Kurbağası (Pelophylax ridibundus, Pallas 1771) Üzerine Etkileri* adlı bu tez çalışması, 17/06/2025 tarihinde yapılan savunma sınavı sonucunda oy birliğiyle/~~oy çokluğuyla~~ başarılı bulunarak jürimiz tarafından **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri	**Ünvanı, Adı SOYADI**	**İmza**
Başkan	: Prof. Dr. Nurhayat ÖZDEMİR	
Üye	: Prof. Dr. Abdullah ALTUNIŞIK	
Üye	: Prof. Dr. Kenan GEDİK	

ETİK BEYAN

Biyoloji Tezli Yüksek Lisans Programından mezun olmak üzere teslim ettiğim "Büyükçekmece Gölü ve Şavşat Karagöl'deki Mikroplastik Kirliliğinin Ova Kurbağası (*Pelophylax ridibundus*, Pallas 1771) Üzerine Etkileri" adlı tezim, bilim ve araştırma etiği prensiplerine riayet edilerek tarafımdan yazılmıştır.

Tez çalışmamda, başka kaynaklardan aktarılan bütün bilgi ve alıntılar, Enstitünüz Tez Yazım Kılavuzuna uygun olarak açıkça gösterilmiştir. Kaynağı gösterilenler dışında kalan bütün bilgiler uygun araştırma yöntemi kullanılarak tarafımdan edinilmiş ve esere bu şekilde yansıtılmıştır. Şahsıma ait olmayan hiçbir bilgi, kasıt veya kusurlar, şahsıma aitmiş gibi gösterilmemiştir. İnternet kaynakları dâhil, sahibine/kaynağına atıf yapılmaksızın hiçbir bilgi kullanılmamıştır. Aksinin ortaya çıkması halinde doğacak bütün hukuki, idari, akademik ve etik sorumluluk tarafıma ait olacaktır. Eserin tesliminden sonra herhangi bir zamanda, bilim etiğine aykırılık tespit edilmesi ve / veya eserimle ilgili intihal veya intihal şeklinde anlaşılacak bir durumun ortaya çıkması halinde; Üniversiteniz ve eğitim kadronuzun hiçbir şekilde sorumlu tutulmayacağını hür irademle kabul, beyan ve taahhüt ederim.
17 /06/2025

Hatice Hale TATLI

ÖN SÖZ

Türkiye'de Büyükçekmece Gölü ve Şavşat Karagöl'deki mikroplastik kirliliğinin *Pelophylax ridibundus* üzerine etkilerini araştıran bu çalışma Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı'nda ''Yüksek Lisans Tezi'' olarak hazırlanmıştır.

Lisans eğitimimden başlayarak, lisansüstü eğitimin ilk basamağını tamamladığım bugüne dek içinde bulunduğum akademik süreçler boyunca engin bilgi ve deneyimlerini daima benimle cömertçe paylaşan; bilimsel olarak yer almak istediğim her yeni serüvende benden desteğini esirgemeyen kıymetli danışman hocam sayın Prof. Dr. Abdullah ALTUNIŞIK'a en içten şükranlarımı sunarım.

Şimdiye dek katettiğim akademik yolculuk boyunca bilgi ve deneyimlerinden daima faydalandığım, bana evrensel bir bilim insanı olma yolunda ilham veren ve her yönüyle bir rol model teşkil eden değerli hocam sayın Prof. Dr. Kenan GEDİK'e şükranlarımı sunarım.

Henüz bir çocukken bana ilham olup sınırlarımı zorlamayı öğreten, küçücük kalbime öğrenme sevgisini ve keşfetme arzusunu yerleştiren, bugün kazandığım bilimsel kimlikte çok büyük payı olan değerli öğretmenim sayın Zehra Dida GÜNGÖR'e sonsuz sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

Bilimsel yolculuğum ve arazi çalışmalarım boyunca her daim yanımda olarak değerli katkı ve desteklerini esirgemeyen kıymetli arkadaşım Ahmet GÖKKAYA'ya en içten teşekkürlerimi sunarım.

Bugüne kadar içinde bulunduğum tüm süreçlerde beni koşulsuz destekleyen, varlığıyla bana ilham veren tüm aile bireylerime tek tek sonsuz şükranlarımı sunarım.

"Bu çalışma Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü birimince desteklenmiştir. Proje Numarası: FYL-2023-1559" ("This work was supported by the Research Fund of Recep Tayyip Erdogan University. Project Number: FYL-2023-1559")

Hatice Hale TATLI
RİZE/2025

İÇİNDEKİLER

KABUL VE ONAY.....I
ETİK BEYAN..... II
ÖN SÖZ..... III
İÇİNDEKİLER.....IV
ÖZET.....VI
ABSTRACT.....VII
KISALTMALAR..... VIII
TABLOLAR LİSTESİ.....XI
ŞEKİLLER LİSTESİ.....XII
GİRİŞ.....1
1.GENEL BİLGİLER.....3
1.1. Mikroplastikler ve Oluşma Süreçleri.....3
1.2. Mikroplastiklerin Diğer Kirleticilerle İlişkisi.....7
1.3. Mikroplastiklerin Tanımlanmasında Kullanılan Yöntemler.....9
1.4. Amfibi (Amphibia) Sınıfı.....9
1.5. Amfibilerin Genel Özellikleri.....10
1.6. Mikroplastik Kaynakları ve Amfibiler Üzerindeki Etkileri..... 11
1.7. Tatlı Sularda Mikroplastik Kirliliği.....12
1.8. Mikroplastik ve Amfibi Etkileşimi.....16
1.9. Çalışmanın Amacı.....18
2. YAPILAN ÇALIŞMALAR.....20
2.1. Materyaller.....20
2.1.1. Ranidae.....20
2.1.2. *Pelophylax ridibundus*.....20
2.1.2.1. Sistematik.....21
2.1.2.2. Morfoloji.....21
2.1.2.3. Ekolojik ve Biyolojik Özellikler.....22
2.1.2.4. Dağılım.....22
2.2. Yöntem.....23
2.2.1. Örnekleme Yapılan İstasyonlar.....23

2.2.1.1. Büyükçekmece Gölü 23
2.2.1.2. Şavşat Karagöl 25
2.2.1.3. Göllere Ait İnsan Erişilebilirliği Yoğunluğu Haritası 27
2.2.2. Materyaller ve Kimyasallar 28
2.2.2.1. Örnek Hazırlama: Yetişkin Kurbağalar 28
2.2.2.2. Su Örneklerinin Hazırlanması 31
2.2.2.3. Sediment Örneklerinin Hazırlanması 31
2.2.3. Enstrümantal Analizler 33
2.2.3.1. Görsel İnceleme 33
2.2.3.2. Polimer Yapısının İncelenmesi 34
2.2.4. Kalite Güvencesi ve Kontrolü 35
2.2.5. Veri Analizi 36
3. BULGULAR 37
3.1. Kurbağalardaki Mikroplastikler 37
3.2. Su ve Sedimentlerde Mikroplastikler 40
4. TARTIŞMA, SONUÇLAR VE ÖNERİLER 45
4.1. Kurbağalarda Mikroplastikler 45
4.2. Su ve Sedimentlerdeki Mikroplastikler 48
4.3. Genel Değerlendirme ve Öneriler 52
KAYNAKÇA 56
ETİK KURUL KARARI 74

Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Anabilim Dalı : Biyoloji
Tez Türü : Yüksek Lisans Tezi
Danışman : Prof. Dr. Abdullah ALTUNIŞIK
Hazırlayan : Hatice Hale TATLI
Yıl : 2025
Sayfa Sayısı : 74

ÖZET

BÜYÜKÇEKMECE GÖLÜ VE ŞAVŞAT KARAGÖL'DEKİ MİKROPLASTİK KİRLİLİĞİNİN OVA KURBAĞASI (*Pelophylax ridibundus*, Pallas 1771) ÜZERİNE ETKİLERİ

Mikroplastik (MP) kirliliği, tatlı su ekosistemleri için büyüyen bir tehdit oluşturmakta ve amfibiler gibi sucul ortamda yaşayan türler için potansiyel sonuçlar doğurmaktadır. Bu çalışmada, Haziran ve Ağustos 2024 tarihleri arasında iki örnekleme alanından (Büyükçekmece Gölü - yüksek insan aktivitesi, Şavşat Karagöl - düşük insan aktivitesi) alınan biyotik (*Pelophylax ridibundus* - gastrointestinal sistem) ve abiyotik (su, sediment) örneklerde MP kirliliği araştırılmıştır. Su ve sediment örnekleri 10 istasyondan toplanmış ve her sahadan 15 yetişkin kurbağa alınmıştır. Kurbağaların gastrointestinal sistemlerinin (GIT) %16,6'sında, liflerin (%80) parçalara (%20) baskın olduğu ve Büyükçekmece popülasyonunda ortalama 0,2 MP^{-1} ve Şavşat Karagöl popülasyonunda 0,13 MP^{-1} MP tespit edilmiştir. Çevrede, polietilen tereftalat (PET, %29), polietilen (PE, %29), etilen vinil asetat (EVA, %21), polipropilen (PP, %14) ve politetrafloroetilen (PTFE, %7) gibi polimer türleri ile su örneklerinin %20'sinde ve sediment örneklerinin %30'unda MP'ler bulunmuştur. Büyükçekmece Gölü sudan (%10) daha yüksek sediment MP yaygınlığı (%40) gösterirken, Şavşat Karagöl'de suda (%30) ve sedimentte (%20) benzer oranda MP bulunmuştur ve bu da sahaya özgü dinamikleri yansıtmaktadır. Su ve sediment MP konsantrasyonları arasında önemli bir fark bulunmamıştır. Bu bulgular, bu ekosistemlerin hem biyotik hem de abiyotik bileşenlerinde MP oluşumunu vurgulamakta ve özellikle insan faaliyetlerinden etkilenen bölgelerde amfibi sağlığı ve tatlı su kalitesi için sonuçlar doğurmaktadır.

Anahtar kelimeler: Biyoakümülasyon, Çevresel kirlenme, Tatlı su ekosistemleri, Kirlilik, Sediment

Recep Tayyip Erdoğan University Institute of Graduate Studies
Department : Biology
Thesis Type : Master Thesis
Supervisor : Prof. Dr. Abdullah ALTUNIŞIK
Author : Hatice Hale TATLI
Year : 2025
Pages : 74

ABSTRACT

THE EFFECTS OF MICROPLASTIC POLLUTION IN BÜYÜKÇEKMECE LAKE AND ŞAVŞAT KARAGÖL LAKE ON THE MARSH FROG (*Pelophylax ridibundus*, pallas 1771)

Microplastic (MP) pollution poses a growing threat to freshwater ecosystems with potential consequences for inhabiting species such as amphibians. In this study, MP contamination in biotic (*Pelophylax ridibundus* - gastrointestinal tracts) and abiotic (water, sediment) samples from two sampling sites (Büyükçekmece Lake – high human activity, Şavşat Karagöl Lake- low human activity) was investigated between June and August 2024. Water and sediment samples were collected from 10 stations with 15 adult frogs from each site. MPs were detected in 16.6% of frog gastrointestinal tracts (GITs), with fibers dominating (80%) over fragments (20%), and an average of 0.2 MP-1 in Büyükçekmece population and 0.13 MP-1 in Şavşat Karagöl population. In the environment, MPs occur in 20% of water samples and 30% of sediment samples, with polymer types including polyethylene terephthalate (PET, 29%), polyethylene (PE, 29%), ethylene vinyl acetate (EVA, 21%), polypropylene (PP, 14%), and polytetrafluoroethylene (PTFE, 7%). Büyükçekmece Lake showed higher sediment MP prevalence (40%) than water (10%), while Şavşat Karagöl had similar MP in water (30%) and sediment (20%), reflecting site-specific dynamics. No significant differences were found between water and sediment MP concentrations. These findings highlight MP occurrence into both the biotic and abiotic components of these ecosystems, with implications for amphibian health and freshwater quality, particularly in areas affected by human activity.

Keywords: Bioaccumulation, Environmental contamination, Freshwater ecosystems, Pollution, Sediment

KISALTMALAR

&	:	ve
cm	:	Santimetre
CORINE	:	Çevre Bilgilerinin Koordinasyonu
DDT	:	Diklorodifeniltrikloroetan
EVA	:	Etilen Vinil Asetat
FT-IR	:	Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi
GESAMP	:	Deniz Çevre Koruma Bilimsel Uzmanlar Grubu
GF/C	:	Cam Elyaf/Celled (filtre tipi)
GIS	:	Gastrointestinal Sistem
g	:	Gram
g cm^{-3}	:	Gram/santimetreküp (yoğunluk birimi)
g^{-1}	:	Gram başına
HDPE	:	Yüksek Yoğunluklu Polietilen
HCH	:	Heksaklorosiklohekzan
H_2O_2	:	Hidrojen Peroksit
ISI	:	Bilimsel Bilgi Enstitüsü
IUCN	:	Uluslararası Doğa Koruma Birliği
KÖ	:	Kızıl Ötesi
LDPE	:	Düşük Yoğunluklu Polietilen
L	:	Litre
L^{-1}	:	Litre başına
Log	:	Logaritma
m	:	Metre
mL	:	Mililitre
mL^{-1}	:	Mililitre başına
mg/L	:	Miligram/litre
µg	:	Mikrogram
µm	:	Mikrometre
m^{-3}	:	Metreküp başına
MP	:	Mikroplastik

MS	:	Metansülfonat
NIH	:	Ulusal Sağlık Enstitüleri
nm	:	Nanometre
PAH	:	Polisiklik Aromatik Hidrokarbonlar
PARÇACIK/KG	:	Kilogram başına parçacık
PARÇACIK/KM²	:	Kilometrekare başına parçacık
p	:	İstatistikte p değeri
pH	:	Hidrojen iyonu konsantrasyonu
PET	:	Polietilen Tereftalat
PLA	:	Polilaktik Asit
PP	:	Polipropilen
PS	:	Polistiren
PUR	:	Poliüretan
PVC	:	Polivinil Klorür
Polivinil Klorür	:	Piroliz-Gaz Kromatografisi/Kütle Spektrometresi
rpm	:	Dakikadaki Devir Sayısı
SEM	:	Taramalı Elektron Mikroskobu
SEM-EDS	:	Taramalı Elektron Mikroskobu - Enerji Dağılımlı Spektroskopi
ss.	:	Sayfadan sayfaya/sayfalar
SVL	:	Burun-Uçtan Kloaka Ucuna Uzunluk
TD-GK/KS	:	Termal Desorpsiyon-Gaz Kromatografisi/Kütle Spektrometresi
TGA	:	Termogravimetrik Analiz
°	:	Derece
URL	:	Evrensel Kaynak Bulucu
vd.	:	ve devamı; ve diğerleri
viSNE	:	t-Distribe Edilmiş Stokastik Komşu Gömme Görselleştirmesi
Zn	:	Çinko
$ZnCl_2$	:	Çinko Klorür
dH_2O	:	Distile su

AAT	Atıksu Arıtma Tesisi

TABLOLAR LİSTESİ

Tablo 1. Bazı mikroplastik türlerinin yaygın kullanım alanları.....4
Tablo 2. Bireylere ait morfolojik özelliklerin ifade edilmesi. 29
Tablo 3. Büyükçekmece Gölü ve Şavşat Karagöl'den alınan numunelerde tespit edilen mikroplastiklere ait parametreler.....41
Tablo 4. Amfibilere ait literatürde yapılmış çalışmalardan örnekler.....46
Tablo 5. Su ve sedimentlere ait literatürde yapılmış çalışmalardan örnekler.....50

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1. Boyutlarına göre plastiklerin sınıflandırılması 5
Şekil 2. MP' lerin ekosisteme dahil olması..... 5
Şekil 3. Küresel bir MP çevresel koşullara maruz kalmasıyla geçirdiği yüzey ablasyonu ve parçalanma süreci şematik olarak gösterimi..... 7
Şekil 4. Rastgele orman (random forest) yöntemine dayalı olarak küresel çapta iç sulardaki MP'lerin tahmin haritası..... 16
Şekil 5. Ekosistemdeki MP' lerin amfibiler üzerine etkisi..... 18
Şekil 6. Ranidae familyasının Dünya üzerindeki dağılımı..... 20
Şekil 7. *Pelophylax ridibundus*..... 21
Şekil 8. IUCN veri tabanına göre *Pelophylax ridibundus* türünün dağılım alanı..... 22
Şekil 9. Büyükçekmece Gölü ve çevresine ait CORINE 2018 verilerine dayalı arazi örtüsü haritası 24
Şekil 10. Büyükçekmece Gölü'nden örnekleme yapılan istasyonlara ait görüntüler 25
Şekil 11. Şavşat Karagöl ve çevresine ait CORINE 2018 verilerine dayalı arazi örtüsü haritası..... 26
Şekil 12. Şavşat Karagöl'den örnekleme yapılan istasyonlara ait görüntüler..... 26
Şekil 13. Kara ekosistemlerine göre insan erişilebilirliği haritası..... 27
Şekil 14. Bireylere ait morfolojik ölçümlerin alınması ve gastrointestinal sistemin çıkartılması..... 28
Şekil 15. Bireylere ait doku örneklerdeki biyolojik numunelerin çözündürülmesi ve Whatman GF/C filtreler kullanılarak süzülmesi işlemi..... 30
Şekil 16. Su örneklerinin süzülmesi ve filtrelerin uygun koşullarda saklanması..... 31
Şekil 17. Sediment numunelerinin hazırlanması ve biyolojik numunelerin uzaklaştırılması aşaması..... 32
Şekil 18. Filtrelerde kalan numunelerin bir stereo mikroskop kullanılarak incelenmesi ve partikül boyutlarının belirlenmesi..... 33
Şekil 19. Polimerlerin türlerinin FT-IR cihazı vasıtasıyla doğrulanması ve tespit edilen polimer türlerine ait spektrum görüntüleri..... 34
Şekil 20. Büyükçekmece Gölü'ne ait numunelerde tespit edilen polimerlere ait karakteristik özellikleri ifade eden bar grafikleri..... 37

Şekil 21. Şavşat Karagöl'e ait numunelerde tespit edilen polimerlere ait karakteristik özellikleri ifade eden bar grafikleri 38
Şekil 22. Büyükçekmece Gölü'nden elde edilen MP'lere ait örnek türleri, polimer türleri, şekil ve renk gibi kategoriler arasındaki ilişkileri gösteren dairesel bağlantı diyagramı 39
Şekil 23. Şavşat Karagöl'den elde edilen MP'lere ait örnek türleri, polimer türleri, şekil ve renk gibi kategoriler arasındaki ilişkileri gösteren dairesel bağlantı diyagramı 40
Şekil 24. Büyükçekmece Gölü'nden alınan farklı örnek türlerine ait MP polimer uzunluklarının dağılımı 43
Şekil 25. Şavşat Karagöl'den alınan farklı örnek türlerine ait MP polimer uzunluklarının dağılımı 43
Şekil 26. Her iki gölde tespit edilen MP' lere ait dağılımlar 49

GİRİŞ

Dünya üzerinde ekosistemleri tehdit eden kirleticilerin olduğu bilinmektedir. Bu kirleticilerden biri olan plastikler, tüm dünyada esneklikleri, uyum yetenekleri ve çoklu kullanımları nedeniyle en yaygın kullanılan sentetik polimer malzemeleridir (Mathieu-Denoncourt vd., 2015). 1950'lerin ortalarından itibaren plastik üretimi büyük ölçekli hale gelmiş ve gündelik hayatta kullanılan pek çok ürünün tasarlanıp üretilmesine imkân tanımıştır (Andrady ve Neal, 2009). 2020 yılı itibarıyla, dünya genelinde plastik üretiminin yaklaşık 400 milyon ton olduğu öngörülmüştür (Plastics Europe, 2024). Plastik talebinde'ki mevcut eğilim sürdüğü takdirde, 2050 yılına kadar küresel üretimin 1.1 milyar tona ulaşacağı tahmin edilmektedir. (Geyer 2020; Birleşmiş Milletler Çevre Programı 2021). Tüketici plastiklerinin büyük bir kısmı tek kullanımlık olacak şekilde tasarlanmış olup geri dönüştürülebilirliği oldukça sınırlıdır (<%10). Bu durum, küresel plastik üretimi ve tüketiminin artmasına, dolayısıyla eşi benzeri görülmemiş plastik atık oluşumuna ve yaygın plastik kirliliğine sebep olmaktadır (Borrelle vd., 2020; Schnurr vd.,2018). Plastik ürünler yüksek dayanıklılık özelliklerine sahip olmasına rağmen, çeşitli faktörler nedeniyle zamanla bozulabilmektedir. Örneğin, plastikler farklı derecelerde hava koşullarına karşı duyarlıdır. Polimerlerin güneş ışığına maruz kalması sonucu meydana gelen kimyasal oksidasyon, genellikle en etkili bozulma nedenidir (Andrady, 2015). Oksijen ve güneş ışığı doğal ortamlarda abiyotik madde bozulmasının en önemli etkenleri arasında yer almaktadır (Chubarenko vd., 2020; Andrady, 2015). Plastikler doğada biriktikleri süre boyunca maruz kaldıkları çevresel etkilere bağlı olarak daha küçük parçalara ayrılır ve yüzlerce, hatta binlerce yıl boyunca doğada kalabilir. Bu süreçte, mekanik ve fotokimyasal ayrışma nedeniyle parçalanarak mikroplastik (MP) oluşumuna yol açar (Espinosa vd., 2016). MP' ler yaygın olarak (<5 mm) şeklinde tanımlanmaktadır. MP' lerin küresel bir sorun haline gelmesinin başlıca nedenleri arasında farklı boyutlarda olmaları ve kolayca taşınabilmeleri yer almaktadır (Thompson vd., 2009). MP'ler, toprakta erozyon yoluyla taşınabilir, çevresel etmenlerin etkisiyle bozulabilir ve toprakta birikerek yer altı su kaynaklarına transfer olabilir. Ayrıca hava yoluyla uzun mesafeler boyunca taşınma potansiyeline sahiptir. MP'lerin bu denli kolay taşınabilir olması, onları canlı ekosistemlerine dahil ederek birçok organizmanın yaşam döngüsüne girmelerine olanak tanımaktadır (Rillig vd., 2017; Hurley vd., 2018; Allen

vd., 2019; Bergmann vd., 2019). Küresel ölçekte, deniz kaplumbağaları, penguenler, amfibiler ve kabuklular gibi yaklaşık 700 sucul türün MP kirliliğinden olumsuz etkilendiği bildirilmiştir; bu etkiler, gastrointestinal sisteminin fiziksel olarak tıkanmasından üreme başarısının azalmasına ve davranış değişikliklerine kadar uzanmaktadır (Gall ve Thompson, 2015; Desforges vd., 2015; Walkinshaw vd., 2020). Ayrıca, MP'lerin oksidatif stres, inflamasyon ve gen ekspresyonunda değişikliklere neden olarak yaban hayatı üzerinde zararlı etkiler oluşturduğu da gösterilmiştir (Abarghouei vd., 2021; Hsieh vd., 2021; Wang vd., 2021).

1. GENEL BİLGİLER

1.1. Mikroplastikler ve Oluşma Süreçleri

Yeni sentetik kimyasalların oluşturulmasıyla kitle üretiminde mühendislik yeteneklerinin birleşimi, plastikleri modern zamanların en yaygın malzemelerinden biri haline getirmiştir. Günümüzde plastik malzemelerin yoğun kullanımının kökeni, 1800'lü yıllarda kauçuk teknolojisinin geliştirilmesine kadar uzanmaktadır. Bu alandaki önemli ilerlemelerden biri, Charles Goodyear tarafından doğal kauçuğun vulkanizasyonunun keşfidir (Stevenson vd., 2008).

1800'lü yıllar boyunca polistiren (PS) ve polivinil klorür (PVC) gibi sentetik polimerler geliştirmeye yönelik birçok girişimde bulunulmuştur; ancak bu malzemeler o dönemde ya ticari olarak kullanılamayacak kadar kırılgandı ya da şekillerini koruyamıyorlardı.

Kitle üretimine giren ilk sentetik polimer, 1909 yılında Belçikalı kimyager Leo Baekeland tarafından geliştirilen bir fenol-formaldehit reçinesi olan bakalit olmuştur (Vlachopoulos & Strutt, 2003).

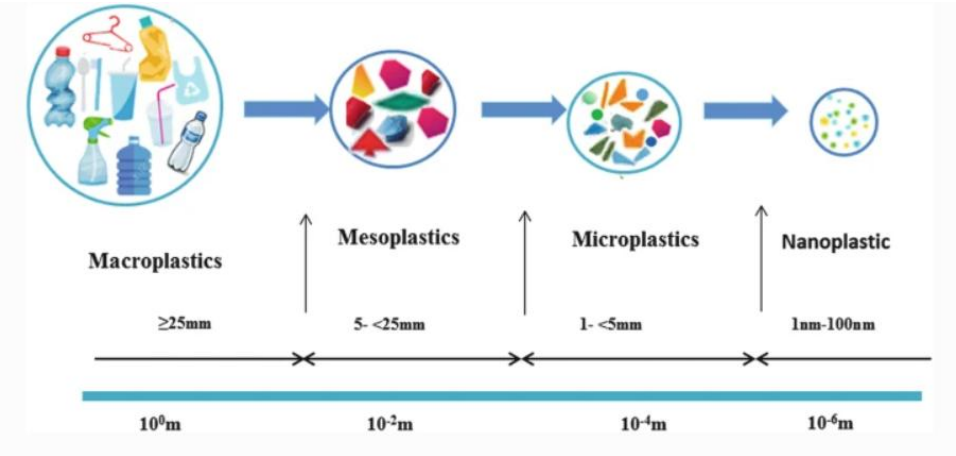
Daha sonra, 1930'lu yıllarda modern formlarıyla PVC, polietilen tereftalat (PET), poliüretan (PUR) ve daha işlenebilir bir PS geliştirilmiştir (Brandsch & Piringer, 2008).1950'li yılların başında yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) ve polipropilen (PP) geliştirilmiştir (Wagner & Lambert, 2018).

1960'lı yıllarda malzeme bilimindeki gelişmeler sayesinde, doğal kaynaklardan plastik üretimi mümkün hâle gelmiştir (Lambert, 2015). Bu kapsamda, şekerler ve lipidlerin bakteriyel fermantasyonu ile elde edilen polihidroksialkanoatlar (PHA), polilaktitler (PLA), alifatik poliesterler ve polisakkaritler gibi biyobazlı polimerler dikkat çekmektedir (Reddy vd., 2003). Günümüzde PLA büyük ölçekli üretim eşiğine ulaşmışken, PHA üretimi hâlâ pilot tesis ile ticari ölçek arasında yer almaktadır (Mohan, 2016; Amulya vd., 2015). Bu biyoplastiklerin potansiyel çevresel etkileri ise, MP kirliliği bağlamında tatlı su ekosistemlerinde giderek daha fazla önem kazanmaktadır. Tablo 1' de bazı MP türlerine ait kullanım alanlarına yer verilmiştir.

Tablo 1. Bazı MP türlerinin yaygın kullanım alanları (BASF, 2007; Brien, 2007; Hidalgo-Ruz vd., 2012)

Plastik Adı (Kodu)	Kimyasal Adı	Yoğunluk (g/cm^3)	Kullanım Alanları
ABS (Acrylonitrile butadiene styrene)	Akrilonitril bütadien stiren	1.04–1.06	Elektronik aletler, otomotiv, mutfak gereçleri
ASA (Acrylonitrile styrene acrylate)	Akrilonitril stiren akrilat	1.05–1.10	Dış cephe kaplamaları, otomotiv dış parçalar
PA (Polyamide-Nylon)	Polyamid	1.02–1.14	Elyaf, diş fırçası, misina, tekstil
PBT (Polybutylene terephthalate)	Polibütilen tereftalat	1.31	Tekstil, halı, elektrik parçaları
PC (Polycarbonate)	Polikarbonat	1.20–1.22	Tıbbi aletler, su şişeleri, CD, gözlük, mutfak gereçleri
PE (Polyethylene)	Polietilen	0.91–0.96	Paketleme, otomotiv, beyaz eşya, oyuncak, tekstil
PE-HD, HDPE (Polyethylene-high density)	Yüksek yoğunluklu polietilen	0.94–0.96	Temizlik ambalajı, borular, oyuncaklar, süt şişeleri
PE-LD, LDPE (Polyethylene-low density)	Düşük yoğunluklu polietilen	0.91–0.93	Şişe, dondurulmuş gıda, market poşetleri
PE-LLD (Polyethylene-linear low density)	Doğrusal düşük yoğunluklu polietilen	0.91–0.94	Film, streç, torba üretimi
PET, PETE (Polyethylene terephthalate)	Polietilen tereftalat	1.37–1.45	Su, meşrubat ve yağ şişeleri, tekstil
PMA (Polymethyl acrylate)	Polimetil akrilat	1.22	Boya, kaplama, tekstil katkısı
PMMA (Polymethyl methacrylate), Acrylic	Polimetil metakrilat (Akrilik, pleksi)	1.15–1.19	Otomotiv farı, cihaz kapakları, optik ürünler
Polyester	Polyester	1.24–2.3	Tekstil, film, iplik
POM (Polyoximethylene)	Polioksimetilen	1.41–1.61	Elektrik bağlantıları, sıhhi tesisat
PP (Polypropylene)	Polipropilen	0.83–0.90	Gıda kapları, oyuncak, biberon, halı, otomotiv
PS (Polystyrene)	Polistiren	0.96–1.05	Gıda paketleme, elektronik, oyuncak, kozmetik kutuları
PTFE (Polytetrafluoroethylene)	Politetrafloretilen	2.1–2.3	Mutfak gereçleri, kaplama, conta
PS-E, EPS (Polystyrene-expandable)	Genleştirilebilir polistiren	0.96–1.05	Ambalaj, yalıtım, paneller
PU, PUR (Polyurethane)	Poliüretan	1.2	Dolgu köpüğü, ısı yalıtımı, yüzey kaplama
PVC (Polyvinyl chloride)	Polivinil klorid	1.16–1.58	Borular, döşeme, suni deri, kredi kartı, streç film
PVDC (Polyvinylidene chloride)	Poliviniliden klorid	1.63	Yiyecek ambalajı, ev gereçleri
SAN (Styrene-acrylonitrile)	Stiren-akrilonitril	1.07–1.09	Mutfak gereçleri, buzdolabı parçaları, kozmetik ambalajı

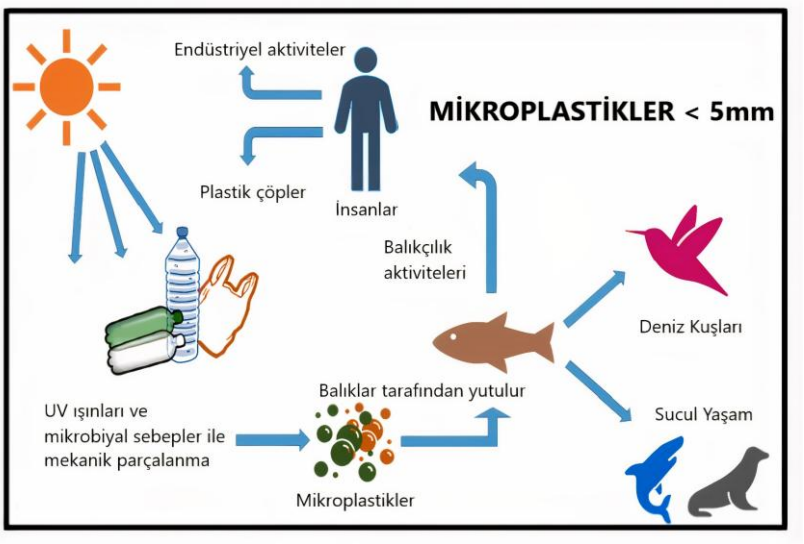
MP terimi, en uzun boyutu 5 mm'den daha küçük olan plastik taneciklerini ifade etmek için yaygın biçimde kullanılmakta olup, bu tanım birçok araştırmacı tarafından kabul edilmektedir (Şekil 1).



Şekil 1. Boyutlarına göre plastiklerin sınıflandırılması (Batool, 2022)

MP kavramının sadece mikrometre ölçeğindeki tanecikleri kapsayacak şekilde <1 mm olarak yeniden tanımlanması önerilmiştir (Andrady, 2011; Browne vd., 2011; GESAMP, 2015).5 mm'lik üst sınır yaygın olarak kabul görmekte olup, bu boyut organizmalar tarafından kolaylıkla yutulabilen çeşitli küçük parçacıkları kapsamaktadır (GESAMP, 2015).

Genel anlamda, MP'ler birincil ve ikincil olmak üzere iki ana gruba ayrılır. Birincil MP' ler, küçük boyutta üretilen nurdle (plastik hammadde tanecikleri) veya toz formundaki parçacıklardır; ikincil MP'ler ise daha büyük plastiklerin parçalanması sonucu oluşur (Thompson 2015). MP' lerin küçülen boyutları, besin zinciri boyunca biyoyararlanımlarını artırmaktadır (Şekil 2).



Şekil 2. MP' lerin ekosisteme dahil olması (Issac, 2021)

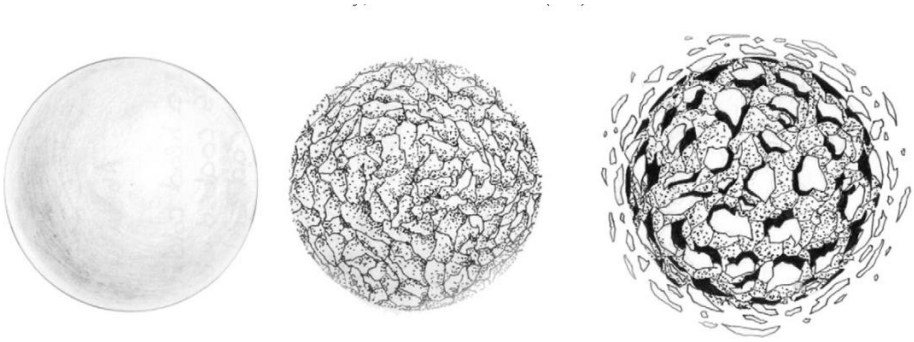
Farklı boyutlardaki parçacıkların etkileri değişkenlik gösterir; örneğin, daha ince parçacıklar, dokuların içine girerek biyolojik süreçleri bozabilir ve büyük parçacıklardan farklı etkiler yaratabilir (Campanale vd. 2020). Bununla birlikte MP'lerin tatlı su matrislerindeki çevresel varlığı ve kaynakları; Afrika, Asya ve Avrupa'da sırasıyla Dris vd. (2017), Wu vd. (2017) ve Khan vd. (2017) tarafından ayrıntılı biçimde incelenmiştir. Plastiklerin çevresel ortamlarda ne kadar sürede ve nasıl parçalandığını öngörmek ise oldukça karmaşık bir süreçtir. Bu doğrultuda matematik ve fizik literatüründe kinetik parçalanma modelleri geliştirilmiş, polimer bilimi alanında da bozunma kinetikleri kapsamlı biçimde araştırılmıştır. Söz konusu modeller, kırılma olaylarının sonucunda oluşan parçacık boyutu dağılımını açıklamayı amaçlar. Bu süreçlerde, her parçacığın ortalama bir çevre koşuluna maruz kaldığı varsayımıyla oran denklemleri oluşturulur; burada parçacıklar kütle birimiyle tanımlanır ve boyut dağılımının mekânsal olarak homojen olduğu kabul edilir (Cheng & Redner, 1990; Redner, 1990).

Bu bozunma süreçleri, lineer (yalnızca homojen bir dış etkenle tetiklenen) ya da nonlineer (birden fazla etkenin etkili olduğu) şekilde tanımlanabilir. Parçacık şekli genellikle ortalama değerler alınarak modele dâhil edilir. Yaygın olarak kullanılan dört temel polimer zinciri kopma mekanizması bulunmaktadır: Rastgele zincir kopması, tüm bağların eşit olasılıkla kopması durumudur ve genellikle oksidatif tepkimelerle ilişkilidir. Zincir ortasında kopma, genellikle mekanik bozunma sonucu meydana gelir. Zincir ucu kopması, termal veya fotobozunma süreçlerinde gözlemlenen ve monomer-yapıcı depolimerizasyonla sonuçlanan bir mekanizmadır. Homojen olmayan kopma ise farklı bağların farklı kırılma olasılıklarına sahip olduğu durumları ifade eder (Ziff & McGrady, 1985; Rabek, 1975).

Bozunma yarı ömrünün tahmini, özellikle hidrolize karşı hassas polimerlerde üstel azalma denklemleriyle yapılmıştır (Bartsev & Gitelson, 2016; Leejarkpai vd., 2011; Lambert vd., 2013). Ancak, kimyasal olarak daha dirençli plastikler için bu modellerin uygulanabilirliği hâlâ araştırma gerektirmektedir (Bartsev & Gitelson, 2016).

MP'lerin bozunma ve parçalanma süreçlerini etkileyen başlıca değişkenler arasında çevresel maruziyet koşulları (örneğin ışık, sıcaklık ve nem), polimerin fiziksel ve kimyasal özellikleri (örneğin yoğunluk ve kristallilik) ile kullanılan katkı

maddelerinin türü ve miktarı yer almaktadır. Şekil 3' de küresel bir mikroplastiğin parçalanma aşamaları ifade edilmiştir.



Şekil 3. Küresel bir MP çevresel koşullara maruz kalmasıyla geçirdiği yüzey ablasyonu ve parçalanma süreci şematik olarak gösterimi. İlk aşamada (sol), MP boncuk üretildiği hâliyle düzgün ve sağlam bir yüzeye sahiptir. Zamanla çevresel etkenlerin (UV ışınımı, sıcaklık değişimleri, mekanik aşınma vb.) etkisiyle yüzeyde çatlaklar oluşur (orta), bu durum plastiğin yapısal bütünlüğünü zayıflatır. Son aşamada (sağ), yüzey tabakası kısmen parçalanarak MP'lerin daha küçük fragmentlere ayrılmasına neden olur. (Andrady, 2017)

Polimer yapısının karmaşıklığı ile biyolojik olarak zor çözünebilen yapısal özellikler, genel anlamda bozunmaya karşı direnç sağlar. Kristallilik, polimer zincirlerinin daha düzenli ve sıkı yapılar oluşturduğu bölgeler olarak tanımlanır; bu yapı, polimerin yoğunluk ve geçirgenlik gibi fiziksel niteliklerini etkiler. Bahsi geçen özellikler, nem tutma kapasitesi ve şişme davranışını belirleyerek mikroorganizmaların polimer yüzeyine tutunmasını ve bozunma sürecine katılımını doğrudan etkiler (Andrady, 2017).

Buna ilaveten, antioksidanlar ve antimikrobiyal katkı maddeleri plastiklerin çevresel ömrünü uzatırken, biyolojik katkılar bu ömrü kısaltıcı etkiye sahip olabilir (Andrady, 2017).

1.2. Mikroplastiklerin Diğer Kirleticilerle İlişkisi

Ürünlerin kullanım amacına bağlı olarak ham MP'lere çeşitli katkı maddeleri eklenmekte ve bu durum, MP'lerin çevrede kirleticileri adsorbe ederek taşıyıcı vektörler haline gelmelerine neden olmaktadır. Küçük boyutları, yüksek dayanıklılıkları ve çevresel kalıcılıkları nedeniyle MP'ler, küresel ölçekte çevresel bir tehdit haline gelmiştir (O'Donovan vd., 2018; Rist ve Hartmann, 2018). Literatürde bu taşıyıcılık özelliği "Trojan Horse" etkisi olarak tanımlanmakta olup, MP'ler çevredeki

toksik kimyasalları adsorplayarak biyolojik sistemlere aktarabilir (Hodson vd., 2017; Khalid vd., 2021; Li vd., 2018). Bu süreçte, MP'ler ile birlikte ağır metaller de biyoyararlanabilir hale gelerek organizmalar arasında toksik bileşiklerin trofik transferine zemin hazırlayabilmektedir (Zhu vd., 2018). MP'ler, DDT ve polibromlu difenil eterler gibi zararlı katkı maddeleri ile çeşitli organik kirleticileri su ortamlarında biriktirerek bu maddelerin çevresel yoğunluğunu artırmaktadır (Gonte ve Balasubramanian, 2012; Gore vd., 2018; Thakur ve Kandasubramanian, 2019; Campanale vd., 2020). Bu kirleticilerin MP'ler üzerindeki adsorpsiyonu sonucunda partikülün toksik potansiyeli artmakta; bu durum kullanılan polimer türüne ve kirleticinin kimyasal özelliklerine bağlı olarak değişiklik göstermektedir (Rochman vd., 2013). Nitekim MP yüzeylerinde PCB'ler, PAH'lar, DDT'ler ve HCH'ler gibi kalıcı organik kirleticilerin biriktiği raporlanmıştır (Fisner vd., 2017; Hodson vd., 2017; Liu vd., 2019; Mai vd., 2018; Tang vd., 2020; Taniguchi vd., 2016; Van vd., 2012; Xia vd., 2020; Zhang vd., 2015).

MP'lerin çevresel kirleticilerle bu şekilde etkileşime girmesi, yalnızca toksik madde transferine zemin hazırlamakla kalmayıp, biyolojik çeşitliliği de tehdit etmektedir. Hayvan çeşitliliği, özellikle antropojenik baskı altındaki bölgelerde ciddi biçimde etkilenmektedir ve MP kirliliği bu tehditlerden biri olarak kabul edilmektedir (Hunter, 2007; Mona vd., 2019). Günümüzde yaklaşık 700 sucul türün MP'lerden olumsuz etkilendiği, bu türler arasında deniz kaplumbağaları, penguenler, amfibiler ve kabukluların bulunduğu bildirilmektedir (Marn vd., 2020). MP' lerin, besinle benzer boyutta olmaları nedeniyle birçok organizma tarafından kazara tüketildiği ortaya konmuştur (Desforges vd., 2015; Walkinshaw vd., 2020). Özellikle amfibiler, geçirgen deri yapıları, hem sucul hem de karasal ortamlarda yaşamaları ve çevresel stres etmenlerine karşı duyarlılıkları nedeniyle MP'lere karşı yüksek hassasiyet gösterirler (Altunışık, 2018; Tatlı vd., 2024). Bonfanti vd. (2021), 50–100 μm boyutlarındaki MP'lerin, 0.1 mg/L gibi çevresel düzeyde bir konsantrasyonda metal ve organik kirleticilerle birlikte *Xenopus leavis* larvalarında fenotipik bozukluklara neden olduğunu ve düşük düzeyde de olsa mortaliteyi tetiklediğini göstermiştir. Bu çalışmada ayrıca, MP'lerin bağırsak kanalında biriktiği, epitel dokuda mekanik stres oluşturduğu, yüzeyde lezyonlara ve mukus artışına yol açtığı gözlemlenmiştir. MP maruziyeti organizmalarda enzimatik aktivite, gen ekspresyonu ve histopatolojik etkiler gibi çok

yönlü toksik etkiler oluşturmakta; bağışıklık sistemi ile antioksidan enzimlerle ilişkili genlerin ekspresyon düzeylerini değiştirebilmektedir (Abarghouei vd., 2021; Hanachi vd., 2020; Hsieh vd., 2021; Karbalaei vd., 2021; Elizalde-Velázquez vd., 2020; Muhammad vd., 2021; Wang vd., 2021). Bu nedenle amfibiler, çevresel kirliliğin izlenmesinde önemli biyoindikatörler olarak değerlendirilmektedir (Aliko vd., 2022). Bu bağlamda, yapılan bu çalışmada, farklı büyüklükte ve farklı turistik baskılara sahip iki gölde, habitat olarak bu ortamları tercih eden Ova kurbağası üzerinden MP kirliliğinin etkileri değerlendirilmiştir.

1.3. Mikroplastiklerin Tanımlanmasında Kullanılan Yöntemler

Mikroplastiklerin tanımlanmasında genellikle morfolojik inceleme ilk adımdır; büyük parçacıklar çıplak gözle, küçükler ise stereo mikroskop veya taramalı elektron mikroskobu (SEM) ile teşhis edilir(Gilfillan vd., 2009; Karapanagioti & Klontza, 2007; Van Cauwenberghe vd., 2013). Ancak, görsel tanımlama partikül boyutu ve numune işleme sürecine bağlı olarak yetersiz kalabildiğinden, polimer yapıların kesin teşhisi için spektroskopik teknikler gereklidir. Bu amaçla yaygın olarak kullanılan FTIR ve Raman spektroskopileri, polimerlerin ışığı absorplama özelliklerine dayanır (Browne vd., 2010; Doyle vd., 2011; Harrison vd., 2012). Daha ileri analizlerde, piroliz-gaz kromatografisi/kütle spektrometrisi (Pyr-GC/MS) veya termal desorpsiyon teknikleriyle polimerin bileşimi belirlenebilir (Trimpin vd., 2009; Nuelle vd., 2014; Dümichen vd., 2015). SEM-EDS yöntemiyle hem morfoloji hem elementel içerik analiz edilirken, mekanik sertlik testleri kırılgan yapıdaki inorganik parçacıklarla MP'lerin ayrımını kolaylaştırabilir (Eriksen vd., 2013; (Eriksen vd., 2014). Ayrıca, Zaman-Uçuş SIMS ve akış sitometrisi gibi yenilikçi teknikler, daha küçük MP'lerin tanımlanmasında ve çevresel örneklerdeki doğrudan teşhislerinde umut vadetmektedir (Sgier vd., 2016; Jungnickel vd., 2016; Amir vd., 2013).

1.4. Amfibi (Amphibia) Sınıfı

Amfibiler, omurgalı yaşam ağacının ana dallarından birini oluşturur ve dört üyelilerin (tetrapodlar) karasal ortamları kolonileştirmesini anlamada kilit rol oynarlar. Amfibiler, Paleozoik Dönem'e kadar uzanan birçok soyu tükenmiş erken kara omurgalı formunu içermesine rağmen (Milner 1993, Benton 2005, Carroll 2009),

günümüzde yalnızca belirgin şekilde farklı morfoloji ve yaşam tarzlarına sahip üç yaşayan takıma indirgenmiş durumdadırlar: Anura (kurbağalar ve kara kurbağaları), Caudata (semenderler ve su semenderleri) ve Gymnophiona (kör kurbağalar). Yaşayan amfibiler, yumuşak ve nemli derileri ile bol miktarda mukus ve zehir bezi içermeleri nedeniyle genellikle "lissamphibia" (Lissamphibia) olarak adlandırılır. Genellikle nemli ortamlarla ilişkilidirler, zarfsız (amniyonsuz) yumurtalar bırakırlar ve erişkinlikte çoğunlukla küçük omurgasızlarla beslenen yırtıcılar haline gelirler (Duellman ve Trueb 1994). Günümüzde yaşayan üç amfibi takımı birlikte yaklaşık 8.885 tanınmış türü kapsamakta olup bu türler dünya genelinde ılıman ve tropikal kara alanlarına dağılmış durumdadır (AmphibiaWeb 2025, Frost 2021).

1.5. Amfibilerin Genel Özellikleri

Anuranlar, günümüz amfibileri arasında en çeşitli ve en yaygın gruptur; yaklaşık 7.800 tür, yaklaşık 57 familya altında toplanmış olup Antarktika hariç tüm kıtalarda bulunmaktadır. Birkaç istisna dışında, kurbağalar ve kara kurbağaları genellikle kuyruksuz, kısa gövdeli ve sıçrama, kazma veya (ikincil olarak) yüzme için uyarlanmış nispeten uzun ve güçlü arka uzuvlara sahip hayvanlardır. Sıçramaya uyum sağlamak için gelişmiş olan bu özel morfoloji, muhtemelen bu grubun diğer iki yaşayan amfibi takımına kıyasla daha büyük biyolojik başarı elde etmesinde kilit rol oynamıştır. Bu farklılıklara rağmen, tüm amfibiler, diğer kara omurgalılardan onları ayıran belirli fizyolojik özellikleri paylaşır. Bu özelliklerden biri, su ve solunum gazlarının hızlı geçişine izin veren, pulsuz ve son derece geçirgen derileridir. Bu özellik, amfibilerin tuzlu sularda yaşamalarını veya çok kuru ortamlarda aktif olmalarını engeller. Ancak, bu özellik, diğer omurgalı gruplarından çok daha fazla derecede, amfibilerin deri yoluyla solunum yapabilmesini sağlar. Ayrıca, vücut sıcaklıklarını sabit tutabilme yetenekleri üzerinde büyük bir etkisi vardır. Amfibiler, sucul atalarından miras kalan bir fizyolojik özellik olarak ektotermiktir. Kendi vücut ısısını üretemezler ve dolayısıyla endotermik kuşlar ve memelilerden çok daha düşük metabolik hızlara sahiptirler (Moreno-Rueda & Comas, 2023).

Çoğu amfibi, erişkinler kara ortamda olsa bile üreme için suya biraz bağımlıdır, ancak en başarılı bazı kladlar tamamen kara üremesi geliştirmiştir. Yumurtalar, sürüngenler ve kuşlar gibi sert bir kabukla korunmaz ve bu nedenle, yumurta zarı

boyunca suyu hızla kaybeder ve kazanır. Amfibiler kara ortamında üretseler bile, yumurtalarını ıslak mikrohabitatlara yerleştirmeleri gerekir. Suda yumurta bırakan amfibiler ve bazıları su dışında yumurta bırakanlar, larvalarının erişkin amfibilerden oldukça farklı bir yaşam sürdürmelerine neden olur, özellikle kurbağalar için. Bunlar, genellikle kara yaşamına uyarlanmış bir yetişkin formuna dönüşen larval morfolojilerinin büyük bir yeniden şekillenmesi olan metamorfozdan geçerler (Moreno-Rueda & Comas, 2023).

1.6. Mikroplastik Kaynakları ve Amfibiler Üzerindeki Etkileri

Amfibiler, hem sucul hem de karasal yaşam aşamalarını kapsayan çift evreli yaşam döngüleri (Kolenda vd., 2020; Burgos-Aceves vd., 2022; Szkudlarek vd., 2023), geçirgen deri yapıları ve farklı beslenme alışkanlıkları nedeniyle MP kirliliğine karşı özellikle duyarlıdırlar (da Araújo ve Malafaia, 2020; Altunışık vd., 2024). Bu özellikler, kurbağaların MP' leri yutma, su emme ve kirlenmiş sedimentlerle temas yoluyla maruz kalmalarına neden olmaktadır (Tatlı vd., 2025). Yakın dönemde gerçekleştirilen araştırmalar, amfibi dokularında MP birikimini kanıtlamış; özellikle lif biçimindeki MP'lerin, çoğunlukla sentetik tekstil ürünleri ve tüketim malzemelerinden kaynaklandığını ve en yaygın form olduğunu ortaya koymuştur (Burger vd., 2024). Örneğin, Güney Afrika'daki yetişkin nehir kurbağalarında (*Amietia delalandii*) tüm inceleme altına alınan dokularda MP bulunmuş ve bunların %98'inin polyester veya polivinil alkol liflerinden oluştuğu saptanmıştır (Burger vd., 2024). Aynı şekilde, İran'daki ova kurbağalarında gerçekleştirilen çalışmalar da çoğunlukla lif biçimindeki MP' lerin yüksek oranlarda bireylerde yer aldığını ve bunların insan etkisindeki tatlı su sistemlerinde yaygın olduğunu göstermiştir (Najibzadeh vd., 2025). Bu parçacıklar, ağır metaller ve diğer kirleticiler için taşıyıcı görevi görerek, besin zincirinde biyoakümülasyon ve biyobirikim yoluyla toksisiteyi artırabilir (Rochman vd., 2013; Hu vd., 2022). Ayrıca, MP'lerin özellikleri, örneğin lif uzunluğunun kurbağa büyüklüğüyle değişkenlik gösterebileceğine dair kanıtlar mevcuttur; daha büyük bireylerde daha kısa liflerin bulunması, yerinde biyolojik bozunma süreçlerine işaret ederek MP' lerin amfibi fizyolojisiyle etkileşimlerinin karmaşıklığını ortaya koymaktadır (Burger vd., 2024).

Amfibiler çevresel değişikliklere ve kimyasal maruziyete karşı oldukça hassastır (Aliko vd., 2021). Boyero vd. (2020) yaptığı çalışmada 1.800 partikül/mL yoğunluğunda ve 10 µm boyutundaki sarı-yeşil floresan polistiren mikroküreleri*n Alytes obstetricans* iribaşlarının 25–28. gelişim evrelerinde zararlı etkiler yarattığını raporlamıştır. MP konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak iribaşların vücut kondisyonunda, beslenme seviyesinde ve büyümesinde azalma gözlemlenmiş, deney süresi boyunca (14 gün) maruz kalma süresi uzadıkça bu etkilerin şiddetlendiği belirtilmiştir; ancak uzun süreli maruziyet durumunda MP alımı ve atılımı düzenli olarak devam etmiştir (Boyero vd., 2020). Benzer şekilde, Tussellino vd. (2015), 50 nm boyutundaki polistiren (PS) nanoplastiklerin *Xenopus laevis* gelişimi üzerindeki olumsuz etkilerini bildirmiştir; deneyde iribaşlar 2. evreden itibaren MP'lere maruz bırakılmış ve süreç 46. evreye kadar devam etmiştir. Bu maruziyet, büyüme geriliği ve organ deformasyonları ile ilişkilendirilmiş; ayrıca anormal pigmentasyon, gelişmemiş bağırsak yapısı, küçük gözler ve çatallı kuyruklar gözlemlenmiştir.

Diğer yandan da Costa Araújo vd. (2020), *Physalaemus cuvieri* iribaşlarında 29–30. evrelerde, 60 mg/L yoğunluğundaki polietilen (PE) MP'lerine 7 gün süreyle maruz kalmanın ardından morfolojik değişimler ve anormal deri pigmentasyonu bildirmiştir. Ancak, De Felice vd. (2018), 3 µm boyutundaki PS MP'lerinin *X. laevis* iribaşları üzerinde herhangi bir etkisini gözlemleyememiştir; iribaşlar 36–37. evrelerde 0.125, 1.25 ve 12.5 µg/mL PS MP dozlarına maruz bırakılmış ve deney 46. evreye kadar sürdürülmüştür. Benzer şekilde, Scribano vd. (2023), 28. evredeki *Rana latastei* iribaşlarında büyüme ya da ölüm oranı ile MP konsantrasyonu arasında bir bağlantı tespit edememiştir. Bu bulgular, MP'lerin etkilerinin iribaşın gelişim aşaması, MP boyutu ve maruz kalma süresine bağlı olarak farklılık gösterebileceğini ortaya koymaktadır.

1.7. Tatlı Sularda Mikroplastik Kirliliği

Tatlı su kaynakları, sadece insan yaşamı için değil, aynı zamanda sanayi ve tarım faaliyetlerinin sürdürülebilirliği açısından da kritik öneme sahiptir. Bununla birlikte, tatlı su sistemleri aynı zamanda MP'lerin karasal ortamlardan denizel sistemlere taşınmasında önemli bir rol oynamaktadır. Özellikle nehirler, kara kökenli plastik atıkların başlıca taşıyıcılarıdır; nitekim dünya genelinde okyanuslara ulaşan

plastik atıkların %90'ından fazlası yalnızca 122 nehir aracılığıyla taşınmaktadır (Lebreton vd., 2017). Taşınım süreci boyunca MP'ler, nehir kıyılarında birikebilir, sucul canlılar tarafından yutulabilir ya da tortulara gömülerek geçici olarak çevreden izole edilebilir. Ancak rüzgar gibi çevresel etmenler veya hidrolik değişiklikler, bu birikimlerin yeniden su kolonuna karışmasına neden olabilir. Ayrıca göller ve barajlar, kapalı yapıları nedeniyle MP birikiminin yoğunlaştığı alanlardır ve çevresel koşullar altında bu plastikler yeniden hareket kazanarak ikincil kirlilik kaynaklarına dönüşebilirler (Liu vd., 2022). Bu bağlamda, tatlı su ekosistemlerinde su, tortu ve toprak arasında gerçekleşen dinamik ve karşılıklı geçişli MP etkileşimleri, hem lokal hem de uzun mesafeli taşınım ve etkiler açısından önemli çevresel riskler barındırmaktadır (Guo vd., 2021). Tatlı sulardan MP toplama üzerine yapılan araştırmalarda ilginç biçimde, farklı ekosistemler arasında MP yoğunluğunda anlamlı bir fark tespit edilmemiştir ($p = 0.13$) (Jin vd., 2025). Ancak kurak dönemlerde MP yoğunluğu yağışlı dönemlere kıyasla, sonbahar mevsiminde ise diğer mevsimlere göre anlamlı şekilde daha yüksek bulunmuştur ($p < 0.001$). MP yoğunluğu, 0.00–0.50 m derinlikte, 0.50–55.00 m aralığına göre daha fazla tespit edilmiştir(Jin vd., 2025).

Renk bakımından değerlendirildiğinde, şeffaf, siyah ve mavi renkli MP' ler en yaygın türler olup, sırasıyla %29,27, %9,21 ve %8,02 oranlarını oluşturur. Şekil açısından ise en sık rastlananlar elyaf (%38,25), parça (%13,28) ve film (%3,84) tipindedir (Jin vd., 2025). Boyut olarak küçük (≤1 mm) MP'ler, tatlı sularda %63,72'lik büyük bir paya sahiptir. Polimer türlerine göre ise polyester (PE) %15,90, polipropilen (PP) %13,90 ve polietilen tereftalat (PET) %5,10 oranlarıyla en yaygın olanlardır (Jin vd., 2025).

Yakın zamana kadar plastik kirliliğine ilişkin çalışmaların büyük bir kısmı denizel ekosistemlere odaklanmış, tatlı su ve karasal ortamlar ise görece ihmal edilmiştir. ISI Web of Science veri tabanında yapılan bir analizde "mikroplastik*" anahtar kelimesini içeren 1.228 makale bulunmuş, ancak bunların yalnızca %3,7'si tatlı su terimini içermektedir. Son yıllarda bu durum değişmeye başlamış; araştırmacılar, karasal (Lambert vd., 2014; Rillig, 2012) ve tatlı su (Wagner vd., 2014; Eerkes-Medrano vd., 2015) sistemlerindeki MP varlığına da dikkat çekmiştir. Yapılan izleme çalışmaları, nehir kıyıları, göller, barajlar ve tatlı su tortulları dahil olmak üzere birçok iç su ortamında MP' lerin varlığını nicel olarak ortaya koymuştur (Zbyszewski

ve Corcoran, 2011; Klein vd., 2017). Bu çalışmalar, MP' lerin tatlı sularda yalnızca yaygın biçimde bulunduğunu değil, aynı zamanda denizel sistemlerle karşılaştırılabilir düzeyde yoğunluklara ulaştığını da göstermektedir.

Plastikler tatlı su ortamlarına çeşitli kaynaklardan ve yollarla ulaşabilir. Karasal alanlarda yere çöp atılması (çöp dökme) çevresel ve kamusal bir sorun olup (Seco Pon & Becherucci, 2012), özellikle ziyaretçi yoğunluğuna bağlı olarak atık miktarlarının arttığı koruma altındaki alanlarda endişe verici bir boyuta ulaşmaktadır. Bu nedenle, çevreye verilen zararları azaltmak ve önlemek için önlemlerin alınması gerekmektedir (Cierjacks vd., 2012). Ayrıca, atık yönetimi uygulamaları dünyanın farklı bölgelerinde farklılık göstermekte olup, bir coğrafi bölgede daha büyük bir kaynak olan uygulama, başka bir bölgede daha az önemli olabilir (Imhof vd., 2013).

Tıpkı büyük plastik ürünlerde olduğu gibi, MP'ler de çevreye çeşitli yollarla ulaşabilir. Örneğin, tüketici kozmetik ürünlerinde kullanılan birincil MP'ler, muhtemelen daha zengin bölgelerde daha önemli bir kaynak oluşturmaktadır (Lambert vd., 2014). MP'lerin çevreye salınabileceği başlıca yollar çeşitli kaynaklara dayanmaktadır. Bunlardan ilki, atıksu arıtma tesislerinden geçiştir. Kişisel bakım ürünlerinde bulunan MP'ler ya da çamaşır yıkama işlemleri sırasında tekstil ürünlerinden salınan sentetik lifler, bu tesislerde tamamen giderilemeden yüzey sularına karışabilir. İkinci yol ise, arıtma tesislerinden elde edilen biyokatıların tarım arazilerine uygulanmasıdır (Nizzetto vd., 2016). Üçüncü olarak, şiddetli yağışlara bağlı olarak meydana gelen taşkın suyu taşmaları MP' lerin çevreye yayılmasına neden olabilir. Dördüncü olarak, araç lastiklerinin aşınması gibi durumlarda kazaen gerçekleşen salınımlar da önemli bir kaynak teşkil eder. Beşinci yol, endüstriyel ürünlerin kullanımı ya da üretim süreçleri sırasında meydana gelen salınımlardır. Son olarak, atmosferde askıda bulunan MP liflerin yeryüzüne çökmesi de önemli bir kirlenme yolu olarak kabul edilmektedir. Bu konu, Dris vd. tarafından daha ayrıntılı şekilde ele alınmıştır (Dris vd., 2017). Tarımda kullanılan plastik örtüler de önemli bir emisyon kaynağı olarak değerlendirilmektedir. Bu plastiklerin kullanımı, tarımsal topraklardaki plastik kirliliğinin başlıca kaynaklarından biri olarak kabul edilmektedir (Xu vd., 2006; Brodhagen vd., 2015; Kyrikou & Briassoulis, 2007). Söz konusu plastiklerin kullanımı, tarımsal üretimde çeşitli avantajlar sunmaktadır. Bu avantajlar arasında, nemin korunması sayesinde sulama ihtiyacının azaltılması, yabancı otların

büyümesinin engellenmesi, toprak sıcaklığının artırılarak bitkilerle besin maddeleri için rekabetin azaltılması, gübre maliyetlerinin düşürülmesi ve ürün veriminin artırılması ile olumsuz hava koşullarına karşı koruma sağlanması yer almaktadır (Liu vd., 2014; Klemchuk, 1990). Ancak, bu plastikler zamanla hava koşullarına maruz kaldıkça kırılgan hale gelir ve toplanmaları güçleşir. Bu durum, plastiğin parçalanmasına neden olur ve oluşan artıklar ile parçalanmış parçacıklar, yağışlarla birlikte toprağa taşınarak orada birikir (Liu vd., 2014; Klemchuk, 1990; Xu vd., 2006). Bunun dışında, üretim ve inşaat sahalarından kaynaklanan salınımlar da plastik kaynakları arasındadır. Ayrıca, araç lastiklerinin aşınmasıyla da büyük miktarda sentetik parçacık salınımı gerçekleşebilir. Bu lastik kaynaklı parçacıkların, ortama çinko (Zn) saldığı bilinmektedir ve çinko konsantrasyonları, trafik yoğunluğuyla yakından ilişkilidir (Councell vd., 2004).

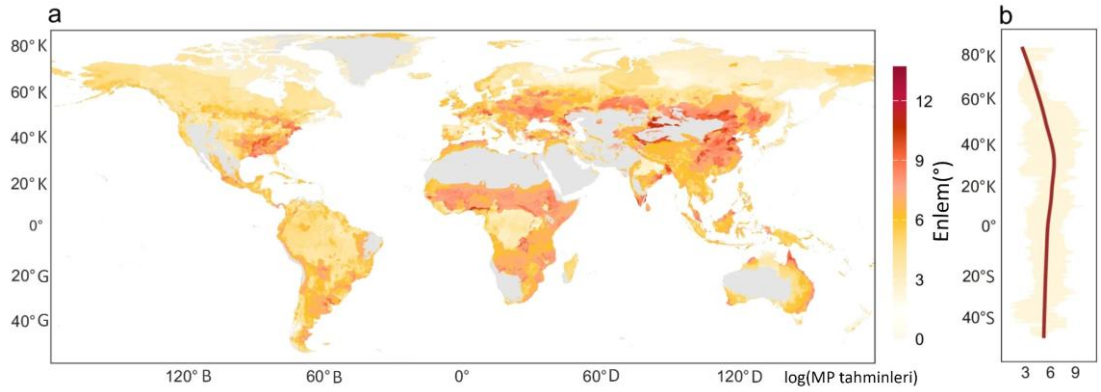
Son dönem izleme çalışmaları, deniz ortamlarında olduğu gibi tatlı su matrislerinde de MP'lerin yaygın biçimde bulunduğunu ortaya koymuştur. Almanya'daki Ren Nehri'nin yüzey suyu örneklerinde bildirilen ortalama MP yoğunluğu 892.777 parçacık/km² olup, en yüksek yoğunluk 3,9 milyon parçacık/km²'ye kadar çıkmıştır (Mani vd., 2015). Nehir kıyısı sedimentlerinde, parçacık sayısı Ren ve Main nehirleri boyunca sırasıyla 228–3.763 ve 786–1.368 parçacık/kg aralığında değişmektedir (Klein vd., 2015).

Çin'deki Üç Boğaz Barajı'nda ise yüzey sularında çok yüksek MP yoğunlukları (192–13.617 parçacık/km²) rapor edilmiştir. Bu yüksek değerler, küçük kasabalarda atıksu arıtma tesislerinin eksikliği ve geri dönüşüm ile atık bertarafı konularındaki altyapı yetersizlikleriyle ilişkilendirilmiştir (Zhang vd., 2015).

Bu çalışmaların gerçek MP yoğunluklarını olduğundan düşük göstermesi mümkündür. Çünkü bu çalışmalarda ayırma ve tanımlama işlemleri genellikle görsel gözlem yöntemlerine dayanmakta (örneğin Reddy vd. (2006)) ve mikrometre altı boyutlardaki parçacıklar dışlanabilmektedir. Random Forest algoritması kullanılarak gerçekleştirilen bir analizde, küresel iç sulardaki MP bolluğu başarılı bir şekilde tahmin edilmiştir. Random Forest; çok sayıda karar ağacından oluşan, denetimli bir makine öğrenme yöntemidir. Bu model, her bir karar ağacının farklı örnekleme ve değişken seçimiyle oluşturulması sayesinde aşırı öğrenmeyi azaltır ve yüksek doğruluk sağlar. Bu yöntem özellikle karmaşık, doğrusal olmayan ilişkilerin

modellenmesinde etkilidir ve değişkenlerin önem derecelerinin belirlenmesine olanak tanır (Jin vd., 2025).

Random Forest modeli kullanılarak oluşturulan küresel tahmin haritası (Şekil 4a), Asya, Avrupa, Afrika ve Amerika Birleşik Devletleri'nin doğusunda MP bolluğunun yüksek olduğu bölgeleri açıkça ortaya koymuştur. Özellikle Çin, iç sularında yüksek düzeyde MP kirliliği gösteren başlıca ülkelerden biri olarak öne çıkmaktadır. Buna karşılık, Arktik Çemberi'ne yakın bölgelerde MP yoğunluğu daha düşük seviyelerde gözlenmiştir. Enlemsel desen incelendiğinde (Şekil 4b), MP kirliliğinin esas olarak Kuzey Yarımküre'de, özellikle 10°K ile 50°K enlemleri arasında yoğunlaştığı belirlenmiştir (Jin vd., 2025).



Şekil 4. Rastgele orman (random forest) yöntemine dayalı olarak küresel çapta iç sulardaki MP'lerin tahmin haritası (Jin vd., 2025). a: Küresel MP bolluğu tahmin haritası;b: Enlemsel MP bolluğu desenleri (kırmızı çizgi yerel ağırlıklı regresyonu, sarı şerit ise %5 ile %95 yüzdelikler arasındaki aralığı göstermektedir).Tahmin edilen değer, rastgele orman modelinin 100 yinelemesinin ortalama sonucu olarak elde edilmiştir. MP bolluğu değerlerinin çarpıklığını (skewness) önlemek amacıyla logaritmik dönüşüm (log dönüşüm) uygulanmış ve bu dönüştürülmüş veriler harita çiziminde kullanılmıştır. Harita üzerindeki değerlerin görüntülenebilmesi için log dönüşümden sonra her değere 1 eklenmiştir. Izgara hücrelerinin mekânsal çözünürlüğü 3 yay dakikası × 3 yay dakikasıdır (3 arcmin × 3 arcmin)

1.8. Mikroplastik ve Amfibi Etkileşimi

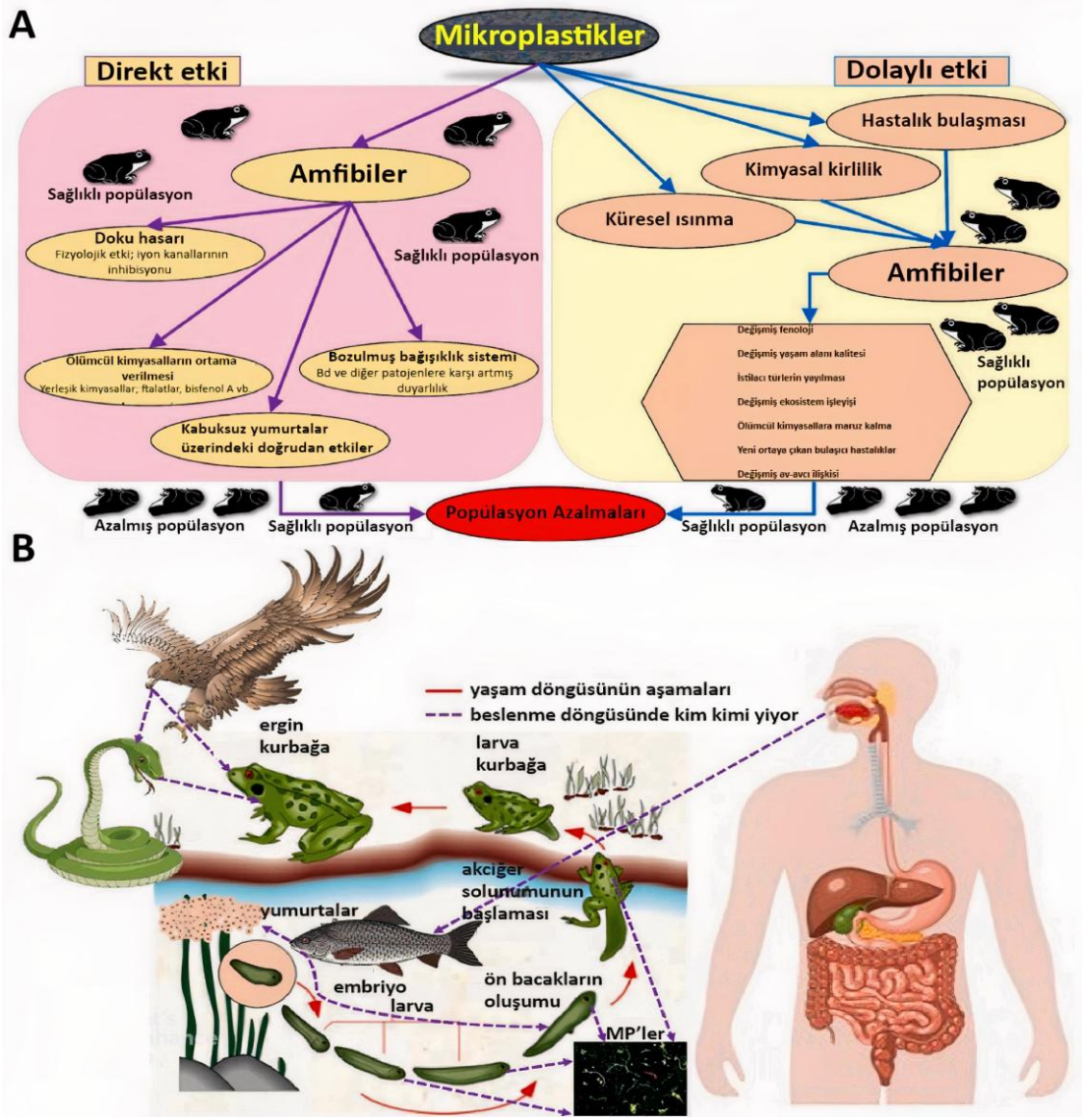
Amfibilerde MP'ler üzerine yapılan mevcut çalışmaların %50'den fazlası, esas olarak alım ve biyoakümülasyon üzerine odaklanmıştır (Şekil 5). Hu vd. (2016), amfibilerde MP alımı, birikimi ve atılımı olasılığını ilk kez incelemiştir. Bu çalışmada, *Xenopus tropicalis* iribaşlarının hem beslenen hem de aç bırakılan koşullarda MP alabileceği tespit edilmiştir; ancak, aç bırakılan iribaşlar beslenenlere kıyasla daha

fazla MP yutmuştur. Ayrıca, MP atılımı esas olarak beslenen iribaşlarda gözlemlenmiştir; bununla birlikte, uzun süreli biyoakümülasyon da mümkün olmuştur (Hu vd., 2016). De Felice vd. (2018) *X. laevis* iribaşlarının MP yuttuğunu doğrulamıştır. da Costa Araújo vd. (2020) ise *Physalaemus cuvieri* iribaşlarında MP yutumu ve biyoakümülasyonunu değerlendirmiştir. Boyero vd. (2020), *Alytes obstetricans* türünde MP yutumu, dışkılama, birikim ve buna bağlı etkileri gözlemlemiştir.

Deneysel çalışmaların yanı sıra, dünyanın farklı bölgelerinde doğal ortamda yaşayan birçok kurbağa, kara kurbağası ve semender türünde MP birikimi tespit edilmiştir (Boyero vd., 2020; Hu vd., 2018; Hu vd., 2022; Pastorino vd., 2022; Kolenda vd., 2020; Iannella vd., 2019; Tatlı vd., 2022; Karaoğlu ve Gül, 2020).MP'lere; iç kesimlerdeki küçük su birikintilerinde (Hu vd., 2018; Kolenda vd., 2020; Tatlı vd., 2022; Karaoğlu ve Gül, 2020), göllerde Hu vd. (2018), nehirlerde Hu vd. (2018), kıyı bölgelerindeki işlevsel zonlarda (Hu vd., 2022), ve izole dağ göletleri ile hendeklerde (Pastorino vd., 2022; Iannella vd., 2019) rastlanmıştır. Ayrıca, hem iribaş hem de erişkin yaşam evrelerinde MP birikimi rapor edilmiştir (Hu vd., 2018; Hu vd., 2022; Pastorino vd., 2022; Kolenda vd., 2020; Iannella vd., 2019; Tatlı vd., 2022; Karaoglu & Gül, 2020).

İribaşların sucul ortamda yaşaması nedeniyle MP varlığı kolaylıkla anlaşılabilir; ancak erişkinlerde de MP raporlarının bulunması şaşırtıcı değildir. Erişkin bireyler MP'leri besin, çamur ve su yoluyla alabilir. Ayrıca, iribaş evresinde alınan MP'lerin erişkinlikte de birikmiş olarak bulunması mümkündür.

Ekosistem çeşitliliği açısından değerlendirildiğinde, kara (örneğin Bufonidae), çayır (örneğin Dicroglossidae), sucul (örneğin Pipidae) ve ağaç yaşamına uyumlu (örneğin Hylidae) tüm ekosistemlerden türlerde MP birikimi gözlemlenmiştir (Rahman vd., 2024). Bu bulgu, MP kirliliğinin tüm ekosistemlerde yaygın olduğunu göstermektedir. Şekil 5'teki şema ekosistemdeki MP'lerin amfibiler üzerine etkisinin boyutunu ifade etmektedir.



Şekil 5. Ekosistemdeki MP' lerin amfibiler üzerine etkisi (Rahman vd., 2024)

Amfibilerde MP' lerin varlığı ve bunların sonraki etkileri, hızla ilerleyen bir araştırma alanıdır ve üzerinde çalışılması gereken pek çok yönü bulunmaktadır. Bazı türlerde MP alımı ve birikimi bildirilmiş olsada, dünya çapındaki amfibilerin büyük bir kısmının durumu henüz incelenmemiştir. Gelecekteki araştırmaların daha fazla türü ve daha geniş coğrafi alanları kapsaması gerekmektedir (Rahman vd., 2024).

1.9. Çalışmanın Amacı

Bu çalışma, nüfusun yoğun ve daha az yoğun olduğu bölgelerde bulunan iki gölde mevcut bulunduğu düşünülen MP kirlilik seviyesinin bu lokasyonları habitat olarak kullanan Ova kurbağası (*Pelophylax ridibundus*) üzerine etkisinin belirlenmesi

amaçlanmıştır. İstanbul metropolü içinde yer alan ve yoğun turistik faaliyetlere maruz kalan Büyükçekmece Gölü'nün, insan kaynaklı kirlilik (çöp, atıksu vb.) nedeniyle Şavşat Karagöl'e kıyasla su, sediment ve kurbağa GİS örneklerinde daha yüksek oranda MP içereceği hipotezi öne sürülmüştür. Bu durum, daha az etkilenmiş olan göle kıyasla, ova kurbağası popülasyonlarında beslenme dinamiklerinde bozulma, habitat kalitesinde düşüş ve kirleticilere artan maruziyet gibi daha geniş ekolojik sorunlara yol açabilir.

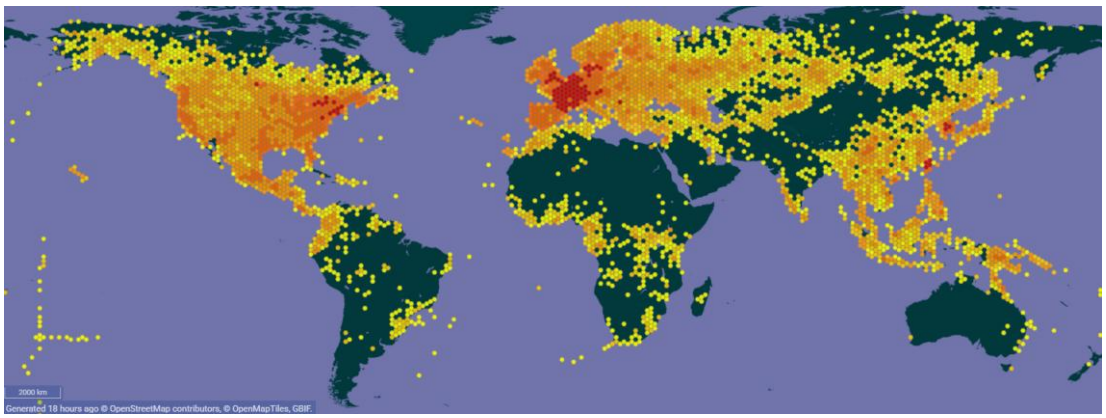
2. YAPILAN ÇALIŞMALAR

2.1. Materyaller

Çalışma kapsamında Büyükçekmece Gölü'nden ve Şavşat Karagöl'den su ve sediment örnekleriyle birlikte *Pelophylax ridibundus* türü kullanılmıştır.

2.1.1. Ranidae (Batsch, 1796)

Anura takımına ait olan Ranidae familyası, hem cins çeşitliliği hem de coğrafi yayılışı bakımından oldukça zengin bir gruptur. Ranidae familyası, başta Eski Dünya olarak adlandırılan Kuzey Afrika, Orta ve Güney Avrupa ile Batı Asya olmak üzere geniş bir coğrafyada yayılım göstermektedir (Şekil 6). Günümüzde, Türkiye'nin de içinde bulunduğu Batı Palearktik bölgede, Ranidae familyasına ait cinsine ait altı türün varlığı belirlenmiştir: *Rana dalmatina, Rana macrocnemis,Rana tavasensis, Pelophylax caralitanus, Pelophylax bedriagae, Pelophylax ridibundus* (Baran vd., 2021).



Şekil 6. Ranidae familyasının Dünya üzerindeki dağılımı (URL-1)

2.1.2. *Pelophylax ridibundus* (Pallas, 1771)

Pelophylax ridibundus (Pallas, 1771), yaygın olarak "ova kurbağası" adıyla bilinen ve Ranidae familyasına ait bir türdür. Bu familya, tür çeşitliliği açısından oldukça zengin olup geniş bir coğrafi dağılım göstermektedir. *P. ridibundus*, Orta ve Güney Avrupa'dan başlayarak Kuzey Afrika, Batı Asya ve uygun habitat koşullarının bulunduğu Türkiye'nin büyük bir bölümünde doğal olarak yayılış göstermektedir (Baran ve Atatür, 1998).

2.1.2.1. Sistematik

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Subphylum: Vertebrata

Class: Amphibia

Ordo: Anura

Familya: Ranidae

Genus: *Pelophylax*

Species: *Pelophylax ridibundus* (Pallas, 1771)

2.1.2.2. Morfoloji

Yaşam alanı olarak sucul bir habitat tercih eden *Pelophylax ridibundus*'un ergin bireylerinin boy uzunluğu 10-15 cm civarındadır. Deri genellikle pürtüklü olup, sırt tarafı yeşilimsi, gri veya açık ya da koyu kahverengi renkte olabilir. Bazen sırt bölgesinde orta bölümde boyuna uzanan açık renkli bir çizgi bulunur. Karın bölgesi genellikle kirli beyaz veya sarımsı renktedir (Demirsoy 2005). Erkeklerde bulunan ağzın hemen arkasındaki ses keseleri tipiktir. Erkekler ses keselerinin yer alması, ön bacaklarının daha kuvvetli olması, ilk parmaklarının arka tarafında şişkinlik yer alması ve fiziksel olarak daha küçük olmalarıyla dişi bireylerden ayırt edilirler (Demirsoy, 2005)(Şekil 7).



Şekil 7. *Pelophylax ridibundus* (Fotoğraf: H. Hale TATLI, 2024)

2.1.2.3. Ekolojik ve Biyolojik Özellikler

Yaşamlarını genel olarak ovalarda, iç sulara yakın yerlerde sürdürmektedirler. Sulak alanlarda, bitki yoğunluğunun fazla olduğu yerlerde yaşarlar. Burun kısımları su yüzeyinde kalacak şekilde çeşitli yaprak, dal ve benzeri otçul kısımların üzerinde kalıp herhangi bir tehlike karşısında suya dalarlar (Budak ve Göçmen, 2009).

2.1.2.4. Dağılım

Biyocoğrafik açıdan değerlendirildiğinde, bu türün dağılımı oldukça geniştir. En doğuda Kazakistan (Berezovikov vd., 2001), sınırlı ölçüde Çin (Fei vd., 1999) ve Sibirya'ya (Kuzmin, 1999), güneyde ise İran (Mohammadi vd., 2015), Suudi Arabistan (Schatti ve Gasperetti, 1994), Bahreyn ve Nil Nehri çevresine kadar uzanır. Avrupa kıtasında ise Fransa, İngiltere, İspanya, İsviçre ve Belçika'da; kuzeyde ise Litvanya ve Estonya'ya kadar geniş bir dağılım alanına sahiptir (Arnold, 2003; Kuzmin vd., 2009).



Şekil 8. IUCN veri tabanına göre *Pelophylax ridibundus* türünün dağılım alanı (URL-2)

Türkiye özelinde değerlendirildiğinde, *P. ridibundus*'un farklı rakım ve enlemlerde yaşadığı, dolayısıyla Şekil 8'de ifade edildiği gibi ülke genelinde geniş bir yayılım gösterdiği bilinmektedir (Arıkan vd., 1998; Sinsch ve Schneider, 1999; Akın vd., 2010). Özellikle İç Anadolu'nun kuzey ve doğu kesimleri, Karadeniz Bölgesi, Güneydoğu Anadolu ile Doğu Anadolu bölgelerinde bu türün dağılımı kaydedilmiştir (Baran vd., 2021; URL-2).

2.2. Yöntem

2.2.1. Örnekleme Yapılan İstasyonlar

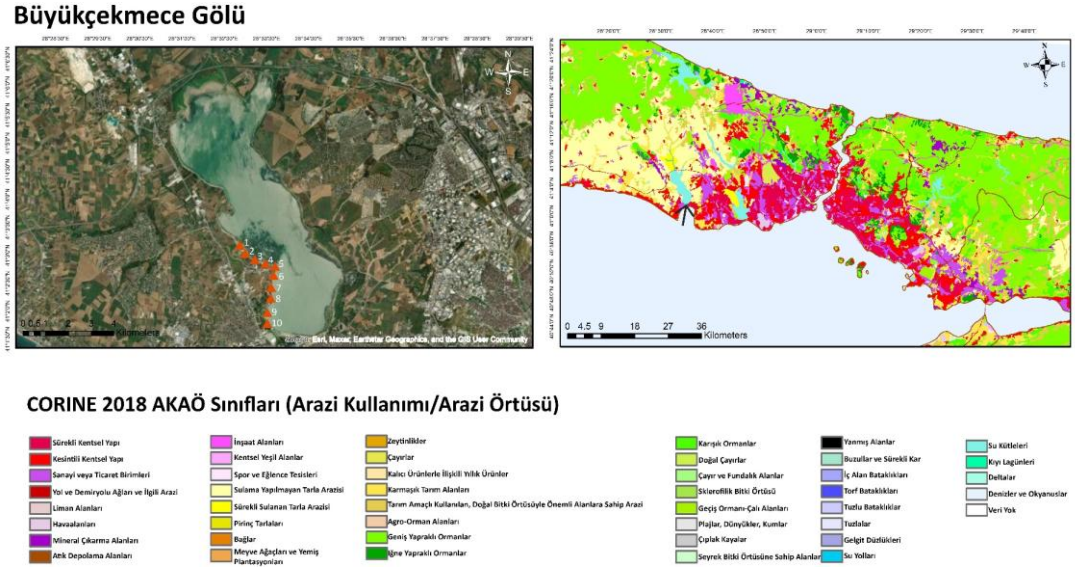
Bu çalışmada, su ve sediment örneklerinin yanı sıra ova kurbağası (*Pelophylax ridibundus*) bireyleri, Türkiye'de iki farklı habitat olan Artvin ilindeki Şavşat Karagöl ve İstanbul'daki Büyükçekmece Gölü'nden toplanmıştır.

Bu alanlar, insan etkisinin farklı düzeylerde olması nedeniyle seçilmiştir; Büyükçekmece Gölü yoğun turistik aktivitelere maruz kalırken, Şavşat Karagöl minimal insan etkisi altındadır.

Her bir alandan 15 yetişkin ova kurbağası, 10 su örneği ve 10 sediment örneği toplanmış; böylece toplamda 30 yetişkin kurbağa, 20 su örneği ve 20 sediment örneği elde edilmiştir.

2.2.1.1. Büyükçekmece Gölü

Büyükçekmece Gölü, Marmara Denizi kıyısında, İstanbul il sınırları içerisinde, Büyükçekmece Havzası'nda yer almaktadır. İstanbul'un merkezi yerleşim alanlarına kara yolu ile yaklaşık 50 km mesafede bulunan göl, kuzeyden gelen Karasu Deresi'nin denize ulaştığı noktada oluşmuş olup, deniz seviyesine yakın (rakım 0,5 m) bir lagün gölü niteliği taşımaktadır (Anonim, 2009). Gölün güneyinden İstanbul-Edirne D-100 (E-5) kara yolu, kuzeyinden ise TEM otoyolu geçmektedir. Yaklaşık 29 km² yüzey alanına sahip olan Büyükçekmece Gölü, İstanbul'un Avrupa Yakası'ndaki ikinci büyük göldür (Şekil 9).



Şekil 9. Büyükçekmece Gölü ve çevresine ait CORINE 2018 verilerine dayalı arazi örtüsü haritası. Harita, ArcMap 10.8 kullanılarak yazar tarafından üretilmiştir (CORINE, 2018)

620 km² büyüklüğündeki su toplama havzası ile kentin içme suyu ihtiyacını karşılayan önemli doğal kaynaklardan biridir. Morfolojik açıdan değerlendirildiğinde Büyükçekmece Gölü, kıyı kordonlarının arkasında yer alan bir set gölü (lagün) özelliği göstermektedir. Göl, Holosen transgresyonu sürecinde bir akarsu ağzında oluşan vadinin deniz istilasına uğraması sonucunda meydana gelen dar ve uzun yapıdaki Büyükçekmece Koyu'nun, kıyıdan gelen sedimentlerin rüzgâr etkisiyle birikerek koy ağzında bir kıyı kordonu oluşturmasıyla şekillenmiştir. Bu doğal kordon yaklaşık 1,5–2 km uzunluğunda ve 300 m genişliğindedir. Bu göldeki MP' lerin varlığını ve özelliklerini değerlendirmek amacıyla çalışma Haziran-Ağustos 2024 tarihleri arasında gerçekleştirilmiştir. Ova kurbağaları (*Pelophylax ridibundus*), su ve sediment örnekleri belirlenen istasyonlardan elle yakalama ya da kepçeleme yöntemiyle toplanmıştır (Şekil 10).

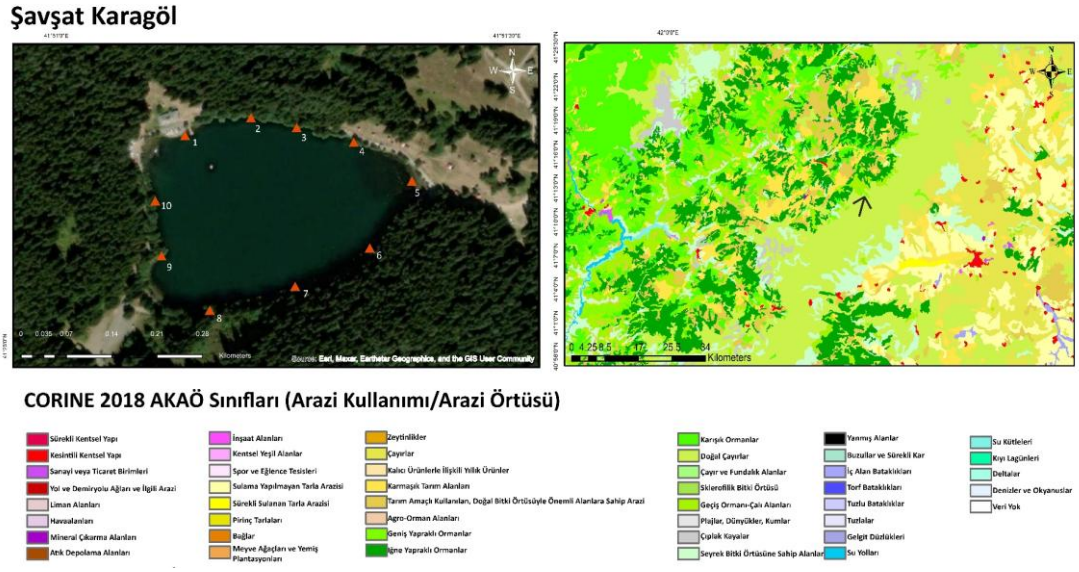


Şekil 10. Büyükçekmece Gölü'nden örnekleme yapılan istasyonlara ait görüntüler

Kurbağalar, MS-222 (Merck, Darmstadt, Almanya) kullanılarak ötenazi edilerek %70 etanol (Merck) içeren cam kavanozlarda muhafaza edilmiştir. Su örnekleri, 5 litrelik geniş ağızlı cam kavanozlara elle alınmış; sediment örnekleri ise yüzey tabakasından çelik bir mala yardımıyla toplanarak cam kavanozlara yerleştirilmiştir.

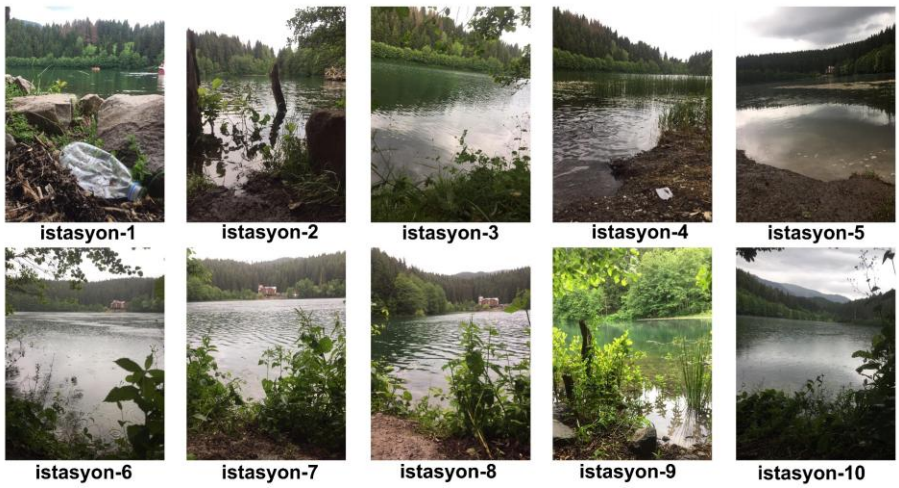
2.2.1.2. Şavşat Karagöl

Şavşat Karagöl, Türkiye'nin Doğu Karadeniz Bölgesi'nde, Artvin iline bağlı Şavşat ilçesi sınırları içerisinde yer almaktadır. Yaklaşık 7436 km² yüzölçümüne sahip olan bu bölge, doğuda Ardahan ili, güney ve güneybatıda Ardanuç ilçesi, batıda Artvin Merkez ve Borçka ilçeleri, kuzeyde ise Gürcistan sınırı ile çevrilidir (Şekil 11).



Şekil 11. Şavşat Karagöl ve çevresine ait CORINE 2018 verilerine dayalı arazi örtüsü haritası. Harita, ArcMap 10.8 kullanılarak yazar tarafından üretilmiştir (CORINE, 2018)

Alanın deniz seviyesinden yüksekliği 1140 m ile 2625 m arasında değişmektedir. Göl, özgün kalp şeklindeki morfolojik yapısı nedeniyle "Turizmin Kalbi" olarak nitelendirilmekte ve bu özgünlüğü sayesinde bölgeye önemli sayıda turist çekmektedir. (Uzun Devreli Gelişme Planı, 2008). Turizm açısından hareketlilik barındıran bu ortamda insan faaliyetleri kaynaklı kirlilik seviyesinin tespit edilmesi amacıyla Haziran-Ağustos 2024 tarihleri arasında örnekleme gerçekleştirilmiştir. Ova kurbağaları (*Pelophylax ridibundus*), su ve sediment örnekleri belirlenen istasyonlardan elle yakalama ya da kepçeleme yöntemiyle toplanmıştır (Şekil 12).

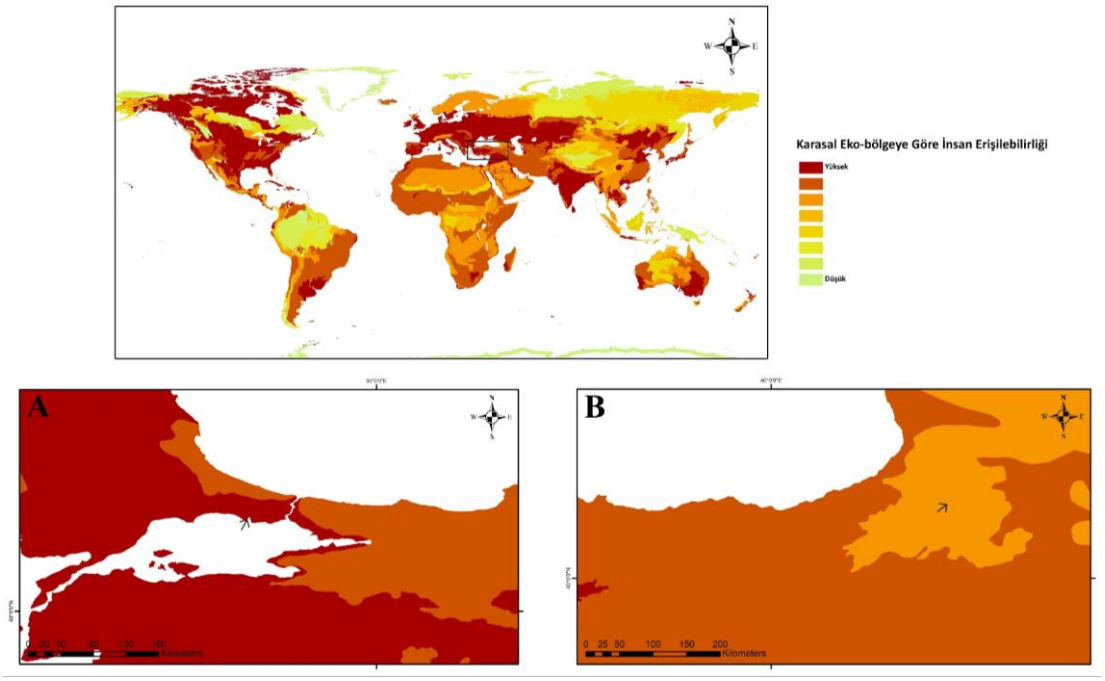


Şekil 12. Şavşat Karagöl'den örnekleme yapılan istasyonlara ait görüntüler

Kurbağalar, MS-222 (Merck, Darmstadt, Almanya) kullanılarak ötenazi edilerek %70 etanol (Merck) içeren cam kavanozlarda muhafaza edilmiştir. Su örnekleri, 5 litrelik geniş ağızlı cam kavanozlara elle alınmış; sediment örnekleri ise yüzey tabakasından çelik bir mala yardımıyla toplanarak cam kavanozlara yerleştirilmiştir.

2.2.1.3. Göllere Ait İnsan Erişilebilirliği Yoğunluğu Haritası

İnsan etkinliği nedeniyle yüksek erişilebilirliğe sahip olan göletler gibi su ortamlarında biriken kirleticiler, bu habitatlarda yaşayan hayvanları etkileyebilir (Şekil 13).



Şekil 13. Kara ekosistemlerine göre insan erişilebilirliği haritası. Harita, yazar tarafından ArcMap 10.8 kullanılarak oluşturulmuştur. Veri kaynağı: Hoekstra vd., 2010)

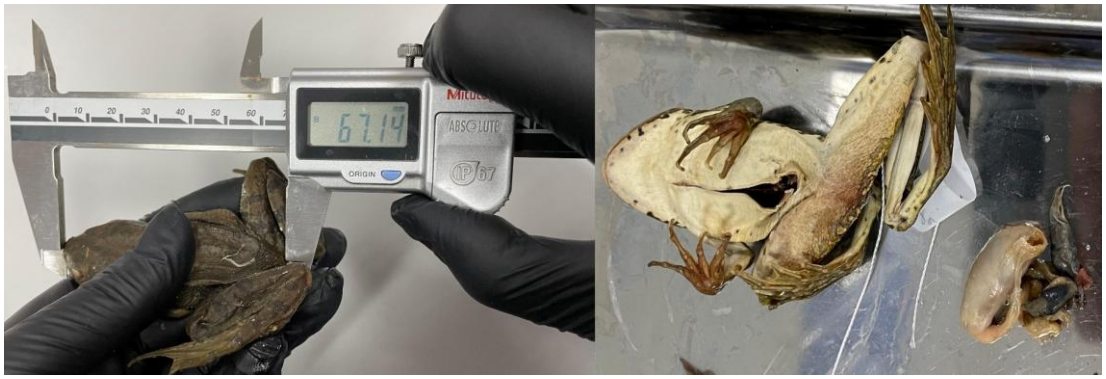
Şekil 13'e bakıldığında Büyükçekmece Gölü'nün Şavşat Karagöl'e oranla daha fazla insan erişimine maruz kaldığını ifade etmek mümkündür. Bu bulgular, bu iki habitattaki insan kalıntısı kaynaklı MP' lerin varlığının amfibiler üzerinde etkili olabileceğini göstermektedir.

2.2.2. Materyaller ve Kimyasallar

Hidrojen peroksit (%30, H_2O_2) ve etanol sırasıyla Merck (Almanya) ve TEKKİM (Türkiye) firmalarından temin edilmiştir. Çözelti hazırlama ve yıkama işlemlerinde, direnç değeri 18 MΩ üzerinde olan ultra saf su kullanılmıştır. Kullanım öncesinde tüm çözeltiler ve ultra saf su, Whatman GF/C filtreleri ile süzülmüştür. Cam malzemeler ultrasonik banyoda temizlenmiş, iyice durulanmış ve hazırlık aşamasında alüminyum folyo ile kapatılarak muhafaza edilmiştir. Polietilen (PE), polipropilen (PP) ve polietilen tereftalat (PET) partikülleri, granüllerin öğütülmesiyle elde edilmiş ve partikül boyutları 150–212 µm aralığında olacak şekilde belirlenmiştir. Ekstraksiyon verimliliği, geri kazanım sonuçlarının optimize edilmesi amacıyla değerlendirilmiştir (Pehlivan ve Gedik, 2021; Pehlivan ve Gedik, 2022).

2.2.2.1. Örnek Hazırlama: Yetişkin Kurbağalar

Bu çalışmada, Tatlı vd. (2022) tarafından önerilen MP ekstraksiyon yöntemi uygulanmıştır. Örnekler deiyonize su (dH_2O) ile temizlendikten sonra burun-anüs uzunlukları (SVL) ve ağırlıkları ölçülmüştür. Ardından, örneklerin GİS'leri paslanmaz çelik alet takımı kullanılarak disekte edilmiş ve bir şişeye aktarılmıştır (Şekil 14).



Şekil 14. Bireylere ait morfolojik ölçümlerin alınması ve gastrointestinal sistemin çıkartılması

Tablo 2. İki lokasyondan alınan ova kurbağası bireylerine ait SVL, ağırlık ve cinsiyet verileri

Lokasyon	Numune No	SVL	Ağırlık	Cinsiyet
Büyükçekmece Gölü	1	73.88	30.11	D
Büyükçekmece Gölü	2	70.61	28.82	D
Büyükçekmece Gölü	3	62.17	23.40	E
Büyükçekmece Gölü	4	60.46	18.22	E
Büyükçekmece Gölü	5	58.64	19.57	E
Büyükçekmece Gölü	6	58.02	20.78	E
Büyükçekmece Gölü	7	70.28	28.71	D
Büyükçekmece Gölü	8	71.13	33.56	E
Büyükçekmece Gölü	9	66.16	23.43	D
Büyükçekmece Gölü	10	65.64	23.67	D
Büyükçekmece Gölü	11	59.15	16.02	E
Büyükçekmece Gölü	12	55.85	13.90	E
Büyükçekmece Gölü	13	55.21	18.69	E
Büyükçekmece Gölü	14	54.07	13.30	E
Büyükçekmece Gölü	15	52.42	13.62	E
Şavşat Karagöl	1	83.85	48.26	D
Şavşat Karagöl	2	77.71	35.76	E
Şavşat Karagöl	3	87.29	51.09	D
Şavşat Karagöl	4	71.02	35.79	E
Şavşat Karagöl	5	83.69	44.51	D
Şavşat Karagöl	6	85.46	51.49	D
Şavşat Karagöl	7	71.32	29.92	E
Şavşat Karagöl	8	82.26	48.80	D
Şavşat Karagöl	9	67.14	29.07	D
Şavşat Karagöl	10	84.85	38.43	E
Şavşat Karagöl	11	59.17	14.46	E
Şavşat Karagöl	12	74.02	40.11	D
Şavşat Karagöl	13	54.41	13.67	D
Şavşat Karagöl	14	47.36	7.98	D
Şavşat Karagöl	15	44.60	8.72	E

Şişeye 150 mL %30 H_2O_2 eklenmiş, alüminyum folyo ile kapatılarak 60°C sıcaklıkta ve 80 rpm çalkalama hızında (Lab Companion, Şanghay, Çin) 3 gün boyunca inkübe edilmiştir. Örnekler tamamen çözüldükten sonra, Whatman GF/C filtreler kullanılarak süzülmüş ve filtreler cam Petri kaplarına yerleştirilmiştir. Filtreler oda sıcaklığında havalandırılarak kurutulmuş ve ileri analizler için saklanmıştır (Şekil 15).



Şekil 15. Bireylere ait doku örneklerdeki biyolojik numunelerin çözündürülmesi ve Whatman GF/C filtreler kullanılarak süzülmesi işlemi

2.2.2.2. Su Örneklerinin Hazırlanması

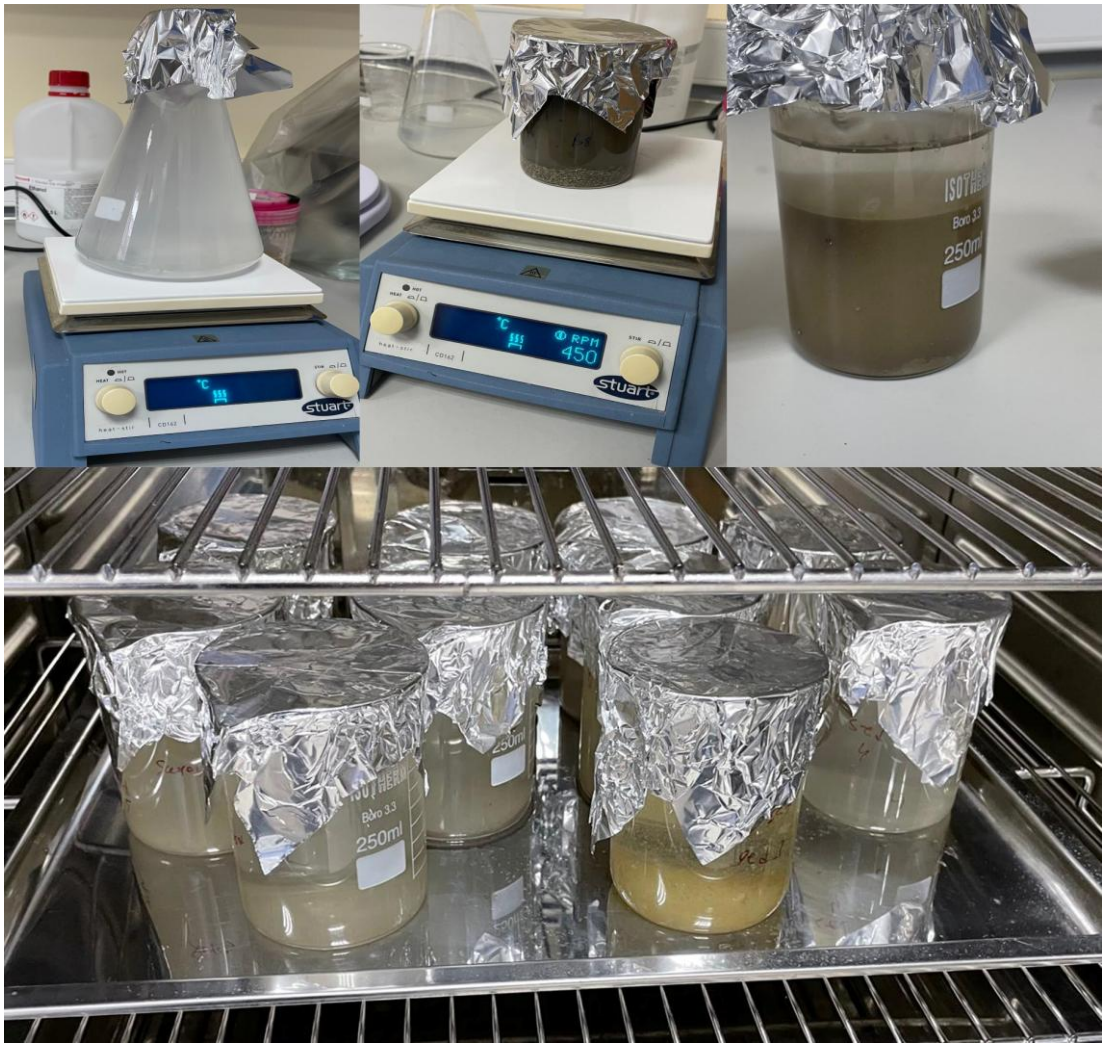
Her istasyondan alınan 5 L su örneği, önce 45 µm gözenek çapına sahip çelik bir elekten (Retsch) geçirilmiştir ve toplanan materyal dikkatlice bir beher içine aktarılmıştır. Behere 50 mL H_2O_2 eklenmiş ve organik maddelerin parçalanmasını sağlamak amacıyla numune 60°C sıcaklıkta ve 80 rpm çalkalama hızında 1 gün süreyle inkübe edilmiştir. Tam çözünme sağlandıktan sonra, numune Whatman GF/C filtreler kullanılarak süzülmüş, filtreler cam Petri kaplarına yerleştirilmiş ve oda sıcaklığında saklanmıştır (Tatlı vd., 2022; Şekil 16).



Şekil 16. Su örneklerinin süzülmesi ve filtrelerin uygun koşullarda saklanması

2.2.2.3. Sediment Örneklerinin Hazırlanması

Sediment örnekleri 45°C sıcaklıkta 5–7 gün boyunca kurutulmuş ve sabit bir kütle elde edilene kadar tartılmıştır. Ardından, 100 g sediment beher içine aktarılmış, üzerine 500 mL doygun $ZnCl_2$ çözeltisi (1,65 g cm^{-3}) eklenmiş ve bir manyetik balık vasıtası ile hot plate üzerinde karıştırılmıştır (Şekil 17).



Şekil 17. Sediment numunelerinin hazırlanması ve biyolojik numunelerin uzaklaştırılması aşaması

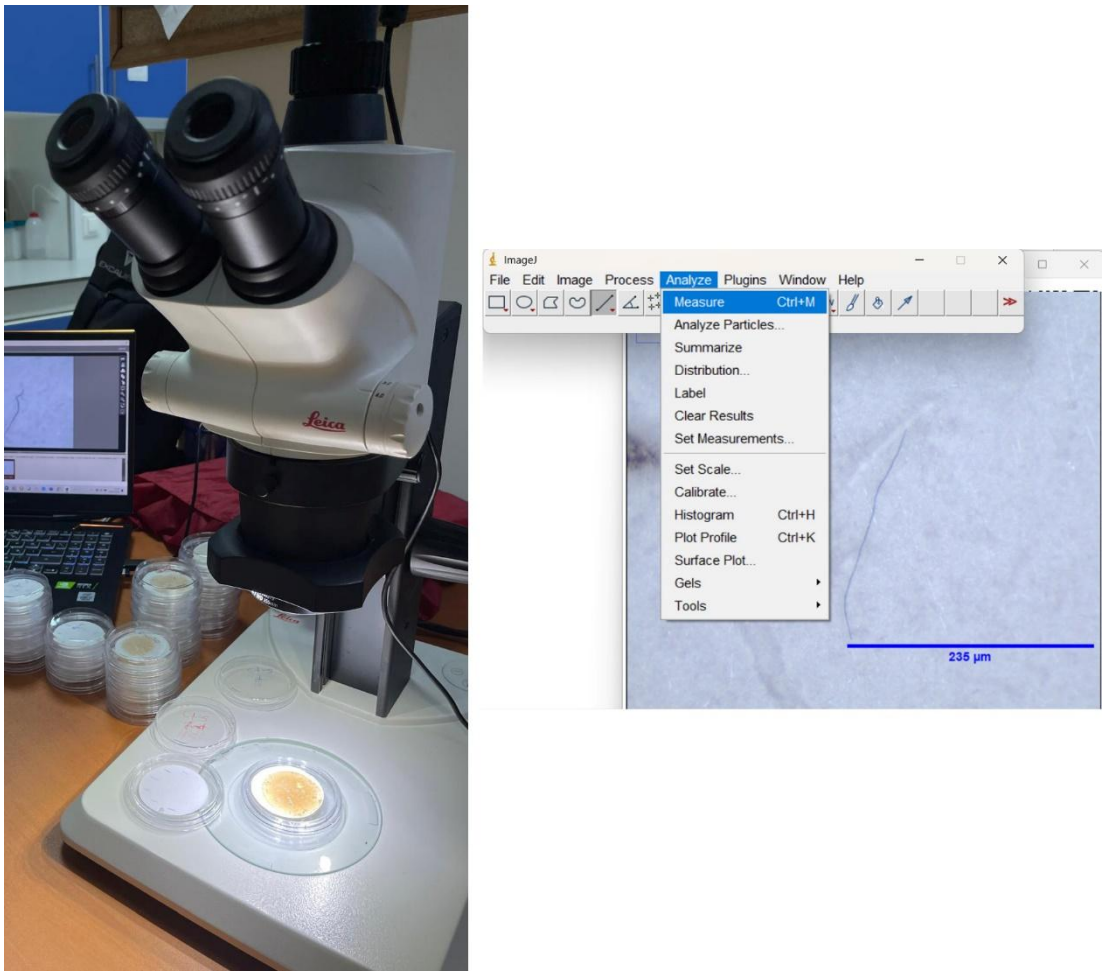
Yaklaşık dört saat çökelme sürecinin ardından, süpernatant ayrı bir behere alınmıştır. Organik maddeleri uzaklaştırmak amacıyla beherlere 50 mL %30 H_2O_2 eklenmiş ve numuneler 60°C sıcaklıkta 80 rpm çalkalama hızında 1–3 gün boyunca inkübe edilmiştir. Son olarak, örnekler Whatman GF/C filtreler üzerinden süzülmüş, filtreler cam Petri kaplarına yerleştirilmiş ve oda sıcaklığında saklanmıştır (Tatlı vd., 2022).

2.2.3. Enstrümantal Analizler

2.2.3.1. Görsel İnceleme

Tüm filtreler bir stereo mikroskop (Leica S6D) kullanılarak analiz edilmiştir. MP olabileceği düşünülen partiküller temiz bir filtreye aktarılmış ve görüntüleri (Leica EC3, Leica Microsystems, İsviçre) kaydedilmiştir.

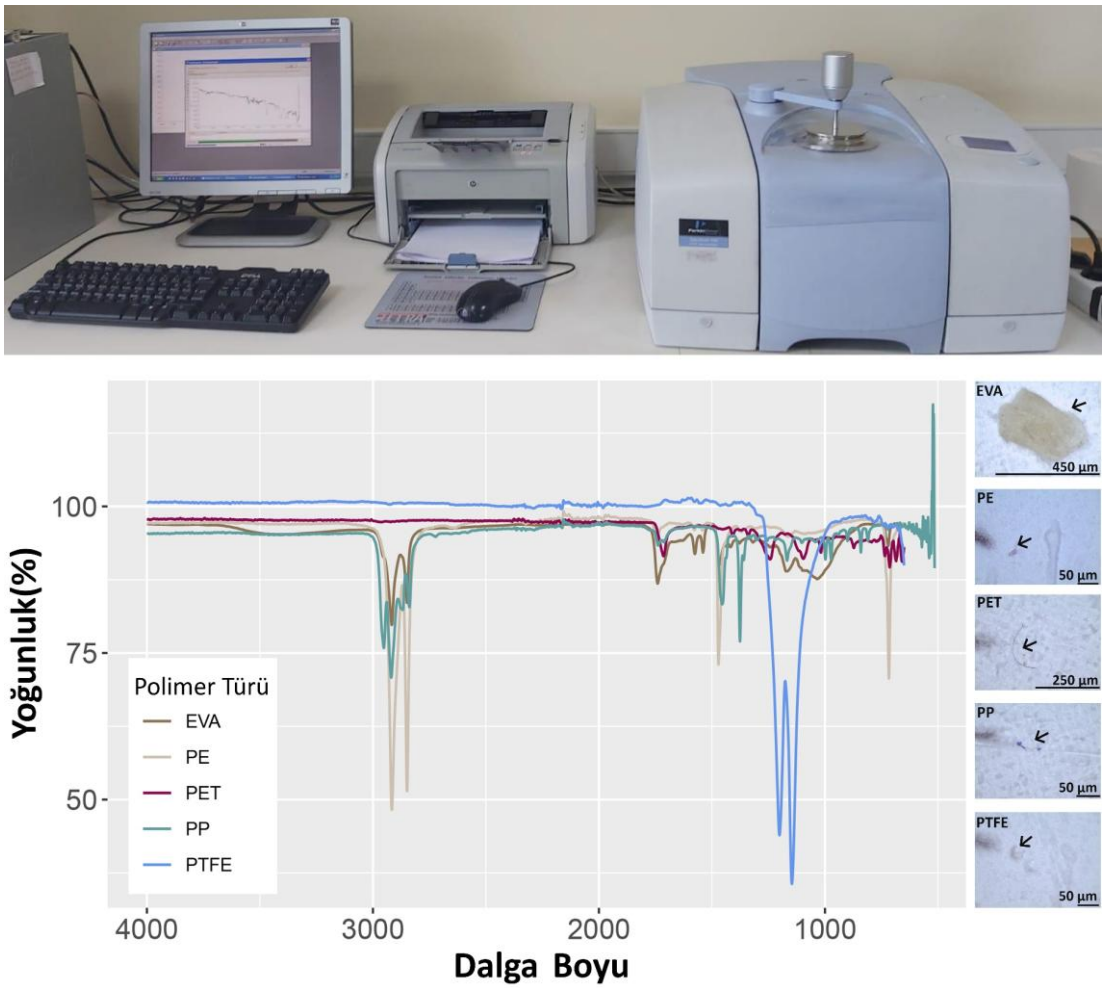
Kaydedilen görüntüler, ABD Ulusal Sağlık Enstitüleri (NIH) tarafından geliştirilen ImageJ yazılımı (Sürüm 1.53a; Rasband, W.S., ImageJ, US National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, http://imagej.nih.gov/ij/, 1997–2014) kullanılarak analiz edilmiştir. Partikül boyutları belirlendikten sonra, morfolojilerine göre partiküller fragment ve fiber olmak üzere sınıflandırılmıştır (Hidalgo-Ruz vd., 2012; Şekil 18).



Şekil 18. Filtrelerde kalan numunelerin bir stereo mikroskop kullanılarak incelenmesi ve partikül boyutlarının belirlenmesi

2.2.3.2. Polimer Yapısının İncelenmesi

MP olduğu düşünülen tüm partiküllerin kimliklerini doğrulamak amacıyla, attenuated total reflection Fourier transform spektrometresi (PerkinElmer, Spectrum 100) kullanılmıştır. Partiküller ATR kristal yüzeyine yerleştirilmiş ve 4000–650 cm^{-1} dalga boyu aralığında, 4 cm^{-1} çözünürlükte (32 tarama) spektrumlar elde edilmiştir (Şekil 19). Elde edilen spektrumlar referans polimer spektrumları ile karşılaştırılmış ve %70'in üzerinde benzerlik gösteren partiküller MP olarak doğrulanmıştır (Altunışık vd., 2024). Ayrıca çalışma kapsamında FTIR cihazı algılama sınırı 25 µm olarak belirlenmiştir.



Şekil 19. Polimerlerin türlerinin FT-IR cihazı vasıtasıyla doğrulanması ve tespit edilen polimer türlerine ait spektrum görüntüleri

2.2.4. Kalite Güvencesi ve Kontrolü

Deneysel süreç boyunca laboratuvar ortamında mikrop lastik kontaminasyonunu önlemek amacıyla sıkı önlemler alınmıştır. Bu önlemler arasında havalandırma sisteminden gelen hava akışının sınırlanması, laboratuvara giriş çıkışların kontrol edilmesi ve çalışma yüzeylerinin düzenli olarak dezenfekte edilmesi yer almaktadır. Tüm çalışmalar pamuklu laboratuvar önlükleri ve nitril eldivenler kullanılarak yürütülmüştür. Ayrıca, negatif kontrol (boş numune) testleri gerçekleştirilmiştir. GİS ve sediment örnekleriyle birlikte boş beherler kullanılmış ve işlemler gerçek örneklerle aynı şekilde uygulanmıştır. Mikroskobik analizler, kontaminasyon riskini azaltmak amacıyla temiz Petri kaplarında ve süzülmüş su eklenerek gerçekleştirilmiştir. Negatif kontrollerde tespit edilen MP'ler toplam sayımın dışında tutulmuştur.

GİS sindirimi ve sediment yoğunluk ayrımı işlemlerinin geri kazanım oranlarını değerlendirmek amacıyla üç set pozitif kontrol numunesi (N=3) hazırlanmıştır. Bu süreçte, önceden hazırlanmış PE, PP ve PET partikülleri (150–212 µm) beherlere eklenmiştir. Ayrıca, bir kurbağanın arka bacak kasından 0.5 g doku kullanılarak mikroplastik ekstraksiyonu Tatlı vd. (2022) yöntemine uygun şekilde gerçekleştirilmiştir. Kas dokusuna H_2O_2 eklenmiş ve normal örneklerle aynı yöntem izlenmiştir. Sediment örneklerinde ise, yaklaşık 100 g sediment ile 500 mL $ZnCl_2$ çözeltisi kullanılarak önce yoğunluk ayrımı yapılmış, süpernatanttaki partiküller toplanmıştır. Ardından $ZnCl_2$ çözeltisi uzaklaştırılmış ve sediment 65°C'de 24 saat süreyle ısıtılarak organik maddeler ve potansiyel MP'ler uzaklaştırılmıştır. Bu işlemden sonra sediment içine önceden hazırlanmış PET, PE ve PP partikülleri eklenmiş ve iyice karıştırılmıştır. Yoğunluk ayrımı ve $ZnCl_2$ filtrasyonu, toplanan örneklerle aynı şekilde tekrarlanmıştır.

Hem doku hem de sediment örneklerinde, filtreler üzerinde toplanan partiküller stereo mikroskop altında sayılmış ve geri kazanım oranı, çıkarılan partikül sayısının eklenen partikül sayısına oranı hesaplanarak belirlenmiştir. Geri kazanım oranları PE için %96,7±2,9, PP için %93,3±2,9 ve PET için %98,3±2,9 olarak bulunmuştur.

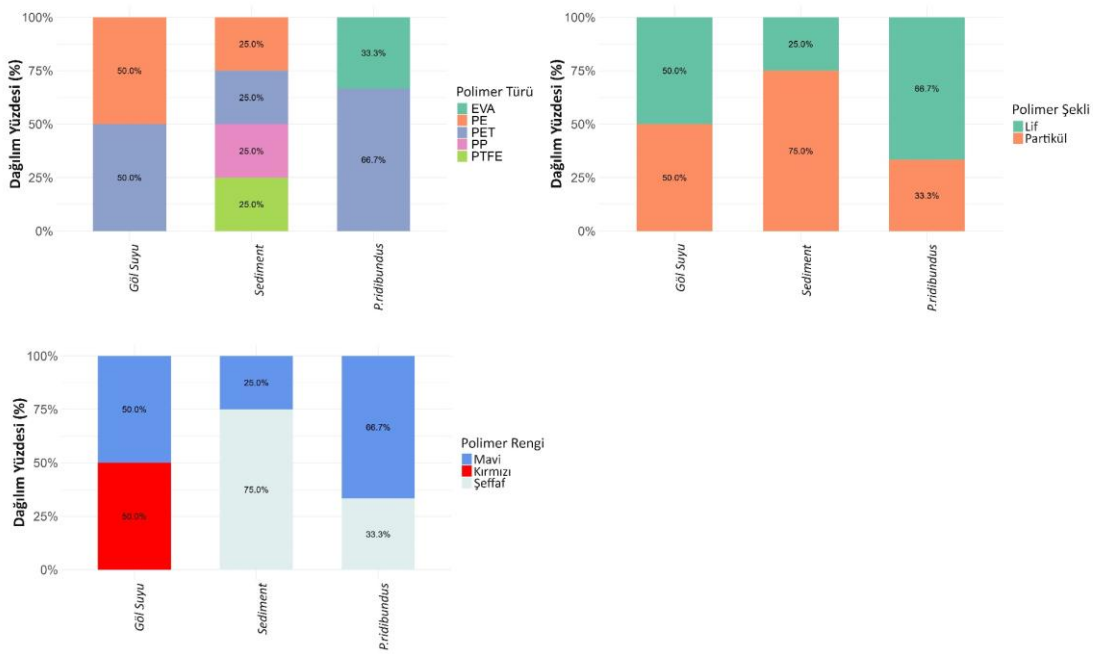
2.2.5. Veri Analizi

Su ve sediment örneklerinin veri dağılımlarının normalitesi, Shapiro-Wilk testi kullanılarak incelenmiştir. Su örneklerinde, iki lokasyondan toplanan MP'lerin normal dağılıma uymadığı tespit edilmiştir ($p < 0.05$), bu nedenle Mann-Whitney U testi uygulanmıştır. Sediment örneklerinde ise MP'lerin dağılımı analiz edilmiş ve verilerin normal dağılmadığı gözlemlenmiştir ($p < 0.05$). Sediment örneklerindeki mikroplastik (MP) miktarlarının iki lokasyon arasında anlamlı bir fark gösterip göstermediğini belirlemek amacıyla Mann-Whitney U testi uygulanmış ve sonuçlar, iki lokasyon arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmadığını göstermiştir. Tüm istatistiksel analizler, stats paketi (R Core Team, 2024) kullanılarak yapılmıştır. MP'lerin su, sediment ve bireyler gibi alt kategorilerdeki frekanslarını görselleştirmek için ggplot2 paketi (Wickham, 2016) ile yığılmış çubuk grafikler oluşturulmuş, MP'lerin boyutlarının dağılımını göstermek için ise yoğunluk dağılım grafikleri kullanılmıştır. Ayrıca, circlize paketi (Gu, 2014) ile şekil, renk ve polimer türü açısından MP'lerin dağılımını gösteren bir dairesel bağlantı diyagramı oluşturulmuştur. Veriler, R programlama dili v4.4.2 (R Core Team, 2024) kullanılarak analiz edilmiştir.

3. BULGULAR

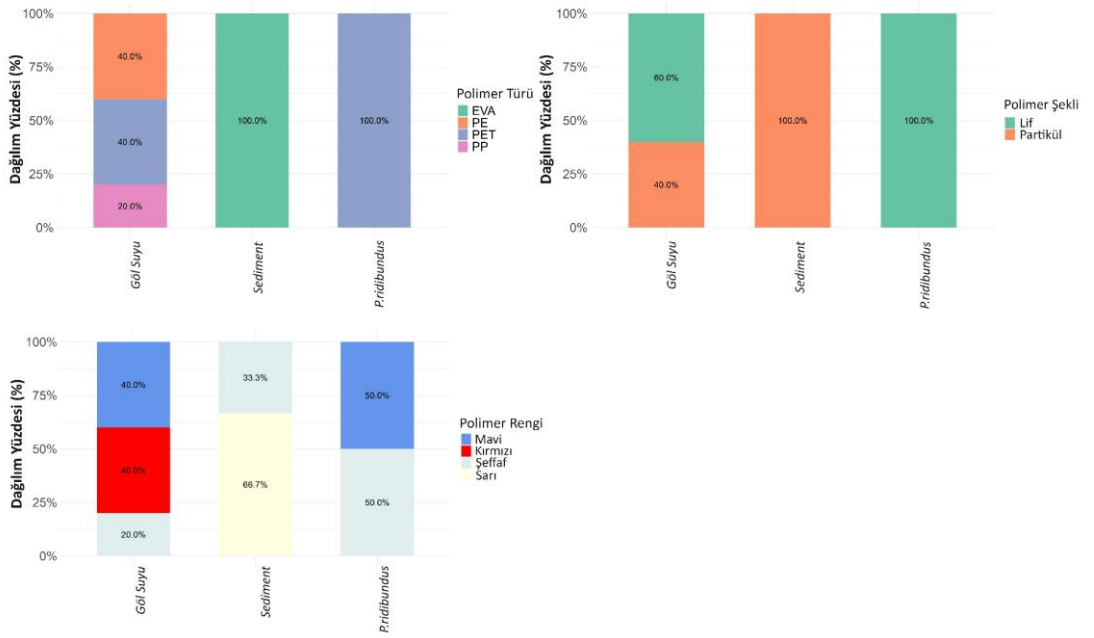
3.1. Kurbağalardaki Mikroplastikler

ATR-FTIR cihazı, 90 şüpheli mikrop lastik partikülünü analiz ederek 19'unu (%21) sentetik polimerler olarak tanımlamıştır. Genel olarak, MP'ler yetişkin kurbağaların GİS' lerinde %16.6 oranında (30 örneğin beşinde) tespit edilmiştir ve üç birleşik laboratuvar/prosedür boşluk örneğinde sıfır bulunmuştur. Büyükçekmece Gölü'nden alınan Ova kurbağası örneklerinde, MP'lerin polimer kompozisyonu %33 etilen-vinil asetat (EVA) ve %67 PET olup, şekil dağılımı %67 fiber ve %33 fragment, renk dağılımı ise %67 mavi ve %33 kırmızı olarak bulunmuştur (Şekil 20).



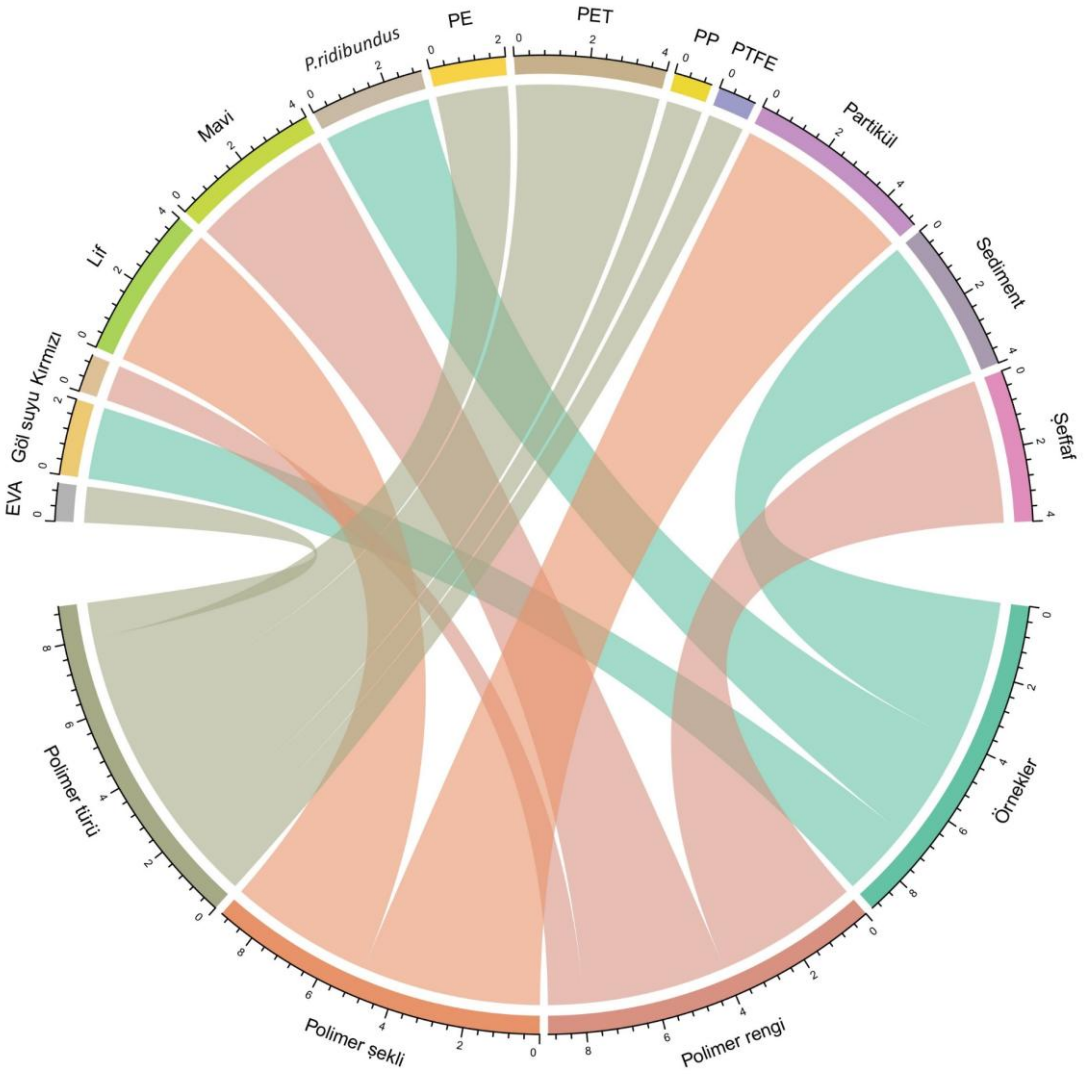
Şekil 20. Büyükçekmece Gölü'ne ait numunelerde tespit edilen polimerlere ait karakteristik özellikleri ifade eden bar grafikleri

Şavşat Karagöl'den alınan ova kurbağası örneklerinde ise, MP'lerin polimer kompozisyonu %100 PET olup, tüm MP'lerin fiber (yüzde 100) olup, renk dağılımı %50 mavi ve %50 şeffaf olarak gözlemlenmiştir (Şekil 21).



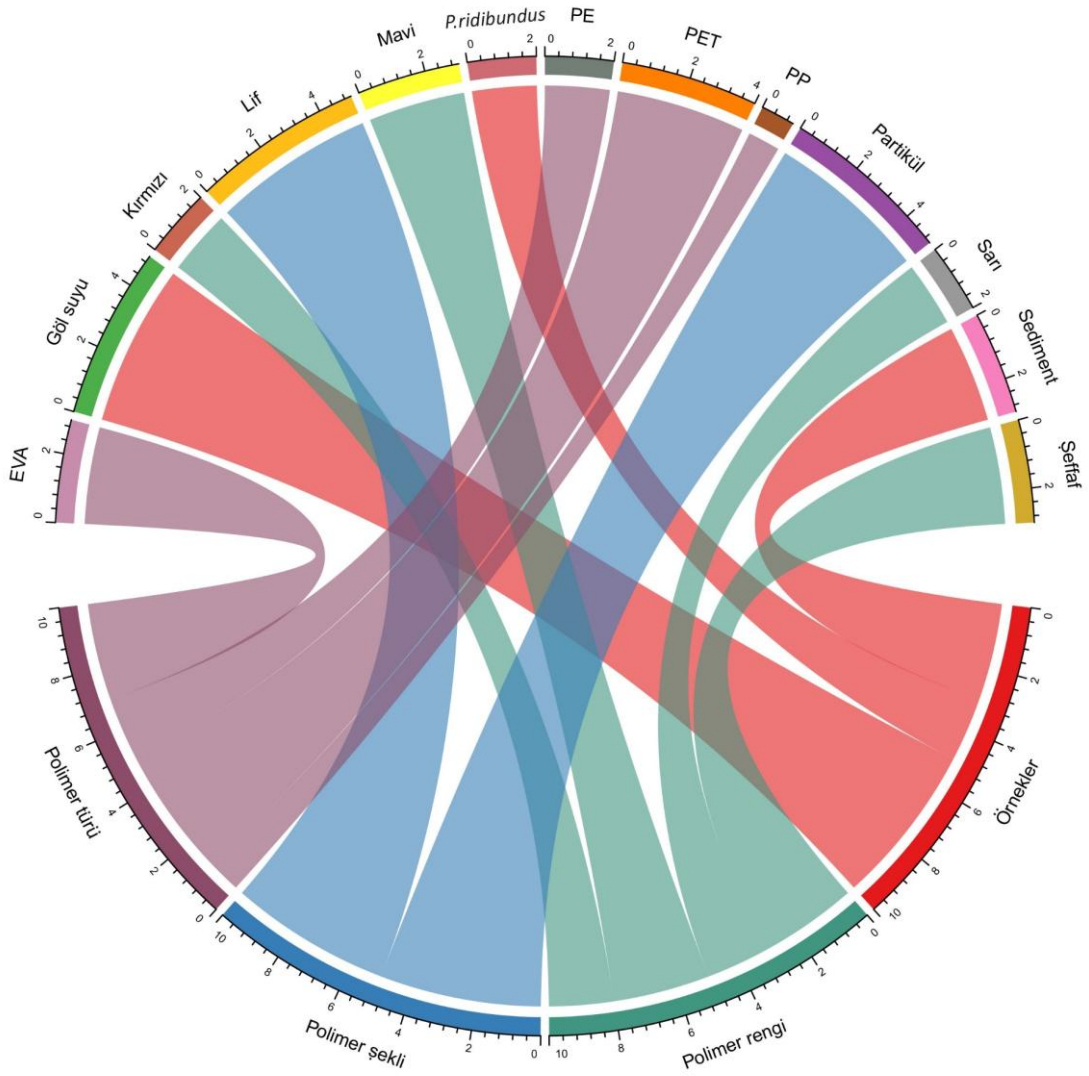
Şekil 21. Şavşat Karagöl'e ait numunelerde tespit edilen polimerlere ait karakteristik özellikleri ifade eden bar grafikleri

Genel olarak, Büyükçekmece Gölü'nde birey başına 0.2 MP, Şavşat Karagöl'de ise birey başına 0.13 MP bulunmuştur. Büyükçekmece Gölü'nden alınan GİS örneklerinde iki polimer türü (EVA ve PET) tespit edilirken, Şavşat Karagöl'den alınan örneklerde yalnızca bir polimer türü (PET) bulunmuştur. Ova kurbağası örneklerinde, Büyükçekmece Gölü'ndeki MP' lerin %66.7'si fiber şeklinde iken, Şavşat Karagöl'deki tüm MP'ler (% 100) fiber şeklindeydi. İki göletten alınan kurbağa GİS' lerinden tespit edilen partiküllerin %80'i fiber, %20'si ise fragmentti. Ova kurbağası örneklerinde, Büyükçekmece Gölü'nde mavi (%66.7) ve şeffaf (%33.3) MP'ler bulunurken, Şavşat Karagöl'de ise mavi (%50) ve şeffaf (%50) MP'ler eşit oranlarda bulunmuştur. MP'lerin uzunluğu, minimum 246 µm ile maksimum 498 µm arasında değişmekte olup, ortalama uzunluk 357.4 ±44.31 µm olarak hesaplanmıştır. Şekil 22'de Büyükçekmece Gölü'nden elde edilen MP'lere ait örnek türleri, polimer türleri, şekil ve renk gibi kategoriler arasındaki ilişkileri gösteren dairesel bağlantı diyagramı verilmiştir. Diyagram, göl suyu, sediment ve *P. ridibundus* örneklerinde tespit edilen MP'lerin polimer türleri, morfolojik özellikleri ve renkleri ile olan bağlantılarını yansıtmaktadır. Bağlantı kalınlıkları, gözlemlenen eşleşme sıklığını temsil etmektedir.



Şekil 22. Büyükçekmece Gölü'nden elde edilen MP'lere ait örnek türleri, polimer türleri, şekil ve renk gibi kategoriler arasındaki ilişkileri gösteren dairesel bağlantı diyagramı

Şekil 23' de Şavşat Karagöl'den elde edilen MP'lere ait örnek türleri, polimer türleri, şekil ve renk gibi kategoriler arasındaki ilişkileri gösteren dairesel bağlantı diyagramı verilmiştir. Diyagram, göl suyu, sediment ve *P. ridibundus* örneklerinde tespit edilen MP'lerin polimer türleri, morfolojik özellikleri ve renkleri ile olan bağlantılarını yansıtmaktadır. Bağlantı kalınlıkları, gözlemlenen eşleşme sıklığını temsil etmektedir.



Şekil 23. Şavşat Karagöl'den elde edilen MP'lere ait örnek türleri, polimer türleri, şekil ve renk gibi kategoriler arasındaki ilişkileri gösteren dairesel bağlantı diyagramı

3.2. Su ve Sedimentlerde Mikroplastikler

Su örneklerinde, iki lokasyondan toplanan MP' lerin normal dağılıma uymadığı tespit edilmiştir ($p < 0.05$), bu nedenle Mann-Whitney U testi uygulanmıştır. Test sonuçlarına göre, iki lokasyondan toplanan su örnekleri arasında anlamlı bir ilişki bulunmamıştır ($p = 0.329$). Sediment örneklerinde ise MP'lerin dağılımı analiz edilmiş ve verilerin normal dağılmadığı gözlemlenmiştir ($p < 0.05$). Sediment örneklerinde MP'lerin dağılımında iki lokasyon arasındaki farkı belirlemek amacıyla Mann-Whitney U testi uygulanmış ve sediment örneklerindeki MP miktarlarının iki lokasyon arasında anlamlı bir fark göstermediği bulunmuştur (p-değeri = 0.4795 → $p > 0.05$).

Büyükçekmece Gölü'ndeki su örneklerinde, MP'ler yalnızca istasyon 8'de tespit edilmiştir (ortalama = istasyon başına 0.2 MP). Buradaki MP kompozisyonu, her biri %50 oranında olan fragmentler ve fiberlerden oluşmakta olup, polimer türleri %50 PE ve %50 PET, renk dağılımı ise %50 mavi ve %50 kırmızı olarak belirlenmiştir (Tablo 3). Buna karşın, Şavşat Karagöl'deki gölet suyu örneklerinde, MP varlığı istasyon 1, 8 ve 10'da tespit edilmiştir (ortalama = istasyon başına 0.5 MP). Şavşat Karagöl'deki su örneklerinde, MP'lerin polimer kompozisyonu PE (%40), PET (%40) ve PP (%20) olup, şekil dağılımı %60 fiber ve %40 fragment, renk dağılımı ise %50 mavi ve %50 şeffaflık olarak gözlemlenmiştir.

Tablo 3. Büyükçekmece Gölü ve Şavşat Karagöl'den alınan numunelerde tespit edilen mikroplastiklere ait parametreler

Lokasyon	İstasyon No	Örnekler	MP şekli	MP türü	MP rengi	Uzunluk (µm)	MP g^{-1} / L^{-1}
Büyükçekmece Gölü	1	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	partikül	PE	şeffaf	56	0.01
	2	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	3	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	4	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	5	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	partikül	PP	şeffaf	43	0.01
	6	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	7	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	8	Göl suyu	partikül	PE	mavi	42	0.40
			lif	PET	kırmızı	23	0.40
		Sediment	lif	PET	mavi	51	0.01
	9	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	10	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	partikül	PTFE	şeffaf	25	0.01
Şavşat Karagöl	1	Göl suyu	partikül	PE	kırmızı	45	0.20
		Sediment	-	-	-	-	-
	2	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	3	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	partikül	EVA	sarı	474	0.02
			partikül	EVA	şeffaf	83	0.02
	4	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	5	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-
	6	Göl suyu	-	-	-	-	-
		Sediment	-	-	-	-	-

Tablo 3. (Devam) Büyükçekmece Gölü ve Şavşat Karagöl'den alınan numunelerde tespit edilen mikroplastiklere ait parametreler

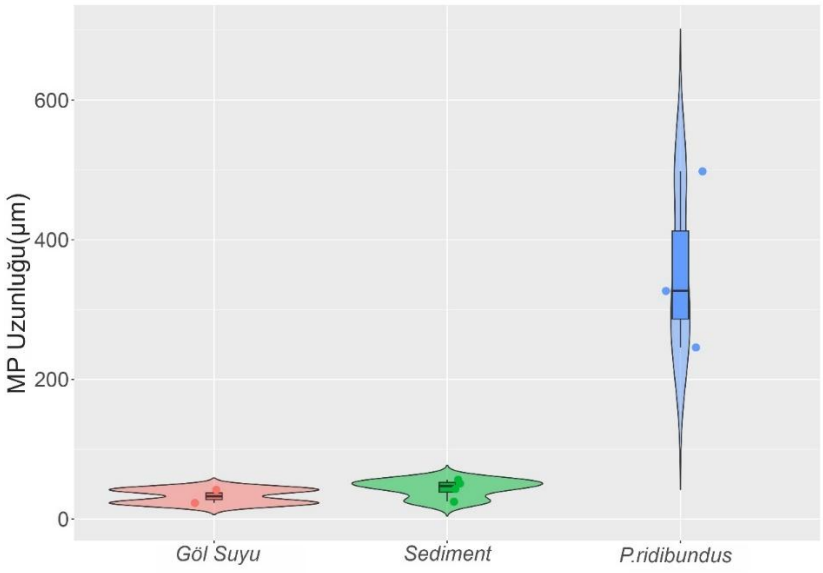
7	Göl suyu	-	-	-	-	-
	Sediment	-	-	-	-	-
8	Göl suyu	lif	PET	kırmızı	54	0.40
		lif	PET	mavi	254	0.40
	Sediment	-	-	-	-	-
9	Göl suyu	-	-	-	-	-
	Sediment	-	-	-	-	-
10	Göl suyu	partikül	PE	şeffaf	464	0.40
		lif	PP	mavi	164	0.40
	Sediment	partikül	EVA	sarı	441	0.01

Büyükçekmece Gölü'ndeki sediment örneklerinde, MP'ler istasyon 1, 5, 8 ve 10'da tespit edilmiştir (ortalama = istasyon başına 0.4 MP) (Tablo 3). İstasyon 1'de, şeffaf PE fragmentleri 25 µm uzunluğunda ve 0.01 MP g^{-1} konsantrasyonunda bulunmuştur. İstasyon 5'te, şeffaf PP fragmentleri 43 µm uzunluğunda ve 0.01 MP g^{-1} konsantrasyonunda tespit edilmiştir. İstasyon 8'de, mavi renkli PET fiberleri 60 µm uzunluğunda ve 0.01 MP g^{-1} konsantrasyonunda bulunmuştur. İstasyon 10'da ise, şeffaf renkli PTFE fragmentleri 50 µm uzunluğunda ve 0.01 MP g^{-1} konsantrasyonunda gözlemlenmiştir.

Şavşat Karagöl'deki sediment örneklerinde ise yalnızca istasyon 3 ve 10'da MP varlığı tespit edilmiştir (ortalama = istasyon başına 0.3 MP). İstasyon 3'te, yalnızca EVA polimerinden oluşan fragmentler tespit edilmiş olup, bu fragmentler %50 sarı (474 µm) ve %50 şeffaf (83 µm) renklerde bulunmuş ve her ikisi de 0.02 MP g^{-1} konsantrasyonundadır. İstasyon 10'da, sarı renkli EVA fragmentleri 441 µm uzunluğunda ve 0.01 MP g^{-1} konsantrasyonunda tespit edilmiştir.

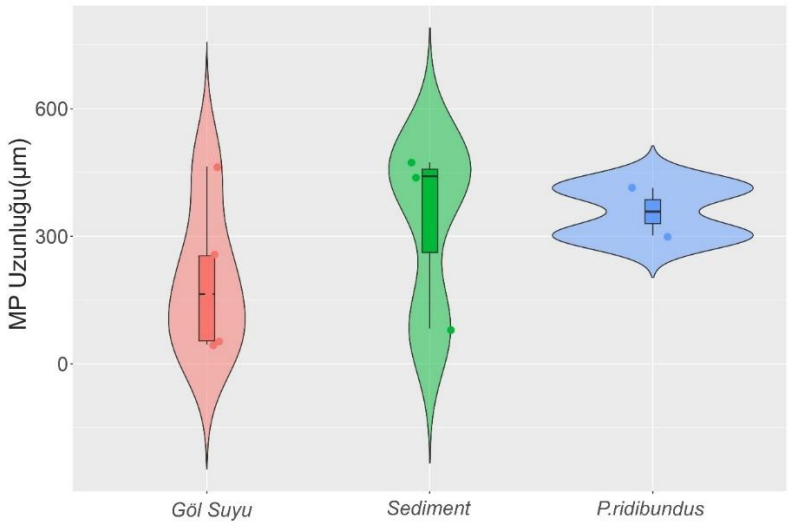
Göl suyu örneklerinde, Büyükçekmece Gölü'nde iki polimer türü (PE ve PET) tespit edilirken, Şavşat Karagöl'de üç polimer türü (PE, PET ve PP) bulunmuştur. Büyükçekmece Gölü'ndeki sediment örneklerinde ise dört polimer türü (PP, PE, PET ve PTFE) tespit edilmişken, Şavşat Karagöl'de yalnızca bir polimer türü (EVA) bulunmuştur. Göl suyu örneklerinde, fiber şeklindeki MP'lerin oranı Büyükçekmece Gölü'nde %50, Şavşat Karagöl'de ise biraz daha yüksek (%60) bulunmuştur. Sediment örneklerinde ise, Büyükçekmece Gölü'nde %75 fragment şeklinde MP tespit edilirken, Şavşat Karagöl'de tespit edilen tüm MP'ler fragment şeklindeydi (%100). Büyükçekmece Gölü'nde, göl suyu ve sediment örneklerinde tespit edilen MP'lerin

uzunluğu, minimum 25 µm ile maksimum 60 µm arasında değişmekte olup, ortalama uzunluk 46.33 ± 4.81 µm olarak hesaplanmıştır (Şekil 24).



Şekil 24. Büyükçekmece Gölü'nden alınan farklı örnek türlerine ait MP polimer uzunluklarının dağılımı. Yoğunluk dağılım grafikleri, her bir örnek türünde tespit edilen MP'lerin uzunluk dağılımını, medyan, çeyrekler ve yoğunluk fonksiyonlarıyla birlikte göstermektedir

Şavşat Karagöl'de ise, göl suyu ve sediment örneklerinde tespit edilen MP'lerin uzunluğu, minimum 45 µm ile maksimum 474 µm arasında değişmekte olup, ortalama uzunluk 247.38 ± 66.54 µm olarak belirlenmiştir (Şekil 25).



Şekil 25. Şavşat Karagöl'den alınan farklı örnek türlerine ait MP polimer uzunluklarının dağılımı. Yoğunluk dağılım grafikleri, her bir örnek türünde tespit

edilen MP' lerin uzunluk dağılımını, medyan, çeyrekler ve yoğunluk fonksiyonlarıyla birlikte göstermektedir

Suda gözlemlenen renkler %40 mavi, %20 sarı ve %40 kırmızı iken, sediment örneklerinde ise %66.7 sarı ve %33.3 şeffaf renkler gözlemlenmiştir. Genel olarak, tüm istasyonlardan alınan su örneklerinin %20'sinde ve sediment örneklerinin %30'unda MP tespit edilmiştir. Su örneklerinde tespit edilen MP'lerin %58'i fiber, %42'si ise fragmentlerdi. Sediment örneklerinde ise %86 fragment, %14 fiber şeklindeydi. MP'lerde beş farklı polimer kompozisyonu tespit edilmiştir (Şekil 4), bunlardan PET en yaygın polimer olup oranı %42, ardından EVA %24, PE %21, PP %10 ve PTFE %5 olarak belirlenmiştir. Mann-Whitney U testi sonuçlarına göre, iki yerden alınan su ve sediment örnekleri arasında anlamlı bir ilişki bulunmamıştır (su: p-değeri = 0.329; $p > 0.05$; sediment: p-değeri = 0.4795; $p > 0.05$).

4. TARTIŞMA, SONUÇLAR VE ÖNERİLER

MP'ler, yetişkin kurbağaların gastrointestinal sisteminde ve hem Büyükçekmece hem de Şavşat Karagöl göllerinin yüzey suyu ve sedimentinde dağınık olarak tespit edilmiştir. Mutlak konsantrasyonların düşük olmasına ve görsel olarak izole edilen partiküllerin çoğunun sentetik-polimer spektrumlarıyla eşleşmemesine rağmen, bu sonuçlar yine de minimum düzeyde tatlı su plastik kirliliğinin bile göl ekosistemlerinde daha yüksek trofik seviyelere ulaşabileceğini göstermektedir.

4.1. Kurbağalarda Mikroplastikler

Bu çalışmada, yetişkin kurbağaların gastrointestinal sistemlerinin %16,6'sında MP 'ler tespit edilmiştir; bu oran, farklı bölgelerdeki diğer çalışmalara kıyasla nispeten düşük bir tespit oranıdır (Tablo 4). Örneğin, nüfus yoğunluğunun yüksek olduğu megakent İstanbul'da yer alan Büyükçekmece Gölü'nde kurbağa başına ortalama 0,2 MP tespit edilirken, nüfus yoğunluğunun düşük olduğu bir bölgede yer alan Karagöl Gölü'nde kurbağa başına ortalama 0,13 MP tespit edilmiştir. Bu bulgular, tespit oranları başka yerlerde bildirilenlerden daha düşük olmasına rağmen, insan nüfus yoğunluğu ile amfibilerde MP alımı arasında potansiyel bir korelasyon olduğunu göstermektedir. Tatlı vd. (2025), Türkiye'deki habitatlarda örneklenen kurbağaların %44'ünde MP tespit ederken, Shetu vd. (2023) Bangladeş'teki büyük bir deltadan alınan kurbağalarda %90 gibi önemli ölçüde daha yüksek bir tespit oranı bildirmiştir. Benzer şekilde, Pastorino vd. (2022) ve Najibzadeh vd. (2024) İtalya ve İran'daki kurbağaların sırasıyla %100'ünde ve %85,94'ünde MP bulmuş ve bölgeler ve habitatlar arasında MP alımında önemli farklılıklar olduğunu vurgulamıştır.

Bu farklılıklar, çevresel MP konsantrasyonları, beslenme davranışları ve habitat kirlilik seviyelerindeki farklılıklardan kaynaklanıyor olabilir. Büyükçekmece Gölü gibi sanayi ve konut faaliyetleriyle çevrili şehirleşmiş alanların, Karagöl Gölü gibi uzak alanlara kıyasla yüzey akışı, atık su deşarjı ve atmosferik birikim yoluyla daha yüksek MP akışına maruz kalması muhtemeldir (Windsor vd., 2019). Genel beslenme davranışlarına sahip kurbağa türleri, MP' lerle potansiyel olarak kirlenmiş daha geniş bir av yelpazesi nedeniyle tesadüfi MP alımına daha yatkın olabilir (Hu vd., 2018). Pastorino vd. (2022), düşük trofik seviyelerdeki veya tortu bakımından zengin

habitatlardaki kurbağaların, çökelme bölgelerine yakınlık nedeniyle MP'leri daha sık yutabileceğini belirttiği için, ekolojik niş maruziyeti daha da etkilemektedir. Buna karşın, Najibzadeh vd. (2025) sucul *Pelophylax* sp. türünde (136 örneğin %72'si) karasal *Bufotes perrini* türüne kıyasla daha yüksek oranda MP yutulduğunu bildirmiş ve bunu uzun süreli sucul maruziyete ve filtre ile beslenme alışkanlıklarına bağlamıştır.

Tablo 4. Amfibilere ait literatürde yapılmış çalışmalardan örnekler

Yazarlar	Yıl	Çalışma Alanı	Tür/Örnek Boyutu	MP Tespit Oranı	Öne Çıkan Bulgular
Bu çalışma	2025	Türkiye-Büyükçekmece Gölü, Şavşat Karagöl	Yetişkin Kurbağalar	%16,6	PET lifleri baskın (%80) Kentsel/kırsal fark
Tatlı vd.	2025	Türkiye Geneli	Kurbağalar	%44	Lif baskın MP şekli (%90,8)
Dursun vd.	2023	Türkiye Geneli	Yetişkin Kurbağalar	%59,58	Lif baskın MP şekli (%97,1)
Shetu vd.	2023	Bangladeş-delta Bölgesi	Kurbağalar	%90	Yoğun insan faaliyeti ile yüksek tespit oranı
Pastorino vd.	2022	İtalya	Kurbağalar	%100	Habitat ve trofik seviye etkisi
Najibzadeh vd.	2024	İran	Kurbağalar	%85,94	Sucul türlerde daha yüksek MP
Najibzadeh vd.	2025	İran	*Pelophylax sp.* ve *Bufotes perrini*	%72(sucul)	Filtreyle beslenen türlerde yüksek MP
Burger vd.	2024	Güney Afrika	*Amietia delalandii*	%98	Lif ağırlıklı (PES, PVA); doku içi tespit
Souza-Ferreira vd.	2025	Amazon Havzası	*Physalaemus ephippifer, Boana multifasciata*	-	Solunum ve dokular arası maruziyet
Windsor vd.	2019	Derleme	-	-	Lifler tatlı su ekosistemlerinde en yaygın

Çalışmamızdaki kurbağa GIT' lerinde liflerin (%80) parçalara (%20) göre baskınlığı, tatlı su organizmalarındaki küresel eğilimlerle uyumludur. Tatlı vd. (2025), Türk kurbağalarında liflerin baskın MP şekli (%90,8) olduğunu bildirmiştir; bu durum, lifleri dünya çapında tatlı su ekosistemlerinde en yaygın MP türü olarak tanımlayan Windsor vd. (2019) tarafından da yinelenmiştir. Najibzadeh vd. (2024) da benzer şekilde kurbağa GIT' lerinde baskın lifler (%50,4) bulmuş ve tekstil türevi MP' leri yansıtan birincil polimerler olarak polyester (PES) ve PET tespit etmiştir. Çalışmamızda, Büyükçekmece Gölü ve Karagöl Gölü yakınlarındaki balıkçılık malzemeleri ve ambalaj malzemeleri gibi yerel kaynaklarla bağlantılı olması muhtemel PET baskın çıkmıştır (Browne vd., 2011). Liflerin küçük boyutu, kaldırma kuvveti ve kurbağaların beslendiği sucul bitki örtüsü veya sedimente dolması biyoyararlanımlarını artırmaktadır (Reisser vd., 2015, Szkudlarek vd., 2024; McIlwraith vd.,2024).

GIT analizi amfibilerdeki MP çalışmalarına hakim olsada, son çalışmalar alternatif maruziyet yollarını araştırmıştır. Souza-Ferreira vd. (2025) Amazon kurbağalarında (*Physalaemus ephippifer* ve *Boana multifasciata*) solunum ve dokular arası yollarla MP'ye maruz kalındığına dair in situ kanıtlar sunmuş ve sindirim ve dokular arası yolların en kirli yollar olduğunu, solunum yoluyla maruz kalmanın ise en az önemli olduğunu tespit etmiştir. Bu durum, amfibilerin yutmanın ötesinde, özellikle atmosferik birikimin yüksek olduğu bölgelerde, potansiyel olarak havadaki MP'lerin deriye nüfuz etmesi veya solunması yoluyla çok yönlü maruz kalma riskleriyle karşı karşıya olduğunu göstermektedir (Prata vd., 2021). Bu tür yollar, diğer omurgalılarda gözlemlendiği gibi epitelyal disfonksiyon veya sitotoksisite gibi sistemik etkilere yol açabilir (Souza-Ferreira vd., 2025).

Burger vd. (2024) Güney Afrika'dan yetişkin genel dere kurbağalarının (*Amietia delalandii*) dokularında (deri, bağırsak ve korpus) %98 oranında lif ağırlıklı örneklerde (polyester ve polivinil alkol) MP' ler rapor etmiştir. Çalışmamızın düşük GIT tespit oranı (%16,6) doğrudan doku karşılaştırmasını engellemektedir; ancak Burger vd. (2024)'nin bulguları, MP' lerin GIT' in ötesinde devam edebileceğini ve potansiyel olarak yırtıcılara trofik transfer yoluyla riskleri artırabileceğini düşündürmektedir. Her iki çalışmada da liflerin baskın olması (burada %80 ve Burger vd. 2024'te %98), tekstil ve atık su kaynaklarının potansiyel katkıda bulunanlar

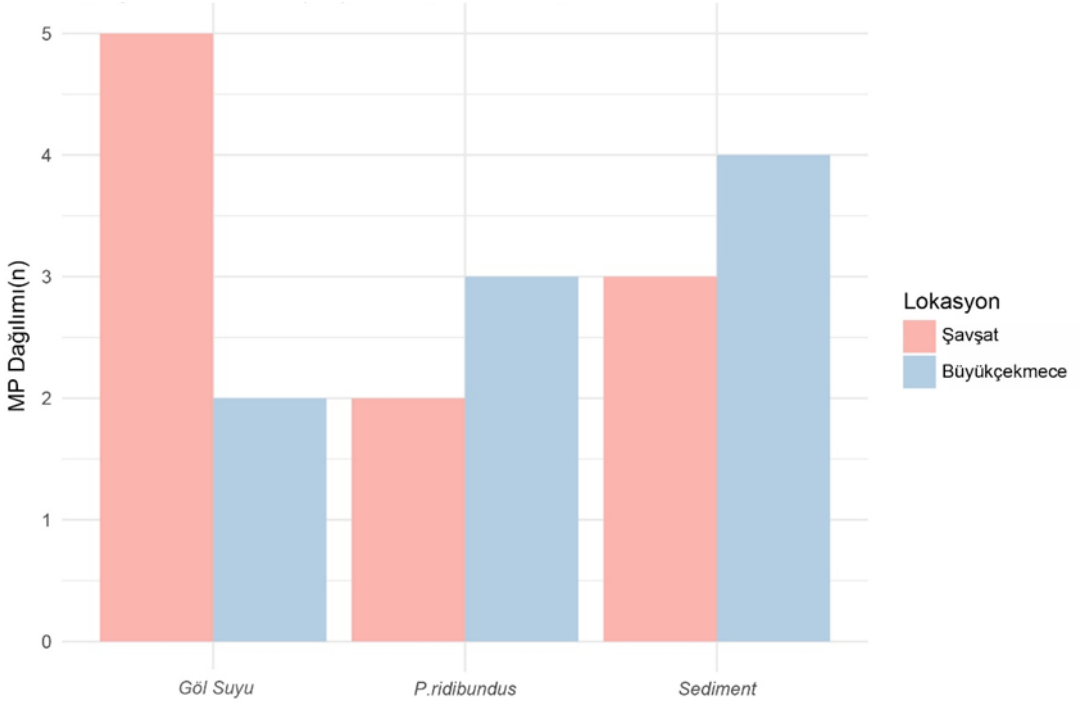
olduğunu göstermektedir. Bununla birlikte, kentsel gölde (Büyükçekmece) nispeten düşük MP tespiti, göle doğrudan atık su arıtma tesisi (AAT) deşarjlarının olmamasına bağlanabilir. Her ne kadar kentsel akış ve atmosferik birikim olası girdiler olmaya devam etsede, doğrudan AAT atık sularının olmaması muhtemelen diğer kentsel su kütlelerine kıyasla MP girdilerini azaltmaktadır. Buna karşılık, Şavşat Karagöl, asgari antropojenik faaliyetlerin bulunduğu korunan bir doğal alanda yer almaktadır, dolayısıyla potansiyel MP kaynaklarını atmosferik birikim ve rekreasyonel faaliyetlerle daha da sınırlandırmaktadır.

Bu bağlamsal farklılıklar, hem kentsel hem de kırsal tatlı su sistemlerindeki MP girdilerini daha iyi ölçmek için hedefli kaynak izleme çalışmalarına duyulan ihtiyacın altını çizmektedir.

Büyükçekmece Gölü ve Karagöl Gölü'ndeki kurbağalarda tespit edilen ve büyük ölçüde PET liflerinden oluşan %16,6'lık MP oranı, diğer bölgelere kıyasla daha düşük bir prevalansa sahip olsa da, tatlı su ekosistemlerinde kayda değer bir MP kirliliğinin varlığına işaret etmektedir. Bu bulgu, daha geniş tatlı su kirliliği modelleriyle uyumludur ve Souza-Ferreira vd. (2025) ve Burger vd. (2024) 'de tartışıldığı gibi GIT, solunum, integumenter ve doku yolları gibi potansiyel maruz kalma yollarını göstermektedir. Bu yolların ve bunların amfibi sağlığı üzerindeki etkilerinin anlaşılması, özellikle antropojenik etkilere maruz kalan bölgelerde MP kontaminasyonuyla ilişkili ekolojik riskler hakkında değerli bilgiler sağlayabilir.

4.2. Su ve Sedimentlerdeki Mikroplastikler

Ova kurbağalarının yaşadığı tatlı su sistemlerinde MP kirliliğinin araştırılması, hem çevresel dinamikler hem de amfibi ekolojisi üzerinde etkileri olan su ve sediment örneklerinde farklı seviyelerde kirlilik olduğunu ortaya çıkarmıştır. Büyükçekmece Gölü'nde, su örneklerinin yalnızca %10'unda (10 istasyondan 1'inde), ancak sediment örneklerinin %40'ında (10 istasyondan 4'ünde) MP'ler tespit edilmiştir; bu da MP'lerin su kolonunda asılı kalmak yerine sedimentlerde birikme eğiliminde olduğunu göstermektedir (Şekil 26).



Şekil 26. Her iki gölde tespit edilen MP' lere ait dağılımlar

Bu durum, daha yüksek sediment MP yaygınlığını partikül yoğunluğu ve yerel hidrodinamikler tarafından yönlendirilen batma süreçlerine bağlayan Ballent ve diğerlerinin (2016) bulgularıyla uyumludur (Tablo 5). Buna karşılık, Şavşat Karagöl Gölü'nde suda (%30, 10 istasyondan 3'ünde) sedimentten (%20, 10 istasyondan 2'sinde) daha yüksek bir MP tespit oranı görülmüştür; bu da Imhof ve diğerlerinin (2013) önerdiği gibi uzun süreli sediment birikiminden ziyade yüzey akışından veya turizmden kaynaklanan son girdileri yansıtmaktadır. Bu farklılıklar, su akıntıları ve antropojenik faaliyetler gibi sahaya özgü faktörlerin MP dağılımı üzerindeki etkisinin altını çizmektedir.

Karşılaştırmalı olarak, Tatlı vd. (2025) tarafından 11 tatlı su sahasında yapılan daha geniş bir çalışma da, hem su hem de sediment örneklerinin %36'sında MP' ler rapor edilmiştir, bu da orta düzeyde ancak her yerde bulunmayan bir kontaminasyona işaret etmektedir. Tatlı vd. (2025) insan faaliyetlerinin yoğun olduğu bölgelerde (öm. Bursa ili) daha yüksek MP konsantrasyonlarına dikkat çekerken, genel tespit oranları Büyükçekmece ve Şavşat Karagöl göllerinin yanı sıra Garda Gölü, İtalya'da gözlemlenen %20-40 aralığında seyretmiştir (Fischer vd., 2016). Bununla birlikte, Şavşat Karagöl suyunda istasyon başına 0,5 MP' den sedimentinde istasyon başına 0,3 MP' ye kadar değişen MP bolluğundaki değişkenlik, tek tip kirlenmeden ziyade

lokalize sıcak noktalara dikkat çekmektedir; bu da potansiyel olarak insan yerleşimlerine veya rekreasyon alanlarına yakınlıkla bağlantılı bir modeldir. İlginç bir şekilde, Şavşat Karagöl Gölü'nün insan varlığının en az olduğu yer olarak tanımlanmasına rağmen, su, sediment ve biyotasında MP 'ler tespit edilmiştir. Bu bulgu, dolaylı MP taşınım mekanizmalarının etkisine işaret etmektedir.

Tablo 5. Su ve sedimentlere ait literatürde yapılmış çalışmalardan örnekler.

Yazarlar	Yıl	Konu / Kapsam	Metindeki Bağlam
Ballent vd.	2016	Ontario Gölü'nde MP birikimi	Sedimentlerde MP birikiminin yoğunluk ve hidrodinamiklere bağlı olduğunu göstermiştir
Imhof vd.	2013	MP' lerin sedimentte uzun süreli birikimi ve mekânsal çeşitlilik	Yüzey akışı ve son girdilerle açıklanan farklı dağılımlar; mekânsal çeşitliliğe dikkat çekmiştir
Tatlı vd.	2025	Türkiye'de 11 tatlı su sahasında MP araştırması	Genel MP yaygınlığı, Bursa gibi insan faaliyetlerinin yoğun olduğu yerlerde yüksek konsantrasyon tespit edilmiştir
Fischer vd.	2016	Garda Gölü, İtalya'daki MP seviyeleri	%20–40 MP tespit oranı ile karşılaştırmalı değerlendirme yapılmıştır
Allen vd.	2019	Atmosferik MP taşınımı ve uzak bölgelere taşınım potansiyeli	Atmosferik birikimle MP'lerin taşınabileceği olasılığını ortaya koymuştur
Chae & An	2018	Toprak kaynaklı MP'lerin sucul sistemlere taşınması	Yüzey ve yüzey altı akışıyla MP taşınım mekanizmalarını açıklamıştır
Rillig vd.	2017	Toprakta MP varlığı ve taşınım süreçleri	MP'lerin organik gübre ya da atmosferik serpintiyle taşınmasını ele almıştır
Mutlu vd.	2025	Türkiye'de içlerinde Şavşat Karagöl'ün de bulunduğu 7 gölde MP araştırması	Kapalı bir göl olan Şavşat Karagöl korunmuş bir alanda bulunmasına karşın sedimentlerde diğer göllere oranla yüksek MP oranları tespit edilmiştir
Andrady	2011	MP'lerin yoğunluğa bağlı batma davranışı	PE ve PET'in sedimentlerde bulunma eğilimini açıklamaktadır
Free vd.	2014	Hovsgol Gölü, Moğolistan'da MP seviyeleri	Düşük kontaminasyon seviyelerine örnek verilmiştir

Atmosferik birikim, havadaki MP' lerin uzak ekosistemlere yerleşmeden önce kentsel veya sanayileşmiş bölgelerden uzun mesafeler kat edebilmesi nedeniyle makul bir açıklamadır (Allen vd., 2019). Ayrıca, MP' lerin kaynağı olan polimer türleri, çevredeki dağılım ve taşınma süreçleri açısından önem taşımaktadır. Örneğin, politetrafloroetilen (PTFE) genellikle mutfak gereçleri, kaplama ve contalarda; polietilen (PE) paketleme, otomotiv, beyaz eşya, oyuncak ve tekstil ürünlerinde;

polietilen tereftalat (PET) su, meşrubat ve yağ şişelerinde; polipropilen (PP) ise gıda kapları, oyuncak, biberon, halı ve otomotiv sektöründe yaygın olarak kullanılmaktadır (BASF, 2007; Brien, 2007; Hidalgo-Ruz vd., 2012). Bu yaygın kullanım alanları, MP' lerin çevreye yayılımında farklı kaynak ve materyallerin katkısını göstermektedir. Buna ek olarak, çevredeki topraklarda bulunan ve potansiyel olarak geçmiş arazi kullanımı, atmosferik serpinti veya kontamine organik gübre uygulamasından kaynaklanan MP' ler, yüzey akışı veya yüzey altı akışı ile harekete geçerek nihayetinde sucul sistemlere ulaşabilir (Chae & An, 2018; Rillig vd., 2017). Dolayısıyla, uzak kara kökenli kaynaklar ile göl arasındaki hidrolojik bağlantı, doğrudan insan faaliyetlerinin sınırlı olduğu alanlarda bile MP girişini kolaylaştırabilir. Bu bulgular, MP kontaminasyonunun yaygın doğasını ve çevresel kompartımanlar arasında taşınma yollarının karmaşıklığını vurgulayan son literatürle uyumludur.

MP özellikleri bu dinamikleri daha da aydınlatmıştır. Büyükçekmece Gölü'nde su ve sediment örnekleri eşit bir polimer dağılımı göstermiştir (su: PE, PP, PET ve PTFE' nin her biri %25; sediment: %50 PE ve %50 PET). Şavşat Karagöl Gölü suyu PE (%40), PET (%40) ve PP (%20) içerirken, sedimentler yalnızca EVA (%100) içermektedir. Her iki gölde de PE ve PET' in sedimentlerdeki yaygınlığı, Andrady' nin (2011) yoğunluğa bağlı batma davranışına ilişkin gözlemleriyle uyumluyken, su örneklerindeki çeşitlilik, yüzer ve yakın zamanda ortaya çıkan MP'l erin bir karışımına işaret etmektedir. Şekil analizi de bunu desteklemektedir: Lif ağırlıklı Şavşat Karagöl suyu (%60), Büyükçekmece suyu %50 lif ve %50 parçadan oluşan eşit bir dağılım göstermiştir ve Büyükçekmece sedimenti %25 lif ve %75 parça içerirken, Şavşat Karagöl sedimentinin tamamen parçalardan oluşması (%100), daha küçük, daha az yoğun parçacıkların su kolonunda kalıcı olabileceğini göstermektedir.

Renk desenleri MP kaynakları hakkında ek ipuçları sağlamaktadır. Büyükçekmece Gölü su MP' leri %50 mavi ve %50 kırmızı iken, sedimentler %75 şeffaf ve %25 mavidir. Şavşat Karagöl'de ise su örneklerinin %40'ı mavi, %40'ı kırmızı ve %20'si şeffafken, sedimentlerin %66,7'si sarı ve %33,3'ü şeffaftır. Bu canlı renkler, özellikle mavi ve şeffaf renkler, Tatlı ve diğerleri (2025) tarafından Türkiye tatlı sularında kaydedilen antropojenik imzaları (örn. balıkçılık malzemeleri, tekstil ürünleri ve plastik çöpler) yansıtmaktadır, ancak onların çalışması suda mavi MP' lerin varlığını vurgulamıştır. Şavşat Karagöl sedimentlerin ’de şeffaf ve sarı MP' lere doğru

kayma, ayrışmayı veya tarımsal akış gibi farklı yerel girdileri yansıtabilir ve daha fazla araştırmayı gerektirir.

Genel olarak, her iki gölde de MP tespiti suda ortalama %20 ve sedimentte %30 olup, polimer bileşimlerine PET (%29), PE (%29), EVA (%21), PP (%14) ve PTFE (%7) hâkimdir. Bu seviyeler Ontario Gölü (1,1 MP m^{-3}; Ballent vd., 2016) gibi yoğun bir şekilde kentleşmiş sistemlere kıyasla orta düzeydedir ancak Hovsgol Gölü, Moğolistan (0,03-0,4 MP m^{-3}; Free vd., 2014) gibi daha az etkilenmiş alanlarla uyumludur. Büyükçekmece ve Şavşat Karagöl Göllerindeki su ve sediment MP konsantrasyonları arasındaki anlamlı olmayan farklar, homojen bir dağılımın muhtemelen tutarlı hidrodinamiklerden veya tek tip kirlenme kaynaklarından kaynaklandığını düşündürmektedir. Bu durum, Imhof ve diğerlerinin (2013) başka yerlerdeki mekânsal çeşitlilik raporlarıyla çelişmekte, ancak Tatlı ve diğerlerinin (2025) kendi sahaları arasında sınırlı istatistiksel farklılık bulgularını yansıtmaktadır. Ova kurbağaları için, bu habitatlarda düşük ila orta dereceli MP'nin varlığı muhtemelen yutma oranlarını etkileyerek onları tatlı su kirliliğinin biyo indikatörleri olarak konumlandırmaktadır. Bu örüntüleri yönlendiren çevresel faktörler (örn. sedimentasyon ve su akışı) ve antropojenik baskılar (örn. turizm ve kentsel akış) arasındaki etkileşim, özellikle ekolojik etkilerin artabileceği küçük su kütlelerinde daha fazla çalışmayı teşvik etmektedir.

4.3. Genel Değerlendirme ve Öneriler

Genel olarak, her iki gölette de su örneklerinde %20 ve sedimentlerde %30 MP tespit edilmiştir; polimer bileşimleri ise sırasıyla PET (%29), PE (%29), EVA (%21), PP (%14) ve PTFE (%7) olarak dağılmıştır. Bu seviyeler, göl ontarları gibi yoğun şekilde urbanize olmuş sistemlerle karşılaştırıldığında orta seviyededir (örneğin, Ballent vd., 2016; Lake Ontario'da 1.1 MP m^{-3}), ancak etkilenmemiş bölgelerle benzerlik gösterir; örneğin Lake Hovsgol, Moğolistan'da 0.03–0.4 MP m^{-3} (Free vd., 2014). Büyükçekmece ve Şavşat Karagöl Göllerinde su ve sediment MP yoğunlukları arasındaki anlamlı farkların olmaması, homojen bir dağılımın, tutarlı hidrodinamikler veya uniform kirlilik kaynakları tarafından yönlendirilebileceğini düşündürmektedir. Bu durum, Imhof vd. (2013) başka bölgelerdeki mekansal değişkenlik raporlarına ters düşerken, Tatlı vd. (2025) çalışmalarındaki sınırlı istatistiksel farklarla örtüşmektedir.

Ova kurbağaları için, bu habitatlarda düşük-orta düzeydeki MP varlığı, yutma oranlarını etkileyebilir ve onları tatlı su kirliliğinin biyolojik göstergeleri olarak konumlandırır. Çevresel faktörler (örneğin sedimenttasyon ve su akışı) ile antropojenik baskıların (örneğin turizm ve kentsel akıntılar) bu desenleri nasıl etkilediği, özellikle ekolojik etkilerin daha belirgin olabileceği küçük su kütlelerinde daha fazla incelenmelidir.

Bu çalışma, Büyükçekmece ve Şavşat Karagöl Gölleri'ndeki su ve sedimentlerde olduğu gibi, yetişkin Ova kurbağalarının sindirim sistemlerinde MPlerin varlığını doğrulamıştır. Bu bulgular, plastik kirliliğinin Türk tatlı su ekosistemlerine nüfuz ettiğini göstermektedir. Kurbağaların sindirim sistemlerinde tespit edilen MP'lerin %80'inin, çoğunlukla lifler şeklinde olması, bu habitatlarda amfibilere yönelik biyo yığılma riski olabileceğini düşündürmektedir. Benzer şekilde, su örneklerinin %20'sinde ve sediment örneklerinin %30'unda MP'lerin tespit edilmesi, çevresel kirlenmenin yaygın ancak orta düzeyde olduğunu göstermektedir. İki göl arasındaki farklar—Büyükçekmece'deki sedimentlerde daha yüksek MP varlığı ve Şavşat Karagöl'de su örneklerinde daha fazla MP varlığı—yerel koşulların, insan etkinliklerinin ve çevresel süreçlerin farklı etkilerini işaret etmektedir.

Bu göllerdeki MP düzeyleri, bazı yoğun kirliliğe uğramış kentsel sistemlerle karşılaştırıldığında yüksek olmasa da, biyolojik ve çevresel bileşenlerdeki varlıkları, uzun vadeli ekolojik etkiler konusunda endişelere yol açmaktadır. Mevsimsel değişiklikler, MP'lerin besin zincirleri aracılığıyla hareketi ve göle özgü faktörlerin (örneğin su akışı ve çevredeki arazi kullanımı) rolünün anlaşılması oldukça önemlidir. Ayrıca, MP'lerin diğer kirleticilerle nasıl etkileşime girdiğini araştırmak, daha geniş çevresel riskler hakkında bilgi sağlayabilir. Plastik atıkların azaltılması ve yerel atık yönetim uygulamalarının iyileştirilmesi, MP'lerin su ekosistemleri üzerindeki etkilerini azaltmak için kritik öneme sahiptir.

Amfibiler üzerinde gelecekte gerçekleştirilecek ekolojik parametrelere yönelik araştırmaların, daha fazla türü ve daha geniş mekânsal alanları kapsayacak şekilde tasarlanması, mevcut bilimsel bilgiye katkı sunacağı gibi, kirleticilerin bu organizmalar üzerindeki etkilerinin daha kapsamlı bir şekilde ortaya konmasını sağlayacaktır. Şu ana kadar bazı deneysel çalışmalar MP'lerin amfibiler üzerindeki etkilerini incelemiş olsada, bu etkilerin türler arasındaki farklılıklar ve amfibilerin

evrimsel konumlarıyla olan bağlantısı henüz açıklığa kavuşturulmamıştır. Ayrıca, MP kirliliği için tanımlanmış belirli bir eşik seviyesi bulunmamaktadır ve önceki araştırmalar genellikle MP'leri diğer kirletici unsurlardan ve çevresel baskılayıcı etkenlerden bağımsız olarak değerlendirmiştir. Ancak, doğadaki kirliliğin yalnızca MP ile sınırlı olduğu varsayımı gerçekçi değildir. Bu nedenle, ileride yapılacak çalışmaların, çoklu kirleticilerin bir arada bulunduğu doğal koşulları yansıtan deneysel düzenekler ile MP'lerin diğer çevresel stresörlerle birlikte yarattığı bileşik etkileri ele alması gerekmektedir.

MP maruziyetiyle bağlantılı hastalıklar ve parazit hassasiyeti gibi konular da araştırma kapsamına alınmalıdır. Amfibiler, MP kirliliğine maruz kaldıklarında organ bozuklukları ve yapısal anormallikler yaşayabilmektedir. Bu nedenle, MP'lerin amfibi yumurtaları ve gelişim evreleri üzerindeki potansiyel etkileri, gelecek çalışmalar için öncelikli başlıklardan biri olmalıdır. İlerleyen araştırmalar aynı zamanda MP'lerin amfibilerdeki genetik yapı ve mutajenik süreçler üzerindeki tesirlerini de ortaya koyabilir. Her ne kadar bazı çalışmalar larva evresindeki ve erişkin bireylerdeki MP birikimini ayrı ayrı belgelemiş olsa da Boyero vd. (2020), MP'lerin amfibilerin başkalaşım ve üreme süreçlerine olan etkileri hâlâ netlik kazanmamıştır. Farklı yaş evrelerindeki etkiler hakkında da ciddi bir bilgi eksikliği bulunmaktadır. MP'lerin, amfibilerin doku ve organlarında (özellikle başkalaşım öncesi ve sonrası dönemlerde) uzun süreli kalıcılığı üzerine yapılan incelemeler de sınırlıdır.

Amfibiler, model organizmalar olarak kullanıldıklarından, MP'lerin uzun vadeli kalıcılığı ve larval evreden erişkinliğe geçişteki ölümcül ya da subletal etkileri, yalnızca bu grup için değil; diğer fauna türleri ve hatta insanlar için de önemli bilgiler sağlayabilir. Bunun yanında, MP'lerin amfibiler yoluyla besin ağı içerisinde aktarımına ilişkin geniş çaplı çalışmalar, ekosistem ve insan sağlığı üzerindeki potansiyel etkilerin kapsamını değerlendirmek açısından faydalı olacaktır. Ayrıca, nanoplastiklerin birçok hayvan grubu üzerinde ciddi olumsuz etkiler yarattığı deneysel olarak kanıtlanmış olsada, amfibiler bu alanda çok az çalışmaya dahil edilmiştir. Bu nedenle, bu boşluğu doldurmak adına gelecekteki çalışmaların bu konuya da odaklanması elzemdir.

MP'lerin çevredeki kaderi ve tatlı su habitatlarındaki etkilerinin daha derinlemesine anlaşılması da diğer önemli bir çalışma alanını oluşturmaktadır. Bu

doğrultuda, toprak, çökeltiler ve su sütunundaki MP hareketlerini analiz edebilecek yeni modelleme stratejilerinin geliştirilmesi gereklidir. Ayrıca, MP maruziyetinin uzun süreli ve düşük doz etkilerine dair mevcut bilgiler oldukça yetersizdir ve hem partikülün fiziksel niteliklerini hem de kimyasal toksisitesini kapsayacak duyarlı biyolojik sonlanım göstergeleri (örneğin, oksidatif stres) tanımlanmalıdır.

Sonuç olarak, tatlı su ortamlarında MP'lerin ekolojik etkileri konusunda bilimsel bilgi birikimi henüz sınırlı olmakla birlikte, bu kirliliği azaltmak için teknolojik gelişmelerin teşvik edilmesi, toplumsal farkındalığın artırılması ve güçlü politik müdahalelerin hayata geçirilmesi gerekmektedir. Aksi halde, plastik kirliliğinin önümüzdeki yıllarda artış göstermekle beraber amfibiler üzerine yaratacağı baskı da artacaktır.

KAYNAKÇA

Abarghouei S, Hedayati A, Raeisi M, Hadavand BS, Rezaei H, AbedElmdoust A (2021) Size dependent effects of microplastic on uptake, immune system, related gene expression and histopathology of goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere 276*:129977. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.129977 393

Akın, C., Bilgin, M., & Bilgin, C. C. (2010). Discordance between ventral color and mtDNA haplotype in the water frog *Rana (ridibunda) caralitana* Arikan, 1988. *Amphibia-Reptilia, 31*, 9–20.

Aliko, V., Goga, B. E., Qirjo, M., Cani, M., Rama, A., Bego, K., Reka, A., & Faggio, C. (2022). Plastic invasion tolling: First evaluation of microplastics in water and two crab species from the nature reserve lagoonary complex of Kune-Vain, Albania. *Science of the Total Environment, 849*, 157799. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157799

Aliko, V., Subashi, R., Pagano, M., & Faggio, C. (2021). Double-edged sword: Fluoxetine and ibuprofen as development jeopardizers and apoptosis' inducers in common toad, *Bufo bufo*, tadpoles. *Science of The Total Environment*, *776*, Article 145945. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145945

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience, 12(5), 339*–344. https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5

Altunışık, A., Tatlı, H. H., Yıldız, M. Z., & Aydoğdu, M. (2024). Spatiotemporal variation in the ingestion of microplastics in aquatic and terrestrial salamanders endemic to Türkiye. *Ecological Indicators, 167*, 112669. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112669

Altunışık, A. (2018). The first demographic data and body size of the Southern Banded Newt, *Ommatotriton vittatus* (Caudata: Salamandridae). *Acta Herpetologica, 13*, 13–19.

Amir, E.-A. D., Davis, K. L., Tadmor, M. D., Simonds, E. F., Levine, J. H., Bendall, S. C., Shenfeld, D. K., Krishnaswamy, S., Nolan, G. P., & Pe'er, D. (2013). viSNE enables visualization of high dimensional single-cell data and reveals phenotypic heterogeneity of leukemia. *Nature Biotechnology, 31(6)*, 545–552. https://doi.org/10.1038/nbt.2594

AmphibiaWeb. (2025). Information on amphibian biology and conservation. University of California, Berkeley. https://amphibiaweb.org

Amulya, K., Jukuri, S., & Venkata Mohan, S. (2015). Sustainable multistage process for enhanced productivity of bioplastics from waste remediation through aerobic dynamic feeding strategy: Process integration for up-scaling.

Bioresource Technology, 188, 231–239. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.070

Andrady, A. L. (2015). Persistence of plastic litter in the oceans. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), Marine anthropogenic litter (pp. 57–72). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_3Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin, 119*(1), 12–22. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082

Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 364*(1526), 1977–1984. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304ScienceDirect+7

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 62(8), 1596–1605. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Anonim. (2008). *Karagöl-Sahara Milli Parkı Şefliği Uzun Devreli Gelişme Planı*. T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Doğa Koruma ve Milli Parklar Genel Müdürlüğü.

Anonim. (2009). *İstanbul Büyükşehir Belediyesi resmi internet sitesi*. İstanbul Büyükşehir Belediyesi. http://www.ibb.gov.tr/ (Erişim tarihi: Mayıs 2009).

Araújo, K. de C., Andrade, E. B., Brasileiro, A. C., Benício, R. A., Sena, F. P., Silva, R. A., Santos, A. J. S., Costa, C. A., & Ávila, R. W. (2020). Anurans of Sete Cidades National Park, Piauí state, northeastern Brazil. Biota Neotropica, 20(4), e20201061. https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1061

Arıkan, H., Olgun, K. I., Çevik, E. C., & Tok, V. (1998). A taxonomical study on the *Rana ridibunda* Pallas, 1771 (Anura: Ranidae) population from Ivriz-Eregli (Konya). *Turkish Journal of Zoology, 22*, 181–184.

Arnold, E. N. (2003). *Reptiles and amphibians of Europe* (2nd ed.). Princeton University Press.

Ballent, A., Corcoran, P. L., Madden, O., Helm, P. A., & Longstaffe, F. J. (2016). Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, *110,* 383–395. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.037

Baran, İ., & Atatür, M. K. (1998). Türkiye herpetofaunası (*Kurbağa ve sürüngenler*). Çevre Bakanlığı Yayınları.

Baran, İ., Avcı, A., Kumlutaş, Y., Olgun, K. & Ilgaz, Ç. (2021). *Türkiye Amfibi ve Sürüngenleri*. Palme Yayınevi. ISBN: 978-605-282-611-9.

Bartsev, S. I., & Gitelson, J. I. (2016). A mathematical model of the global processes of plastic degradation in the World Ocean with account for the surface

temperature distribution. *Doklady Earth Sciences, 466*(2), 153–156. https://doi.org/10.1134/s1028334x16020033

BASF,2007[http://www.basf.com/group/corporate/en_GB/function/conversions:/publish/contentinvestorelations/newspublications/presentations/2007/download/070625_BASF_IRDay_Feldma nn_Plastics.pdf], Erişim Tarihi: 17.09.2014

Batool, I., & Qadir, A. (2022). Atmospheric microplastic distribution, fate, and behavior in context to pollution. In M. Z. Hashmi (Ed.), *Microplastic pollution: Emerging contaminants and associated treatment technologies*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89220-3_6

Benton, M. J. (2005). *Vertebrate palaeontology* (3rd ed.). Blackwell Publishing.

Berezovikov, N. N., Duisebayeva, T. N., Khromov, V. A., & Starikov, S. V. (2001). New data on the distribution of *Rana ridibunda* at the southeastern and east of Kazakhistan. In *Problems of herpetology: Abstracts of the 3rd Meeting of the Nikolsky Herpetological Society* (pp. 26–28). Pushchino, Russia.

Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J., & Gerdts, G. (2019). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances, 5*(8), eaax1157. https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157

Birleşmiş Milletler Çevre Programı. (2021). *Annual report 2021*. https://www.unep.org/resources/annual-report-2021

Bonfanti, P., Colombo, A., Saibene, M., Motta, G., Saliu, F., Catelani, T., Mehn, D., La Spina, R., Ponti, J., Cella, C., Floris, P., & Mantecca, P. (2021). Microplastics from miscellaneous plastic wastes: Physico-chemical characterization and impact on fish and amphibian development. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 225*, 112775. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112775

Borrelle, S. B., Ringma, J., Lavender Law, K., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., De Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., Boyero, L., Lopez-Rojo, N., Bosch, J., Alonso, A., Correa-Araneda, F., & Pérez, J. (2020). Microplastics impair amphibian survival, body condition and function. *Chemosphere, 244*, Article 125500. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125500

Brandsch, J., & Piringer, O. (2008). Characteristics of plastic materials. In *Plastic packaging* (pp. 15–61). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. https://doi.org/10.1002/9783527621422.ch2

Brien, S. (2007). Vinyls Industry Update. Presentation at the World Vinyl Forum 2007, September 2007. Retrieved from http://vinyl-institute.com/Publication/WorldVinylForumIII/VinylIndustryUpdate.aspx

Brodhagen, M., Peyron, M., Miles, C., & Inglis, D. A. (2015). Biodegradable plastic agricultural mulches and key features of microbial degradation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, *99*(3), 1039–1056. https://doi.org/10.1007/s00253-014-6267-5

Browne, M. A., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2010). Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. Environmental Science & Technology, 44(9), 3404–3409. https://doi.org/10.1021/es903784e

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. C. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science & Technology, 45*(21), 9175–9179. https://doi.org/10.1021/es201811s

Budak, A., & Göçmen, B. (2009). *Herpetoloji (Ders Kitabı)* (2. baskı). Ege Üniversitesi Yayınları. Fen Fak. No: 194.

Burger, M., Bouwman, H., du Preez, L. H., & Landman, W. (2024). Larger common river frogs (*Amietia delalandii*) have fewer and shorter tissue microplastic fibres than smaller frogs. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 112*, 1–10. https://doi.org/10.1007/s00128-024-03852-7

Burgos-Aceves, M. A., Faggio, C., Betancourt-Lozano, M., González-Mille, D. J., & Ilizaliturri-Hernández, C. A. (2022). Ecotoxicological perspectives of microplastic pollution in amphibians. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B, 25*(8), 405–421. https://doi.org/10.1080/10937404.2022.XXXXXXX

Campanale, C., Massarelli, C., Di Gennaro, G., & Notarnicola, M. (2020). A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 17*(4), 1212. https://doi.org/10.3390/ijerph17041212

Carroll, R. L. (2009). *The rise of amphibians: 365 million years of evolution*. Johns Hopkins University Press.

Chae, Y., & An, Y. J. (2018). Current research trends on microplastics in the environment: A review. *Environmental Pollution, 240*, 387–395. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.008

Cheng, Z., & Redner, S. (1990). Kinetics of fragmentation. *Journal of Physics A: Mathematical and General, 23*(7), 1233–1248.

Chubarenko, I., Efimova, I., Bagaeva, M., Bagaev, A., & Isachenko, I. (2020). On mechanical fragmentation of single-use plastics in the sea swash zone with different types of bottom sediments: Insights from laboratory experiments. *Marine Pollution Bulletin, 150*, 110726. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110726

Cierjacks, A., Behr, F., & Kowarik, I. (2012). Operational performance indicators for litter management at festivals in semi-natural landscapes. *Ecological Indicators*, *13*(1), 328–337. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.033

Councell, T. B., Duckenfield, K. U., Landa, E. R., & Callender, E. (2004). Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. *Environmental Science & Technology*, *38*(15), 4206–4214. https://doi.org/10.1021/es034631f

da Araújo, A. P., & Malafaia, G. (2020). Can short exposure to polyethylene microplastics change tadpoles' behavior? A study conducted with neotropical tadpole species belonging to order Anura (*Physalaemus cuvieri*). *Journal of Hazardous Materials, 391*, 122214. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122214

da Costa Araújo, A. P., de Melo, N. F. S., de Oliveira Junior, A. G., Rodrigues, F. P., Fernandes, T., de Andrade Vieira, J. E., Rocha, T. L., & Malafaia, G. (2020). How much are microplastics harmful to the health of amphibians? A study with pristine polyethylene microplastics and *Physalaemus cuvieri*. *Journal of Hazardous Materials, 382*, 121066. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121066

De Felice, B., Bacchetta, R., Santo, N., Tremolada, P., & Parolini, M. (2018). Polystyrene microplastics did not affect body growth and swimming activity in *Xenopus laevis* tadpoles. *Environmental Science and Pollution Research, 25*(34), 34644–34651. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3408-x

Demirsoy, A. (2005). *Omurgalılar (Yaşamın Temel Kuralları), Cilt III / Kısım I*. Meteksan Basımevi.

Desforges, J.-P. W., Galbraith, M., & Ross, P. S. (2015). Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 69*, 320–330. https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5

Doyle, M. J., Watson, W., Bowlin, N. M., & Sheavly, S. B. (2011). Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. *Marine Environmental Research, 71*(1), 41–52. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001

Dris, R., Gasperi, J., & Tassin, B. (2017). Sources and fate of microplastics in urban areas: A focus on Paris Megacity. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants?* (pp. 193–208). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_4

Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). *Biology of amphibians*. Johns Hopkins University Press.

Dursun, C., Karaoğlu, K., Özdemir, N., Candan, K., Kumlutaş, Y., Ilgaz, Ç., & Gül, S. (2023). Spatiotemporal distribution of microplastics in true frogs (Ranidae:

Pelophylax) populations from Türkiye. Environmental Research, 236(Part 1), 116774. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116774

Dümichen, E., Barthel, A.-K., Braun, U., Bannick, C. G., Brand, K., Jekel, M., & Senz, R. (2015). Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water Research, 85*, 451–457. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.002

Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research, 75*, 63–82. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012

Elizalde-Velázquez, A., Crago, J., Zhao, X., Green, M. J., & Cañas-Carrell, J. E. (2020). In vivo effects on the immune function of fathead minnow (*Pimephales promelas*) following ingestion and intraperitoneal injection of polystyrene nanoplastics. *Science of The Total Environment, 735*, 139461. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139461

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS One, 9*(12), e111913. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913

Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & 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

Espinosa, C., Ruiz, M., & Rodríguez, J. (2016). Microplastics in aquatic environments and their toxicological implications for fish. *Environmental Toxicology and Pharmacology, 47*, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.07.003

Esri. (2024). *World Imagery [basemap]*. Source: Esri, Maxar, Earthstar Geographics, and the GIS User Community. Retrieved [2024], from https://www.arcgis.com

European Environment Agency. (2018). CORINE Land Cover (CLC) 2018, Version 2020_20u1. https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018

Fisner, M., Majer, A., Taniguchi, S., Bícego, M., Turra, A., & Gorman, D. (2017). Colour spectrum and resin-type determine the concentration and composition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets. *Marine Pollution Bulletin, 122*(1–2), 323–330. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.072

Fischer, V., Kamjunke, N., Oberbeckmann, S., Labrenz, M., & Grossart, H. P. (2016). Microplastic pollution in Lake Garda, Italy: Occurrence and comparison of

microplastic levels. *Environmental Pollution, 213*, 915–922. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.020

Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin, 85*(1), 156–163.

Frost, D. R. (2021). *Amphibian species of the world: An online reference* (Version 6.1). American Museum of Natural History. https://amphibiansoftheworld.amnh.org

Gall, S. C., & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin, 92*(1–2), 170–179.

Geyer, R. (2020). Production. In T. M. Letcher (Ed.), *Plastic waste and recycling* (pp. 13–22). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00002-5

GESAMP. (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A global assessment* (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection Reports and Studies No. 90).

Gilfillan, L. R., Ohman, M. D., Doyle, M. J., & Watson, W. (2009). Occurrence of plastic micro-debris in the Southern California Current System. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports, 50*, 123–133.

Gonte, R. R., & Balasubramanian, R. (2012). Ion-imprinted electrospun nanofibers of chitosan/1-butyl-3-methylimidazolium tetrafluoroborate for the dynamic expulsion of thorium (IV) ions from mimicked effluents. *Environmental Science and Pollution Research, 25*(4), 3320–3334. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0618-6

Gore, P. M., Khurana, L., Siddique, S., Gonte, R. R., & Balasubramanian, R. (2018). Ion-imprinted electrospun nanofibers of chitosan/1-butyl-3-methylimidazolium tetrafluoroborate for the dynamic expulsion of thorium (IV) ions from mimicked effluents. *Environmental Science and Pollution Research, 25*(4), 3320–3334. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0618-6

Gu, Z., Gu, L., Eils, R., Schlesner, M., & Brors, B. (2014). *circlize implements and enhances circular visualization in R*. Bioinformatics, 30(19), 2811–2812. https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btu393

Guo, Z., Zhang, Y., Zhang, S., Liu, F., Li, D., & Wang, J. (2021). Global meta-analysis of microplastic contamination in reservoirs with a novel framework. *Water Research, 207*, 117828. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117828

Hanachi, P., Malaki, M., & Karbalaei, S. (2020). Effect of polystyrene microplastic and chlorpyrifos pesticide on superoxide dismutase activity in tissues of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 19(4), 2106–2117. https://doi.org/10.22092/ijfs.2019.119763

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., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology, 53*(3), 1039–1047. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology, 46*(6), 3060–3075. https://doi.org/10.1021/es2031505

Hodson, M. E., Duffus-Hodson, C. A., Clark, A., Prendergast-Miller, M. T., & Thorpe, K. L. (2017). Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environmental Science & Technology, 51*(8), 4714–4721. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00635

Hoekstra, J. M., Molnar, J. L., Jennings, M., Revenga, C., Spalding, M. D., Boucher, T. M., Robertson, J. C., Heibel, T. J., & Ellison, K. (2010). *The atlas of global conservation: Changes, challenges, and opportunities to make a difference*. University of California Press.

Hsieh, S.-L., Wu, Y.-C., Xu, R.-Q., Chen, Y.-T., Chen, C.-W., Singhania, R. R., & Dong, C.-D. (2021). Effect of polyethylene microplastics on oxidative stress and histopathology damages in *Litopenaeus vannamei*. *Environmental Pollution, 288*, 117800. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117800

Hu, L., Chernick, M., Hinton, D. E., & Shi, H. (2018). Microplastics in small waterbodies and tadpoles from Yangtze river delta, China. *Environmental Science & Technology, 52*(15), 8885–8893. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02279

Hu, L., Fu, J., Zheng, P., Dai, M., Zeng, G., & Pan, X. (2022). Accumulation of microplastics in tadpoles from different functional zones in Hangzhou Great Bay area, China: relation to growth stage and feeding habits. *Journal of Hazardous Materials, 424*, 127665. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127665

Hu, L., Su, L., Xue, Y., Mu, J., Zhu, J., Xu, J., & Shi, H. (2016). Uptake, accumulation and elimination of polystyrene microspheres in tadpoles of *Xenopus tropicalis*. *Chemosphere, 164*, 611–617. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.002

Hu, L., Zhao, Y., Xu, X., Zhang, Y., & Wu, D. (2022). Microplastics as vectors for environmental contaminants: Interactions with heavy metals and organic pollutants in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution, 301*, 119012. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119012

Hunter, P. (2007). The human impact on biological diversity: How species adapt to urban challenges sheds light on evolution and provides clues about conservation. *EMBO Reports, 8*(4), 316–318. https://doi.org/10.1038/sj.embor.7400951

Hurley, R., Woodward, J., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience, 11*(4), 251–257. https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1

Iannella, M., Console, G., D'Alessandro, P., Cerasoli, F., Mantoni, C., Ruggieri, F., di Donato, F., & Biondi, M. (2019). Preliminary analysis of the diet of *Triturus carnifex* and pollution in mountain karst ponds in Central Apennines. *Water, 12*(1), 44. https://doi.org/10.3390/w12010044

Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., & Laforsch, C. (2013). Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology, 23*(19), R867–R868. https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.09.001

Issac, M. N., & Kandasubramanian, B. (2021). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research, 28*(16), 19544–19562. https://doi.org/10.1007/s11356-021-13184-2

Jin, X., Li, Z., Peñuelas, J., Sardan, J., Wu, Q., Peng, Y., Heděnec, P., Li, Z., Yuan, C., Yuan, J., Chen, Z., Zhao, Z., Wu, F., & Yue, K. (2025). Quantitative assessment on the distribution patterns of microplastics in global inland waters. *Communications Earth & Environment, 6*, Article 331. https://doi.org/10.1038/s43247-025-02320-2

Jungnickel, H., Pund, R., Tentschert, J., Reichardt, P., Laux, P., Harbach, H., & Luch, A. (2016). Time-of-flight secondary ion mass spectrometry (ToF-SIMS)-based analysis and imaging of polyethylene microplastics formation during sea surf simulation. *Science of the Total Environment, 563*, 261–266. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.025

Karaoğlu, K., & Gül, Ş. (2020). Characterization of microplastic pollution in tadpoles living in small water-bodies from Rize, the northeast of Turkey. *Chemosphere, 255*, 126915. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126915

Karapanagioti, H. K., & Klontza, I. (2007). Investigating the properties of plastic resin pellets found in the coastal areas of Lesvos Island. *Global Nest Journal, 9*(1), 71–76.

Karbalaei, S., Hanachi, P., Rafiee, G., Seifori, P., & Walker, T. R. (2021). Toxicity of polystyrene microplastics on juvenile *Oncorhynchus mykiss* (rainbow trout) after individual and combined exposure with chlorpyrifos. *Journal of Hazardous Materials, 403*, 123980. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123980

Khalid, N., Aqeel, M., Noman, A., Hashem, M., Mostafa, Y. S., Alhaithloul, H. A. S., & Alghanem, S. M. (2021). Linking effects of microplastics to ecological impacts in marine environments. *Chemosphere, 264*(Pt 2), 128541. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128541

Khan, F. R., Mayoma, B. S., Biginagwa, F. J., & Syberg, K. (2017). Microplastics in inland African waters: Presence, sources and fate. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants?* Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_6

Klein, S., Dimzon, I. K., Eubeler, J., & Knepper, T. P. (2017). Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants?* Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_3

Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main area in Germany. *Environmental Science & Technology, 49*(10), 6070–6076. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492

Klemchuk, P. P. (1990). Degradable plastics – a critical review. *Polymer Degradation and Stability, 27*(2), 183–202. https://doi.org/10.1016/0141-3910(90)90075-P

Kolenda, K., Kuśmierek, N., & Pstrowska, K. (2020). Microplastic ingestion by tadpoles of pond breeding amphibians—first results from Central Europe (SW Poland). *Environmental Science and Pollution Research, 27*, 33380–33384. https://doi.org/10.1007/s11356-020-09648-6

Kuzmin, S. L. (1999). *The Amphibians of the Former Soviet Union*. Krieger Publishing Company.

Kuzmin, S., Tarkhnishvili, D., Ishchenko, V., Dujsebayeva, T., Tuniyev, B., Papenfuss, T., Beebee, T., Üğürtaş, İ. H., Sparreboom, M., Rastegar-Pouyani, N., Disi, A. M., Anderson, S., Denoël, M., & Andreone, F. (2009).

Kyrikou, I., & Briassoulis, D. (2007). Biodegradation of agricultural plastic films: A critical review. *Journal of Polymers and the Environment*, *15*(2), 125–150. https://doi.org/10.1007/s10924-007-0053-8

Lambert, S. (2015). Biopolymers and their application as biodegradable plastics. In C. V. Kalia (Ed.), *Microbial factories: biodiversity, biopolymers, bioactive molecules* (Vol. 2, pp. 1–9). Springer India. https://doi.org/10.1007/978-81-322-2595-9_1

Lambert, S., Sinclair, C. J., & Boxall, A. B. A. (2014). Occurrence, degradation and effects of polymer-based materials in the environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 227*, 1–53. https://doi.org/10.1007/978-3-319-01327-5_1

Lambert, S., Sinclair, C. J., Bradley, E. L., & Boxall, A. B. A. (2013). Effects of environmental conditions on latex degradation in aquatic systems. *Science of the Total Environment, 447*, 225–234. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.067

Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, *8*, 15611. https://doi.org/10.1038/ncomms15611

Leejarkpai, T., Suwanmanee, U., Rudeekit, Y., & Mungcharoen, T. (2011). Biodegradable kinetics of plastics under controlled composting conditions. *Waste Management, 31*(6), 1153–1161. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.12.011

Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., & Rotchell, J. M. (2018). Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution, 241*, 35–44. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038

Liu, E. K., He, W. Q., & Yan, C. R. (2014). 'White revolution' to 'white pollution' – agricultural plastic film mulch in China. *Environmental Research Letters*, *9*(9), 091001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/091001

Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., & Li, D. (2019). Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environmental Research, 179*, 108811. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108811

Liu, Y., vd. (2022). Application of a microplastic trap to the determination of the factors controlling the lakebed deposition of microplastics. *Science of The Total Environment*, *843*, 156883. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156883

Mai, L., You, S., He, H., Bao, L., Liu, L., & Zeng, E. Y. (2018). Riverine microplastic pollution in the Pearl River Delta, China: Are modeled estimates accurate? *Environmental Science & Technology, 52*(7), 3960–3967. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06828

Mani, T., Hauk, A., Walter, U., & Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports, 5*, 17988. https://doi.org/10.1038/srep17988

Marn, N., Jusup, M., Kooijman, S. A. L. M., & Klanjscek, T. (2020). Quantifying impacts of plastic debris on marine wildlife identifies ecological breakpoints. *Ecology Letters, 23*(10), 1479–1487. https://doi.org/10.1111/ele.13574

Mathieu-Denoncourt, J., Wallace, S. J., de Solla, S. R., & Langlois, V. S. (2015). Plasticizer endocrine disruption: Highlighting developmental and reproductive effects in mammals and non-mammalian aquatic species. *General and Comparative Endocrinology*, 219, 74–88. https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2014.11.003

McIlwraith, H. K., Lindeque, P. K., Miliou, A., Tolhurst, T. J., & Cole, M. (2024). Microplastic shape influences fate in vegetated wetlands. *Environmental Pollution, 345*, 123492. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123492

Milner, A. R. (1993). The Paleozoic relatives of lissamphibians. *Herpetological Monographs, 7*, 8–27. https://doi.org/10.2307/1467052

Mohamed, H. M., El-Naggar, H. A., El-Gayar, E. E., Masood, M. F., & Mohamed, E.-S. N. E. (2019). Effect of human activities on biodiversity in Nabq Protected Area, South Sinai, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research, 45*(1), 33–43. https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.12.001

Mohammadi, Z., Khajeh, A., Ghorbani, F., & Kami, H. G. (2015). A biosystematic study of new records of the marsh frog *Pelophylax ridibundus* (Pallas, 1771) (Amphibia: Ranidae) from the southeast of Iran. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity, 8*(2), 178–182. https://doi.org/10.1016/j.japb.2015.05.002

Mohan, S. R. (2016). Strategy and design of innovation policy road mapping for a waste biorefinery. *Bioresource Technology, 215*, 76–83. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.090

Mona, M. H., El-Naggar, H. A., El-Gayar, E. E., Masood, M. F., & Mohamed, E.-S. N. E. (2019). Effect of human activities on biodiversity in Nabq Protected Area, South Sinai, Egypt. Egyptian Journal of Aquatic Research, 45(1), 33–43. https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.12.001

Moreno-Rueda, G., & Comas, M. (Eds.). (2023). *Evolutionary ecology of amphibians*. CRC Press. https://doi.org/10.1201/9781003093312

Muhammad, A., Zhou, X., He, J., Zhang, N., Shen, X., Sun, C., Yan, B., & Shao, Y. (2021). Toxic effects of acute exposure to polystyrene microplastics and nanoplastics on the model insect, silkworm *Bombyx mori*. *Environmental Pollution, 285*, 117255. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117255

Najibzadeh, M., Kazemi, A., Esmaeilbeigi, M., & Hassan, H. U. (2025). Impact of microplastic contamination derived from human activities on anuran species: A first study from the Hyrcanian forests of Iran. *Process Safety and Environmental Protection*, Article 107002.

Najibzadeh, M., Kazemi, A., Hassan, H. U., & Esmaeilbeigi, M. (2024). Hazard assessment of microplastics and heavy metals contamination in Levant frogs (*Pelophylax bedriagae*): A bioindicator in Western Iran. *Environmental Research, 262*, 119774.

Nizzetto, L., Langaas, S., & Futter, M. (2016). Pollution: Do microplastics spill on to farm soils? *Nature, 537*(7621), 488. https://doi.org/10.1038/537488b

Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution, 184*, 161–169. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027

O'Donovan, S., Mestre, N. C., Abel, S., Fonseca, T. G., Carteny, C. C., Cormier, B., Keiter, S. H., & Bebianno, M. J. (2018). Ecotoxicological effects of chemical contaminants adsorbed to microplastics in the clam *Scrobicularia plana*. *Frontiers in Marine Science, 5*, 143. https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00143

Pallas, P. S. (1771). *Spicilegia zoologica: Quibus novae imprimis et obscurae animalium species describuntur et observationibus iconibusque illustrantur* (Vol. 1). Berlin: Gottlieb August Lange.

Pastorino, P., Prearo, M., Di Blasio, A., Barcelo, D., Anselmi, S., Colussi, S., Alberti, S., Tedde, G., Dondo, A., Ottino, M., Pizzul, E., & Renzi, M. (2022). Microplastics occurrence in the European common frog (*Rana temporaria*) from Cottian Alps (northwest Italy). *Diversity, 14*(2), 66. https://doi.org/10.3390/d14020066

Pehlivan, N., & Gedik, K. (2021). Particle size-dependent biomolecular footprints of interactive microplastics in maize. *Environmental Pollution, 277*, 116772. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116772

Pehlivan, N., & Gedik, K. (2022). Coping with the un-natural: Tracking transcriptional activation and macromolecular profiles in *Arabidopsis* under microplastic exposure. *Environmental and Experimental Botany, 199*, 104870. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2022.104870

PlasticsEurope. (2024). *The fast facts*. https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2024/

Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Andrady, A. L., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the Total Environment, 702*, 134455.

R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/Rabek, J. B. (1975). Oxidative degradation of polymers. In C. H. Bamford & C. F. H. Tipper (Eds.), *Comprehensive chemical kinetics: Degradation of polymers* (Vol. 14). Elsevier Scientific Publishing Company.

Rahman, M. M., Kim, E.-S., & Sung, H.-C. (2024). Microplastics as an emerging threat to amphibians: Current status and future perspectives. *Heliyon, 10*, e28220. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28220

Reddy, C. S. K., Ghai, R., & Rashmi, K. V. C. (2003). Polyhydroxyalkanoates: An overview. *Bioresource Technology, 87*(2), 137–146. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00212-2

Reddy, M. S., Basha, S., Adimurthy, S., & Ramachandraiah, G. (2006). Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *68*(3–4), 656–660. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.03.018

Redner, S. (1990). Statistical theory of fragmentation. In J. C. Charmet, S. Roux, & E. Guyon (Eds.), *Disorder and fracture* (NATO ASI Series, Vol. 204, pp. 31–48). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6864-3_3

Reisser, J., Slat, B., Noble, K., du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M. C., Sonneville, J. D., Becker, T., & Pattiaratchi, C. (2015). The vertical distribution of buoyant plastics at sea: An observational study in the North Atlantic gyre. *Biogeosciences, 12*(4), 1249–1256. https://doi.org/10.5194/bg-12-1249-2015

Rillig, M. C. (2012). Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environmental Science & Technology, 46*(12), 6453–6454. https://doi.org/10.1021/es302011r

Rillig, M. C., Ingraffia, R., de Souza, M., & Anderson, A. (2017). Microplastic incorporation into the soil in agroecosystems. *Frontiers in Plant Science, 8*, Article 1805. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805

Rist, S., Almroth, B. C., Hartmann, N. B., & Karlsson, T. M. (2018). A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of The Total Environment, 626*, 720–726. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.092

Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science, 369*(6510), 1515–1518. https://doi.org/10.1126/science.aba3656

Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports, 3*, 3263. https://doi.org/10.1038/srep03263

Schatti, B., & Gasperetti, J. (1994). A contribution to the herpetofauna of Southwest Arabia. *Fauna of Saudi Arabia, 14*, 348–423.

Schnurr, R. E. J., Alboiu, V., Chaudhary, M., Corbett, R. A., Quanz, M. E., Sankar, K., Srain, H. S., Thavarajah, V., Xanthos, D., & Walker, T. R. (2018). Reducing marine pollution from single-use plastics (SUPs): A review. *Marine Pollution Bulletin, 137*, 157–171. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.001

Scribano, G., Gazzola, A., Winkler, A. K., Balestrieri, A., Grioni, A., Lastrico, G., Tremolada, P., & Pellitteri-Rosa, D. (2023). Anti-predator behavioral responses of Italian agile frog tadpoles (Rana latastei) exposed to microplastics.

Environmental Science and Pollution Research, 30(5), 13688–13696. https://doi.org/10.1007/s11356-022-23131-4

Seco Pon, J. P., & Becherucci, M. E. (2012). Spatial and temporal variations of urban litter in Mar del Plata, the major coastal city of Argentina. *Waste Management, 32*(2), 343–348. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.012

Sgier, L., Freimann, R., Zupanic, A., & Kroll, A. (2016). Flow cytometry combined with viSNE for the analysis of microbial biofilms and detection of microplastics. *Nature Communications, 7*, 11587. https://doi.org/10.1038/ncomms11587

Shetu, S. A., Islam, M. M., & Rahman, M. A. (2023). Microplastic ingestion in amphibians: A case study of frogs in the Ganges-Brahmaputra Delta, Bangladesh. *Environmental Science and Pollution Research, 30*(5), 12345–12356.

Sinsch, U., & Schneider, H. (1999). Taxonomic reassessment of Middle Eastern water frogs: Morphological variation among populations considered as *Rana ridibunda*, *R. bedriagae* or *R. levantina*. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research, 37*, 67–74.

Souza-Ferreira, M. L. C., et al. (2025). First record of microplastic contamination in adult endemic Amazonian anuran species. *Scientific Reports*. https://www.nature.com/srep/

Stevenson, K., Stallwood, B., & Hart, A. G. (2008). Tire rubber recycling and bioremediation: A review. *Bioremediation Journal, 12*(1), 1–11. https://doi.org/10.1080/10889860701866263

Szkudlarek, M., Najbar, B., & Jankowiak, Ł. (2023). Microplastics pollution in larvae of toads, frogs and newts in anthropopressure gradient. *Ecological Indicators*. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110971

Szkudlarek, M., Najbar, B., & Jankowiak, Ł. (2024). Variation in microplastic characteristics among amphibian larvae: A comparative study across different species and the influence of human activity. *Scientific Reports, 14*(1), 13574.

Tang, N., Liu, X., & Xing, W. (2020). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Open Journal of Water Pollution and Treatment, 7*(1), 1–10. https://doi.org/10.4236/ojwpt.2020.71001

Taniguchi, S., Colabuono, F. I., Dias, P. S., & Montone, R. C. (2016). Occurrence and characteristics of microplastics in table salts from China. *Environmental Science & Technology, 50*(24), 13660–13665. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03105

Tatlı, H. H., Altunışık, A., & Gedik, K. (2022). Microplastic prevalence in Anatolian water frogs (Pelophylax spp.). *Journal of Environmental Management*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116029

Tatlı, H., & Altunışık, A. (2024). An investigation to determine the age parameters of marsh frogs from two frog farms. *Biological Bulletin*, 51, 1190–1196. https://doi.org/10.1134/S1062359024600302

Tatlı, H., Gedik, K., & Altunışık, A. (2025). Distribution of microplastics in tadpoles, adults, and habitats of three water frogs of *Pelophylax* spp. *Environmental Sciences Europe*, 37, 27. https://doi.org/10.1186/s12302-025-01065-1

Thakur, K., & Kandasubramanian, B. (2019). Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 64(3), 833–867.

Thompson, R. C., Moore, C. J., vom Saal, F. S., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2153–2166. https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053

Thompson, R. C. (2020). Twenty years of microplastic pollution research—What have we learned? *Science*, 367(6482), 1448–1451. https://doi.org/10.1126/science.adl2746

Trimpin, S., Wijerathne, K., & McEwen, C. N. (2009). Rapid methods of polymer and polymer additives identification: Multi-sample solvent-free MALDI, pyrolysis at atmospheric pressure, and atmospheric solids analysis probe mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, 654(1), 20–25. https://doi.org/10.1016/j.aca.2009.06.050

Tussellino, M., Ronca, R., Formiggini, F., D. Marco, N., Fusco, S., Netti, P. A., & Carotenuto, R. (2015). Polystyrene nanoparticles affect *Xenopus laevis* development. *Journal of Nanoparticle Research, 17*(2), Article 2876. https://doi.org/10.1007/s11051-015-2876-x

URL-1 https://www.gbif.org/species/6746

URL-2 https://www.iucnredlist.org/search?query=pelophylax%20ridibundus&searchType=species

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

Van, A., Rochman, C. M., Flores, E. M., Hill, K. L., Vargas, E., Vargas, S. A., & Hoh, E. (2012). Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere, 86*(3), 258–263. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.039

Vlachopoulos, J., & Strutt, D. (2003). Polymer processing. *Materials Science and Technology, 19*(9), 1161–1169. https://doi.org/10.1179/026708303225004738

Wagner, M., & Lambert, S. (Eds.). (2018). *Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants?* (Vol. 58). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5

Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A., Winther-Nielsen, M., & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe, 26*(1), 1–9. https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7

Walkinshaw C, Lindeque PK, Thompson R et al (2020) Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of *Environmental Science Pollution Research* (2021) 28:19544–19562 19561 contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *190*:110066. https://doi.org/ 10.1016/j.ecoenv.2019.110066

Wang K, Li J, Zhao L, Mu X, Wang C, Wang M, Xue X, Qi S, Wu L (2021) Gut microbiota protects honey bees (*Apis mellifera* L.) against polystyrene microplastics exposure risks. *ournal of Hazardous Materials*, *402*:123828. https:// doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.123828

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* (2nd ed.)

Windsor, F.M., Tilley, R.M., Tyler, C.R., Ormerod, S.J., (2019). Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, *646*, 68–74.

Wu, C., Zhang, K., & Xiong, X. (2017). Microplastic pollution in inland waters focusing on Asia. In M. Wagner & S. Lambert (Eds.), *Freshwater microplastics: Emerging environmental contaminants?* Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_5

Xia, W., Rao, Q., Deng, X., Chen, J., & Xie, P. (2020). Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. *Science of the Total Environment, 732*, 139065. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065

Xu, G., Wang, Q. H., Gu, Q. B., Cao, Y. Z., Du, X. M., & Li, F. S. (2006). Contamination characteristics and degradation behavior of low-density polyethylene film residues in typical farmland soils of China. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, *41*(2), 189–199. https://doi.org/10.1080/03601230500365069

Zbyszewski, M., & Corcoran, P. L. (2011). Distribution and degradation of freshwater plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution, 220*(1–4), 365–372. https://doi.org/10.1007/s11270-011-0760-6

Zhang, K., Gong, W., Lv, J., Xiong, X., & Wu, C. (2015). Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution*, *204*, 117–123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.023

Zhu, D., Chen, Q.-L., An, X.-L., Yang, X.-R., Christie, P., Ke, X., Wu, L.-H., & Zhu, Y.-G. (2018). Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry, 116*, 302–310. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.027

Ziff, R. M., & McGrady, E. D. (1985). The kinetics of cluster fragmentation and depolymerisation. *Journal of Physics A: Mathematical and General, 18*(15), 3027.

ETİK KURUL KARARI

T.C.
RECEP TAYYİP ERDOĞAN ÜNİVERSİTESİ
HAYVAN DENEYLERİ YEREL ETİK KURULU BAŞKANLIĞI ARAŞTIRMA BAŞVURUSU ONAYI
(Republic of Turkey Recep Tayyip Erdogan University Local Ethics Committee for Animal Experiments)

BAŞVURU BİLGİLERİ (Application Information)	**ETİK KURUL DOSYA NO(REFERENCE):191**			
	ÇALIŞMANIN ADI	**Büyükçekmece gölü ve Şavşat Karagöl'deki Mikroplastik Kirliliğinin Ova Kurbağası (*Pelophylax ridibundus*, Pallas 1771) Üzerine Etkileri**		
	Title	**Effects of Microplastic Pollution in Büyükçekmece Lake and Şavşat Karagöl on Marsh Frog (*Pelophylax ridibundus*, Pallas 1771)**		
	SORUMLU ARAŞTIRMACI (Director of Project)	**Doç. Dr. Abdullah ALTUNIŞIK**		
	DİĞER GÖREVLİLER (Researchers)	**Yüksek Lisans Öğrencisi Hatice Hale TATLI**		
	BAŞVURULAN ETİK KURUL	Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Hayvan Deneyleri Yerel Etik Kurulu		
	ARAŞTIRMAYA KATILAN MERKEZLER	☒Tek Merkez Ulusal	☐Çok Merkezli Ulusal	☐Çok Merkezli Uluslararası

KARAR BİLGİLERİ	**Karar No(Decision No):2024/32**	**Tarih (Date): 16.09.2024**
	R.T.E. Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi'nden, Doç.Dr.Abdullah ALTUNIŞIK'ın sorumluluğunda yürütülen ve yukarıda başvuru bilgileri verilen Hayvan Deneyleri Araştırma başvuru dosyası ve ilgili belgeler, araştırmanın gerekçe, amaç, yaklaşım ve yöntemleri dikkate alınarak incelenmiş, **T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı'**ndan izin alındıktan sonra çalışmanın gerçekleştirilmesinde etik ve bilimsel sakınca bulunmadığına katılan üyelerin oy birliğiyle karar verilmiştir.	
Decision Information	**The study above has been approved by the Local Ethics Committee of Recep Tayyip Erdogan University.**	
	☒**Accepted**	☐**Rejected**

ÜYELER (Members)

Ünvanı/ Adı/ Soyadı Ek Üyeliği	Uzmanlık Dalı	Kurumu	Cinsiyeti	İlişki (*)	Katılım (**)	İmza
Doç.Dr. Atilla TOPÇU(Başkan)	Tıbbi Farmakoloji	R.T.E. Üniversitesi Tıp Fak.	E	☐E ☒H	☒E ☐H	
Prof.Dr.Oğuz KÖSE (Başkan Vekili)	Periodontoloji	R.T.E. Üniversitesi Diş Hekimliği Fak.	E	☐E ☒H	☒E ☐H	
Prof.Dr. Serkan GÜL (Üye)	Biyoloji	R.T.E. Üniversitesi Fen-Edebiyat Fak.	E	☐E ☒H	☒E ☐H	
Prof.Dr.İlker Zeki KURTOĞLU(Üye)	Yetiştiricilik	R.T.E. Üniversitesi Su Ürünleri Fak.	E	☐E ☒H	☒E ☐H	
Doç.Dr.Kazım ŞAHİN (Üye)	Tıbbi Mikrobiyoloji	R.T.E. Üniversitesi Tıp Fak.	E	☐E ☒H	☒E ☐H	
Dr.Öğr.Üyesi Esra DENİZ (Üye)	Tıbbi Farmakoloji	R.T.E. Üniversitesi Tıp Fak.	K	☐E ☒H	☒E ☐H	
Dr.Öğr.Üyesi Zehra TOPAL SUZAN (Üye)	Histoloji ve Embriyoloji	R.T.E. Üniversitesi Tıp Fak.	K	☐E ☒H	☒E ☐H	
Şenay ÇAKIROĞLU (Üye)	Veteriner Hekim	R.T.E. Üniversitesi Deney Hay. Arş. ve Uyg. Mer.	K	☐E ☒H	☒E ☐H	
Ahmet ERKAN (Üye)	Sivil Toplum Kuruluşuna Üye	Sağlık-Sen	E	☐E ☒H	☒E ☐H	
Rukiye ÜLGER (Üye)	Serbest Çalışan	Sivil Üye	K	☐E ☒H	☒E ☐H	

*Araştırma ile ilişki(**Relationtotheproject, E: Yes, H: No**)
Toplantıda Bulunma(Attendance, E: Yes, H: No**)