



**ERZURUM KENTSEL ATIKSU ARITMA TESİSİNDE  
SEÇİLİ MİKROKİRLİTİCİLERİN TESPİTİ VE  
AKİBETİNİN BELİRLENMESİ**

**Fatmagül ÖZDEMİR**

**Yüksek Lisans Tezi  
Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı  
Prof. Dr. Zeynep EREN  
2022**

**Her hakkı saklıdır**

T.C.  
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

**ERZURUM KENTSEL ATIKSU ARITMA TESİSİNDE SEÇİLİ  
MİKROKİRLETİCİLERİN TESPİTİ VE AKİBETİNİN BELİRLENMESİ**  
(The Detection and Fate Analysis of Selected Micropollutants in Erzurum Municipal  
Wastewater Treatment Plant )

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Fatmagül ÖZDEMİR

Danışman: Prof. Dr. Zeynep EREN

Erzurum  
Haziran, 2022

## KABUL VE ONAY TUTANAĞI

Fatmagül ÖZDEMİR tarafından hazırlanan “Erzurum Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinde Seçili Mikrokirleticilerinin Tespiti ve Akıbetinin Belirlenmesi” başlıklı çalışması 29/06/2022 tarihinde yapılan tez savunma sınavı sonucunda başarılı bulunarak jürimiz tarafından Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Çevre Teknolojileri Bilim Dalında Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Başkanı:	Prof. Dr. Alper NUHOĞLU <i>Atatürk Üniversitesi</i>	Aslı Islak İmzalıdır
Danışman:	Prof. Dr. Zeynep EREN <i>Atatürk Üniversitesi</i>	Aslı Islak İmzalıdır
Jüri Üyesi:	Dr. Öğr. Üyesi İbrahim CENGİZ <i>Bayburt Üniversitesi</i>	Aslı Islak İmzalıdır

Enstitü Yönetim Kurulunun  
.../.../.... tarih ve ..... sayılı  
kararı.

Bu tezin Atatürk Üniversitesi Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği'nin ilgili maddelerinde belirtilen şartları yerine getirdiğini onaylarım.

**Prof. Dr. Saltuk Buğrahan CEYHUN**

**Enstitü Müdürü**  
Aslı Islak İmzalıdır

**Not:** Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildiriş, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

## ETİK BİLDİRİM VE İNTİHAL BEYAN FORMU

Yüksek Lisans Tezi olarak Prof. Dr. Zeynep Eren danışmanlığında sunulan “Erzurum Kentsel Atıksu Arıtma Tesisinde Seçili Mikrokirleticilerin Tesbiti ve Akibetinin Belirlenmesi” başlıklı çalışmanın tarafımızdan bilimsel etik ilkelere uyularak yazıldığını, yararlanılan eserlerin kaynakçada gösterildiğini, Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından belirlenmiş olan Turnitin Programı benzerlik oranlarının aşılmadığını ve aşağıdaki oranlarda olduğunu beyan ederiz.

Tez Bölümleri	Tezin Benzerlik Oranı (%)	Maksimum Oran (%)
Giriş	0	30
Kuramsal Temeller	11	30
Materyal ve Metot	16	35
Araştırma Bulguları ve Tartışma	6	20
Sonuçlar ve Öneriler	5	20
Tezin Geneli	10	25

*Not: Yedi kelimeye kadar benzerlikler ile Başlık, Kaynakça, İçindekiler, Teşekkür, Dizin ve Ekler kısımları tarama dışı bırakılabilir. Yukarıdaki azami benzerlik oranları yanında tek bir kaynaktan olan benzerlik oranlarının %5'den büyük olmaması gerekir.*

Beyan edilen bilgilerin doğru olduğunu, aksi halde doğacak hukuki sorumlulukları kabul ve beyan ederiz.

<b>Tez Yazarı (Öğrenci)</b>	<b>Tez Danışmanı</b>
Fatmagül ÖZDEMİR	Prof. Dr. Zeynep Eren
2022	2022
İmza: Aslı Islak İmzalıdır	İmza: Aslı Islak İmzalıdır

\* Tez ile ilgili YÖKTEZ'de yayınlamasına ilişkin bir engelleme var ise aşağıdaki alanı doldurunuz.

Tezle ilgili patent başvurusu yapılması / patent alma sürecinin devam etmesi sebebiyle Enstitü Yönetim Kurulunun .../.../... tarih ve ..... sayılı kararı ile teze erişim 2 (iki) yıl süreyle engellenmiştir.

Enstitü Yönetim Kurulunun .../.../... tarih ve ..... sayılı kararı ile teze erişim 6 (altı) ay süreyle engellenmiştir.

## TEŞEKKÜR

Sadece çalıőmalarım sırasında değil hayatın her alanında bana verdiği desteği ile aktardığı değerli bilgi ve becerilerini kendime örnek aldığım saygı ve sevgi değer hocam sayın Prof. Dr. Zeynep EREN'e teşekkür ederim.

Hayatımın eğitim öğretim süresi boyunca her daim bana inanarak desteklerini üzerimden eksik etmeyen sevgili aileme sonsuz teşekkür ederim.

Çalıőmalarım süresince bana inanarak beni yüreklendiren sevgili meslektaşlarım ve arkadaşlarım evre Mühendisi Kader BAĞIŐ AYDIN ve evre Mühendisi Kadriye İrem ALKAN'a teşekkür ederim.

Fatmagül ÖZDEMİR



## ÖZET

### YÜKSEK LİSANS TEZİ

#### ERZURUM KENTSEL ATIKSU ARITMA TESİSİNDE SEÇİLİ MİKROKİRLİTİCİLERİN TESPİTİ VE AKİBETİNİN BELİRLENMESİ

Fatmagül ÖZDEMİR

Danışman: Prof. Dr. Zeynep EREN

**Amaç:** Bu tez çalışmasında yüzey sularında hem çeşitlilikleri hem de konsantrasyonları son yıllarda artan mikrokirleticilerin, sucul ekosisteme yayıldıkları ana kaynak olan atıksu arıtma tesislerindeki mevcudiyetleri ve akıbetleri incelenmiştir. Bu amaçla son yıllarda yüzey sularında konsantrasyonları en çok analiz edilen üç mikrokirletici olan diklofenak, parasetamol ve Bisfenol A hedef bileşik seçilerek Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinde bu mikrokirleticiler bir yıllık dönem boyunca tesis giriş ve çıkış atıksu akışında izlenmiş ve tesise ait işletme parametreleri kullanılarak tesisteki ve tesisin biyolojik arıtma ünitesindeki akıbetleri bilgisayar yazılımı ile modellenmiştir.

**Yöntem:** Aralık 2020-Kasım 2021 döneminde 12 ay boyunca tesisin giriş-çıkış noktaları başta olmak üzere belirli noktalarından alınan atıksu numunelerinde sıvı-sıvı ekstraksiyon yöntemi kullanılarak LC-MS/MS metodu ile hedef mikrokirleticiler analiz edilmiştir. Hedef mikrokirleticilerin Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinde arıtılabilirliklerini ve akıbetlerini belirlemek amacıyla elde edilen bu mikrokirletici konsantrasyonları ile tesise ait işletme parametreleri kullanılarak Toxchem yazılımı ile tesis modellenmiştir. Toxchem yazılımı ile öncelikle “Back Solver Analysis” yapılarak modelin tesisle uyumu belirlenmiş ardından duyarlılık analizi yapılarak tesise ait işletme parametrelerinin mikrokirleticilerin tesisteki akıbeti üzerindeki etkisi belirlenmiştir.

**Bulgular:** Çalışmanın yapıldığı dönemde Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi giriş noktasında diklofenak konsantrasyonları 0-139,849 µg/L arasında değişirken, parasetamol konsantrasyonları 1,189-3.568,498 µg/L ve BPA konsantrasyonları ise 0,015-1,085 µg/L aralığında değişim göstermiştir. Tesis çıkış atıksularının deşarj edildiği Karasu nehrinden alınan numunelerde diklofenak ve Bisfenol A açısından Karasu Nehrinin çevresel kalite standardını sağladığı görülmüştür. Toxchem model sonuçlarına göre mikrokirleticilerin tesiste çamura absorbe olma yüzdesi sırasıyla Bisfenol A>diklofenak>parasetamol olarak tahmin edilirken; atıksuda çözünür formda kalma yüzdesi sırasıyla parasetamol>diklofenak>Bisfenol A olarak belirlenmiştir. Havaya sıyırma yüzdesi her üç bileşik için ihmal edilebilir seviyede olurken biyolojik arıtma ünitesinde biyolojik parçalanma yüzdesi sırasıyla parasetamol>Bisfenol A>diklofenak olarak modellenmiştir.

**Sonuç:** Mikrokirleticilerin atıksu arıtma tesisindeki arıtılabilirlikleri çok geniş bir aralıkta değiştiği için mikrokirleticilerin arıtılması için ileri arıtma yöntemleri ilave etmek kolay olmamaktadır. Ancak tesise ait işletme parametrelerinin mikrokirleticilerin arıtılması üzerindeki etkisi Toxchem modeli yardımıyla incelendiğinde tesis işletme koşullarını değiştirerek mikrokirleticilerin arıtılma oranını artırmak mümkün olmaktadır.

**Anahtar Kelimeler:** Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi, Mikrokirletici, Farmasötikler, Diklofenak, Parasetamol, Bisfenol A (BPA)

**Haziran 2022, 85 sayfa**

## ABSTRACT

### MS THESIS

## THE DETECTION AND FATE ANALYSIS OF SELECTED MICROPOLLUTANTS IN ERZURUM MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PLANT

**Fatmagül ÖZDEMİR**

**Supervisor: Prof. Dr. Zeynep EREN**

**Purpose:** In this study, the occurrence and fate of micropollutants, whose diversity and concentration have increased in surface waters in recent years, in wastewater treatment plants, which is the main source from which they spread to the aquatic ecosystem, were investigated. For this purpose, three micropollutants diclofenac, paracetamol and Bisphenol A, whose concentrations have been analyzed the most in surface waters in recent years, were selected as the target compound and these micropollutants were monitored in the inlet and outlet wastewater flow in Erzurum Biological Wastewater Treatment Plant for a one year period using the operating parameters of the Plant. Their fate analysis in the plant and biological treatment unit was modeled with a computer software.

**Method:** The target micropollutants were analyzed using the liquid-liquid extraction and LC-MS/MS method in wastewater samples taken from certain points, especially the entrance-exit points of the plant for 12 months between December 2020-November 2021. In order to determine the treatability and fate of the target micropollutants in Erzurum Biological Wastewater Treatment Plant, the plant was modeled with Toxchem software by using these micropollutant concentrations and the operating parameters of the plant. “Back Solver Analysis” was firstly made with Toxchem and the compatibility of the model with the facility was determined, and then the effect of the operating parameters on the fate of the micropollutants in the plant was determined by conducting sensitivity analysis.

**Findings:** At the time period of the study, diclofenac concentrations ranged from 0 to 139,849 µg/L, while paracetamol concentrations ranged from 1,189 to 3,568,498 µg/L and BPA concentrations between 0.015 and 1.085 µg/L at the Erzurum Biological Wastewater Treatment Plant. It has been observed that the Karasu River meets the environmental quality standard in terms of diclofenac and Bisphenol A concentrations in the samples taken from the Karasu river, where the wastewater effluent is discharged. According to the Toxchem model results, the percentage of micropollutants to be absorbed into the sludge in the plant was estimated in the order of Bisphenol A>diclofenac>paracetamol, respectively. The percentage of micropollutants in the wastewater was determined as paracetamol>diclofenac>Bisphenol A, respectively. While the percentage of leaching to air was negligible for all three compounds, the percentage of biodegradation in the biological treatment unit was modeled as paracetamol>Bisphenol A>diclofenac, respectively.

**Results:** It is not easy to integrate an advanced treatment method for the treatment of micropollutants because the treatability of micropollutants in the wastewater treatment plant varies in a wide range. However, when the effect of the operating parameters on the treatment of micropollutants is analyzed with the Toxchem model, it is possible to increase the treatment rate of micropollutants by controlling the operating conditions of the plant.

**Keywords:** Erzurum Biological Wastewater Treatment Plant, Micropollutant, Pharmaceutical, Diclofenac, Paracetamol, Bisphenol A (BPA)

**June 2022, 85 pages**

## İÇİNDEKİLER

KABUL VE ONAY TUTANAĞI.....	i
ETİK BİLDİRİM VE İNTİHAL BEYAN FORMU .....	ii
TEŞEKKÜR .....	iii
ÖZET .....	iv
ABSTRACT .....	v
İÇİNDEKİLER.....	vi
TABLolar DİZİNİ.....	viii
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	ix
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	x
GİRİŞ.....	1
KURAMSAL TEMELLER.....	3
Mikrokirleticiler .....	3
Farmasötikler ve kişisel bakım ürünleri .....	5
Steroidler ve hormonlar.....	10
Yüzey aktif maddeler .....	10
Endüstriyel kimyasallar.....	11
Pestisitler.....	13
Farmasötiklerin atıksu ve içme suyu arıtma tesislerindeki mevcudiyeti .....	14
Farmasötiklerin Sucul Ortamlardaki Mevcudiyeti ve Çevresel Dönüşüm Süreçleri.....	15
Mikrokirleticilerin İnsan Sağlığı Risk Değerlendirmeleri ve Mikrokirleticilerle İlgili Yasal Düzenlemeler .....	21
Çalışmada Kullanılan Seçili Mikrokirleticiler .....	24
Diklofenak.....	25
Parasetamol .....	27
BPA .....	28
Literatür Özeti .....	30
MATERYAL VE METOT.....	37
Toxchem Modeli .....	37
Çalışma Sahası: Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi .....	40
Numune Alma ve Analiz.....	42
ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....	46
SONUÇLAR VE ÖNERİLER .....	57
KAYNAKLAR.....	60

EKLER .....	69
EK-1. Erzurum Büyükşehir Başkanlığı Eski Genel Müdürlüğü İle Atatürk Üniversitesi Rektörlüğü Arasındaki İşbirliği Protokolü.....	69
ZGEMI.....	72



## TABLolar DİZİNİ

<b>Tablo 1.</b> Sucul Ortamdaki Mikrokirleticiler ve Kaynakları.....	3
<b>Tablo 2.</b> Sucul Ortamlarda En Çok Rastlanan İlaçların İnsan Vücudundan Atılma Oranları .	20
<b>Tablo 3.</b> Kişisel Bakım ve Kozmetik Ürünlerden Kaynaklı Mikrokirleticiler ve Toksikite Özellikleri.....	22
<b>Tablo 4.</b> Diklofenak'ın Deneysel ve Farmakokinetik Özellikleri.....	25
<b>Tablo 5.</b> Parasetamolün Deneysel ve Farmakokinetik Özellikleri .....	27
<b>Tablo 6.</b> BPA'nın Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri .....	28
<b>Tablo 7.</b> Farklı Ülkelerde Çeşitli Sucul Ortamlarda BPA Konsantrasyonu .....	30
<b>Tablo 8.</b> Erzurum BAAT Giriş Suyu Dizayn Parametreleri .....	41
<b>Tablo 9.</b> Diklofenak, Parasetamol ve BPA İçin LC-MS/MS Cihazında Kullanılan Metot .....	44
<b>Tablo 10.</b> Tesis Giriş Atıksuyu Aylık ve Yıllık Ortalama Parametreler.....	46
<b>Tablo 11.</b> Tesis Çıkış Atıksuyu Aylık ve Yıllık Ortalama Parametreler .....	47
<b>Tablo 12.</b> Aralık 2020-Kasım 2021 Döneminde Tesis Giriş ve Çıkış Atıksuyu Diklofenak, Parasetamol ve BPA Konsantrasyonları .....	47
<b>Tablo 13.</b> Atıksu Numuneleri Analiz Sonuçları ile Toxchem Model Sonuçlarının Karşılaştırılması .....	50
<b>Tablo 14.</b> Toxchem ile Diklofenakın Arıtma Tesisindeki Akıbet Analizi.....	51
<b>Tablo 15.</b> Toxchem ile Parasetamolün Arıtma Tesisindeki Akıbet Analizi .....	52
<b>Tablo 16.</b> Toxchem ile BPA'nın Arıtma Tesisindeki Akıbet Analizi .....	54
<b>Tablo 17.</b> Diklofenak, Parasetamol ve BPA'nın Tesisteki Akıbetleri .....	55

## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1. Türkiye'nin yıllara göre ilaç satış miktarı ve nüfus yoğunluğu .....	8
Şekil 2. Çevrede sıklıkla tespit edilen farmasötik bileşikler ve ait oldukları gruplar .....	17
Şekil 3. Farmasötik maddelerin çevresel akıbeti ve taşınımı .....	18
Şekil 4. Farmasötiklerin sucul çevrede doğal bozunma mekanizmaları .....	19
Şekil 5. Diklofenakın biyolojik arıtma prosesinde diğer kirleticiler ile etkileşimi .....	26
Şekil 6. BPA'nın insan sağlığı üzerindeki etkileri .....	29
Şekil 7. Toxchem program sayfası .....	37
Şekil 8. Biyolojik bir reaktörde mikrokirleticilerin (mk) gaz, sıvı ve katı ortamlar arasında uğradığı dönüşüm mekanizmaları .....	39
Şekil 9. Erzurum BAAT uydu görüntüsü .....	40
Şekil 10. Erzurum BAAT akış şeması ve numune alma noktaları .....	41
Şekil 11. Erzurum BAAT'nden alınan atıksu numuneleri .....	42
Şekil 12. Atıksu numunelerinin sıvı-sıvı ekstraksiyon işlemlerinden geçirilerek LC-MS/MS analizine hazırlanması .....	43
Şekil 13. Atıksu numunelerinin analizinde kullanılan LC/MS-MS cihazı .....	44
Şekil 14. LC-MS/MS Cihazında Analiz Edilen Atıksu Numuneleri .....	45
Şekil 15. Aralık 2020-Kasım 2021 Döneminde Tesisteki Diklofenak, Parasetamol ve BPA Konsantrasyon Ortalamaları .....	49
Şekil 16. Erzurum BAAT'nin Toxchem ile Çizilmiş Akış Şeması .....	50

## SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

<b>AAT</b>	: Atıksu Arıtma Tesisi
<b>AB</b>	: Avrupa Birliği
<b>ACN</b>	: Asetonitril
<b>ADI</b>	: Acceptable Daily Intake
<b>AKM</b>	: Askıda Katı Madde
<b>BAAT</b>	: Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi
<b>BAF</b>	: Biyoakümülyasyon Faktör
<b>BCF</b>	: Biyokonsantrasyon Faktörü
<b>BOİ</b>	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
<b>BPA</b>	: Bisfenol-A
<b>ÇKS</b>	: Çevresel Kalite Standartları
<b>DCM</b>	: Metilen Klorür
<b>DLMME</b>	: Dispersif Sıvı-sıvı Mikroekstraksiyon
<b>DDT</b>	: Dikloro Difenil Trikloroetan
<b>DEET</b>	: N-dietil-mtoluamid
<b>DSÖ</b>	: Dünya Sağlık Örgütü
<b>EDC</b>	: Endokrin Bozucu Bileşikler
<b>EPA</b>	: Çevre Koruma Ajansı
<b>EtOAc</b>	: Etil Asetet
<b>FAO</b>	: ABD Gıda Tarım Örgütü
<b>FDA</b>	: ABD Gıda ve İlaç Dairesi
<b>ISO</b>	: Uluslararası Standartlar Teşkilatı
<b>İOP</b>	: İleri Oksidasyon Prosesi
<b>KOİ</b>	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
<b>LC-MS/MS</b>	: Sıvı Kromatografi-Kütle Spektrometresi/Kütle Spektrometresi
<b>LPE</b>	: Sıvı Faz Ekstraksiyonu
<b>MeOH</b>	: Metanol
<b>NSAID</b>	: Non-Steroidal ve Anti-Enflamatuar İlaçlar
<b>OECD</b>	: Organisation for Economic Co-operation and Development
<b>PAH</b>	: Polisiklik Aromatik Hidrokarbon
<b>PCB</b>	: Poliklorlu Bifenil
<b>PCP</b>	: Kişisel Bakım Ürünleri
<b>PPCP</b>	: Farmasötikler ve Kişisel Bakım Ürünleri

<b>PVC</b>	: Polivinil Klorür
<b>SÇD</b>	: Su Çerçeve Direktifi
<b>SPE</b>	: Katı Faz Ekstraksiyonu
<b>TKN</b>	: Toplam Kjeldahl Azotu
<b>TOC</b>	: Toplam Organik Karbon
<b>TP</b>	: Toplam Fosfor
<b>UAKM</b>	: Uçucu Askıda Katı Madde
<b>UNEP</b>	: Birleşmiş Milletler Çevre Programı
<b>VOC</b>	: Uçucu Organik Bileşik



## GİRİŞ

Bilimsel ve teknolojik gelişmelerin, ekonomik kalkınmanın ve endüstriyel üretimlerin özellikle son elli yılda kaydettiği hızlı ilerleme süreci ve bunun toplumların refahı üzerindeki olumlu etkisi iyi bilinmektedir. Bu gelişmeler ile birlikte her geçen gün tıbbi ilaçlar, endüstriyel kimyasallar, pestisitler, temizlik ve kişisel bakım ürünleri gibi farklı alanlarda birçok yeni kimyasal bileşik sentezlenmektedir. Bu bileşikler birçok faydalı kullanıma sahip olmakla birlikte, tüketim yoluyla veya kullanılmamış veya son kullanma tarihi geçmiş ürünler olarak çevreye deşarj edildiğinde insan sağlığı ve çevre üzerinde olumsuz etkiler meydana gelmektedir. Genellikle endişe verici yeni ortaya çıkan bileşikler olarak adlandırılan bu bileşikler, son yıllarda mikrokirleticiler adı altında sınıflandırılmakta ve yüzey suyu, yeraltı suyu, toprak, sedimentler, hava ve biyota gibi çeşitli çevresel bileşenlerde sıklıkla tespit edilmektedirler. Bu durum doğal olarak, çevredeki bu mikrokirleticilerin gittikçe artan konsantrasyonlarına maruz kalan biyota ve insan sağlığı için bir risk oluşturup oluşturmadığı sorusunu ortaya çıkarmaktadır. Sucul ekosistemlerde daha fazla görünür hale gelen mikrokirleticilerin diğer çevresel bileşenlere kıyasla doğrudan insanlara ulaşabilmesi insan sağlığı üzerinde önemli bir etkisi olabileceğine dair endişeleri artırmaktadır. Bu nedenle mikrokirleticilerin sucul yaşam üzerindeki potansiyel etkisinin değerlendirilmesi ve hem sucul yaşam hem de insan sağlığı için koruyucu seviyelerin belirlenmesi önem taşımaktadır. Mikrokirleticiler için düzenleyici standartlar oluşturmak, bu mikro kirleticilerin insan sağlığı ve ekolojik sağlık üzerindeki etkileri hakkında daha fazla çalışmaya ihtiyaç duyulmaktadır. Çünkü mikrokirleticilerle ilgili çalışmalar analiz yöntemlerinin düşük tespit limitlerine sahip olmaması nedeniyle oldukça yenidir ve ancak 20-30 yıllık bir geçmişe sahiptir. Günümüzde analiz yöntemlerinin nanogram seviyelerinde gelişmiş tespit limitlerine bağlı olarak mikrokirleticiler buldukları ortamda hem çeşitlilik hem de konsantrasyon bakımından doğru olarak analiz edilebilmektedir.

Çoğu mikrokirleticilerin akut etkileri bulunmamakla birlikte sucul canlıların üreme etkilerine yol açan, doğurganlığı azaltan ve obeziteye neden olan endokrin bozucu etkiler gibi kronik etkilere sahip olabilmekte ve sucul canlıların hormon seviyelerini değiştirebilmektedir. Bazı mikrokirleticiler çok düşük dozlarda toksik etki gösterirken, bazıları sağlık sorunlarına yol açan kritik bir düzeye ulaşana kadar fark edilmemektedir. Sucul ortamda mikrokirleticiler kısa ve uzun vadeli toksisite ile mikroorganizmalarda antibiyotik direnci gibi çeşitli olumsuz

etkilerle de ilişkilendirilmektedir. Genel olarak, mikrokirleticilerin hem insanlar hem de ekosistemler üzerindeki etkileri hakkında bilgiler hala çok sınırlıdır ve düşük konsantrasyon seviyelerinde mikrokirleticilerin karışımına maruz kalmanın uzun vadeli etkileri genellikle bilinmemektedir.

Mikrokirleticiler çeşitlilik ve konsantrasyon bakımından en fazla AAT'lerinde bulunmaktadır. Çoğu klasik arıtma tesisleri BOİ, KOİ, AKM, N ve P gibi temel kirletici parametrelerin arıtımına göre tasarlanmış olup mikrokirleticilerin arıtımına odaklanmamaktadır. Bu durum ise AAT'lerden yüksek mikrokirletici konsantrasyonlarındaki atıksuların tam olarak arıtılmadan nehirlere, göllere ve diğer alıcı su ortamlarına deşarjı ile sonuçlanmaktadır. Çünkü bazı ülkelerde belirli sayıda mikrokirleticiler için çeşitli yasal düzenlemeler kabul edilmesine rağmen, genellikle AAT'leri mikrokirleticiler için tutarlı emisyon yönergelerine ve standartlarına tabi tutulmamaktadır. Böylelikle mikrokirleticiler AAT'leri vasıtasıyla alıcı su kütlelerine boşaltılarak ve su döngüsüne girmektedirler. Sudaki mikrokirleticilerin varlığı, içme ve sulama suyu gibi mevcut veya gelecekteki faydalı kullanımları sınırlandırmaktadır. Son yıllarda yürütülen pekçok çalışma mikrokirleticilerin AAT'lerinde belirli oranlarda arttığını gösterse de çevresel bileşenlerde konsantrasyonlarının ve/veya dönüşüm ürünlerinin her geçen gün artması mikrokirleticilerin AAT'lerindeki arıtım mekanizmalarının açığa çıkarılmasının önemini ortaya koymaktadır.

Bu nedenle bu tez çalışmasında Erzurum BAAT'nde mikrokirleticilerin varlığını tespit etmek ve akıbetlerini incelemek amacıyla Aralık 2020-Kasım 2021 döneminde diklofenak, parasetamol ve BPA'dan oluşan seçili üç mikrokirletici 12 ay boyunca izlenmiştir. Çalışma döneminde aylık olarak alınan numunelerde hedef mikrokirletici bileşikler LC-MS/MS metodu kullanılarak analiz edilmiştir. Elde edilen veriler ile Toxchem 4.0 yazılımı kullanılarak her bir hedef mikrokirleticinin arıtma tesisindeki ve biyolojik arıtma ünitesindeki giderim mekanizması incelenerek arıtma tesisindeki akıbetleri modellenmiştir.

## KURAMSAL TEMELLER

### Mikrokirleticiler

Mikrokirleticiler, sucul ortamlarda insan faaliyetlerinden kaynaklanan ve düşük konsantrasyonlarda bulunan steroid hormonları gibi doğal bileşikler ile farmasötikler, kişisel bakım ürünleri, pestisitler, endüstriyel kimyasallar gibi sentetik bileşiklerden meydana gelen ve her geçen gün genişleyen bir yelpazede birçok organik veya inorganik bileşikten oluşmaktadır. Mikrokirleticiler sucul ortamlarda ilk kez 1970-1980'li yıllarda steroid hormonlarının atıksu arıtma tesislerinde tespit edilmesi ile ortaya çıkmıştır ve genellikle birkaç ng/L ile birkaç µg/L arasında değişen eser konsantrasyonlarda bulunmaktadır. Ancak son yıllarda mikrokirleticilerin artan çeşitliliği ve yoğun üretim ve tüketim faaliyetleri nedeniyle konsantrasyonlarının eser miktarların üzerine çıkması küresel ölçekte giderek büyüyen bir çevresel tehdit haline gelmelerine sebep olmuştur. Tablo 1'de su ortamındaki başlıca mikrokirletici türleri ve meydana geldiği kaynaklar gösterilmektedir. Mikrokirleticilerin çeşitliliği ve düşük konsantrasyonlarda bulunması, yalnızca ilgili tespit ve analiz prosedürlerini karmaşıklştırmakla kalmaz aynı zamanda su ve atıksu arıtma prosesleri için arıtmada zorluklar meydana getirmektedir (Luo *et al.* 2014;Tüzün 2017).

**Tablo 1.** Sucul Ortamdaki Mikrokirleticiler ve Kaynakları

Mikrokirletici türleri	Önemli alt türleri	Mikrokirletici Kaynakları	
		Noktasal kaynaklar	Belirgin bir kaynağı olmayan kaynaklar
Farmasötikler	Steroidal olmayan antiinflamatuvar ilaçlar, antibiyotikler, β-blokerler ve uyarıcılar vb.	Evsel atıksu, hastane atıksuyu, hayvan çiftlikleri ve balıkçılık üretim yerlerinden yüzey akış	
Kişisel bakım ürünleri	Dezenfektanlar, güneş koruyucular, parfümler ve böcek kovucular	Evsel atıksu (kişisel bakım için kullanılan ürünler)	Endüstriyel üretimden kaynaklanan atıksular
Steroidler ve hormonlar	Doğal veya sentetik östrojenler	Evsel atıksu, hayvan çiftlikleri ve balıkçılık üretim yerlerinden yüzey akış	
Yüzey aktif maddeler	İyonik olmayan yüzey aktifler	Evsel ve endüstriyel atıksu	Depolama sahası sızıntı suyu
Endüstriyel kimyasallar	Plastikleştiriciler, Alev geciktiriciler	Evsel atıksu	
Pestisitler	Böcek, haşere, mantar, zararlı ot öldürücüler	Evsel atıksu ve tarımsal alanlardan yüzey akış	

Mikrokirleticilerle ilgili çok sayıda araştırma yapılmasına rağmen, hem su ortamında düşük konsantrasyonlarda bulunmaları hem de toksisiteleri hakkında sınırlı bilgiye sahip olunması nedeniyle uzun yıllar göz ardı edilmiştir. Ayrıca klasik kentsel atıksu arıtma tesisleri mikrokirleticilerin arıtımı için tasarlanmadığından ve bu mikrokirleticilere yönelik izleme ve önleme eylemleri oluşturulmadığından çoğu kalıcılıkları ve/veya tesise sürekli girişleri sayesinde atıksu arıtma proseslerinden geçebilmektedir. Sonuç olarak, mikrokirleticilerin birçoğu alıcı su ortamına karışmakta ve böylelikle hem doğal su ortamı hem de içme suyu için bir tehdit oluşturmaktadır. Alıcı su ortamındaki mikrokirleticilerin varlığı, kısa ve uzun vadeli toksisite, endokrin bozucu etkiler ve mikroorganizmaların antibiyotik direncinin artması gibi birçok etki ile ilişkilendirilmektedir. Son yıllarda yapılan birçok çalışmada yüzey sularında çok çeşitli mikrokirletici varlığı tespit edilmiştir. Çevre ve insan sağlığı üzerindeki etkileri hala tam olarak belirlenemeyen mikrokirleticilerin düşük konsantrasyon seviyelerine uzun süreli maruz kalmanın etkileri hakkında da bilgiler hala çok sınırlıdır. Bu nedenle mikrokirleticilerin hem akut hem de kronik etkileri konusunda daha fazla araştırma yapılmasına ve aynı zamanda bunların su ortamındaki sinerjistik, katkısız ve antagonistik etkilerine ilişkin çalışmaların da artırılmasına ihtiyaç duyulmaktadır (Fent *et al.* 2006; Rogowska *et al.* 2020; Luo *et al.* 2014).

İlaç ve kimya endüstrileri tarafından çok sayıda yeni molekülün üretimi ile birlikte dünya çapında giderek artan gelişimi ve kullanımlarının bir sonucu olarak mikrokirleticilerin sucul ortamlardaki artan varlığı ile ilgili endişeler son yirmi yıllık süreçte pek çok araştırmanın konusunu oluşturmuştur. Bu araştırmalar son zamanlarda; biyoçeşitlilik, endokrin bozucular, biyobirikim, biyomagnifikasyon, antibiyotik direnci gibi nedenlerle uzun vadeli ve beklenmedik değişikliklerinin ön plana çıktığı çevresel risk değerlendirmelerini içermektedir. Aynı miktarda belirli mikrokirleticilere maruz kalsalar bile, çeşitli organizmalar biyobirikim için türlerinin büyüklüğü, cinsiyeti, yaşı ve fizyolojik durumu gibi farklı potansiyellere sahiptir. Farklı su kaynaklarındaki kimyasal konsantrasyon düzeyine ilişkin veriler, çevreye yönelik riski araştırmak için yetersizdir ve yalnızca insanlar ve ekoloji için olası tehditler hakkında belirli bilgiler sunmaktadır. Mikrokirleticilerin bitkiler, insan sağlığı, yer/yüzey su kalitesi ve su türleri üzerindeki etkilerini araştırmak için yapılan çevresel risk değerlendirmesi sonucunda mikrokirleticilere maruz kalmanın neden olabileceği geniş bir hastalık yelpazesi ortaya koyulmuştur. Yapılan araştırmalar, mikrokirleticilerin uzun süreli önemli etkilere neden olabileceğini ve insan ve doğal yaşamda geri dönüşü olmayan mutasyonlara yol açabileceğini göstermektedir (Khan *et al.* 2021).

Özellikle gelişmiş ülkelerde atıksu arıtma sistemlerinin altyapısına yapılan önemli ve sürekli yatırımlar sayesinde, göller ve nehirler gibi yüzey suyu ortamları son 30 yılda katı

madde, çözünmüş maddeler, karbon ve diğer nütrientlerin ileri düzeyde uzaklaştırılması açısından oldukça başarılı bir şekilde iyileştirilmiştir. Bununla birlikte, mevcut atıksu arıtma tesisleri mikrokirleticilerin küçük bir kısmını uzaklaştırabilirken, ek veya gelişmiş bir arıtma uygulanmadığı takdirde bu mikrokirleticiler alıcı ortamlara deşarj edilmeye devam edilmektedir. İçme suyu arıtma tesislerinin birçoğu, insan yaşamını korumak amacıyla mikrokirleticileri arıtabilmek için yeni teknolojilere entegre edilmiş olsa da yüzey sularında yaşayan sucul canlıların korunması için herhangi bir uygulama söz konusu değildir. Ayrıca atıksu arıtma tesislerinde bazı düzenleyici önlemlerin alınmasına ve kullanılan teknolojide iyileştirilmeler yapılmasına hala ihtiyaç duyulmaktadır (Chavoshani *et al.* 2020; Donnaz 2020). 2019 yılında Stockholm Üniversitesi tarafından yürütülen bir projede, Baltık Denizi havzasındaki toplam 725 AAT'den alınan atıksuların analiz edilmesi sonucu organik madde ve metal bileşiklerinden oluşan 1100 mikrokirleticinin varlığı tespit edilmiştir. Bu mikrokirleticilerin ise başlıca; endüstriyel kimyasallar, farmasötikler ve çoğunlukla ihmal edilen ev ve kişisel bakım ürünlerindeki bileşenlerden meydana geldiği belirtilmiştir (Anonymous 2019).

### **Farmasötikler ve kişisel bakım ürünleri**

Farmasötikler (Pharmaceuticals) ve kişisel bakım ürünleri (Personal Care Products, PCPs) literatürde çoğunlukla beraber kullanılmakta (PPCPs) ve su ortamlarında giderek artan konsantrasyonlarından dolayı belirgin hale gelerek “Endişe Verici Yeni Kirleticiler” (Contaminants of Emerging Concern, CEC) olarak tanımlanmaktadır. Aslında “Emerging Contaminants” su ortamında konsantrasyonlarından dolayı görünür hale gelen ve/veya yeni ortaya çıkan mikrokirleticiler anlamlarında kullanılmaktadır. Bunlar içerisinde PPCP’ler hem reçeteli hem de reçetesiz satılan tüm ilaçlar (Örneğin; reçetesiz satılan aspirin ve reçeteli satılan antibiyotikler gibi) ile sabunlar, deterjanlar, şampuan, kozmetikler, güneş koruyucu ürünler, parfümler, böcek kovucular, antibakteriyel ve antifungal bileşikler gibi (en yaygın olanı triklosan) tıbbi olmayan kimyasalları içeren çeşitli bileşiklerden meydana gelmektedir. Vücuda alınan farmasötiklerin çoğu yalnızca kısmen metabolize edilir, bu nedenle metabolize edilmeyen kısmı idrar veya dışkıyla vücuttan atılarak evsel ve/veya hastane atıksularına karışırken; kişisel bakım ürünleri banyo, çamaşır yıkama ve ev temizliğinden kaynaklanmakta ve atıksulara karışmaktadır (EPA 2009).

Son yıllarda yapılan araştırmalardan elde edilen sonuçlar, PPCP’lerin birçok AAT’den arıtılmadan çıktığına ve yüzey veya yeraltı suyuna deşarj edildiklerine dair önemli kanıtlar sunmaktadır. Teknolojideki yeni gelişmeler, bu bileşiklerin suda, sedimentlerde ve sucul canlıların dokularında belirlenmesine ve ölçülmesine olanak sağlamıştır ancak PPCP’lerin su

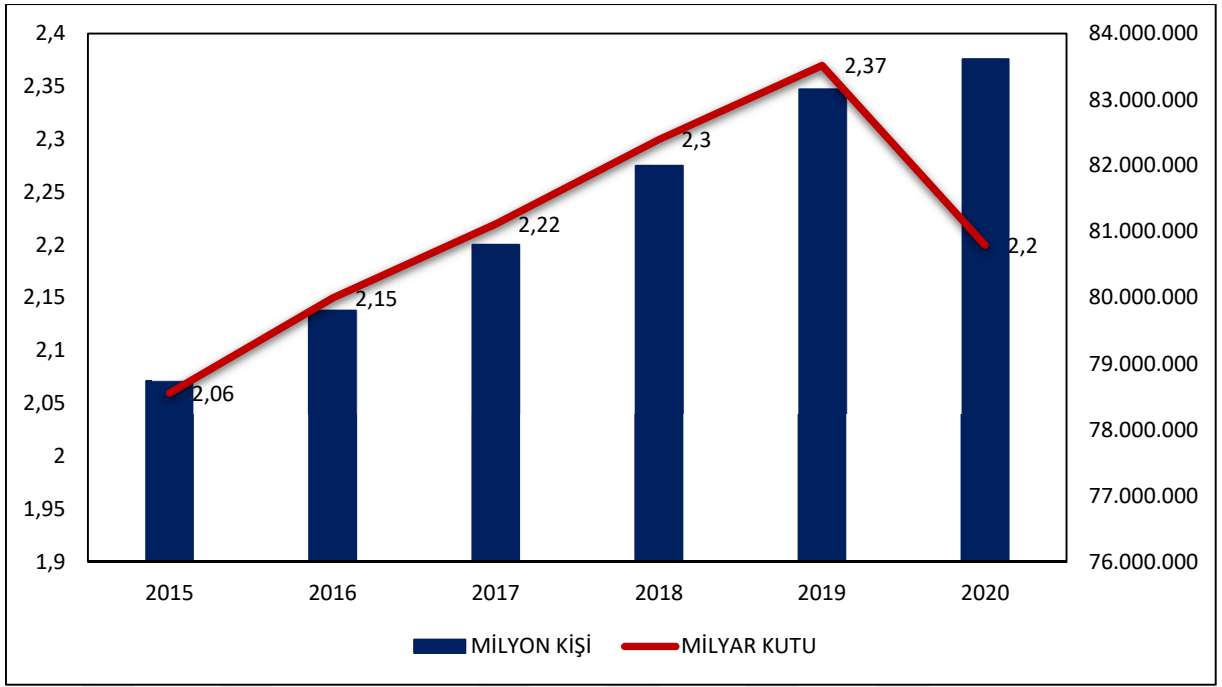
ortamlarındaki varlıklarının tam kapsamı, büyüklüğü ve sonuçları hala büyük ölçüde bilinmemektedir. Bu bileşiklerin birçoğu endokrin yani hormonal sistem için zararlı olduğundan “Endokrin Bozucu Bileşik” (Endocrin Disrupting Compounds, EDCs) olarak sınıflandırılmaktadır. EDC’ler, akut toksisite gösterebilen ve insan ya da diğer canlılarda bulunan hormonların normal işlevlerini değiştiren bileşikler olup sucul organizmalarda çok düşük maruziyet seviyelerinde bile üremeyi kontrol eden hormon miktarlarını değiştirebilir niteliktedir (EPA 2004). Amerikan Çevre Koruma Ajansının (USEPA) 2006 yılında ulusal ölçekte yürüttüğü bir çalışmada balık dokularında toplam 7 ilaç etken madde ve 12 kişisel bakım ürünü tespit edilmiştir. Aynı çalışmada analiz edilen su numunelerinde en yaygın ilaç gruplarının antihistaminikler, antidepresanlar ve koku bileşikleri olduğu tespit edilmiştir (EPA 2013).

### ***Farmasötikler***

Farmasötik olarak aktif olan bileşikler insan ve hayvanlarda görülebilen birtakım hastalıkların, düzensizliklerin, anormal fiziksel durumların veya bunların semptomlarının teşhisi, tedavisi, hafifletilmesi amacı ile üretilen bir veya birkaç etken madde karışımını ihtiva edebilen ilaç bileşiklerdir (Bila & Dezotti 2003). İlaçlar, farmakolojik etki ve kullanım amaçlarına göre, kaynaklarına göre, kimyasal yapılarına göre, etki yerlerine göre ve hazırlanış şekillerine göre sınıflandırılırlar. İlaçlar fizyolojik etkiyi gösteren asıl kimyasal madde olan etken madde ve etken maddenin daha kolay alınması için kullanılan, fizyolojik etkisi olmayan kimyasal maddeler olmak üzere iki kısımdan meydana gelir. İlaçların vücuttaki etki mekanizması vücuda girdikten sonraki süreçler olan absorpsiyon (emilim/biyoyararlanım), dağılım (transport/taşınma), metabolizma (değişikliğe uğrama/parçalanma) ve ekskresyon (eliminasyon/atılım/itrah) olmak üzere dört farklı şekilde gerçekleşir (Anonim 2022). Bu süreçler ilaçların çevresel yayılımını doğrudan kontrol eden süreçler olarak da değerlendirilebilmektedir. İnsanlık tarihinin bilimsel gelişiminde bir kilometre taşı olan ilaçlar, yaşam sürelerini uzatmış, yüzlerce ölümcül hastalığı tedavi etmiş ve böylelikle yaşam kalitesini iyileştirmiştir. Ancak bu başarı aynı zamanda farmasötiklerin çevresel ekosistemlerde hızla büyüyen önemli kirleticiler haline gelmesine yol açmıştır. Örneğin; 2002 yılında küresel ölçekte 100 bin ile 200 bin ton arasında antibiyotik kullanıldığı tahmin edilmiştir. Özellikle hayvancılık alanında kullanılan antibiyotiklerin miktarının, insani tüketimi aşmakta olduğu belirtilmektedir. Farmasötiklerin hayvancılık faaliyetlerinden çevreye yüklenmesi daha önemli problemleri beraberinde getirmektedir çünkü genellikle insan atıksuları kentsel arıtma tesislerinde arıtılabilirken hayvancılık faaliyetlerinden kaynaklanan atıklar için bir arıtım uygulanamamakta ve çok çeşitli kaynaklardan çevreye geniş bir şekilde yayılmaktadırlar. Bu

nedence son yıllarda özellikle gelişmiş ülkelerde hayvancılık faaliyetlerinde büyüme teşvik etmek için kullanılan antibiyotik ve hormon kullanımını azaltılmıştır (Wise 2002; Anonymous 2020; Sarmah *et al.* 2006).

Küresel ölçekte ilaç tüketimi ülkeden ülkeye büyük farklılıklar göstermekte ve birçok ülkede reçetesiz ilaç satışlarının fazla olması tüketim tahminleri ve kullanım oranları konusunda belirsizliğe neden olmaktadır. Kolesterol, diabet, hipotroid, hipertansiyon, kalp-damar ilaçları, solunum yolu ilaçları, mide ilaçları ve epilepsi-sinir sistemi ilaçları ve antibiyotikler hala tüm dünyada en yaygın kullanılan reçeteli tıbbi ilaçlar listesinde yer almaktadır (Anonymous 2022a). 2018 yılında ABD’de yapılmış bir çalışmada en çok reçete edilen 200 ilaç içerisinde; kardiyovasküler ilaçlar 49 adet, merkezi sinir sistemi ilaçları 42 adet, hormonal ilaçlar 30 adet ve kas-iskelet sistemi ilaçları ise 19 adet olarak belirlenmiş ve bu ilaçların en çok reçete edilen 200 ilacın yaklaşık %70’ini oluşturduğu ifade edilmiştir (Fuentes *et al.* 2018). Türkiye genelinde ise 2020 yılında satılan ilk 20 ilaç içerisinde ilk üç sırayı; ağrı kesici özellikli ilaçlar (%35), romatizma tedavisinde kullanılan anti-enflamatuar ilaçlar (%30,2) ve kanın pıhtılaşmasını engelleyen antitrombotik ilaçlar yer almıştır (Anonim 2021). 2020 yılında Dünya nüfusunun %50’den fazlasının günde kişi başına 1 dozdan fazla ilaç tükettiği belirtilmekte ve dünya çapında 1000’e yakın ilaç etken maddesi bulunduğu bu ilaç etken maddelerine ait 7000 çeşit ilacın üretildiği ifade edilmektedir. 2020 yılında küresel ilaç kullanım dozunun 2015 yılına göre %24 artacağı tahmin edilmiştir. Küresel ilaç pazarı 2020 yılında yaklaşık %1,8’lik büyüme elde ederek bir trilyon doların üzerinde ilaç üretimi gerçekleştirmiştir (Anonymous 2015). Türkiye’de İlaç Endüstrisi İşverenler Sendikası’nın (İEİS) yayınladığı, 2015 ve 2020 yılları arasında kutu bazlı ilaç satış miktarı ve bu yıllar arası nüfus yoğunluğu grafiği Şekil 1’de verilmiştir (Anonim 2020).



**Şekil 1.** Türkiye'nin yıllara göre ilaç satış miktarı ve nüfus yoğunluğu

Buna göre Türkiye ilaç pazarının 2020 yılında 47,9 milyar TL'ye kutu ölçeğinde diğer yıllara göre %7 küçülerek 2,2 milyar kutuya gerilediği görülmektedir. Fakat diğer yıllar dikkate alındığında nüfus artışı ile birlikte yıllara göre ilaç tüketim miktarının artmış olduğu görülmektedir. Ayrıca yıllık kişi başına düşen ilaç miktarları göz önüne alındığında son yıllardaki kutu ilaç satışı %7 azalmış olsa da 2015 yılında kişi başına 26,16 kutu ilaç düşerken, 2019 yılında 28,50 kutu ilaç ve 2021 yılında ise 26,31 kutu ilaç düştüğü görülmektedir (Şekil 1).

Farmasötiklerin bir kirletici olarak sucul ortamlarda diğer kirleticilerin çoğundan farklı bulunmasının nedenleri; (a) bazı bileşikler daha büyük olmasına rağmen genellikle moleküler kütlelerinin <500 Da sahip olması, (b) kimyasal olarak karmaşık moleküller, çok çeşitli yapılar, şekiller, moleküler kütleler ve işlevsellikler içermesi, (c) birden fazla iyonlaşabilir gruba sahip polar bileşiklerden oluşması, (d) ortamın pH'sine bağlı özellikler ve iyonizasyon derecesi sergileyebilmesi (e) orta ve yüksek derecede lipofilik (yağda çözünme) özelliklere sahip olması, (f) doğada kalma, yaşam formlarında birikme ve biyolojik olarak aktif kalabilmesi (naproksen, sülfametoksazol ve eritromisin neredeyse bir yıl boyunca aktif kalması, klofibrinik asitin ise birkaç yıl boyunca değişmeden kalabilmesi vb.) ve son olarak (g) farmasötiklerin canlı bir vücutta absorbe olma ve dağılma eğiliminde olması ve böylece canlıların kimyasal yapılarını metabolik olarak değiştirebilme özelliklerine sahip olmasıdır (Patel *et al.* 2019).

Farmasötik olarak aktif bileşiklerin her geçen gün artan kullanımı, sucul ortamlarda varlığını da giderek artırmakta ve bir çevresel tehdit haline gelmesine sebep olmaktadır. Küresel ölçekte yapılan çalışmalarda sık sık içme suyu, yüzey suyu, atıksu, sedimentler ve biyota gibi

farklı çevresel matrislerde geniş bir aralıkta değişen seviyelerde farmasötik bileşikler rapor edilmiştir. Antibiyotikler küresel olarak en sık tespit edilen bileşiklerdir ve bunu analjezikler izlemektedir. Ancak yine de bu sonuçlar; ülke, bölge, alan, tüketim modeli ve üretim sanayinin yerleşimine göre değişiklik göstermektedir. Farmasötiklerin lipofilik yapıları biyolojik birikime neden olabilmekte; metabolizma, maruziyet ve diğer alım süreçleri biyoakümülasyonu artırmaktadır. Biyoakümülasyon çalışmaları ayrıca suda yaşayan organizmalar için potansiyel toksik etkileri de ortaya koymaktadır. Farmasötiklerin birçoğu sucul ortamda düşük konsantrasyonlarda uzun süreler boyunca var olduğu için toksik etkilerinin akut olmaktan çok kronik olması daha muhtemeldir. Farmasötiklerin sucul ortamlardaki toksisitesi, kirletici türüne, maruz kalma süresine, konsantrasyona ve organizmaların maruz kaldığı gelişimsel sürece bağlı olarak değişim göstermektedir (H. K. Khan *et al.* 2020).

### ***Kişisel bakım ürünleri***

Literatürde PCP'ler, günlük yaşamda yaygın olarak kullanılan çeşitli tüketici ürünlerini formüle etmek için içerik olarak eklenen ve su ortamı üzerinde olumsuz etki gösteren bir grup organik bileşik olarak tanımlanmaktadır. Losyonlar, saç boyaları, kozmetikler, kremler, deodorantlar, banyo sabunları, diş bakım ürünleri, şampuanlar, diş macunları, parfümler, güneş koruyucular/kremler, deterjanlar vb. birçok ürün bu kategoride sıralanabilmektedir. PCP'ler genellikle harici kullanım için tasarlanmıştır, ancak kullanımdan sonra çok sayıda bilinmeyen madde ya insan vücudu tarafından emilmekte ya da yıkanarak atılmaktadır. Örneğin, çok sayıda PCP'de bulunan benzil salisilatın cilt teması ile emilim miktarının 0,4 mg/kg-gün olduğu tespit edilmiştir. Çoğu kozmetik ve kişisel bakım ürünü emülsiyonlar, kremler, losyonlar, emülsiyonlar ve süspansiyonların karışımları, çoklu emülsiyonlar vb. gibi karmaşık sistemlerden oluşmaktadır. Tüm bu karmaşık sistemler, yağ, su, yüzey aktif maddeler, renklendirici maddeler, kokular, koruyucular, vitaminler içermektedir. PCP'lerin son yıllarda hızla artan kullanımları kişisel hijyen ve kozmetik ürünlerinin veya bileşenlerinin çevreye sürekli olarak görünmez bir şekilde salınımına sebep olmaktadır. Çünkü farmasötiklerin aksine PCP'ler sadece harici kullanım için kullanılmaktadır. Bu nedenle, bu ürünlerin çıkarılması, yıkanması gibi faaliyetler nedeniyle çevreye büyük miktarlarda girmeleri ve ekolojik sistemlere daha fazla karışımları mümkündür. Bu bileşiklerin neredeyse tamamı biyolojik olarak aktif ve çevresel matrislerde kalıcı oldukları için ve ayrıca biyolojik olarak birikebildikleri için canlıların yaşamı üzerinde önemli etkileri tespit edilmiştir. PCP'lerin bazıları sağlık için tehlikelidir ve bu tür kimyasal kozmetiklerin yoğun maruziyeti kansere, endokrin sistemin bozulmasına, mutasyona, alerjiye ve üreme toksisitesine neden olabilmektedir. PCP'lerde son yıllarda en çok dikkat çeken ve tehdit yaratan iki kimyasal bileşik triklosan ve triklokarban olup

diş macunu ve sabunlar dahil olmak üzere çok çeşitli farmasötik ve kişisel bakım ürünlerinde mikrobisit olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Bu nedenle son yıllarda bu bileşikler atıksularda da en sık tespit edilen bileşikler haline gelmiştir. Yapılan çalışmalar AAT çıkışında tespit edilen triklosan konsantrasyon aralığının 0,001–100 ng/L olduğunu ancak arıtma tesisinde 1,4–40.000 ng/L aralığında olduğunu göstermiştir. Ayrıca toksisite çalışmaları triklosanın; trimetoprim, ibuprofen, diklofenak ve parasetamolden daha yüksek toksik etkiye sahip olduğunu ortaya koymuştur. Ekotoksikolojik çalışmalar da ayrıca triklosanın çeşitli su türleri için önemli ölçüde toksik olduğunu göstermiştir (Tadros 2003; Reddy 2017; Ray *et al.* 2020).

### **Steroidler ve hormonlar**

Steroidler ve hormonlar hem doğal olarak oluşan bileşikleri hem de yapısal olarak birbiriyle ilişkili sentetik olarak üretilmiş benzer bileşikleri içermektedir. Bitkilerde ve hayvanlarda yüzlerce farklı steroid bulunur. Steroidlerin en yaygın olanı steroid bazlı alkoller olan steroller olup omurgalılarıdaki en yaygın sterol bileşiği hücre zarlarında bulunan ve ayrıca biyolojik olarak aktif birçok steroidin biyosentezinde merkezi bir ara madde görevi gören kolesteroldür. Hormonlar bir hücreden sentezlenir ve salgılanırlar ve bir tepkiyi etkinleştirmek için bir hedef hücre reseptörüne bağlanarak düşük konsantrasyonlarda hareket ederler ve hücreler arası kimyasal haberciler olarak görev yaparlar. Bazı hormonlar kimyasal yapılarına göre steroidler olarak sınıflandırılır. Steroid hormonları, polipeptitler veya amino asit türevli bileşikler olan diğer hormanların yanı sıra; doğal östrojenleri, EE2 (17 alfa-etinil estradiol) gibi sentetik östrojenleri, progesteron ve testosteron gibi cinsiyet hormonlarını içerir. EE2'nin çok düşük ng/L aralığındaki konsantrasyonlarında balıklarda üreme ve gelişmeyi etkilediği belirlenmiştir (EPA 2008; EPA 2009). Doğum kontrol hapları ve menopoz sonrası hormon takviyesi tedavisinde kullanılan sentetik hormonlar da insan vücudundan atılır. Su ortamında bazı östrojen türlerine 1-10 ng/l düşük konsantrasyonlarda dahi maruz kalan balıkların dişileşmesine neden olduğu ve atıksu arıtma tesislerinin deşarj noktasının aşağısında erkek balık popülasyonlarının tamamının çift cinsiyetli olduğu rapor edilmiştir. Ayrıca östrojenlerin, yetişkin erkeklerde daha düşük sperm sayısı ve hormona bağlı kanser vakalarında artış gibi insanlarda çeşitli olumsuz sağlık etkileriyle bağlantılı olabileceği öne sürülmüştür (Velicu & Suri 2009).

### **Yüzey aktif maddeler**

Yüzey aktif maddeler deterjan, tekstil, boya, polimer, ilaç, böcek ilacı, kâğıt ve kişisel bakım ürünlerinin endüstriyel üretimi için gereklidir. Bu yüzey aktif maddeler ara yüzey

gerilimini azaltır ve köpük ve/veya emülsiyonları stabilize eder. Yüzey aktif maddelerin küresel pazar büyüklüğü yaklaşık 42,1 milyar ABD dolarıdır ve COVID-19 salgını nedeniyle el dezenfektanlarının üretimi ve kullanımındaki küresel artışla muhtemelen 2025 yılına kadar 52,4 milyar dolara ulaşacağı tahmin edilmektedir. Lineer alkilbenzen sülfonat (LABS), alkil etoksi sülfat (AES), alkil sülfat (AS), alkilfenol etoksilat (APE), alkil etoksilatlar (AE) ve kuaterner amonyum bazlı yapılar (QAC), dünya çapında en çok tedarik edilen ve kullanılan yüzey aktif maddelerdir. Yüzey aktif maddeler hidrofilik gruplar üzerindeki yük türüne göre beş gruba ayrılır; anyonik, katyonik, iyonik olmayan, yarı polar ve amfoterikt olarak sıralanabilir. Katyonik yüzey aktif maddeler katyonik bir fonksiyonel gruba, anyonik yüzey aktif maddeler negatif yüklü hidrofilik fonksiyonel gruplara, iyonik olmayan yüzey aktif maddeler ise iyonize olmayan hidrofilik gruplara sahiptir. Amfoterik yüzey aktif maddelerin ise hidrofilik bölgelerindeki yük pH'nin bir fonksiyonu olarak değişir (Badmus *et al.* 2021).

Yüzey aktif maddelerin yaygın kullanımı, evsel veya endüstriyel atıksulardaki konsantrasyonlarının artmasına ve atıksu arıtma tesisleri aracılığı ile doğrudan çevreye deşarj edilmesine neden olmaktadır. Böylelikle yüzey aktif maddeler içme suyuna ulaşabilmekte ve insan, hayvan ve sucul yaşam için sağlık riski oluşturmaktadır. Evsel ve endüstriyel atıksulardaki yüzey aktif maddelerin konsantrasyonları 10 mg/L ile 300 mg/L arasında değiştiği tahmin edilmektedir. Yüzey aktif maddeler ayrıca kirleticilerin çözünürlüğünü artırarak ötrofikasyonu kolaylaştırmaktadır. Ayrıca özellikle LAS türü yüzey aktif maddeler sucul yaşam üzerinde çevresel stres oluşturarak, üreme ve büyüme süreçlerine karşı direncini azaltmaktadır (Bering *et al.* 2018; Zhang *et al.* 1999). Yaklaşık 1 ppm yüzey aktif madde nehir ve atıksu arıtma tesislerinde köpük oluşmasına neden olmakta, sadece 0,1 ppm yüzey aktif madde, sudaki oksijen absorpsiyon oranını yaklaşık yarıya düşürmektedir (F. A. Khan & Ansari 2005). Yapılan çalışmalar, tüm anyonik yüzey aktif maddeler için LC<sub>50</sub> değerlerini 10-100 mg/L arasında zararlı olarak sınıflandırırken; iyonik olmayan yüzey aktif maddeler için LC<sub>50</sub> değerlerini 1,0 ile 10 mg/L arasında toksik olarak sınıflandırmıştır (Jahan *et al.* 2008).

### **Endüstriyel kimyasallar**

Son yıllarda su ortamlarında en çok rastlanan en önemli iki endüstriyel kimyasal BPA ve ftalatlardır. Ftalatlar, plastikleri daha dayanıklı hale getirmek için kullanılan genellikle plastikleştiriciler olarak adlandırılan bileşiklerdir. Ftalatlar, plastik ambalaj, bahçe hortumları, vinil döşeme, yağlar ve sabunlar, şampuanlar, saç spreyleri gibi kişisel bakım ürünleri dahil olmak üzere geniş bir yelpazede yüzlerce üründe kullanılmaktadır. Bu nedenle insanlar, ftalat içeren ürünlerle temas etmiş yiyecekleri yiyip içerek ftalatlara maruz kalırlar. Bazı ftalat türlerinin hayvanlarda üreme sistemini etkilediği belirtilirken; düşük düzeyde ftalatlara maruz

kalmanın insan sağlığı üzerindeki etkileri henüz net değildir ve daha fazla araştırma yapılmasına ihtiyaç duyulmaktadır. Ancak ABD’de yapılan çalışmalar insanların ftalat maruziyetlerinin yüksek olduğunu göstermiştir. 2003-2004 yılları arasında ulusal sağlık ve beslenme incelemesi amacıyla yapılan bir ankete katılan 6 yaş ve üzeri 2.636 veya daha fazla kişinin idrarında 13 ftalat metaboliti ölçülmüştür (Anonymous 2021).

Bisfenol-A (BPA), yılda yaklaşık 3 milyon tona yakın üretimi ile plastik endüstrisi tarafından üretilen kesinlikle en yaygın kimyasallardan biridir ve tüm dünyada en geniş kullanım alanına sahip endüstriyel bir kimyasaldır. BPA sertliği arttırmak için plastik reçinelere eklenen kimyasal bir plastikleştiricidir (Wright-Walters *et al.* 2011;Liao *et al.* 2012). 1960’lı yıllardan beri polikarbonat plastik şişelerin üretiminde ve metal yiyecek-içecek kutularının içinde koruyucu kaplama olarak kullanılan epoksi reçinelerinde kullanılmaktadır. Aynı zamanda su temin borularında, tıbbi cihazlarda, diş dolgularında ve günlük hayatımızın bir parçası olan diğer birçok üründe kullanılmaktadır. Üretilen tüm BPA’nın yaklaşık %90’ı epoksi reçineler ve polikarbonat plastiklerin üretiminde ara madde olarak kullanılır. Epoksi reçineler genel olarak; gıda ile temas eden yüzey kaplamalarına sahip teneke kutular ve metal kavanoz kapaklarında, kaplamalar ve cilalarda, otomobil parçalarında, yapıştırıcılarda, havacılık uygulamalarında ve polivinil klorür (PVC) su borusu duvarlarında bir kaplama malzemesi olarak kullanılır. Polikarbonat plastikler, gözlük camları, biberonlar, su şişeleri ve elektronik eşyalar gibi çok sayıda ürünün yapımında kullanılan sert plastiklerdir. BPA aynı zamanda, alev geciktiricilerin bileşiminde ve PVC ve diğer plastiklerin üretiminde bir antioksidan ve stabilizatör olarak kullanılmaktadır (Goodman *et al.* 2017; Blankenship *et al.* 2005).

BPA ile ilgili son yıllarda artan sağlık endişeleri kullanıcıları “BPA içermeyen, BPA-free” ürün arayışlarına itmiştir. Özellikle ambalajlanmış su ve gıda ürünlerinin sürekli kullanımı insanlar tarafından BPA’ya rutin maruz kalma durumunu ortaya çıkarmıştır. Özellikle ısı ve pH değişimleri BPA polimerlerinin hidroliz olmasına ve gıda kaynağına sızmasına yol açmaktadır. Yapılan çalışmalar kan serumunda 0,2 ile 20 ng/mL arasında biyolojik olarak aktif BPA konsantrasyonları olduğunu göstermiş ve yaklaşık 2.500 kişinin katıldığı bir anket çalışmasında katılımcıların %90’ının idrarında BPA tespit edilmiştir. BPA’ya beslenme yoluyla ortalama maruz kalma tahminleri bebekler için günlük 0,2-0,4 µg/kg vücut ağırlığı, çocuklar ve yetişkinler için ise 0,1-0,2 µg/kg vücut ağırlığıdır. Hatta BPA hamilelik sırasında idrar ve kanda, yumurtalık foliküler sıvısında, plasenta dokusunda, fetal kanda ve göbek kordonu kanında bile tespit edilmiştir. BPA’nın iki farklı analogu olan Bisfenol-S (BPS) ve Bisfenol-F (BPF) ise genellikle mağaza faturalarında kullanılan kâğıt ürünlerinde ve vücut, saç ve diş temizliği gibi kozmetik ürünlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. BPA ve diğer analoglarının

iç mekân toz partiküllerinde bulunduğu ve solunabilir olduğu da belirtilmiştir. Bu nedenle BPA'nın insan sağlığı üzerindeki potansiyel riski ile ilgili belirsizlikleri netleştirmek için daha fazla araştırma yürütülmesi gerekmektedir (Ruiz *et al.* 20139; Barber & Franks 2019) BPA'nın yaygın olarak kullanılması insanların ve diğer canlıların BPA'ya fazlaca maruz kalmasına neden olmaktadır. BPA'nın tüm canlılar üzerindeki birincil etkisinin östrojenik olduğu yaygın olarak bilinmekte; ek olarak metabolizma, tiroid hormonu ve erkek cinsiyet hormonal sistemlerini de etkilediği yapılan araştırmalarla ortaya koyulmaktadır (Mlyagawa *et al.* 2021). BPA'nın, düşük dozlarında bile tiroid hormonu bozucu etkisi nedeni ile obezite ile ilişkili olduğu düşünülmekte ve bu nedenle endokrin bozucu kimyasallar listesi içerisinde yer almaktadır (Agrawal *et al.* 2018).

### **Pestisitler**

Pestisit herhangi bir haşereyi önlemeye, yok etmeye, kovmaya veya etkisini hafifletmeye yönelik veya bitki düzenleyici, yaprak dökücü veya kurutucu olarak kullanılması amaçlanan herhangi bir madde ve madde karışımlarını ifade etmektedir. Pestisitler yüzey sularını ve yeraltı sularını kirletebilir ve konsantrasyonları kritik eşiklerin üzerindeyse çevreye zararlı olabilirler (EPA 2022). Avrupa Yeşil Anlaşması, ekosistemleri korumaya ve biyoçeşitliliği geliştirmeye odaklanan sıfır kirlilik eylem planı, çiftlikten çatala stratejisi ile 2030 yılına kadar kimyasal pestisitlerin kullanımını ve risklerini %50 oranında azaltmayı hedeflemektedir. AB ülkelerinde yapılan bir araştırmada 2013 ve 2019 yılları arasında, yüzey suları için toplam 9.319 izleme alanında ve yeraltı suyu için ise 13.544 alanda pestisit izlendiği rapor edilmiştir (EC 2021).

ABD Gıda Tarım Örgütü (FAO) tarafından ana su kirletici olarak belirlenen pestisit türleri şunlardır: organofosfatlar, karbamatlar, piretroidler, organoklorlu pestisitler ve diğerleri dahil olmak üzere herbisitler, böcek öldürücüler, mantar öldürücüler ve bakteri öldürücüler. DDT gibi pestisit türleri çoğu ülkede yasaklanmıştır, ancak gelişmemiş ülkelerde hala yasa dışı yollardan ısrarla kullanılmaktadır. Böcek öldürücüler, herbisitler ve mantar öldürücüler birçok ülkede tarımda yoğun olarak uygulanmaktadır ve pestisitlerin çoğu kanserojen olarak nitelendirilmesinin yanı sıra biyoçeşitlilik üzerinde de önemli etkilere sahiptir. Bununla birlikte, tarımda milyonlarca ton aktif pestisit bileşeni kullanılmaktadır. Akut pestisit zehirlenmesi, özellikle tehlikeli pestisit formülasyonlarının kullanıldığı gelişmekte olan ülkelerde önemli oranda insan morbiditesine ve mortalitesine neden olmaktadır (FAO 2017).

Sucul ortamlarda pestisitlerin oluşumu, tarım alanından ve evsel/endüstriyel atıksulardan gelen akıştan kaynaklanmaktadır. Böylelikle akarsular, haliçler ve göller gibi yüzey su kaynakları ile yeraltı suları, toprakla yakın bağlantı nedeniyle pestisit kirlenmesine

karşı kırılğan hale gelmektedir. Sucul ortamlarda düşük konsantrasyondaki pestisitler, besin zinciri yoluyla büyüyerek insana geçebilir ayrıca içme sularına karışarak kronik maruz kalma durumunu ortaya çıkarabilir niteliktedir. Pestisit maruziyetinin insan bağışıklığının baskılanmasına, hormon bozulmasına, zekanın azalmasına, üreme bozukluklarına ve kansere neden olduğu kanıtlanmıştır. İnsanlarda pestisit maruziyetinin etkileri, akut ve kronik sağlık sorunları olarak kategorize edilmektedir. Kronik sağlık sorunları, Parkinson hastalığının başlaması, dikkat süresinin azalması, hafıza bozuklukları, üreme sorunları, bebek gelişiminin bozulması, doğum kusurları ve kanser gibi nörolojik etkileri kapsarken; akut sağlık etkileri pestisit toksisitesine bağlıdır ve en yaygın etkiler görme azalması, baş ağrısı, tükürük salgısı, ishal, mide bulantısı, kusma, hırıltılı solunum, koma ve hatta ölümdür (Syafudin *et al.* 2021).

### **Farmasötiklerin atıksu ve içme suyu arıtma tesislerindeki mevcudiyeti**

Farmasötiklerin klasik atıksu arıtma tesislerindeki uzaklaştırma verimlerinin düşük ya da hiç olmaması, bu bileşiklerin çevresel matrislerde ve özellikle yüzey sularında bulunmasının temel nedenidir. AAT'ne gelen kentsel atıksular dışında; tarım ve hayvansal atıkların toprağa ve suya deşarjı, bu alanlarda gerçekleşen yüzey akış, evsel ve endüstriyel katı atıkların bertarafı, ilaç ve ilaç ambalajlarının katı atık depolama sahalarına gömülmesi veya kanalizasyona atılması ve kanalizasyon şebekesinde meydana gelen sızıntılar farmasötiklerin kontaminasyonuna katkıda bulunan önemli süreçlerdir (Li 2014). Genel olarak farmasötik maddelerden; antiepileptikler, antihistaminikler, antibiyotikler, antibakteriyel ilaçlar, ağrı kesici ve ateş düşürücü ilaçlar, betablokerler, kolesterol ilaçları, kemoterapi ilaçları vb. gibi çeşitli bileşikler bilimsel araştırmalarla ekosistemde en yaygın olarak tespit edilmiş ilaçlardır (Ruhoy & Daughton 2008). Günümüzde gittikçe artan ilaç çeşitliliği ve bu ilaçların etken maddelerini, teknolojik gelişmeler ışığında giderek daha hassas hale getirilen analitik yöntemler ile alıcı ortamlarında (su ortamı ve sediment, toprak ve çamur vb.) tespit etmek mümkün hale gelmiştir. Son yıllarda yapılan araştırmalarda bu maddelerin en yüksek konsantrasyonlarının hastane atıksularında bulunduğunu ve bu atıksuların dünyada en fazla kullanılan parasetamol, siproflaksasin, eritromisin ve sülfametoksazol gibi ağrı kesici ve antibiyotikleri içerdiğini göstermiştir. Kentsel atıksularda ise en yüksek konsantrasyonlarda bulunan farmasötikler; parasetamol, analjezik gruptan olan ibuprofen ve antibiyotiklerden ise ofloksasin ve eritromisin olarak tespit edilmiştir. Bu farmasötikler en yüksek ekotoksikolojik etkiye sahip ilaçlar olarak rapor edilmiştir (Verlicchi *et al.* 2010).

Klasik atıksu arıtma tesisleri genellikle aktif çamur prosesleri veya biyofiltrasyon gibi biyolojik arıtma proseslerine sahiptir. Bu prosesler, farmasötikler için %20'den az veya %90'dan fazla olmak üzere geniş bir aralıkta arıtma verimlerine sahiptir ve atıksu arıtma

tesislerinin çamur yaşı, aktif çamur tankı sıcaklığı ve hidrolik alıkonma süresi gibi işletme parametrelerine bağlı olarak bu verim değişmektedir. Bu proseslerin dışında ise aktif karbon, nanofiltrasyon, ters ozmoz, ozonlama ve ileri oksidasyon prosesleri gibi gelişmiş atıksu arıtma teknolojilerinin, farmasötikler için daha yüksek uzaklaştırma oranları sağladığı belirtilmektedir. Klasik içme suyu arıtma tesislerine bakıldığında ise koagülasyon prosesinin farmasötiklerin uzaklaştırılmasında büyük ölçüde etkisiz olduğu görülmektedir. Serbest klor, farmasötiklerin yaklaşık %50'sini ortamdaki uzaklaştırabilirken, kloraminler daha düşük uzaklaştırma verimine sahiptir. DSÖ raporları, içme suyundaki farmasötiklerin eser konsantrasyonlarının insan sağlığı için risk oluşturma olasılığının çok düşük olduğunu gösterse de düşük konsantrasyonlarda farmasötiklere uzun süre maruz kalmayla ilişkili risklerin ve ilaç karışımlarının birleşik etkilerinin değerlendirilmesi açısından hala bilgi boşlukları bulunmaktadır. DSÖ yayınladığı raporda yüzey suları, yeraltı suları ve kısmen arıtılmış sulardaki farmasötik konsantrasyonlarının tipik olarak 0,1 µg/L'den daha az olduğunu ve arıtılmış sudaki konsantrasyonların ise genellikle 0,05 µg/L'nin altında olduğunu bildirmiştir (WHO 2012).

Atıksudaki farmasötikleri azaltmak veya tamamen arıtmak için, bu bileşiklerin bulunduğu atıksulara ya adsorpsiyon ya da oksidasyon proseslerinin kullanıldığı gelişmiş arıtma sistemlerinin uygulanması esastır. Son yapılan araştırmalar; UV radyasyon, hidrojen peroksit ve ozonu içeren ileri oksidasyon proseslerinin su matrislerindeki belirli farmasötiklerin giderilmesinde %99 gibi çok yüksek arıtma verimine sahip olduklarını ve bu prosesler yolu ile farmasötiklerin toksikolojik etkilerinin azaltılabileceğini göstermiştir. Ancak farmasötiklerin oksidasyonu sonucu metabolitlerinin bilinmeyen etkileri meydana gelebilmekte; toksisiteyi daha düşük, daha yüksek veya orijinal bileşiklerinkine eşdeğer olabilmektedir. Bu nedenle, atıksuların ileri oksidasyon prosesleri ile arıtılmasının potansiyel risklerini tahmin etmek için toksisite oranlarının değerlendirilmesi de gerekmektedir (Kahatagahawatte & Hara-Yamamura 2020).

### **Farmasötiklerin Sucul Ortamlardaki Mevcudiyeti ve Çevresel Dönüşüm Süreçleri**

Farmasötiklerin küresel ölçekte yaygın kullanımı ve analiz teknolojilerinin gelişmesi, son 30-40 yıllık süreçte dünyanın her kıtasındaki hemen hemen tüm çevresel matrislerde farmasötik kalıntılarının tespit edilmesine sebep olmuştur. Bu ortamlara; göller, nehirler, akarsular, haliçler ve deniz suyu gibi yüzey suları, yeraltı suyu, AAT giriş ve çıkış suyu ve çamuru dahildir. Dünyanın en bozulmamış bölgeleri olan kutup bölgelerinin bile artık farmasötik kirleticileri barındırdığı rapor edilmektedir. Farmasötiklerin çevresel kirlilik olarak ilk ortaya çıkışı 1970'lere dayanmaktadır. 1980'lerde ise yüzey sularında farmasötik kalıntıları ölçmek için analizler yapılmaya başlanmıştır. Bu bileşikler yapısı gereği suda çözünen

biyolojik olarak aktif bileşiklerden meydana geldiği için, atıksular içerisinde bulunabilme ve doğal su kaynaklarına karışabilme potansiyelleri yüksektir. Farmasötiklerin değişken bozunma oranları hem doğal çevrede hem de atıksu arıtma tesislerinde sınırlı bozunma ya da neredeyse tamamen bozunmadan kalmalarına sebep olmaktadır. Çoğu farmasötik bileşik yüksek derecede kalıcı değildir ancak çeşitli kaynaklardan düşük konsantrasyonlarda çevreye sürekli olarak eklenmeleri, birçoğunun “sözde kalıcı” olarak değerlendirilmesine yol açmaktadır. Farmasötik bileşiklerinin flora ve faunayı nasıl etkilediği hakkında çok az şey bilinmektedir ve çevresel konsantrasyonlarının insanlar üzerindeki potansiyel uzun vadeli etkileri hakkında hala sınırlı bilgi mevcuttur. Bununla birlikte farmasötiklerin sucul ortamlardaki flora ve fauna yapısını etkileyerek olumsuz yönde değiştirdiğine dair pek çok çalışma mevcuttur (Mervyn L & Richardson 1985; Kallenborn *et al.* 2008; González-Alonso *et al.* 2017).

1980’li yıllarda sucul ekosistemlerde farmasötik kirleticilerin ilk keşfinden günümüze kadar; (a) anti-inflamatuarlar ve analjezikler (ibuprofen, parasetamol, diklofenak), (b) antibiyotikler (sülfonamidler, tetrasiklinler, penisilinler, p-laktamlar, makrolidler, florokinolonlar, imidazoller), (c) antiepileptikler (karbamazepin); (d) antidepresanlar (benzodiazepinler), (e) lipid düşürücü maddeler (fibratlar), (f) antihistaminikler (famotidin, ranitidin), (g)  $\beta$ -blokerler (metoprolol, atenolol, propranolol) ve (h) diğer bileşikler (barbitüratlar, narkotikler, antiseptikler ve kontrast maddeler) gibi farmasötik olarak aktif birçok bileşik sucul ortamda tespit edilmiştir (Bush 1997). Şekil 2’de çevresel matrislerde yaygın olarak rastlanan farmasötik bileşikler ve ait oldukları gruplar gösterilmiştir (Cizmas *et al.* 2015).

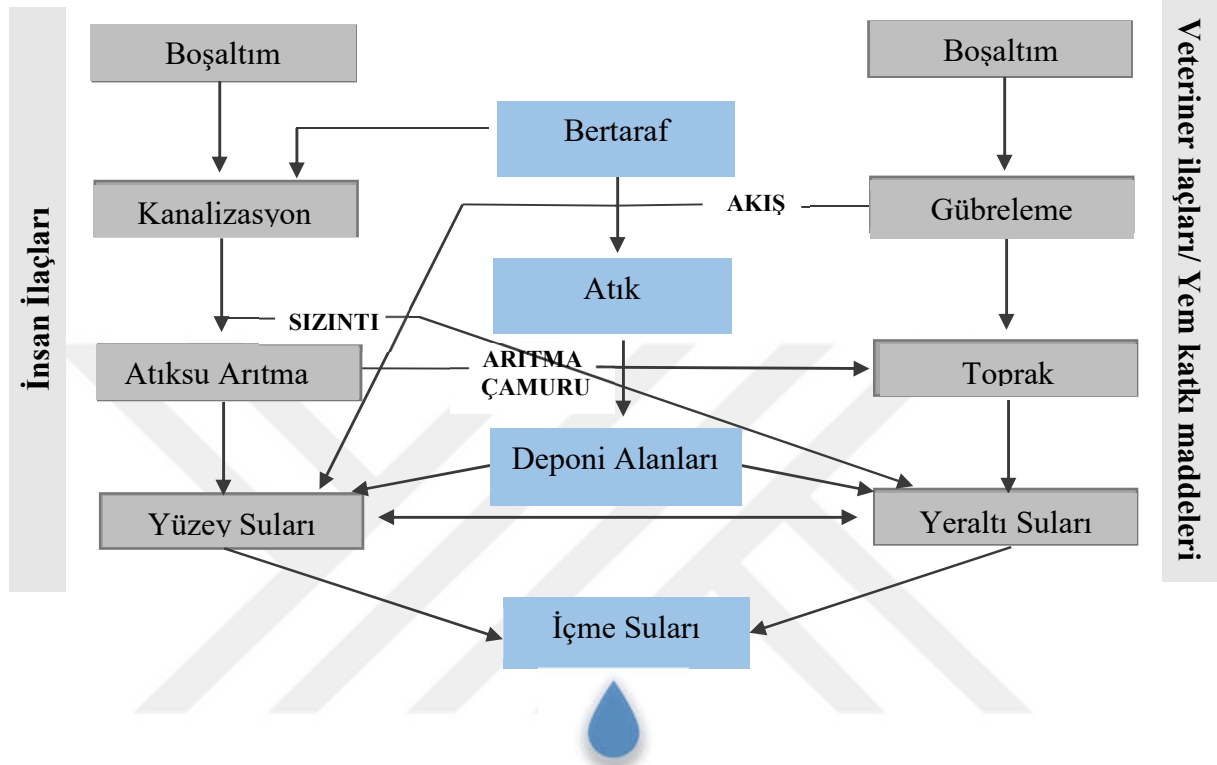


**Şekil 2.** Çevrede sıklıkla tespit edilen farmasötik bileşikler ve ait oldukları gruplar

Farmasötik ilaçlar ya da etken maddeleri vücuttan genellikle polar moleküllere bağlanmış halde idrar ve dışkı yoluyla atılmaktadır. Bu maddeler biyolojik olarak etkin bileşikler olduğu için bir miktarı vücutta birikim yapabilecek şekilde tasarlanmıştır. Bu durum ise alınan bu maddelerin vücuttaki birikme seviyelerini ve birikimlerinin toksik olup olmadığını önemli kılmaktadır. Çoğu farmasötik maddeler kronik toksisiteye sahip olup uzun süreli izlenmeyi gerektirmektedir. Yapılan toksisite çalışmalarında, farmasötik moleküllerinin suda yaşayan canlılar üzerinde düşük konsantrasyonda kısa süreli (akut) toksik etki göstermediğini, ancak sürekli atılım ve sudaki maruziyetin uzun süreli (kronik) etkilere neden olduğu bildirilmiştir (Tiwari *et al.* 2017). Ayrıca farmasötik maddelerin biyo-bozunabilirliği zayıf olduğundan bu ilaçlar alıcı ortamlarda birikmektedirler. Artılmamış ve artılmış atıksuyun doğrudan deşarjı, su ortamlarında bu kirleticilerin birincil kaynağı olurken; ikincil kaynaklar arasında hayvan çiftlikleri, tarım alanları ve balıkçılık ve su ürünleri tesislerinden gelen karasal akış yer almaktadır. Sucul ortamlardaki farmasötik kalıntılarının %70'i evsel kullanım, %20'si hayvancılık, %5'i hastane atıkları ve %5'i de noktasal olmayan ya da spesifik olmayan kaynaklardan meydana gelmektedir (Akkurt & Oğuz 2019).

Farmasötiklerin insan ve veteriner tıbbi uygulamalarında, su ürünleri yetiştiriciliğinde ve tarım ürünlerinde yaygın olarak kullanılması, çevremize çok çeşitli farmasötik kimyasalların sürekli olarak salınmasına yol açmıştır. Şekil 3'te gösterildiği gibi, farmasötikler çevreye insan veya hayvan dışkı, atıksu, arıtılmış kanalizasyon çamuru, endüstriyel atık, sağlık ve

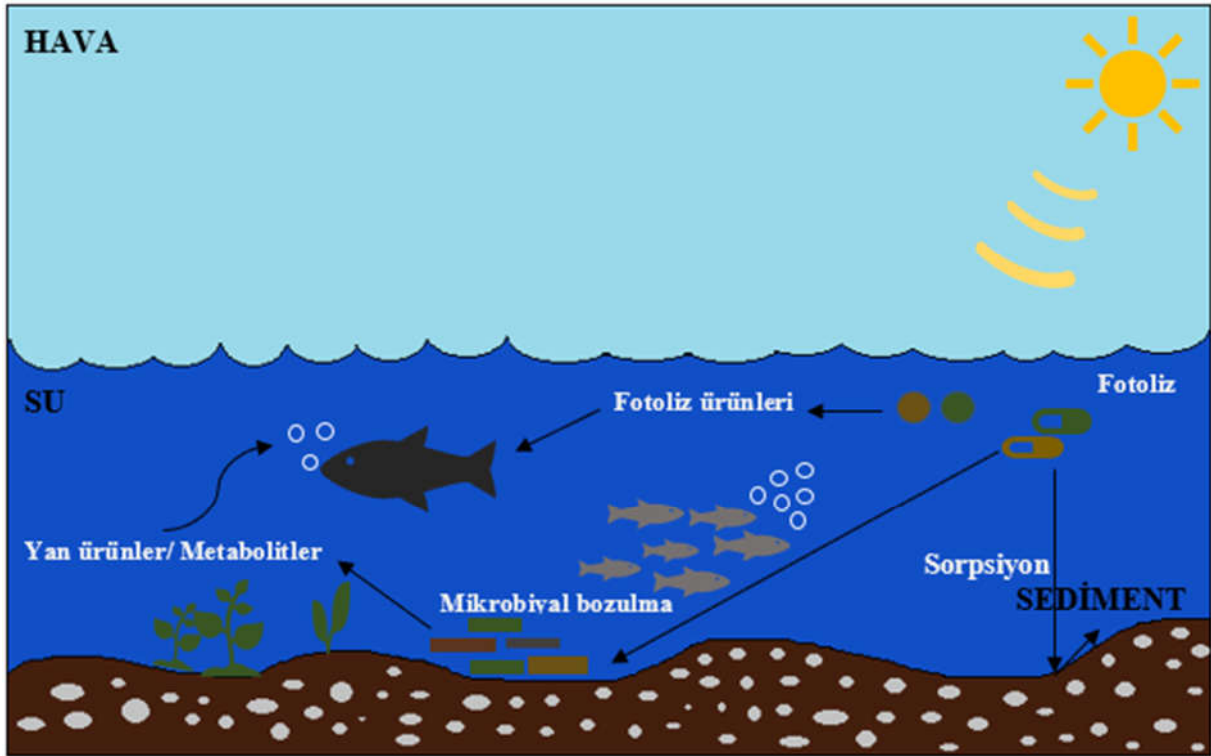
veterinerlik tesislerinden gelen tıbbi atıklar, çöp sızıntı suyu ve biyolojik katı maddeler dahil olmak üzere birçok yoldan girmektedir (Ternes 1998). Literatür çalışmaları, farmasötik konsantrasyonlarının endüstriyel atıklar> hastane atıksuları> AAT atıksuları> yüzey suyu> yeraltı suyu> içme suyu genel sırasını takip ettiğini ve mevsimsel, mekansal ve zamansal değişimlerin de göz önünde bulundurulması gerektiğini göstermektedir (Patel *et al.* 2019).



**Şekil 3.** Farmasötik maddelerin çevresel akıbeti ve taşınımı

Farmasötikler kimyasal olarak kararlı olacak şekilde tasarlanmıştır, ancak fizikokimyasal ve biyolojik dönüşümlere uğramaktadırlar. Bu dönüşüm reaksiyonları ana bileşiği kısmen veya tamamen değiştirebilir ve tam mineralizasyon ile karbondioksit, nitrat, sülfat ve diğer inorganik bileşiklere dönüştürür. Reaksiyon ürünleri bazen ana bileşiklerden daha kararlıdır ve az veya daha fazla toksik özellik taşıyabilmektedir. Farmasötikler çevresel matrislerde; biyotik (aerobik ve anaerobik) ve abiyotik (yani kimyasal) reaksiyonlar yoluyla üç temel çevresel dönüşüme maruz kalabilir. Aerobik reaksiyonlar, su ve karbondioksite tam mineralizasyon şeklinde gerçekleşir ve örneğin aspirin sucul ortamlarda bu tür bir bozunmaya maruz kalır. Anaerobik reaksiyonlarda ise farmasötiklerin orijinal moleküler yapıları korunurken çevresel matrislere bağlanabilir veya arıtma tesisi çamurunda tutulabilirler. Bu duruma genellikle lipofilik ve parçalanması zor farmasötik bileşiklerde rastlanır. Son olarak, kimyasal dönüşümler ile farmasötikler daha kalıcı hidrofilik bileşiklere dönüşebilmektedirler. Özellikle bu türde hidrofilik farmasötik bileşikler atıksu arıtma tesislerinden geçerek alıcı su ortamlarına kolaylıkla ulaşabilmektedirler (Joss *et al.* 2005; Jelic *et al.* 2011). Genel olarak

kimyasal bileşikler fizikokimyasal özelliklerine ve reaktivite seviyelerine göre; polar kimyasallar, iyonlaşabilen organik kimyasallar veya çok sayıda fonksiyonel grup içeren kimyasallar olarak karakterize edilebilirler. Bu özelliklere bağlı olarak, kimyasallar ya çözeltiliye girerek damlacıklar halinde askıda bulunurlar ya da partiküllere absorbe olurlar. Sudaki herhangi bir madde için  $K_{OW}$  değeri, kimyasalların partiküller ve su arasındaki dağılımını tahmin etmek için kullanılır. Oktanol ve su karışmadığı için oktanol fazında yaygın olarak bulunan kimyasalların (lipofilik kimyasallar), sucul ortamlarda partiküllere absorbe olma olasılığı daha yüksektir. Bu nedenle, yüksek  $K_{OW}$  katsayısına sahip lipofilik organik mikrokirleticiler (örneğin; nonilfenol) toprağa, sedimentlere veya arıtma tesislerinde çamura güçlü bir şekilde bağlanma eğilimi gösterirken, polar mikrokirleticiler yani düşük  $K_{OW}$  katsayısına sahip hidrofilik bileşikler (örneğin; herbisitler) suda çözünme eğilimindedir. Sorpsiyon prosesleri ayrıca tuzluluk, pH seviyesi ve diğer faktörlere bağlıdır (Burkhardt-Holm 2011). Şekil 4'te sucul çevrede temel bozunma mekanizmaları gösterilmiştir.



Şekil 4. Farmasötiklerin sucul çevrede doğal bozunma mekanizmaları

Farmasötikler ve metabolitleri, hidrofobikliklerine, biyolojik olarak bozunabilirliklerine, sıcaklığa ve buldukları ortamın toprak-su gibi özelliklerine bağlı olarak çevrede adsorpsiyon, seyreltme veya bozunma yoluyla doğal parçalanmaya uğrarlar. Bu nedenle, su kaynaklarında ve içme suyunda farmasötikler genellikle eser konsantrasyonlarda bulunur, çünkü bu bileşikler atıksu ve içme suyu arıtma prosesleri vasıtasıyla ayrıca doğal süreçler ile uzaklaştırılmaktadır. Burada en önemli parametre ilaçların insan vücudundan atılma

oranlarıdır. Sucul ortamlarda en çok rastlanan ilaçların insan vücudundan atılma oranları Tablo 2’de gösterilmiştir (Luo *et al.* 2014).

**Tablo 2.** Sucul Ortamlarda En Çok Rastlanan İlaçların İnsan Vücudundan Atılma Oranları

Vücuttan atılma oranı	İlaç etken madde
Düşük ( $\leq 5\%$ )	Aspirin (asetilsalisilik asit), karbamazepin, gemfibrozil, ibuprofen
Orta derecede düşük ( $6-39\%$ )	Diklofenak, metoprolol, primidon, sulfametoksazol
Nispeten yüksek ( $40-69\%$ )	Bezafibrat, norfloksasin, trimetoprim
Yüksek ( $\geq 70\%$ )	Amoksisilin, siprofloksasin, tetrasiklin

Tablo 2’den de görüleceği gibi aspirin gibi ilaçların insan vücudundan atılma oranları çok düşükken, amoksisilin, siprofloksasin, tetrasiklin gibi antibiyotik türevi ilaçların vücuttan atılma oranı oldukça yüksektir. Bu durum antibiyotiklerin sucul ekosistem ve içme suları vasıtasıyla insan sağlığı için önemli bir endişe kaynağı haline gelmesine sebep olmuştur. İnsanlara ve hayvanlara verilen antibiyotiklerin bir kısmı değişmeden dışkı ve idrarla vücuttan dışarı atılmaktadır. Büyük ölçekli hayvan çiftliklerinden gelen atıklar, su ürünleri yetiştiriciliğinde antibiyotik kullanımı, hastanelerden ve belediyelerden gelen atıksular, çevredeki antibiyotik direnç genlerinin ve antibiyotik kirliliğinin başlıca kaynaklarıdır. Nehir suyunda ve tortullarda bulunan antibiyotikler ve antibiyotiğe dirençli bakteriler hakkında birçok rapor ortaya koyulmuştur. Kentsel alanlardaki nehirlerde kırsala göre daha fazla antibiyotik ve ilaç etken madde tespit edilmektedir (Anonymous 2022b). 1999-2000 yılları arası dönemde ABD’de ulusal ölçekte yapılan ve 30 eyaleti kapsayan bir araştırmada 139 nehir akışında toplam 95 ilaç bileşiği tespit edilmiş ve yeraltı sularında da 35 farklı farmasötik bileşik bulunduğu rapor edilmiştir. Bu örnekleme alanlarının %23’ünde bulunan sülfametoksazol (antibiyotik etken maddesi) en yüksek oluşum sıklığına sahipken, önemli bir anti-enflamatuvar ilaç olan ibuprofen yaklaşık  $\sim 3 \mu\text{g/L}$ ’lik konsantrasyonu ile en yüksek konsantrasyondaki farmasötik bileşik olarak tespit edilmiştir (Barnes *et al.* 2008). Sucul ortamlardaki antibiyotiklerin varlığı mikrobiyal toplulukları da etkilemekte ve antimikrobiyal direnci oluşturmaktadır. Çoğu bakteri ve mantarların antimikrobiyal saldırılara direnmek ve hayatta kalmak için savunma mekanizmaları geliştirdiği ve böylece antimikrobiyal dirençli hale geldiği bilinmektedir. Bu süreç insan faaliyetleri tarafından hızlandırılarak küresel bir tehdit haline gelmiştir. Antimikrobiyal dirence katkıda bulunan temel nedenler arasında insan sağlığı, gıda-hayvan üretimi ve tarımda kullanılan antibiyotiklerin yanlış ve aşırı kullanımı ile evlerden, çiftliklerden, fabrikalardan ve insan ve veteriner sağlık hizmetlerinden kaynaklanan atıkların

doğru yönetilememesi yer almaktadır. Antimikrobiyal maddeler genel olarak bakteri, virüs, protozoa ve mantar gibi mikroorganizmaları öldüren veya büyümesini engelleyen doğal, yarı sentetik veya sentetik kökenli maddeler olarak tanımlanmaktadır. En yaygın kullanılan antimikrobiyal maddeler; antibiyotikler, antiviraller ve antifungaller gibi farmasötik ilaçlar veya antiseptikler, dezenfektanlar, kişisel bakım ürünlerindeki koruyucular ve sterilize edici maddeler gibi çeşitli kimyasallardır (UNEP 2017).

### **Mikrokirleticilerin İnsan Sağlığı Risk Değerlendirmeleri ve Mikrokirleticilerle İlgili Yasal Düzenlemeler**

Son yıllarda yapılan araştırmalar ile içme sularında farmasötikler başta olmak üzere pek çok mikrokirletici bileşik rapor edildiği için bu kimyasalların insan sağlığını etkileyip etkilemediği sorusu sıkça gündeme gelmeye başlamıştır. Bu amaçla toksikolojik risk değerlendirmesi çalışmaları yürütölmekte ve içme suyunda tespit edilen mikrokirletici konsantrasyonları literatürde belirtilen olumsuz etkilerle karşılaştırılmaktadır. Toksikolojik risk değerlendirmeleri, uluslararası ölçekteki DSÖ, EPA, FDA gibi kuruluşlar tarafından; ilgili kimyasalların toplanması, olası maruziyetlerin analizi, toksikolojik bilgilerin oluşturulması ve olumsuz sağlık etkilerinin ortaya çıkma potansiyelinin belirlenmesi şeklinde yürütölmektedir. Toksikolojik risk değerlendirme süreçleri, günlük vücut kilogramı başına miligram ilaç birimi cinsinden ifade edilen toksisite kılavuz değerlerinin geliştirilmesi ile belirlenir. Toksisite kılavuz değerleri, çoğunlukla kabul edilebilir günlük alım değerleri (Acceptable Daily Intake, ADI) olarak ifade edilir. ADI değerini İçme Suyu Eşdeğer Seviyesi (Drinking Water Equivalent Level, DWEL) olarak ifade edilen DWEL ile karşılaştırmak oldukça yaygındır. EPA'nın bu dönüşümde kullandığı DWEL süreci 70 kilogramlık bir kişinin günde 2 litre su içtiğini ve bir ömür boyu olmasa da onlarca yıl mikrokirleticilere maruz kaldığına farz etmektedir (Anonymous 2007). Araştırmalar örneğin, farmasötiklerin içme suyundaki konsantrasyonlarının genellikle klinik olarak en düşük aktif dozun 1000 kat altında olduğunu göstermektedir. Farmasötiklerin içme suyunda oluşumuna ilişkin sınırlı veriler, içme suyunda farmasötiklerin eser konsantrasyonlarına maruziyetten kaynaklanan potansiyel insan sağlığı risklerini değerlendirmede zorluk teşkil etmektedir. Ancak farmasötikler için eser konsantrasyonlara maruz kalmanın kayda değer olumsuz sağlık etkilerinin çok olası olmadığını göstermiştir (WHO 2012).

Mikrokirleticiler sucul ortamlarda doğrudan ve dolaylı etkiler meydana getirerek alıcı ortamın kalitesini düşürebilir, besin zinciri yoluyla canlı organizmaların sağlığını etkileyebilir ve insanlarda uzun süreli kronik maruziyet meydana getirebilir niteliktedir. Bu nedenle öncelikle mikrokirleticilerin içme sularında kontrolünü sağlamak için, hangi yollarla içme

suyuna karışıklarını tespit etmek önem taşımaktadır. Tablo 3’te mikrokirletici grupların en önemlilerinden biri olan kişisel bakım ürünlerinde kullanılan kimyasal bileşiklerin literatürden derlenmiş toksisite özellikleri gösterilmiştir (Ávila & García 2015).

**Tablo 3.** Kişisel Bakım ve Kozmetik Ürünlerden Kaynaklı Mikrokirleticiler ve Toksikite Özellikleri

Kişisel bakım ve kozmetik ürünleri	Uygulama	Toksikite
<b>Triklosan</b>	Antimikrobiyal/sabunlar, kokular	Endokrin bozucu etkiler, üreme, kanserojen, dirençli bakteriler, biyolojik birikim, su toksisitesi
<b>Triklokarban</b>	Dezenfektan özellikleri için antimikrobiyal, sabunlar, vücut yıkama ürünleri, losyonlar, deterjanlar ve mendiller.	Kanserojen, endokrin bozucu, teratojenite, biyolojik birikim, kilo kaybı, kürtaj
<b>Fenol</b>	Sabun, temizlik losyonları	Mutajenik, cilt için aşındırıcı, kanserojen (tümör hızlandırıcı), lokal doku tahrişi, düzensiz nabız, kusma, koyu renkli idrar, karaciğer hasarı, kan oluşturan organ hasarı, çökme
<b>1,4 Diklorobenzen</b>	Böcek kovucu ve koku giderici	Kanserojen, mutajenik, hematolojik anormallikler, biyolojik birikim, böbrek ve karaciğer fonksiyonlarında bozucu etki
<b>Benzilparaben</b>	Koruyucular	Östrojenik etkiler, kanserojen, spermatogenezini inhibe edici
<b>Butilparaben</b>	Koruyucular	Erkek üreme sistemi üzerinde olumsuz etki, kanserojen
<b>Metilparaben</b>	Antifungal ve koruyucular	Kromozomal hasar, kanserojen, subkutan toksisiteye neden olur
<b>Benzofenon-3</b>	Kozmetikteki güneş koruyucu ürünler ve UVfiltreleri	Endokrin bozucu etkiler, hormona bağlı hastalıklar, üreme ve gelişme üzerine olumsuz etki
<b>Benzofenon-4</b>	Kozmetikteki UV filtreleri, saç spreyi, şampuan ve ter önleyiciler	Antiöstrojenik, antiandrojenik ve östrojenik aktivite
<b>4-Metilbenziliden kafur</b>	UV filtreleri	Antiöstrojenik aktivite, erkek sıçanlarda hipotalamus-hipofiz-gonadal sistemi etkiler, steroid hormon üretimini değiştirir.

Yerüstü su kaynaklarında bulunması muhtemel ve insan sağlığı ile çevre üzerinde önemli olumsuz etkileri bulunan ve “Öncelikli kirletici” listesinde yer alacak mikrokirleticilerin belirlenmesi toksisite ve maruziyet değerlendirilmesi ile yapılmaktadır. Toksikite değerlendirmesinde;

- Sucul toksisite: akut (LC<sub>50</sub>), kronik (Maksimum izin verilebilir toksik madde konsantrasyonu, MATC)
- Memeliler üzerinde toksik etkiler: akut oral (LD<sub>50</sub>), akut dermal (LD<sub>50</sub>), kronik/sub-kronik (LDLo)
- Kanserojen, mutajen ve teratojenik özellik
- Biyoakümülyasyon: BCF, BAF, K<sub>ow</sub>
- Kalıcılık: yarı ömür, hidroliz hızı, Henry sabiti kullanılır.

Maruziyet değerlendirmesinde dikkate alınan kriterler ise unlardır:

- Bozunma ve dönüşüm potansiyeli (yarı ömür)
- Çevresel ortamlarda hareketlilik ve ayrılma özellikleri (K<sub>ow</sub>, BCF)
- Tahmin edilen doz, çevresel ortamlardaki seviye, salım miktarı
- Maruziyet sıklığı ve yoğunluğudur (Şiltu 2015).

Ekosistemlerde mikrokirleticilerin varlığının ilk tespit edilmesi insan sağlığından ziyade öncelikle doğal su kaynakları ve sucul canlılar için bir tehdit olarak görülmüştür. Çünkü, önceleri sularla ilişkili mevcut yasal düzenlemeler çevresel sistemlerin kalitesini korumak amacıyla geleneksel kirleticilere odaklanmıştır. Ayrıca, mikrokirleticilerin büyük çoğunluğu yasal düzenlemelerde genellikle tanınmamakta ve yer almamaktadır. Mikrokirleticiler tüm çevresel matrislerde bulunabildiğinden insan yaşamını iyileştirmek için bu bileşikler izlemek kolay değildir. Ancak mikrokirleticilerle ilgili artan çalışmalar ve muhtemel riskleri nedeniyle çevre kalite standartları mikrokirleticilere de odaklanmaya başlamıştır. AB yasal mevzuatında mikrokirleticilerin deşarj limitleri için bir standart belirlenmemiş olsa da az sayıda yönetmelik yayınlanmıştır. AB su politikasında ilgili ilk düzenleme 2000/60/EC Su Çerçeve Direktifidir. Bu düzenleme esas olarak yüksek riskli maddelerin tanımlanmasına ve bunlara öncelik verilmesine odaklanmıştır. 2008/105/EC Direktifi ise 33 öncelikli maddeyi onaylamıştır. Ayrıca, 2013/39/EC Yönergesi, 45 öncelikli madde için izleme ve arıtım seçeneklerine odaklanarak insan sağlığı ve sucul yaşamın korunmasını sağlamayı önermiştir. Aynı Direktifte, iki farmasötik ilacın ve doğal hormonların izlenmesi önerilmiştir (Khan *et al.* 2021). ABD’de ise mikrokirleticiler endişe verici yeni ortaya çıkan kirleticiler (CECs) kapsamında değerlendirilerek, EPA’nın sucul yaşamın korunması ve kullanımı için 1985 yılında yayınladığı mevcut yönerge kapsamına alınmıştır. Yeni ortaya çıkan kirleticilerle ilgili mevcut toksisite çalışmaları sonucunda, EPA 1985 yönergelerini güncellemek için bir temel oluşturmak amacıyla “White Paper Aquatic Life Criteria for Contaminants of Emerging Concern: Part I Challenges and Recommendations” başlıklı bir rapor geliştirmiştir. Bu rapor ile EPA, endokrin bozucu faaliyet veya diğer toksik aktivite sergileyen farmasötikler ve kişisel bakım ürünleri gibi

yeni ortaya çıkan kirleticiler için suçul yaşam kriterlerinin geliştirilmesi amacıyla bilimsel çalışmaları dikkate alarak; su yaşamının korunması için bölgeye özgü su kalitesi kriterlerinin geliştirilmesi amacıyla bir revizyon yayınlamıştır. Ayrıca EPA'nın mikrokirleticilerle ilgili özel düzenlemeleri ve mevzuatı bulunmamasına rağmen, yüzey sularındaki su yaşamının korunması için özellikle atıksu deşarjlarında düzenlenmesi ve izlenmesi gereken 65 kirletici ve kirletici sınıfını toksik kirleticiler olarak tanımlamış ve yayınlamıştır. Bu kirleticilerden 126'sını ise "öncelikli" toksik kirleticiler olarak belirlemiştir. EPA'nın yeni ortaya çıkan endişe verici kimyasallar listesinde başlıca; kalıcı organik kirleticiler, ilaçlar ve kişisel bakım ürünleri, veteriner ilaçları, endokrin bozucu kimyasallar ve nanomalzemeler yer almaktadır (EPA 1977; EPA 2008).

Ülkemizde ise mikrokirleticilerle ilgili herhangi bir yasal mevzuat bulunmamakta ancak "Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği" (ÇŞB 2004) ile yeraltı ve yerüstü su kaynakları potansiyelinin korunması ve en iyi bir biçimde kullanımının sağlanması için, su kirlenmesinin önlenmesi esas alınmaktadır. Ayrıca yerüstü sular ile kıyı ve geçiş sularının biyolojik, kimyasal, fiziko-kimyasal ve hidromorfolojik kalitelerinin belirlenmesi, sınıflandırılması, su kalitesinin ve miktarının izlenmesi amacıyla 30.11.2012 tarih ve 28483 sayılı "Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği" yayınlanmıştır. Bu Yönetmeliğin EK-5'inde yer alan "Yerüstü Su Kaynakları için Belirli Kirleticiler ve Çevresel Kalite Standartları" tablosunda listelenen kimyasallar arasında diklofenak ve BPA yer almakta ancak parasetamol yer almamaktadır. Bu tabloya göre nehirler, göller, kıyı ve geçiş suları için yıllık ortalama çevresel kalite standardı olan YO-ÇKS ve maksimum izin verilebilir çevresel kalite standardı olan MAK-ÇKS diklofenak konsantrasyonu için 100 µg/L ve BPA için ise nehirler ve göller için YO-ÇKS ve MAK-ÇKS sırasıyla 6,5 µg/L ve 252 µg/L olarak belirlenirken; kıyı ve geçiş suları için YO-ÇKS ve MAK-ÇKS sırasıyla 6,5 µg/L ve 65 µg/L olarak belirlenmiştir (ÇŞB 2012). Ülkemizde ayrıca hastane atıksularının ayrı arıtılmalarına ve hastane atıksularındaki kirletici konsantrasyonları için sınır değerlerine ait herhangi bir yasal mevzuat bulunmamakta ve hastane atıksuları evsel atıksu kapsamında değerlendirilmektedir (Yaşar *et al.* 2013).

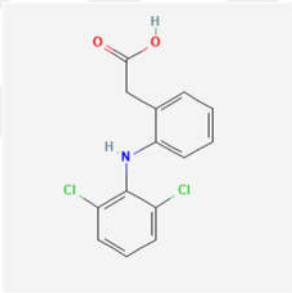
### **Çalışmada Kullanılan Seçili Mikrokirleticiler**

Bu çalışmada sanayi şehri olmayan fakat sağlık alanında son yıllarda büyük gelişme gösteren Erzurum BAAT giriş ve çıkış suyunda en çok kullanılan analijezik/anti-enflamatuvar ilaçlardan seçili iki farmasötik bileşiğin (parasetamol ve diklofenak) ve endokrin bozucu etkiye sahip bir mikrokirletici olan BPA'nın tespiti ve tesisteki akıbetleri giderim verimleri ve mekanizmaları üzerinden incelenecektir.

## Diklofenak

Steroid olmayan bir anti-enflamatuar ilaç olan diklofenak, dünya genelinde yaygın olarak reçete edilen ilaçlardan biridir. Dünyada yıllık yaklaşık 1.500 ton tüketilen diklofenak, Türkiye’de 2009 yılında 70 ton tüketilmiştir (Acuña *et al.* 2015; Samsunlu 2017). Diklofenak genellikle enflamasyonu azaltmak ve ağrıyı dindirmek için artrit ve akut sakatlanmalarda kullanılan bir ilaçtır (Stevenson & Szczeklik, 2006). IUPAC adlandırma sistemine göre 2-[2-(2,6-dichlorophenyl) aminophenyl] ethanoic acid olarak adlandırılan diklofenakın fiziksel, kimyasal ve farmakokinetik özellikleri Tablo 5’te verilmiştir. Suda ise çok yavaş ve çok zor çözünen diklofenak, %50’sinin iyonize olduğu pH değeri olan pKa ve K<sub>ow</sub> değerinin düşük olmasından dolayı sıvı faz içinde kalma eğilimi göstermektedir (Tablo 4). Bu özellikleri diklofenakın sudan uzaklaştırılmasını zorlaştırmaktadır (NCBI 2022; Stevens-Garmon *et al.* 2011; Little *et al.* 2007 ).

**Tablo 4.** Diklofenak’ın Deneysel ve Farmakokinetik Özellikleri

<b>CAS Numarası</b>	15307-86-5
<b>Molekül Yapısı</b>	
<b>Kimyasal Formül</b>	C <sub>14</sub> H <sub>11</sub> Cl <sub>2</sub> N <sub>1</sub> O <sub>2</sub>
<b>Moleküler Ağırlık</b>	296,148 g/mol
<b>Yoğunluk</b>	1.431 g/cm <sup>3</sup>
<b>Çözünürlük (suda, 25 °C)</b>	2,37 mg/L
<b>Buhar Basıncı (25 °C)</b>	6,14x10 <sup>-8</sup> mm-Hg
<b>log K<sub>ow</sub></b>	4,51
<b>pKa</b>	4,15
<b>Henry Sabiti (25 °C)</b>	4,73x10 <sup>-12</sup> atm m <sup>3</sup> /mol
<b>Farmakokinetik Özellikler</b>	
<b>Biyoyararlanım</b>	%100
<b>Proteine Bağlanma</b>	%99>
<b>Metabolizma</b>	Hepatik aktif metabolitleri yoktur
<b>Yarılanma Ömrü</b>	1,2-2 saat (ilacın %35’i enterohepatik yeniden sirkülasyona girer)
<b>Atılma</b>	%1 idrarla, safra ile

EPA bir maddenin alıcı ortamlardaki (suda, toprakta veya sediment) yarılanma ömrü değerinin 180 gün üzerinde olmasını bu maddenin çok dirençli olması ile ilişkilendirmektedir ve uzun yıllar parçalanmadan kalabileceğinin göstergesi kabul etmektedir. Diklofenakın

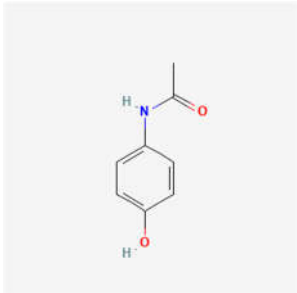


## Parasetamol

Dünyada en fazla kullanılan analjezik ilaç grubundan olan parasetamol yani asetaminofen (N-asetil-p-aminofenol, APAP) Türkiye’de 300’den fazla ilaç preparatının içinde bulunmaktadır (Emet 2016). Parasetamol; çocuk, yaşlı ve özellikle hamile gibi hassas gruplar da dahi tıbbi açıdan en güvenilir analjezik/antipiretik ilaçlardan biri olarak kabul edilmektedir. Analjezik etkisi yeni çıkan analjeziklere göre az olsa da gastrointestinal sistemde yan etkilerinin nerdeyse olmaması, parasetamolun bu gruplar içinde öne çıkan klasik bir analjezik ilaç olmasını sağlamaktadır ve milyonlarca hasta tarafından sıkça kullanılan bir ilaç haline getirmiştir. Ayrıca enteral formülasyonlarıyla hafif ve orta şiddetteki ağrılar için kullanılan parasetamol son yıllarda geliştirilen parenteral formunun kullanıma girmesi ile postoperatif şiddetli ağrılarının tedavisinde de kullanılmaya başlanmıştır (Celik *et al.* 2011; Tablov *et al.* 2005).

Oral yol ile alınan parasetamol gastrointestinal sistemde hızla emilir ve tamamen emildikten sonra %1-3’ü değişmemiş olarak idrarla vücuttan atılmaktadır. %80’i ise biyolojik olarak glukuronid veya sülfat bileşikleri olarak atılmaktadır. Bu da parasetamolün kanalizasyon sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunmasına neden olmaktadır. Ancak sucul ortamda yaygın şekilde kullanılan parasetamolün davranışları ve metabolitleri tam olarak tanımlanmamıştır. IUPAC adlandırma sistemine göre *N-(4-hidroksifenil) asetamid* olarak adlandırılan parasetamolün fiziksel, kimyasal ve farmakokinetik özellikleri Tablo 5’te verilmiştir (Yu & Chu 2009; NCBI 2022).

**Tablo 5.** Parasetamolün Deneysel ve Farmakokinetik Özellikleri

<b>CAS Numarası</b>	103-90-2
<b>Molekül Yapısı</b>	
<b>Kimyasal Formül</b>	C <sub>8</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>2</sub>
<b>Moleküler Ağırlık</b>	151,16 g/mol
<b>Çözünürlük (suda, 25 °C)</b>	14 mg/L
<b>Buhar Basıncı (25 °C)</b>	6,29x10 <sup>-5</sup> mm-Hg
<b>log K<sub>ow</sub></b>	0,46
<b>pKa</b>	9,38
<b>Henry Sabiti (25 °C)</b>	8,93x10 <sup>-10</sup> atm m <sup>3</sup> /mol

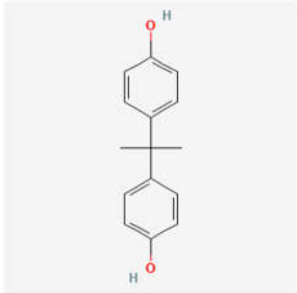
**Tablo 5.** (Devam)

<b>Farmakokinetik Özellikler</b>	
Biyoyararlanım	%100
Proteine Bağlanma	%25
Metabolizma	Karaciğer %90-95
Yarılanma Ömrü	4 saat
Atılma	İdrarla

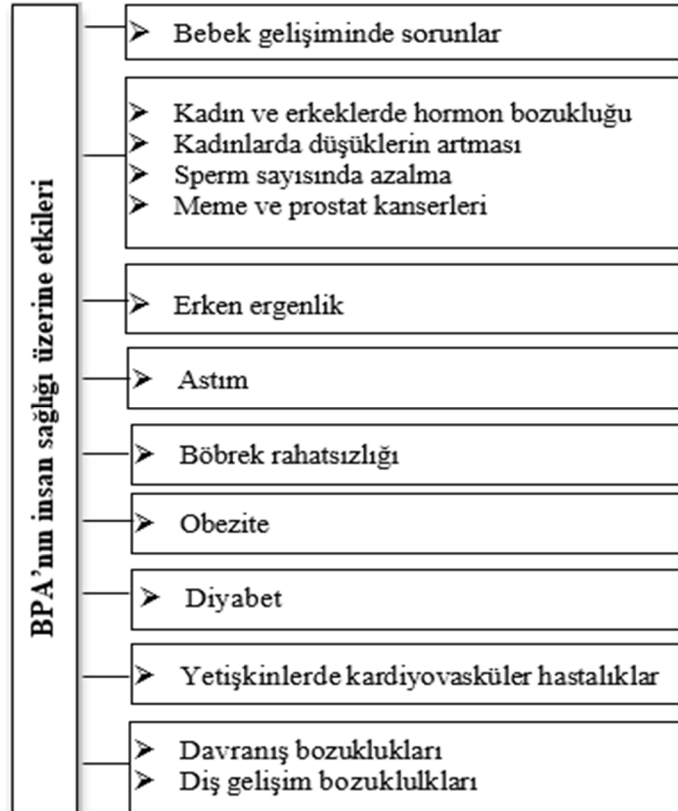
**BPA**

BPA ilk olarak 1891 yılında sentezlenmiş (Neagu 1998) ve başlangıçta sentetik östrojen olarak araştırmalarda kullanılmıştır. 1950’li yıllardan sonra ise polivinil klorür (PVC) bileşiklerinin artması ile plastik ürünlerin yapısında kullanılmaya başlanmıştır (Alonso-Magdalena *et al.* 2012). BPA, beyaz renkte, katı ve kristal formda bulunan bir kimyasal bileşik olup (Akbulut *et al.* 2013) ; 2,2-bis(4-hidroksifenil) propan olarak da adlandırılmaktadır. BPA’nın yapısal formülü  $(CH_3)_2C(C_6H_4OH)_2$  şeklindedir. IUPAC adlandırma sistemine göre 4,4’-(propane-2,2-diyl) diphenol olarak da adlandırılan BPA’nın fiziksel ve kimyasal özellikleri Tablo 6’da gösterilmiştir. Oda sıcaklığında renksiz ve katı halde bulunan BPA, organik çözücülerde (etanol ve alkali maddelerde) çözünebilirken suda çok az çözünmektedir (NCBI 2022). BPA’nın pKa değeri 9,6-11,3 arasında olup biyolojik olarak kolayca parçalanabilmektedir. CO<sub>2</sub>’e mineralizasyonu 28 gün içerisinde %81-93 oranında gerçekleşebilmektedir. Yapılan bir araştırmada nehirlerdeki yarılanma ömrünün 0,5-3 gün arasında olduğunu göstermektedir (Wright-Walters *et al.* 2011).

**Tablo 6.** BPA’nın Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

<b>CAS Numarası</b>	80-05-7
<b>Molekül Yapısı</b>	
Kimyasal Formül	C <sub>15</sub> H <sub>16</sub> O <sub>2</sub>
Moleküler Ağırlık	228,28 g/mol
Yoğunluk	0,97 g/cm <sup>3</sup>
Çözünürlük (suda, 25 °C)	300 mg/L
Buhar Basıncı (25 °C)	4,0x10 <sup>-8</sup> mm Hg
log K <sub>ow</sub>	3,32
pKa	9,6
Henry Sabiti (25 °C)	4,0x10 <sup>-11</sup> atm m <sup>3</sup> /mol
<b>Sınıflandırılması</b>	Östrojen

BPA'nın kullanım alanlarının oldukça geniş olması nedeniyle günlük hayatta insanların BPA ile temasını arttırmaktadır (Staples *et al.* 1998). BPA'nın insan vücuduna oral yollar ile alınması durumunda gastrointestinal sistemden emilimi ile karaciğere gelerek metabolize olmaktadır. Vücuttan tamamına yakınının idrar yolu ile atılması 42 saat sürmektedir. Araştırmalar, BPA'nın idrar yolu ile atılımında %9,5 oranında değişmeden direk atıldığı, %69,5 oranında major konjugatı ve %21 oranında minör konjugatı halinde atıldığını ayrıca az bir miktarda da dışkı yolu ile atıldığını göstermektedir. BPA'nın insan vücuduna alımı bebek ve çocuklarda yetişkinlere göre daha fazladır (Durmaz & Koçer Giray 2013). BPA, endokrin bozucu etkiye sahip maddeler arasında önemli bir kimyasal olarak sıralanmaktadır. Son yıllarda yapılan araştırmalara göre endokrin bozucu kimyasalların endokrin sisteminin işlevlerini etkileyerek organizmadaki bazı hastalıkları artırdığı söylenmektedir (Kim *et al.* 2010). Endokrin bozucu maddeler genel olarak üreme, büyüme üzerinde ters etkiler yaratmakta, bağışıklık ve sinir sistemi fonksiyonlarında bozukluklar meydana getirmektedir. Ayrıca son araştırmalar, BPA'nın çeşitli hücre kültürleri üzerinde kanserojen hatta genotoksik etkiye sahip bir kimyasal olduğunu ortaya koymaktadır (Durovcova *et al.* 2018). BPA'nın insan sağlığı üzerindeki diğer etkileri ise Şekil 6'da gösterilmiştir. BPA Avrupa Komisyonu tarafından "orta seviyede toksik" bileşik olarak sınıflandırılırken, EPA tarafından "toksik" bileşik olarak sınıflandırılmaktadır. Fakat BPA'nın canlı yaşamı üzerindeki etkisi konusunda yapılan araştırmalar, çevresel olarak uygun konsantrasyonlarda bile (12 µg/L ve altı) zararlı etkiler yarattığını göstermiştir (Flint *et al.* 2012).



**Şekil 6.** BPA'nın insan sağlığı üzerindeki etkileri (Liu *et al.* 2011)

BPA; arıtma çamurlarında ve AAT giriş sularında (Fuerhacker 2003) katı atık düzenli depolama alanı sızıntı sularında (maksimum 17,2 mg/L) (Yamamoto *et al.* 2001) içme suyu arıtma tesisi giriş suyunda (Hernando *et al.* 2004; Lin *et al.* 2016) sıkça tespit edilmektedir. Tablo 7’de farklı ülkelerde çeşitli sucul ortamlardaki BPA konsantrasyonları gösterilmiştir (Balci 2014).

**Tablo 7.** Farklı Ülkelerde Çeşitli Sucul Ortamlarda BPA Konsantrasyonu

Ülke	Kaynak	BPA kons.
ABD	Dere Suyu	12 µg/L
ABD	Yeraltı Suyu	1,9 µg/L
ABD	Deniz Sedimenti	1,5–5,0 ng/L
Almanya	Nehir Suyu	4-92 ng/L
Almanya	İçme Suyu	2 ng/L
Almanya	Nehir Sedimenti	7–1630 ng/L
Almanya	Atık Çamur	4–1363 ng/L
Avusturalya	AAT Giriş	23,02 µg/L
Avusturya	Kâğıt fab. Çıkış	28–72 µg/L
Çin	Musluk Suyu	38,9–55,8 ng/L
Çin	Nehir Suyu	19,1- 106 µg/L
Çin	Nehir Sedimenti	0,6–59,6 ng/L
Çin	Musluk Suyu	15–63 ng/L
Hollanda	AAT Çıkış	0,043–4,09 µg/L
İspanya	AAT Çıkış	2,01-24,32 µg/L
İtalya	Nehir Suyu	0,207 µg/L
Japonya	Nehir Suyu	19 µg/L
Japonya	Deniz Suyu	0,19–10,38 ng/L
Japonya	Teh. Atık Dep. Sızıntı Suyu	0,5–2980 µg/L
Japonya	Teh. Atık Dep. Sızıntı Suyu	0,5–17200 µg/L
Japonya	Nehir Suyu	0,01-1,9 µg/L
Japonya	Kâğıt Fab. Çıkış	8–370 µg/L
Japonya	Evsel Çöp Sız. Suyu	26–8400 µg/L
Japonya	Evsel Çöp Sız. Suyu	5400 µg/L
Kanada	Atık Çamur	33–36700 ng/L
Kanada	AAT Çıkış	0,031-0,223 µg/L
Portekiz	Nehir Suyu	0,07-4,0 µg/L
Tayvan	Nehir Suyu	0,059-0,228 µg/L
Tayvan	Nehir Sedimenti	329–10500 ng/L

Buna göre BPA’nın su ortamından ziyade atık çamur ve sedimentlerde biriktiğini ifade etmek yanlış olmayacaktır. Ayrıca katı atık depolama sahaları sızıntı sularının da yine BPA konsantrasyonlarının yüksek olduğu alanlar arasında yer aldığı görülmektedir.

## Literatür Özeti

Mikrokirleticilerin kaynakları, atıksu, yüzey suyu, yeraltı suyu, içme suyu ve sediment gibi sucul çevredeki durumları ve ileri oksidasyon prosesleri ile giderimlerini inceleyen bir çalışmada etkili giderim verimleri elde edilmiştir. Mikrokirleticilerin arıtılmasında ileri oksidasyon proseslerinin diğer klasik arıtım yöntemlerine göre büyük avantajlara sahip olduğu ortaya koyulmuştur. İleri oksidasyon prosesleri özellikle organik kirleticilerin etkisini en aza

indiren bir yöntem olup mikrokirleticilerin giderimi için hibrit İOP'lerin çok daha etkili sonuçlar verdiği belirtilmiştir (Ustun Odabasi *et al.* 2020).

Mikrokirleticileri ve ara ürünlerinin AAT'lerde oluşumunu ve akıbetini inceleyen bir çalışmada İstanbul'da bir yıl boyunca her mevsim iki farklı AAT'nin farklı ünitelerinden anlık numuneler alınarak mikrokirletici analizi yapılmıştır. AAT'lerde mikrokirleticilerin biyolojik parçalanma ve çamura adsorplanma mekanizmalarını belirlemek amacı ile atıksu numunelerine ek olarak, AAT'lerin 3 noktasından çamur numuneleri de alınmıştır. Çalışmada incelenen mikrokirleticiler, non-steroidal ve anti-enflamatuar ilaçlar, antibiyotikler, steroid hormonları ve diğer mikrokirleticiler olmak üzere 4 gruba ayrılmıştır. Mikrokirleticilerin düşük konsantrasyonlardan ve atıksu matrisinin etkilerinden dolayı ölçüm öncesi katı faz ekstraksiyonu (SPE) yapılmış; ardından LC-MS/MS kullanılarak analizler gerçekleştirilmiştir. Seçilen mikrokirleticilerin çoğu, AAT'nin girişinde yüksek  $\mu\text{g/L}$  konsantrasyonlarından (örn., naproksen ve kafein)  $\text{ng/L}$  konsantrasyonlarına (örn., östrojenler) kadar bulunmuştur. Bazı mikrokirleticiler için (örn., karbamazepin) giriş konsantrasyonu ile çıkış konsantrasyonu arasında belirli bir fark gözlemlenmezken bazı mikrokirleticiler (örn., östrojenler) için ise çıkışta ölçüm limiti altında konsantrasyonlar tespit edilmiştir. Ayrıca, bazı mikrokirleticiler için (örneğin Naproksen) arıtma verimi yüzdesi tüm durumlarda %99'a yakınken, Diklofenak için arıtma yüzdesi %9 -34 arasında değişmiştir. Non-steroidal ve anti-enflamatuar ilaçların ara ürünlerinin çok yüksek (örneğin, o-desmetilnaproksen için  $46.000 \text{ ng/L}$ ) konsantrasyona ve çok düşük arıtma verimliliğine sahip olduğu belirtilmiştir. Antibiyotik grubunda, Siprofloksasin konsantrasyonu yaklaşık  $170-13.670 \text{ ng/L}$  ölçülürken arıtma verimi yüzdesi %0-94 aralığında oldukça geniş olarak tespit edilmiştir. Sülfametoksazol, giriş konsantrasyonu  $210-726 \text{ ng/L}$  ise aralığında tespit edilmiş ancak arıtma verimi yüzdeleri negatif yani %67-100 arasında bir konsantrasyon artışına sahip olduğu belirtilmiştir. Steroid hormonları bazıları hariç  $100 \text{ ng/L}$ 'nin altındaki konsantrasyonlarda tespit edilmiş ve metabolitleri için giderim verimlilikleri %99'un üzerinde hesaplanmıştır. EE2 gibi sentetik hormonların ise daha düşük bir arıtma yüzdesine (%42) sahip olduğu belirtilmiştir. Diğer mikrokirleticilerden kafeinin konsantrasyonunun yaklaşık  $10.400-134.400 \text{ ng/L}$  arasında değiştiği görülmüştür. Kafein, tüm numunelerde çoğunlukla %80'in üzerinde arıtma yüzdelere sahip olmuştur. Öte yandan, Karbamazepin konsantrasyonunun önemli ölçüde değişmediğini ve arıtma yüzdelerinin %10-30 arasında olduğu belirtilmiştir (Tüzün 2017).

Anti-enflamatuar özellikteki mikrokirleticilerin atıksu arıtma tesislerinde arıtılabilirliğini inceleyen bir çalışmada ise diklofenak, ibuprofen, naproksen, ketoprofen, mefenamik asit ve indometasin gibi farmasotik ilaçların AAT'lerdeki akıbeti incelenmiştir. Bu

amaçla Marmara Bölgesi'nde bulunan iki İleri Biyolojik AAT giriş ve çıkışlarından alınan 24 saatlik kompozit ve 2 saatlik kompozit numuneler alınmıştır. Her mevsimde en az iki adet olmak üzere 24 saatlik kompozit numuneler yağışın olmadığı kurak havalarda alınmıştır. Alınan numunelerde mikrokirleticilerin ölçümünün yanı sıra TKOİ, ÇKOİ, TKN, TP, AKM-UAKM, amonyak ve pH gibi klasik parametrelerin de analizleri yapılmıştır. Çalışılan non-steroidal mikrokirleticilerin (ibuprofen, naproksen, diklofenak, ketoprofen, mefenamik asit, indometasin) analizi ön işlemler sonrasında LC-MS/MS'de gerçekleştirilmiştir. Çalışmada alınan 2 saatlik kompozit numunelerin analizi sonucunda, ibuprofen giriş konsantrasyonunun AAT-1'de öğlen saatlerinde arttığı görülmüştür. Bu artış aynı zamanda elde edilen KOİ profili ile de benzerlik göstermiştir. Naproksen konsantrasyonunda ise sabah saatlerinde artış gözlenmiş fakat diklofenak, ketoprofen, indometasin ve mefenamik asit konsantrasyonlarında gün içinde çok değişim gözlenmemiştir. Çalışmada AAT-2'den alınan numunelere göre mikrokirleticilerden ibuprofen ve naproksenin giriş konsantrasyonları sırasıyla 5-9 µg/L ve 8-17 µg/L ölçülmüştür. Ayrıca AAT-2'den alınan numunelere göre çıkış konsantrasyonları 1-2 µg/L aralığında ölçülmüş olup tesiste naproksen için %81-96 arasında bir arıtım verimi sağlanırken, ibuprofen için arıtım verimi %75-93 seviyesinde tespit edilmiştir. AAT-1 tesisinden alınan numunelere göre ibuprofen ve naproksen giriş değerleri bir yıllık incelemede birbirine yakın olarak kaydedilmiştir (8-12 µg/L). Bu tesiste naproksen için %96'nın üstünde bir arıtım verimi sağlanırken, İbuprofen için %93'ün üzerinde arıtım verimi ölçülmüştür. Diğer incelenen kirletici grubundan diklofenak ve ketoprofen giriş konsantrasyonlarına bakıldığında, AAT-1'de diklofenak giriş konsantrasyonu 0,4-1 µg/L arasındayken, AAT-2'de 0,2-1 µg/L olarak kaydedilmiştir. Ketoprofenin konsantrasyonları ise her iki tesiste de değişiklik göstermiş olup 0,8-2,5 µg/L olarak ölçülmüştür. Her iki tesiste de diklofenak arıtım verimi %0-34 arasında, ketoprofen arıtım verimi ise %0-70 arasında değişiklik göstermiştir. Nanogram seviyesinde ölçülebilen indometasin ve mefenamik asit arıtımı her iki tesiste de neredeyse hiç görülmemiştir. İndometasin giriş konsantrasyonları AAT-1'de 30-110 ng/L iken AAT-2'de ise 20-120 ng/L olarak ölçülmüştür. Mefenamik asit konsantrasyonu ise AAT-1'de 5-60 ng/L iken, AAT-2'de 12-50 ng/L olarak belirlenmiştir. İndometasin az da olsa AAT-2'de arıtılabilirken Mefenamik asitin ise her iki AAT'de de arıtılmadığı tespit edilmiştir. Ayrıca bu çalışmada tesislerde ölçülen klasik parametreler ile mikrokirleticiler arasında AAT'ne giriş konsantrasyonları, yükleri ve bu kirleticilerin giderim potansiyelleri açısından herhangi bir ilişkinin bulunup bulunmadığı da SigmaPlot-12 yazılımı kullanılarak araştırılmıştır. Gerçekleştirilen korelasyon analiz sonuçlarına göre, mefenamik asit, indometasin, diklofenak ve ibuprofenin KOİ ve ÇKOİ ile yüksek oranda korelasyonu görülürken, naproksen ve ketoprofenin tüm konvansiyonel parametrelerle ilişkilendirilebileceği belirtilmiştir. Bu

çalışmaya göre atıksudaki azot, KOİ ve çKOİ arıtım veriminin mikrokirleticilerin arıtımı ile ilgili tahmini bilgileri verebileceği kanısına varılmıştır (Demirkaya 2018).

Evsel AAT'nde membran filtrasyon ile mikrokirletici gideriminin incelendiği bir çalışmada Yeşilırmak havzasında endüstriyel kirlilik oluşturan iki farklı pestisit türü mikrokirletici olan tribütil fosfat (TBP) ve flutriafolün (FTF) ters ozmoz (RO) prosesi ile giderimi amaçlanmıştır. Çalışmada mikrokirleticiler dispersif sıvı-sıvı mikroekstraksiyon (DLMME) yöntemi kullanılarak ekstrakte edilmiştir ve gaz kromatografisi kütle spektrometresi (GC-MS) cihazında analiz yöntemi optimize edilmiştir. Ters ozmoz (RO) prosesi ile giderim çalışmaları için 3 farklı membran (AD, BW30 ve SW30) seçilmiş ve bu membranlarla giderim çalışmaları iki farklı basınçta (10 ve 20 bar) gerçekleştirilmiştir. TBP ve FTF mikrokirleticilerinin giderimi iki farklı konsantrasyon (100 ve 500 µg/L) için test edilmiş olup başlangıç konsantrasyonu 500 µg/L TBP olan testlerde BW30 membranında %98, AD membranında %99 ve SW30 membranında %99 giderim verimleri elde edilmiştir. Ayrıca 100 µg/L TBP içeren atıksularda giderim verimleri ise BW30 membranında %76, AD membranında %74, SW30 membranında %67 olarak gözlemlendiği belirtilmiştir. FTF giderim çalışmasında ise 100 µg/L FTF içeren atıksuda BW30 membranında %100, AD membranında %81, SW30 membranında %100 giderim sağlanmıştır (Çolakoğlu 2019).

Bazı ilaç mikrokirleticilerinin suların yeniden kullanımına etkilerinin sürdürülebilirlik açısından değerlendirilmesi üzerine yapılan bir çalışmada yüksek kaliteli suyu değerlendirmede ve yeniden kullanımında ileri atıksu arıtımı için optimum çözümü belirlemek amacıyla adsorpsiyon ve nanofiltrasyon yöntemleri incelenmiştir. Bu yöntemlerin giderim potansiyellerinin belirlenmesi için hedef olarak üç farmasötik madde (ibuprofen, diklofenak ve parasetamol) seçilmiş ve laboratuvarında bu farmasötiklerin bilinen miktarlarında sentetik atıksu hazırlanarak atıksulardan filtrasyonu için iki tip nanofiltrasyon membranı kullanılmıştır. Çalışmada hedef farmasötikler için arıtma verimi sırasıyla diklofenak (%99,7)> ibuprofen (%81,2)> parasetamol (%49) şeklinde elde edilirken; TOC (%95,3) ve COD (%84) olup mikrokirleticiler üzerinde etkileyici bir giderim sağladığı belirtilmiştir. İbuprofen içeren atıksu ve ilaç karışımı için de nanofiltrasyon yöntemi incelenmiş ve orta ile yüksek giderim değerleri elde edilirken sadece ilaçların moleküler boyutlarının değil aynı zamanda ilaçların hidrofobikliğinin de bu arıtımda etkili olduğu ortaya koyulmuştur. Ayrıca bu çalışmada farmasötiklerin portakal kabuğundan üretilen biyokömür adsorpsiyonları da test edilmiştir. Portakal kabuğu biyokömürün karakterizasyonu SEM, XRD, FTIR ve BET kullanılarak yapılmış ve portakal kabuğundan elde edilen biyokömür, ilaçların sulu çözeltilerden gideriminde umut verici, düşük maliyetli, çevre dostu ve aktif karbona alternatif bir adsorbent

olarak bulunmuştur. Portakal kabuğu biyokömüründen elde edilen ilaçların yüzde giderim verimleri ise diklofenak>ibuprofen>parasetamol olarak gözlemlenmiştir (Bareera 2019).

Kocaeli AAT'nde ve tesis arıtma çamurunda insani tüketim amaçlı ilaçların tespitinin yapıldığı bir çalışmada eritromisin, tylosin, ampisilin, sarafloksasin, trimetoprim, linkomisin, siprofloksasin, sülfametazin ve tetrasiklin maddeleri izlenmiştir. Çalışmada katı faz ekstraksiyonu (SPE) prosedürü ve çamur ekstraksiyon prosedürü sonrası sıvı kromatografisi-kütle spektrofotometresi (LC-MS/MS) kullanılarak analizler gerçekleştirilmiştir. LC-MS/MS ile analiz edilen 9 adet mikrokirletici maddeden 2 tanesine (sarafloksasin ve trimetoprim) hiçbir arıtma tesisinde rastlanmamıştır (Polat 2019).

Ergene Nehri'nde kurak dönemde tespit edilen mikrokirleticilerin toksisite değerlendirmesi üzerine yapılan bir çalışmada 222 mikrokirleticiden 131 tanesi en az bir numunede saptanmıştır. Analizi yapılan mikrokirleticiler arasında öncelikli kirleticiler, antibiyotikler, bromlu alev geciktiriciler, nonilfenoller, dezenfektanlar, böcek ilaçları, plastikleştiriciler, koku maddeleri ve siyanotoksinler yer almaktadır. Ergene Nehri'nden alınan bütün numunelerde, benzildimetildodesilamonyum (BAC 12), benzildimetiltetradesilamonyum (BAC 14), N, N-dietil-mtoluamid (DEET), ofloksasin ve 3,3',4,4',5,5'-hekzaklorlubifenil (PCB-169) tespit edilmiştir. Ayrıca, her bir su numunesi için Microtox toksisite testi kullanılarak akut toksisite değerleri hesaplanmış ve saptanan mikrokirleticiler ile toksisite arasındaki ilişki araştırılmıştır. En yüksek toksisite değeri Ergene-1 Organize Sanayi Bölgesi'ne yakın bir yerden alınan numunede tespit edilmiş olup bu numunede 15 ağır metal ve 33 mikrokirletici madde saptanmıştır. Çalışmada alınan numunelerde, özellikle hekza (metoksümetil)melamin, damascone, PCB-169, alüminyum, nikel, bor ve çinko maddelerine yüksek konsantrasyonlarda rastlanmıştır. BAC 14, benzilamin, nonilfenol dietoksilat, PCB-169, BAC 12, disikloheksilamin ve celestolide maddelerinin toksisiteye en çok katkıda bulunan maddeler olduğu belirlenmiştir (Türkoğlu 2019).

Ergene Nehri'ndeki mikrokirleticilerin ve anaerobik koşullar altındaki biyodönüşüm potansiyellerinin belirlenmesi amacı ile yapılan çalışmada dört mevsimde Ergene Nehri üzerindeki 75 noktadan alınan 300 örnekte 222 adet mikrokirletici madde, 18 adet ağır metal ve 13 adet klasik su kirliliği parametresi ölçülmüştür. Ayrıca havzadaki başlıca kirlilik kaynak bölgeleri ile başlıca kirletici kaynakları da tespit edilmiştir. En önemli konvansiyonel parametreler arasında olan KOİ yıl boyunca 17-1660 mg/L arasında değişmiştir. Yaz, sonbahar, kış ve ilkbahar aylarında alınan nehir suyu örneklerinde en az bir noktada sırasıyla 131, 135, 96 ve 103 adet organik mikrokirletici madde tespit edilmiştir. Mikrokirleticilerin konsantrasyonunun 10 ng-330 mg/L arasında değiştiği belirtilmiştir. Benzotriazololler, hekza

(metoksümetil) melamin (HMMM), tris (2-butoksietil) fosfat (TBEF) ve benzalkonyum klorürler (BAK'lar), en yüksek konsantrasyona sahip ve en sık tespit edilen kimyasallar olarak belirtilmiştir. Ek olarak, tekstil ve metal endüstrilerinden nehre deşarj edilen bu mikrokirleticilerin biyodönüşüm potansiyeli, simule edilmiş su sediment sisteminde anaerobik ve sülfat indirgeyici koşullar altında test edilmiştir. Benzotriazol ve TBEF kısmen parçalanmış, HMMM ve BAK'lar için ise biyolojik bozunma tespit edilmemiştir (Emadian 2019).

AAT çıkış suyunda bulunan mikrokirleticilerin sucul ortam üzerindeki toksik etkilerinin belirlenmesi üzerine yapılan bir çalışmada Antalya ili merkez sınırları içinde bulunan AAT'lerde organik yapıda olan hedef mikrokirleticilerin (PAH, PCB ve BPA) tespit edilmesi ve ölçüm tekniklerinin geliştirilmesi ile AAT çıkış suyunda bulunan hedef mikrokirleticilerin sucul ortamlarda meydana getirecekleri ekotoksik etkilerin tespit edilmesi amaçlanmıştır. Bu amaçlar doğrultusunda organik mikrokirleticilerin disk bazlı otomatik katı-sıvı faz ekstraksiyon sistemi ile atıksulardan eş zamanlı ekstraksiyonu gerçekleştirilmiş ve gaz kromatografisi kütle spektrometresi (GC-MS) ile mikrokirletici konsantrasyonları tespit edilmiştir. AAT çıkış suyunda bulunan hedef mikrokirleticilerin gerçek deniz ve yüzeysel su örnekleri ile bu su ortamlarını temsil eden sentetik su ortamlarında yaşayan model alg türleri üzerindeki ekotoksik etkileri enzim aktivitesi analizleri ile belirlenmiştir. Ekotoksik etkilerin tespit edilmesi aşamasında OECD 201 ve ISO10256:2016 test prosedürlerine bağlı kalınarak yürütülen deneysel çalışmalarda yüzeysel su algi *Chlorella vulgaris* ve deniz suyu algi *Phaeodactylum tricorutum* indikatör organizma olarak kullanılmıştır. AAT'lerde gerçekleştirilen izleme çalışmaları sonucunda giriş yapılarında tespit edilen kirletici konsantrasyonları  $\sum 8\text{PAH}$ : 7,52-94,52  $\mu\text{g/L}$ ;  $\sum 7\text{PCB}$ : 8,42-21,25  $\mu\text{g/L}$ ; BPA: 8,78-75,59  $\mu\text{g/L}$  ve çıkış kirletici konsantrasyonları ise  $\sum 8\text{PAH}$ : 1,22-39,46  $\mu\text{g/L}$ ;  $\sum 7\text{PCB}$ : 2,31-13,35  $\mu\text{g/L}$ ; BPA: 5,16-28,06  $\mu\text{g/L}$ 'dir. Ayrıca bu çalışmada hedef kirleticilerin ekotoksik etkilerin tespit edilmesine yönelik yürütülen çalışmalarda ise yeşil alg türü olan *Chlorella vulgaris*'e ait inhibisyon değerlerinin %3-60 oranında, *Phaeodactylum tricorutum*'a ait inhibisyon değerlerinin ise %8-89 arasında olduğu tespit edilmiştir (Özkaleli Akçetin 2021).

Yeşilirmak Havzası'nda evsel ve endüstriyel AAT'lerden kaynaklanan mikrokirleticilerin alıcı ortamdaki oluşumu ve miktarı üzerine yapılan başka bir çalışmada 2 yıllık bir izleme çalışması yürütülmüş ve 6 kentsel AAT (KAAT), 14 endüstriyel AAT (EAAT) ve ilgili 22 yüzeysel su istasyonu AB Su Çerçeve Direktifi (SÇD) tarafından tanımlanan 45 öncelikli madde ve 250 ulusal belirlenmiş kirleticileri göz önüne alarak analiz edilmiştir. Analiz sonucu; sırasıyla KAAT'de 22 ve EAAT'de 38 mikrokirleticilerin konsantrasyonlarının çıkış

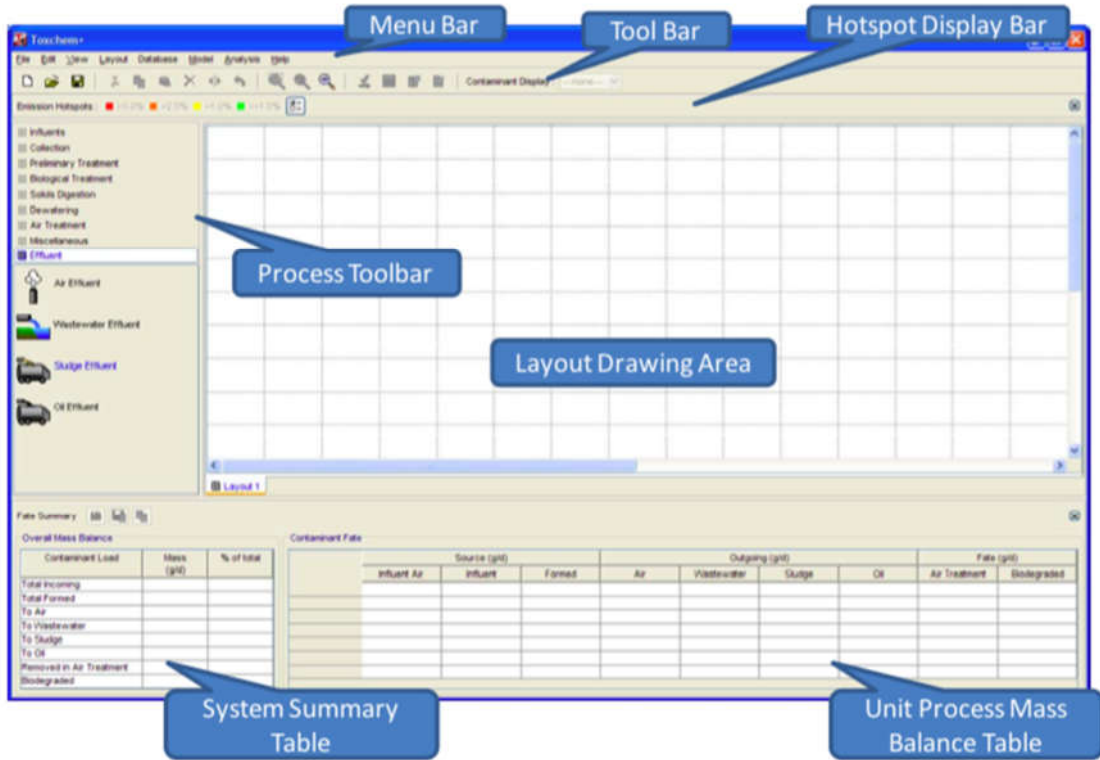
sularında Çevresel Kalite Standartlarını geçtiğini göstermiştir. Bu önemli deşarjların etkileri, ilgili AAT'nin memba ve mansabındaki kirlilik yüklerinin karşılaştırılmasıyla değerlendirilmiştir ve sonuçlar Çorum KAAT, Samsun OSB, Turhal Şeker ve Özdemir Antimon Madenleri EAAT'lerinin özellikle metaller için mansaplarına büyük oranda etkilerinin olduğunu açığa çıkarmıştır. Ayrıca, 5 AAT'nin mikrokirletici giderim verimlilikleri araştırılmış ve AAT'lerin mikrokirleticilerin giderilmesinde çok etkili olmadığı belirtilmiştir (İnce 2021).



## MATERYAL VE METOT

### Toxchem Modeli

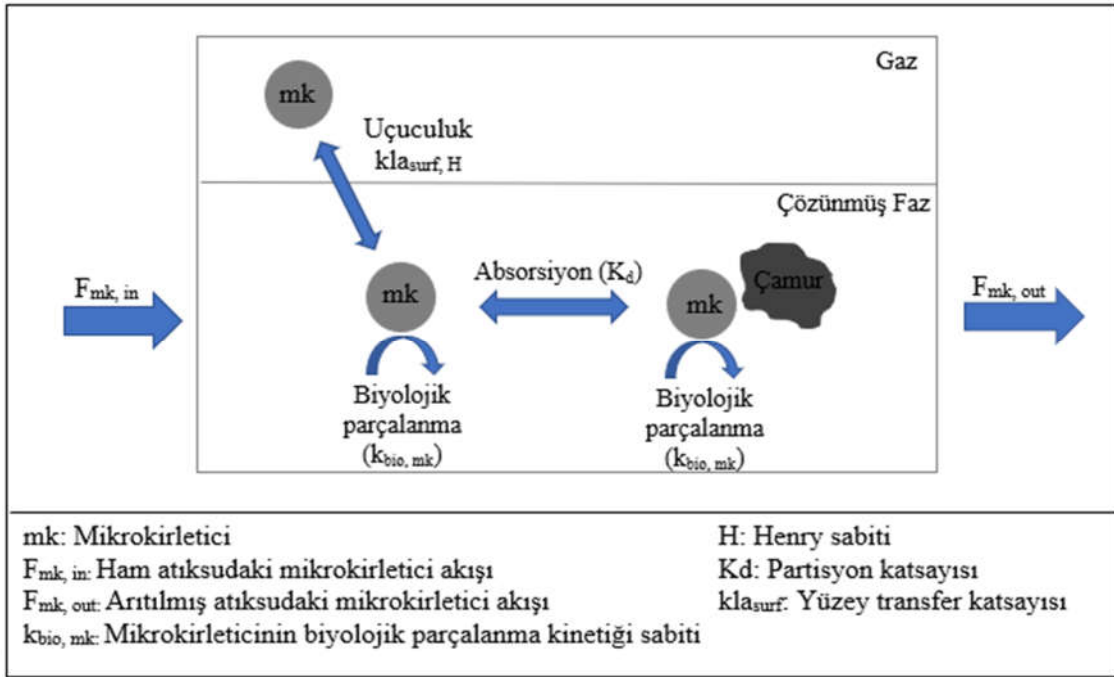
Toxchem 1990'ların başında; gelişmiş kütle transfer süreçleri, kirleticilerin katılara sorpsiyonu ve bileşiklerin fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini içeren bir veri tabanı dahil olmak üzere, EPA tarafından geliştirilen WATER8 sınırlamalarının üstesinden gelmek için alternatif olarak geliştirilmiş bir bilgisayar yazılımıdır (Şekil 7).



Şekil 7. Toxchem program sayfası (Anonymous 2011)

Toxchem esas olarak atıksu toplama, ön/birincil/ikincil arıtma ve deşarj ünitelerinden kaynaklanan uçucu organik bileşiklerin (VOC) emisyonlarını tahmin etmek için kullanılır. VOC emisyon oranlarını tahmin etmek için atıksu karakteristikleri, kirletici özellikleri ve proses tasarımı ve tesis işletme bilgilerine ihtiyaç duyulur. Toxchem, VOC emisyon tahminlerine ilave olarak atıksudaki, yağ-köpük içerisindeki veya çamurdaki katı madde akışlarındaki kirleticilerin konsantrasyonlarını veya yüklerini tahmin etmek için de kullanılmaktadır. Toxchem, buharlaşma (havayla sıyırma ve yüzey buharlaşması dahil), sorpsiyon prosesleri ve biyolojik bozunma (biyodegradasyon) ile çamura transferi gerçekleşen giderme mekanizmalarını içeren temel kütle transfer denklemlerine ve kütle dengelerine dayalı olarak türetilmiştir. Uçucu hale getirme ve sorpsiyon, mikrokirleticinin, çözülmüş gaz ve

çözünmüş-katı yüzeyler arasında transferi şeklinde gerçekleşirken, biyolojik bozunma mikrokirleticinin çözünmüş veya katı maddeden uzaklaştırılması yoluyla gerçekleşir. Dolayısı ile AAT'nde mikrokirleticiler gaz, çözünmüş ve katı fazlarda birikebilir. Bu nedenle, Toxchem modeli fiziksel, kimyasal ve biyolojik bozunma özellikleri bilinen herhangi bir kimyasal bileşiğin AAT'ndeki akıbetlerini belirlemek için sıklıkla kullanılmaktadır. Toxchem modellerinde, toksik organiklerin kaderi bir dizi birim işlemde simüle edilir. Toksik kirletici süreç simülasyonunun matematiksel temeli, her bir arıtma ünitesindeki kirletici üzerindeki kütle dengelerine dayanmaktadır. Arıtma sistemindeki tüm birim süreçlerin kütle dengesi denklemleri, kirleticilerin akıbetini belirlemek için Toxchem programı tarafından eş zamanlı olarak çözülür. Toxchem, atıksuyun taşınmasında, birincil, ikincil ve üçüncül arıtımında tipik olarak kullanılan birçok işlem birimini içerir. Bu süreç birimlerinden bazıları, açık bir şekilde kapalı veya açık olarak modellenmiştir; Kanalizasyon Erişimi – Açık ve Kanalizasyon Erişimi – Kapalı. Tersine, diğer birim süreçler, girdi formunda uygun seçimle hem açık/kapsamlı olarak modellenebilir. Açık proses ünitelerinin modellenmesinde, bu proses ünitelerinin sonsuz şekilde havalandırıldığı ve gaz fazındaki kirleticilerin sürekli olarak su yüzeyinden süpürüldüğü varsayılmaktadır. Bu nedenle, açık (sonsuz havalandırmalı) sistem için gaz fazı konsantrasyonunun sıfır olduğu varsayılır. Kapalı/örtülü proses üniteleri durumunda, üst boşluk havalandırma akış hızı açıkça belirtilir ve gaz fazı için kütle dengesi denklemini tanımlamak için kullanılır. Kapalı sistemler için, gaz ve sıvı faz konsantrasyonunu tahmin etmek için gaz ve sıvı kütle dengesi denklemleri aynı anda çözülür. Toxchem özellikle son yıllarda su ortamında ortaya çıkan yeni kirleticilerin akıbetinin değerlendirilmesi veya atıksu arıtma tesislerinde endokrin bozucu bileşiklerin akıbetinin incelenmesi amacıyla da yaygın bir şekilde başvurulan bir model haline gelmiştir (Warith *et al.* 1998; Santos *et al.* 2012; Anonymous 2011).



**Şekil 8.** Biyolojik bir reaktörde mikrokirleticilerin (mk) gaz, sıvı ve katı ortamlar arasında uğradığı dönüşüm mekanizmaları (Pomiès *et al.* 2013).

Atıksu arıtma tesislerinde mikrokirleticilerin akıbeti belirlemek için literatürde pek çok model türü kullanılmaktadır. Bu modeller statik ve dinamik olarak sınıflandırılmaktadır. Her iki model türü de aynı kütle dengesi denklemlerini kullanır ancak statik modeller yalnızca sabit bir sistemi modelleyebilirken; dinamik modeller AAT girişindeki mikrokirletici konsantrasyonlarının zamansal değişimlerini de hesaba katar. Her iki model türünün de doğru bir şekilde işletilebilmesi için ham atıksudaki mikrokirletici konsantrasyonları ile ilişkili olarak tesis çıkışındaki mikrokirletici konsantrasyonunu doğru modellemek veya tesis arıtım verimini tahmin etmek gereklidir. Literatürde yapılmış çoğu çalışmada sadece çözülmüş mikrokirletici konsantrasyonlarının dikkate alındığı, atıksudaki katı matrisler için analiz yöntemlerinin genellikle daha karmaşık ve zaman alıcı olduğu için kullanılmadığı görülmüştür. Modelleme yapılırken dikkat edilmesi gereken nokta; hidrofilik mikrokirleticiler (örneğin; ibuprofen) için çözülmüş madde analiz sonuçları güvenilir olurken; hidrofobik olanlar için (örneğin; polisiklik aromatik hidrokarbonlar PAH'lar) partikül konsantrasyonları da dikkate alınmalıdır. En sık modellenen mikrokirletici sınıfları, VOC'ler, metaller, pestisitler ve yüzey aktif maddelerdir. Benzen veya trikloreten gibi, buharlaşma yoluyla emisyonları tahmin etmek için çok sayıda VOC modellenirken; metallere Cd, Pb ve Ni, adsorpsiyon/çökeltme kavramlarıyla modelleme yoluyla incelenmiştir. Ayrıca, PAH'lar, BPA ve son zamanlarda da hormonlar ve farmasötik maddeler gibi yeni ortaya çıkan mikrokirleticilerin çeşitli modeller aracılığı ile atıksu arıtma tesislerindeki akıbetleri incelenmiştir (Pomiès *et al.* 2013).

## Çalışma Sahası: Erzurum Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi

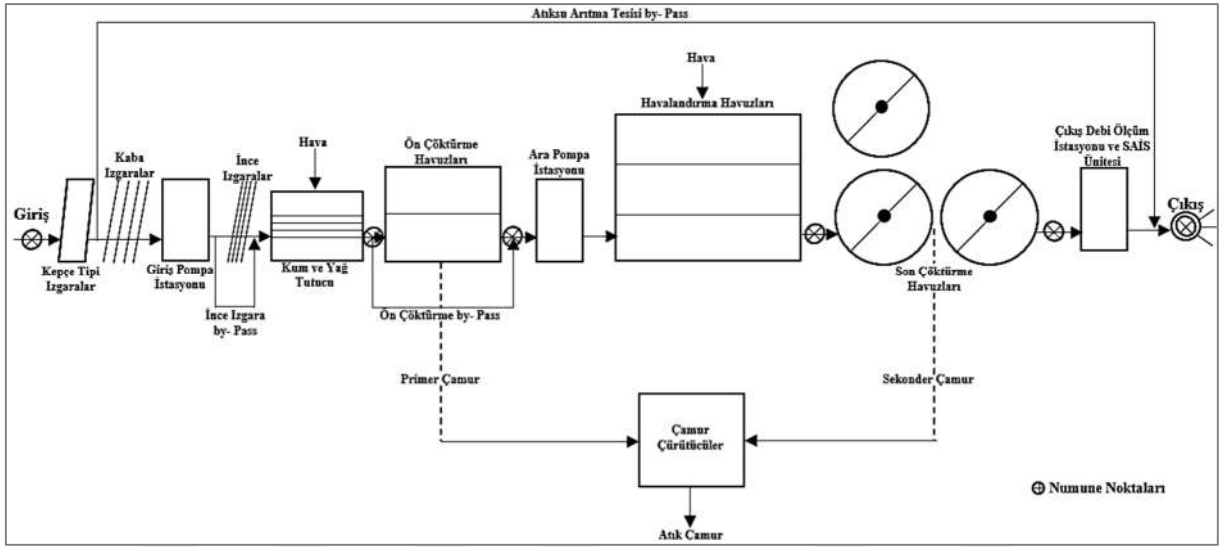
Erzurum BAAT Merkez Aziziye ilçesine bağlı Kuşçu Köyü mevkiî Ferah mahallesi bitişiğinde Karasu nehri ve Pülür çayının kuzeyinde yer almaktadır. Şekil 9'da tesisin uydu görüntüsü gösterilmektedir. Erzurum şehir merkezinde toplanan atıksu yaklaşık 15 km'lik ve 1200 mm çapında kanalizasyon hattıyla taşınıp 2400 mm çapında 300 m beton boru ile tesise ulaştırılmaktadır. Erzurum BAAT, %85'i AB ve %6'sı TC. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı ve %9'u da Erzurum Büyükşehir Belediyesi desteği ile inşa edilmiştir. Tesis biyolojik çamurdan biyogaz elde edilerek ihtiyacı olan enerjinin önemli bir kısmını kendi bünyesinde üretebilmektedir.



Şekil 9. Erzurum BAAT uydu görüntüsü (Google Earth 2022)

Tesiste karbon ve azot giderimine dayalı bir aktif çamur prosesinden oluşan biyolojik arıtma ünitelerinde atıksu debisi max. 130.000 m<sup>3</sup>/gün olup tesisinin 1. kademesi 444.934 kişilik evsel nüfusa ve 56.700 kişilik endüstriyel nüfusa göre dizayn ve inşa edilmiştir. Tesisin 2. kademesi ise 528.595 kişi evsel nüfus ve 58.733 kişi endüstriyel nüfusu kapsayacak şekilde genişletilebilecek özelliktedir. Tesise gelen atıksu önce 8 cm aralıklı kepçe tipi ve ardından 2 cm aralıklı mekanik temizlemeli kaba ızgaralardan geçirilerek atıksu içerisindeki 2 cm ve üstündeki katı atıklar tutulmaktadır. Atıksu sonraki ünitelerde cazibeyle akması için yaklaşık 6,8 m terfi pompalarıyla yükseltilip ardından 6 mm aralıklı mekanik temizlemeli ince ızgaradan geçirilerek mekanik aksamlara zarar verecek maddeler atıksudan uzaklaştırılmaktadır. Izgara ünitesinden çıkan atıksu iki bölmeli havalandırılmalı kum-yağ tutucuya girerek inorganik maddeler uzaklaştırılmaktadır ve yağ, köpük vb. yüzer maddeler ise havuz yüzeyinde biriktirilerek atıksudan ayrılmaktadır. Atıksu daha sonra ön çöktürme havuzlarına gönderilerek debi dengelemesi için burada dinlendirildikten sonra savaklanarak ara terfi merkezine alınmakta ve buradan da havalandırma tanklarına yüklenmektedir. Atıksu havalandırma

havuzlarına geldiğinde nitrifikasyon-denitrifikasyon ile içerisindeki karbon, azot ve fosfor ile kirleticilerin giderilmesi sağlanmaktadır. Havalandırma tankından biyolojik arıtma sonrası çıkan çıkış suyu son ünite olan son çöktürme ünitesine iletilmektedir. Son çöktürme havuzunda atıksu dinlendirilerek savaklanmakta ve arıtılmış su önce Pülür çayına ve sonrasında Karasu nehrine deşarj edilmektedir. Çöken çamur ise havuz dibinden alınarak cazibeyle ara terfi pompa istasyonuna ve buradan da fazla çamur pompası vasıtasıyla çamur binasına gönderilmektedir. Şekil 10’da Erzurum BAAT’nin bir akış şeması ve bu çalışmada kullanılan su numunelerinin tesisden alındığı noktalar gösterilmektedir.



**Şekil 10.** Erzurum BAAT akış şeması ve numune alma noktaları

Erzurum BAAT kapasite değerleri ise 2025 yılı için ortalama kuru hava minimum debisi 1658 m<sup>3</sup>/h, yağışlı hava maksimum debisi 5434 m<sup>3</sup>/h ve maksimum kuru hava günlük ortalama debisi 2602 m<sup>3</sup>/h olarak; 2040 yılı için ise ortalama kuru hava minimum debisi 2210 m<sup>3</sup>/h, yağışlı hava maksimum debisi 7265 m<sup>3</sup>/h ve maksimum kuru hava günlük ortalama debisi 3468 m<sup>3</sup>/h olarak dizayn edilmiştir. Tablo 8’de ise tesis giriş suyu dizayn parametreleri gösterilmiştir. Tesiste günlük ortalama 3650 m<sup>3</sup>/h atıksu arıtılarak Karasu nehrine deşarj edilmektedir.

**Tablo 8.** Erzurum BAAT Giriş Suyu Dizayn Parametreleri

Parametreler	Dizayn Değerleri (mg/L)	S.K.K.Y. (24 Saatlik Kompost Numune)
KOİ	631	90
BOİ <sub>5</sub>	321	25
AKM	343	35
TN	54	10
TP	13	-
pH	6-9,5	6-9,5

## Numune Alma ve Analiz

Bu çalışmada Erzurum BAAT'nde mikrokirleticilerin belirlenmesi ve izlenmesi amacıyla üç hedef mikrokirletici bileşik seçilerek Aralık 2020-Kasım 2021 dönemlerinde 12 ay boyunca tesisin belirli noktalarından alınan numunelerde LC-MS/MS yöntemi ile bu bileşiklerin konsantrasyonları ölçülmüştür. Numuneler AAT uzman personeli tarafından numune alma koşullarına uygun olarak alınmış ve hızla laboratuvara ulaştırılmıştır. Hemen analiz edilemeyen numuneler +4 °C'de maksimum 48 saat saklanmıştır (Şekil 11). Erzurum BAAT'ne ait teknik ve işletme verilerinin temini ile numune alma işlemleri Atatürk Üniversitesi ve Erzurum Büyükşehir Belediyesi arasında imzalanan ikili protokol kapsamında gerçekleştirilmiş ve bu çalışmada kullanılmıştır (EK-1).



Şekil 11. Erzurum BAAT'nden alınan atıksu numuneleri

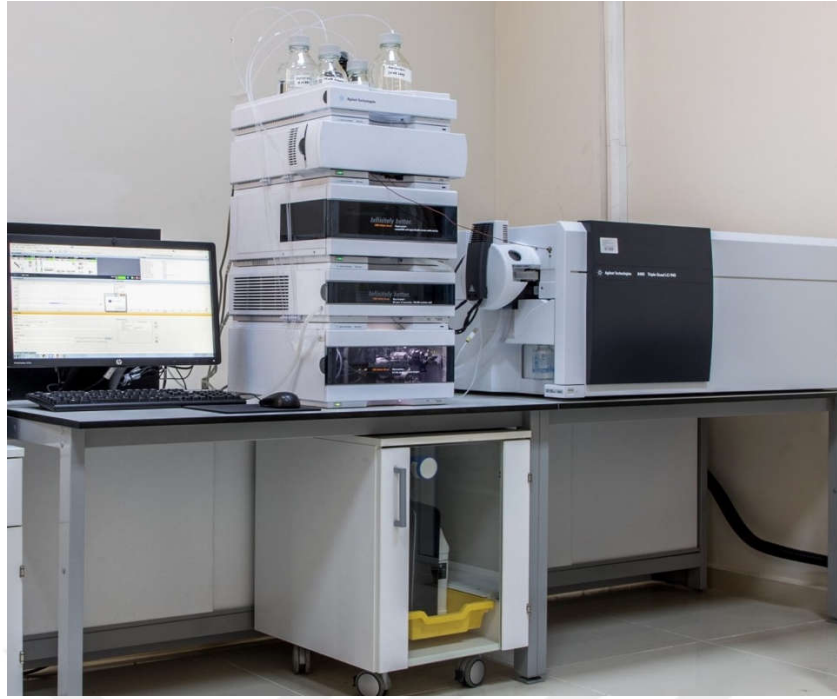
Seçilen hedef mikrokirletici bileşiklerin ikisi farmasötik grubuna ait olan diklofenak ve parasetamol; üçüncüsü ise su ortamında bulunan ve en yaygın endüstriyel kimyasallardan biri olan BPA'dır. LC-MS/MS (Agilent Technology 6460 Triple Quad LC/MC) analizleri hizmet alımı ile Atatürk Üniversitesi Merkezi Laboratuvarlarında (DAYTAM-Doğu Anadolu Yüksek Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi) yaptırılmıştır. LC-MS/MS işlemi öncesi numunelerdeki hedef bileşiğin numuneden ayrılması ve toplanması için sıvı-sıvı ekstraksiyon metodu kullanılmıştır. Sıvı-sıvı ekstraksiyon işleminde metanol (MeOH), asetonitril (ACN), etanol (EtOH), aseton, etil asetat (EtOAc), diklorometan (DCM) gibi güçlü çözücüler ve bunların kombinasyonları kullanılmaktadır. Bu çalışma kapsamında literatürde kullanılan yöntemler göz önünde bulundurularak hedef bileşiklerin geri kazanımı için metilen klorür

(Dichloromethane, DCM) ve etil asetat (EtOAc) çözücülerini kullanılmıştır (Ibrahim & Suffet 1988; Duca *et al.* 2014; Issa *et al.* 2020). Sıvı faz ekstraksiyon (LPE) işlemi ile hedef bileşiklerin organik faz olan metilen klorür veya etil asetata geçişi sağlanmıştır. Organik faz evaporatörde tamamen uzaklaştırıldıktan sonra kalan çözelti üzerine ilave edilen metanolde bileşikler tamamen çözünür hale getirildikten sonra LC-MS/MS cihazında analiz edilmiştir (Şekil 12).



**Şekil 12.** Atıksu numunelerinin sıvı-sıvı ekstraksiyon işlemlerinden geçirilerek LC-MS/MS analizine hazırlanması

LC-MS/MS, çoklu analiz tayininin yanı sıra numunelerdeki eser miktardaki analitlerin tayini için tercih edilen en hassas metotlardan biridir. Ölçüm hassasiyeti  $\mu\text{L}$  numune hacimlerinde ng, pg düzeyinde bir duyarlılığa sahiptir. Bu nedenle özellikle son yıllarda su ve atıksu numunelerinde birçok eser miktardaki bileşiklerin analizinde sıklıkla kullanılmaktadır (Issa *et al.* 2020) Bu çalışmada ise atıksu numunelerinin oldukça kompleks içeriğe sahip olması ve seçilen hedef mikrokirleticilerin çok düşük konsantrasyonlarda olması nedeniyle, tesisten alınan atıksu numuneleri LC/MS-MS metodu ile analiz edilmiştir (Şekil 13).

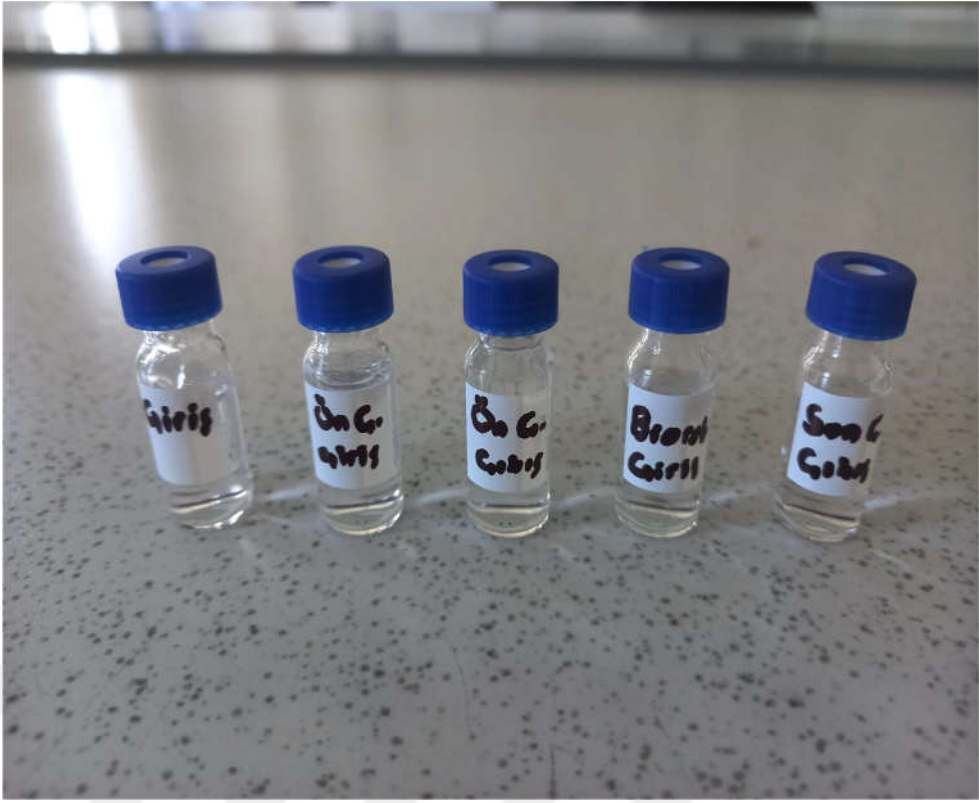


**Şekil 13.** Atıksu numunelerinin analizinde kullanılan LC/MS-MS cihazı

Seçilen hedef mikrokirletici bileşikler olan diklofenak, parasetamol ve BPA için cihazda kullanılan metot koşulları Tablo 9’da gösterilmiştir. Diklofenak ve parasetamol için mobil faz bilgileri kurum tarafından paylaşılmamıştır. Şekil 14’te LC-MS/MS analizi için hazır hale getirilen atıksu numunelerinin son hali görülmektedir.

**Tablo 9.** Diklofenak, Parasetamol ve BPA İçin LC-MS/MS Cihazında Kullanılan Metot

Metot	Açıklama
Kolon	Zorbax Eclipse XDB-C8 4,6 x 150 mm, 5-micron
Mobil Faz-A	5 mM amonyum asetat-H <sub>2</sub> O çözeltisi (BPA için)
Mobil Faz-B	95/5 (asetonitril/10 mM amonyum asetat-H <sub>2</sub> O çözeltisi) (BPA için)
Enjeksiyon Hacmi	5 µL (BPA için), 10 µL (Diklofenak ve Parasetamol için)
Akış Süresi	12 dak. (BPA için), 14 dak. (Diklofenak ve Parasetamol için)
Kolon Sıcaklığı	30 °C (BPA için), 40 °C (Diklofenak ve Parasetamol için)
Akış Hızı	0,7 mL/min (BPA için), 0,6 mL/min (Diklofenak ve Parasetamol için)



Şekil 14. LC-MS/MS Cihazında Analiz Edilen Atıksu Numuneleri

## ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Bu tez çalışmasında Erzurum BAAT'nden Aralık 2020-Kasım 2021 dönemlerinde 12 ay boyunca tesisin giriş-çıkış başta olmak üzere belirli noktalarından alınan atıksu numunelerinde diklofenak, parasetamol ve BPA'dan oluşan seçili üç hedef mikrokirletici bileşiğin belirlenmesi, izlenmesi ve tesisteki akıbetleri incelenmiştir. Bu amaçla öncelikle 12 ay boyunca aylık olarak alınan atıksu numunelerinde diklofenak, parasetamol ve BPA SIVİ-SIVİ ekstraksiyon yöntemi ile toplanarak LC-MS/MS metodu ile analiz edilmiştir. Daha sonra ölçülen diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları ile aynı dönemdeki tesis işletme parametreleri kullanılarak Toxchem bilgisayar yazılımı yardımıyla tesis modellenmiş ve seçili hedef mikrokirleticilerin bu tesisteki akıbetleri belirlenmeye çalışılmıştır. Erzurum BAAT'nden temin edilen tesis giriş ve tesis çıkış atıksu numunelerine ait aylık ortalama parametreler sırasıyla Tablo 10 ve Tablo 11'de gösterilmiştir.

**Tablo 10.** Tesis Giriş Atıksuyu Aylık ve Yıllık Ortalama Parametreler

	Debi	Sıcaklık, °C		pH	İletkenlik	AKM	KOİ	BOİ <sub>5</sub>	TN
	<i>m<sup>3</sup>/gün</i>	<i>Dış ortam</i>	<i>Atık su</i>						
Ocak	70.848	-11	11	8	821	152	366		31
Şubat	75.300	-8	11	8	826	168	348	177	31
Mart	75.290	-3	11	8	843	175	321	154	27
Nisan	80.893	9	13	8	767	162	368	203	26
Mayıs	65.368	33	16	7	814	199	476	286	25
Haziran	65.787	7	18	7	833	187	485	280	26
Temmuz	71.368	11	20	8	826	216	417	252	28
Ağustos	74.287	21	20	8	783	190	361	197	27
Eylül	79.343	16	19	8	797	225	398	246	27
Ekim	92.584	6	17	8	809	205	369	210	27
Kasım	86.213	1	13	8	848	208	393	217	28
Aralık	84.997	-9	11	8	882	196	392	227	29
<b>Ortalama</b>	76.857	6	15	8	821	190	391	223	28

**Tablo 11.** Tesis Çıkış Atıksuyu Aylık ve Yıllık Ortalama Parametreler

	Debi	Sıcaklık	pH	İletkenlik	AKM	KOİ	BOİ <sub>5</sub>	TN
	m <sup>3</sup> /gün	°C		µs/cm	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Ocak	66.558	11	8	694	16	34		7
Şubat	72.000	11	8	703	17	31	18	9
Mart	72.323	11	8	729	17	32	19	7
Nisan	75.620	13	8	655	14	30	17	5
Mayıs	63.813	16	8	690	14	29	17	4
Haziran	64.750	19	8	723	13	31	18	5
Temmuz	70.148	21	8	717	14	30	17	8
Ağustos	72.984	21	8	681	15	33	19	8
Eylül	78.000	20	8	664	16	32	18	9
Ekim	89.416	18	8	683	19	37	21	8
Kasım	83.877	15	8	694	15	31	18	6
Aralık	80.906	13	8	742	16	34	20	6
<b>Ortalama</b>	74.200	16	8	698	15	32	18	7

Tablo 12’de ise Aralık 2020-Kasım 2021 döneminde tesisten alınan giriş ve çıkış atıksu numunelerinde LC-MS/MS ile analiz edilerek belirlenen diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları gösterilmiştir. Analizlerin ilk üç ayı olan Aralık, Ocak ve Şubat aylarında hedef bileşiklerin atıksuda varlığının tespit edilmesi amacıyla sadece giriş atıksu numuneleri alınmıştır. Hedef bileşiklerin atıksuda tespit ve analiz edilebilmesi sonucunda diğer aylar hem giriş hem de çıkış atıksu numuneleri alınmaya başlanarak diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları izlenmiştir.

**Tablo 12.** Aralık 2020-Kasım 2021 Döneminde Tesis Giriş ve Çıkış Atıksuyu Diklofenak, Parasetamol ve BPA Konsantrasyonları

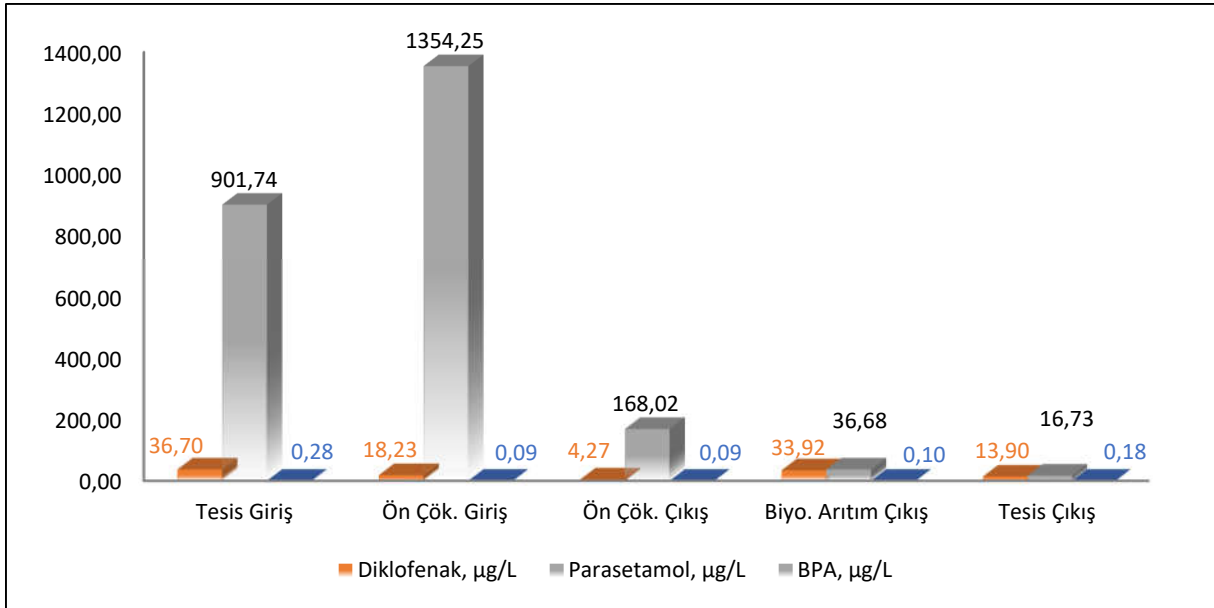
	Diklofenak, µg/L		Parasetamol, µg/L		BPA, µg/L	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
<b>Aralık</b>	76,944	-	254,111	-	0,442	-
<b>Ocak</b>	103,020	-	350,991	-	0,804	-
<b>Şubat</b>	139,849	-	1342,090	-	0,198	-
<b>Mart</b>	2,609	3,279	81,373	9,340	0,024	0,013
<b>Nisan</b>	0,000	0,000	61,325	43,363	0,016	0,013
<b>Mayıs</b>	0,164	0,000	177,925	7,037	0,015	0,009
<b>Haziran</b>	2,005	4,373	5,313	22,440	0,110	0,256
<b>Temmuz</b>	2,082	0,977	1,189	0,818	0,356	0,172
<b>Ağustos</b>	3,638	2,455	44,557	38,497	1,085	0,835
<b>Eylül</b>	55,326	70,112	3568,498	15,269	0,104	0,104
<b>Ekim</b>	22,967	26,332	997,809	8,185	0,115	0,106
<b>Kasım</b>	31,834	17,568	3935,709	5,623	0,128	0,115

Tablo 12'ye göre parasetamol numune alınan 12 aylık dönemde arıtma tesisinde minimum %13,6 ve maksimum %99,9 arasında giderim verimi ile arıtılmıştır. BPA ise aynı dönemde minimum %7,8 ve maksimum %51,8 arasında giderim verimleri ile arıtılmıştır. Bu verimler, BPA'nın arıtma tesisinde parasetamole göre daha zor arıtıldığını göstermektedir. Diklofenak ise aynı dönemde minimum %32,5 ve maksimum ise %100 aralığında bir arıtma verimine sahip olmakla beraber ihmal edilmeyecek ölçüde bazı aylarda çıkış suyunda artan konsantrasyonlara sahip olduğu gözlenmiştir. Arıtma verimlerinin geniş bir aralıkta değişim göstermesinin hem mevsimsel değişikliklerin mikrokirleticilerin konsantrasyonlarını etkilemesinden hem de tesis işletme parametrelerinin hedef mikrokirleticilerin arıtılabilirliği üzerindeki etkisinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Ancak mikrokirleticilerin tesis çıkış suyunda artan konsantrasyonlara sahip olması literatürde bazı çalışmalarda da gözlenmiştir. Bu durumun metabolitlerin ana bileşiğe dönüşümünden kaynaklandığı ileri sürülmüştür (Tüzün 2017).

2021 yılı Haziran ayında tesis çıkış suyunda alınan numunelerde her üç hedef bileşiğin konsantrasyon artışının sebebi ise numune alma koşullarının uygun olmaması yada yanlış numune alınması gibi hatalardan kaynaklanabilmektedir. Diklofenak Haziran ayından başka Mart, Eylül ve Ekim aylarında da tesis çıkışında artan konsantrasyonlara sahip olurken; parasetamol ve BPA için Haziran ayından başka hiçbir ayda tesis çıkışında konsantrasyon artışı gözlenmemiştir. Bu durum 2021 yılı Haziran ayı numunelerinin hatalı alınmış olabileceği sonucunu güçlendirmektedir.

Aralık 2020-Kasım 2021 döneminde tesis giriş ve çıkışından alınan numunelere ek olarak Toxchem yazılımında seçili hedef mikrokirleticilerin akıbetinin belirlenmesi amacıyla Mart, Haziran ve Eylül aylarında (3 aylık dönemde) tesis ön çöktürme havuzu giriş ve çıkışı ile biyolojik arıtma ünitesi çıkış noktalarından da numuneler alınarak diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları analiz edilmiştir. 12 aylık dönemde tesis giriş, 9 aylık dönemde tesis çıkış ve 3'er aylık dönemde de ön çöktürme havuzu giriş-çıkışı ile biyolojik arıtma ünitesi çıkış noktalarının ortalama diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları Şekil 15'te gösterilmiştir. Tesis giriş noktasında diklofenak konsantrasyonları 0-139,849 µg/L arasında değişirken, parasetamol konsantrasyonlarının 1,189-3.568,498 µg/L ve BPA konsantrasyonlarının ise 0,015-1,085 µg/L aralığında değiştiği gözlenmiştir. Tesis giriş atıksu numunelerinde diklofenak konsantrasyonlarının Mart-Ağustos arası dönemde oldukça düşük seviyede olduğu buna karşılık Aralık-Şubat dönemi olan kış aylarında en yüksek seviyede olduğu gözlenirken; parasetamol konsantrasyonlarının Haziran ve Temmuz aylarında en düşük seviyelerde olduğu belirlenmiştir. Tesis giriş atıksu numunelerinde ise en düşük BPA

konsantrasyonları Mart-Mayıs arası dönemde gözlenmiştir. Şekil 15'teki ortalama konsantrasyonlara göre en yüksek arıtma verimleri sırasıyla diklofenak için %62,13 oranında, parasetamol için %98,15 oranında ve BPA için ise %35,71 oranında hesaplanmıştır.

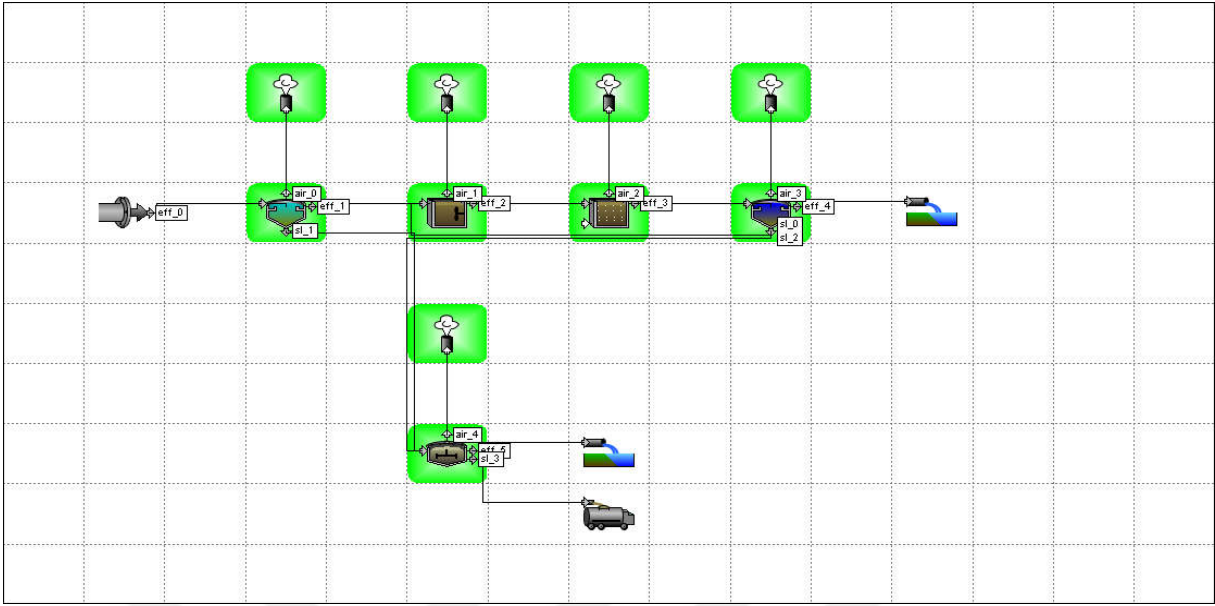


**Şekil 15.** Aralık 2020-Kasım 2021 Döneminde Tesisteki Diklofenak, Parasetamol ve BPA Konsantrasyon Ortalamaları

Son olarak Kasım 2021 döneminde tesis çıkış atıksularının deşarj edildiği Karasu nehrinden alınan numunelerde (deşarj noktasının 2 km aşağısından) diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları analiz edilmiştir. Buna göre diklofenak 10,611 µg/L, parasetamol 33,144 µg/L ve BPA ise 0,117 µg/L olarak ölçülmüştür. “Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği”ne göre (ÇŞB 2012) nehirler ve göller için yıllık ortalama çevresel kalite standardı ve maksimum izin verilebilir çevresel kalite standardı diklofenak için 100 µg/L olarak belirlendiğinden, Karasu nehri diklofenak konsantrasyonu açısından 10,611 µg/L değeri ile bu standardı sağlamaktadır. Aynı Yönetmeliğe göre nehirler ve göllerde BPA için yıllık ortalama çevresel kalite standardı ve maksimum izin verilebilir çevresel kalite standardı sırasıyla 6,5 µg/L ve 252 µg/L olarak belirlendiğinden, Karasu nehri 0,117 µg/L BPA konsantrasyonu ile bu standardı sağlamaktadır.

Çalışmanın sonraki aşamasında Erzurum BAAT tesisi, tesise ait teknik veriler ve tesise ait işletme parametreleri (Tablo 10 ve Tablo 11) kullanılarak Toxchem yazılımı ile modellenmiş ve elde edilen tesis akış şeması Şekil 16’da gösterilmiştir. Erzurum BAAT biyolojik arıtma ünitesine ait geri devir oranı, atılan çamur miktarı, katı madde miktarı ve yağ-gres oranı gibi verilerin güncel haline ulaşamadığı için bu veriler geçmişte yapılan çalışmalara dayanılarak belirli kabuller üzerinden değerlendirilmiştir. Bu nedenle tesisten elde edilen verilere ek olarak biyolojik arıtma ünitesindeki atıksu çözünmüş oksijen değeri 1,35 mg/L (15 °C), yağ-gres 5

mg/L, AKM 1500 mg/L, uçucu katıların oranı %75 olarak kabul edilerek modelde kullanılmıştır.



**Şekil 16.** Erzurum BAAT'nin Toxchem ile Çizilmiş Akış Şeması

Toxchem yazılımının ikinci aşamasında “Back Solver Analysis” yapılmıştır. Bu analize göre tesisin çıkış noktası ile ön çöktürme ünitesi çıkış noktalarından alınan numunelerin LC-MS/MS analizinden elde edilen diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları kullanılarak tesis giriş ile ön çöktürme ünitesi giriş noktasındaki konsantrasyonlar tahmin edilmiştir. Model ile tahmin edilen giriş konsantrasyonları ile numunelerin LC-MS/MS analizi ile elde edilen giriş konsantrasyonları karşılaştırılarak Toxchem yazılımının tesis ile uyumu belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 13’te gösterilmiştir.

**Tablo 13.** Atıksu Numuneleri Analiz Sonuçları ile Toxchem Model Sonuçlarının Karşılaştırılması

µg/L	LC-MS/MS		Toxchem	LC-MS/MS		Toxchem
	Tesis Çıkış	Tesis Giriş	Tesis Giriş	Ön Çök. Çıkış	Ön Çök. Giriş	Ön Çök. Giriş
Diklofenak	13,9	36,70	42	4,27	18,23	5
Parasetamol	16,73	901,74	11.852	168,02	1.354,25	180
BPA	0,18	0,28	46	0,10	0,09	0,16

Tablo 13’e göre, Toxchem modeline göre tahmin edilen giriş mikrokirletici konsantrasyonlarının tesis genel giriş ve ön çöktürme ünitesi giriş atıksu numunelerinin LC-MS/MS cihazında ölçülen mikrokirletici konsantrasyonlarına kısmen yakın ve geniş bir aralıkta değiştiğini göstermiştir. Bu sonucun elde edilmesinde özellikle biyolojik arıtma ünitesinin işletme şartları için (geri devir oranı, atılan çamur miktarı, katı madde miktarı ve yağ-gres oranı)

tesisteki gerçek koşulların değil kabul edilen değerlerin kullanılmasının etkili olduğu düşünülmektedir.

Çalışmanın son aşamasında ise Toxchem modeli kullanılarak tesisteki çeşitli işletme parametrelerinin tesisteki seçili mikrokirleticiler olan diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonlarının akıbeti üzerindeki etkisi incelenmiştir. Bu amaçla tesis işletme parametrelerinden debi, giriş mikrokirletici konsantrasyonu, sıcaklık ve AKM parametreleri kullanılmıştır. Bu veriler Erzurum BAAT'den elde edilen ve numune alınan döneme ait gerçek değerlerdir (Tablo 10 ve Tablo 11). Tesisten alınan işletme parametrelerinden duyarlılık analizi için kullanılan en düşük ve en yüksek debi aralığı 65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün; AKM aralığı 50-250 mg/L ve son olarak sıcaklık 10-20 °C'dir. Tesiste izlenen mikrokirleticilerden ilki olan diklofenak için analiz döneminde giriş suyunda LC-MS/MS cihazı ile ölçülen en düşük ve en yüksek konsantrasyon aralığı ise 0,16-140 µg/L olarak alınmıştır. Bu dört parametrenin tesiste diklofenakın akıbeti üzerindeki etkisi Toxchem ile modellenmiş ve elde edilen sonuçlar Tablo 14'te verilmiştir.

**Tablo 14.** Toxchem ile Diklofenakın Arıtma Tesisindeki Akıbet Analizi

Tesis Giriş Diklofenak Kons., µg/L	Arıtma Tesis			Biyolojik Arıtma Ünitesi		
	Hava, %	Atıksu, %	Çamur, %	Hava, %	Atıksu, %	Biyolojik Parçalanma, %
0,16	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
15,70	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
31,24	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
46,77	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
62,31	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
77,85	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
93,39	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
108,92	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
124,46	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
140	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85

Tablo 14'e göre tesis giriş atıksu debisinin, AKM'nin, sıcaklığın ve giriş diklofenak konsantrasyonunun tesisteki diklofenakın akıbeti üzerindeki etkisine bakıldığında; diklofenakın %84,74 oranında arıtma tesisindeki çamura absorbe olarak uzaklaştığı görülmektedir. Sırasıyla diğer giderim mekanizmaları; %15,26 oranında atıksuda çözünür formda kalma, atıksuda kalan bu konsantrasyonun biyolojik arıtma ünitesinde %0,85 oranında biyolojik parçalanmaya uğrama ve %1,04 x 10<sup>-10</sup> oranında ise (neredeyse hiç) hava ile sıyrılma şeklinde uzaklaştığı görülmektedir. Bu nedenle diklofenak için tesisteki ana giderim mekanizmasının çamura absorbe olma yoluyla arıtım olduğu sonucuna varılmaktadır. Sonuç olarak tesis giriş atıksuyunda bulunan diklofenakın tesiste toplam %0,13 (%15,26 x %0,85) oranında biyolojik olarak parçalandığı hesaplanmıştır. Model sonuçlarına göre tesiste

diklofenakın akıbeti üzerinde debi değişiminin (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün) ve giriş atıksuyu diklofenak konsantrasyonunun (0,16-140 µg/L) bir etkisi olmadığı gözlenmiştir.

Biyolojik arıtma ünitesinde ise, diklofenakın %99,15'i atıksuda çözünür formda kalmakta ve geri kalan %0,85'i biyolojik olarak arıtılmaktadır. Diklofenakın biyolojik arıtma ünitesinde atmosfere sıyrılma yolu ile karışma oranı sıfırdır. Toxchem modelinde kullanılan tesis işletme parametrelerinden giriş suyu diklofenak konsantrasyonunun (0,16-140 µg/L) ve tesis AKM yükünün (50-250 mg/L) diklofenakın biyolojik arıtımı üzerinde herhangi bir etkiye sahip olmadığı gözlenmiştir. Ancak tesis giriş atıksu sıcaklık değişiminin (10-20 °C) diklofenakın biyolojik arıtma ünitesindeki akıbeti üzerinde az da olsa etkisi gözlenmiş; sıcaklık artışı diklofenakın atıksuda çözünür kalma oranını %99,30-98,97 aralığında azaltırken; biyolojik parçalanabilirliğini %0,70'ten %1,03'e çıkarmıştır. Tam tersi olarak giriş atıksuyu debi değişimi (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün) diklofenakın biyolojik arıtma ünitesinde çözünür kalma oranını %98,96-99,26 oranında artırırken; biyolojik parçalanabilirliğini %1,04'ten %0,71'e düşürmüştür. Ancak yine de bu oranlar ihmal edilebilir seviyelerdedir. Bu nedenle diklofenakın tesis genelindeki ve biyolojik arıtma ünitesindeki akıbeti ifade edilirken bu değişimlerin ortalamaları alınmış ve Tablo 14'te bu ortalamalar kullanılmıştır.

İkinci olarak, tesis giriş atıksu debisi (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün), AKM (50-250 mg/L) ve sıcaklık (10-20 °C) parametreleri aynı aralıkta kalmak koşulu ile tesiste izlenen bir diğer mikrokirletici olan parasetamolün tesis giriş konsantrasyon aralığı en düşük ve en yüksek 1,00-4.000 µg/L alınarak, parasetamolün arıtma tesisindeki akıbeti Toxchem ile modellenmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 15'te gösterilmiştir.

**Tablo 15.** Toxchem ile Parasetamolün Arıtma Tesisindeki Akıbet Analizi

Tesis Giriş Parasetamol Kons., µg/L	Arıtma Tesisi			Biyolojik Arıtma Ünitesi		
	Hava, %	Atıksu, %	Çamur, %	Hava, %	Atıksu, %	Biyolojik Parçalanma, %
1,00	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
160,96	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
400,9	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
720,82	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
960,76	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
1.200,7	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
1.920,52	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
2.640,34	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
3.520,12	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
4.000	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82

Tablo 15'e göre parasetamol için tesisteki arıtma mekanizmaları sırasıyla %51,72 oranında çamura absorbe olma, %47,15 oranında atıksuda çözünür formda kalma ve %1,13 oranında ise hava ile sıyrılma mekanizması ile uzaklaştığı sonucuna varılmaktadır. Atıksuda

kalan %47,15'lik orandaki parasetamol konsantrasyonunun ise biyolojik arıtma ünitesinde %96,82 oranında biyolojik parçalanmaya uğradığı görülmektedir. Sonuç olarak tesis girişi atıksuyunda bulunan parasetamolün tesiste toplam %45,65 oranında ( $\%47,15 \times \%96,82$ ) biyolojik olarak parçalandığı hesaplanmaktadır. Biyolojik arıtma ünitesinde parasetamolün %3'ü atıksuda çözünür formda kalmakta ve %0,18'i ise atmosfere buharlaşmaktadır. Genel olarak Toxchem modelde kullanılan tesis işletme parametrelerinden giriş suyu parasetamol konsantrasyonunun (1,00-4.000 µg/L) ve tesis AKM yükünün (50-250 mg/L) değişen aralıklarının parasetamolün tesisteki akıbeti üzerinde bir etkisi bulunmadığı gözlenirken; debi değişiminin (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün) parasetamolün hava ile sıyırma üzerindeki etkisi oldukça az olup %1,05-1,22 aralığında artırdığı; atıksuda çözünür kalma oranını %47,25-47,05 oranında azalttığı ve çamura absorbe olma oranını ise %51,70-51,73 oranında artırdığı gözlenmiştir. Tesis giriş atıksu sıcaklık değişiminin (10-20 °C) parasetamolün tesisteki akıbetini etkilediği; parasetamolün hava ile sıyırma oranını %0,93'ten %1,36'ya çıkardığı; atıksuda çözünür kalma oranını %47,35'ten %46,93'e düşürdüğü ve çamura absorbe olma oranını etkilemediği gözlenmiştir. Ancak yine de bu oranlar ihmal edilebilir seviyelerdedir. Bu nedenle parasetamolün tesis genelindeki akıbeti ifade edilirken bu değişimlerin ortalaması olan; hava ile sıyırma oranı %1,13, atıksuda çözünür kalma oranı %47,15 alınmıştır ve Tablo 15'te bu değerler kullanılmıştır.

Toxchem modeline göre biyolojik arıtma ünitesinde ise parasetamolün tesis AKM yükü ve giriş suyu parasetamol konsantrasyonundan etkilenmediği gözlenirken; debi ve sıcaklık değişiminin parasetamolün çözünür kalma oranını etkilediği belirlenmiştir. Debi değişimi (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün) parasetamolün biyolojik arıtma ünitesinde çözünür formda kalma oranını %2,39-3,56 oranında artırırken; sıcaklık değişimi (10-20 °C) %3,61-2,47 oranında azaltmıştır. Debi değişimi (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün) parasetamolün biyolojik arıtma ünitesindeki biyolojik parçalanabilirliğini %97,42-96,26 oranında azaltırken; sıcaklık değişimi parasetamolün biyolojik arıtma ünitesindeki biyolojik parçalanabilirliğini %96,22-97,33 oranında artırmıştır.

Son olarak tesiste izlenen üçüncü mikrokirletici olan BPA'nın Toxchem modeli ile giriş suyu numunelerinde analiz edilen en düşük ve en yüksek konsantrasyonları olan 0,01-1,10 µg/L aralığındaki değerleri kullanılarak, tesis giriş atıksu debisi (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün), AKM (50-250 mg/L) ve sıcaklık (10-20 °C) değişimleri ile BPA'nın tesisteki akıbeti belirlenmiştir. Elde edilen model sonuçları Tablo 16'da gösterilmiştir.

**Tablo 16.** Toxchem ile BPA'nın Arıtma Tesisindeki Akıbet Analizi

Tesis Giriş BPA Kons., µg/L	Arıtma Tesisi			Biyolojik Arıtma Ünitesi		
	Hava, %	Atıksu, %	Çamur, %	Hava, %	Atıksu, %	Biyolojik Parçalanma, %
0,01	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,12	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,21	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,32	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,40	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,51	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,62	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,71	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,82	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
0,97	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05
1,10	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05

Tablo 16'ya göre BPA için arıtma tesisindeki ana arıtım mekanizmasının %88,71 oranında çamura absorbe olma yoluyla giderim olduğu görülmektedir. Bunu sırasıyla %11,09 oranında atıksuda çözünür formda kalma ve %0,20 oranında hava ile sıyrılma yolu ile uzaklaşma mekanizmaları izlemektedir. Atıksuda çözünür formda kalan BPA'nın ise biyolojik arıtma ünitesinde %84,05 oranında biyolojik olarak parçalandığı görülmektedir. Sonuç olarak BPA'nın giriş suyu konsantrasyonunun %9,32'sinin (%11,09 x %84,05) biyolojik olarak parçalandığı hesaplanmaktadır. Biyolojik arıtma ünitesinde BPA'nın %15,45'i atıksuda çözünür formda kalmakta ve %0,51'i ise atmosfere buharlaşmaktadır. Genel olarak Toxchem modelde kullanılan tesis işletme parametrelerinden giriş suyu BPA konsantrasyonunun (0,01-1,10 µg/L) ve tesis AKM yükünün (50-250 mg/L) değişen aralıklarının BPA'nın tesisteki akıbeti üzerinde bir etkisi bulunmadığı gözlenirken; debi değişiminin (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün) BPA'nın hava ile sıyırma üzerindeki etkisi oldukça az olup %0,19-0,22 aralığında artırdığı; atıksuda çözünür kalma oranını %11,11-11,07 oranında azalttığı gözlenmiştir. Tesis atıksu sıcaklık değişiminin (10-20 °C) ise BPA'nın havaya sıyırma yolu ile uzaklaştırma yüzdesini %0,17-0,24 aralığında artırdığı gözlenirken, atıksuda çözünür kalma oranını %11,12-11,06 oranında azalttığı gözlenmiştir. Tesiste BPA'nın çamura absorbe olması üzerinde debi, sıcaklık, AKM ve giriş suyu BPA konsantrasyon değişiminin bir etkisinin bulunmadığı gözlenmiştir. Biyolojik arıtma ünitesinde BPA'nın akıbeti ise debi, sıcaklık ve AKM değişiminden etkilenmiştir. Buna göre; debi değişimi (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün) BPA'nın hava ile sıyırma yüzdesini %0,52-0,49 oranında azaltmış, çözünür kalma oranını %12,67-17,95 oranında artırmış ve biyolojik parçalanabilirliğini %86,81-81,56 oranında azaltmıştır. Sıcaklık değişimi (10-20 °C) ise BPA'nın havaya sıyırma oranını %0,44-0,57 oranında artırmış, suda çözünür kalma oranını %18,19-13,05 oranında azaltmış ve biyolojik parçalanma oranını ise %81,37-86,38 oranında artırmıştır. Tesis AKM yükünün de BPA'nın biyolojik arıtma ünitesindeki akıbeti üzerindeki etkisi debi ve sıcaklık değişimi kadar olmasa da; AKM değişiminin (50-250

mg/L) BPA'nın atıksuda çözünür kalma oranını %15,51-15,25 azalttığı ve biyolojik parçalanabilirliğini de %83,98-84,25 oranında artırdığı gözlenmiştir. Diklofenak ve parasetamolün tesisteki ve biyolojik arıtma ünitesindeki akıbetleri üzerindeki etkilerine benzer olarak debi, sıcaklık, AKM ve giriş suyu mikrokirletici konsantrasyon değişimlerinin BPA'nın tesisteki akıbeti üzerindeki etkisi de ihmal edilebilir seviyelerde bulunmuştur. Bu nedenle BPA'nın tesis genelindeki ve biyolojik arıtma ünitesindeki akıbeti ifade edilirken bu değerlerin ortalamaları alınmıştır ve Tablo 16'da kullanılmıştır.

Sonuç olarak tesiste izlenen üç mikrokirletici olan diklofenak, parasetamol ve BPA'nın Toxchem modeli ile elde edilen tesiste ve biyolojik arıtma ünitesindeki akıbetlerinin karşılaştırılması Tablo 17'de gösterilmiştir.

**Tablo 17.** Diklofenak, Parasetamol ve BPA'nın Tesisteki Akıbetleri

Tesis Giriş Mikrokirletici	Arıtma Tesisi			Biyolojik Arıtım Ünitesi		
	Hava, %	Atıksu, %	Çamur, %	Hava, %	Atıksu, %	Biyolojik Parçalanma, %
Diklofenak	1,04 x 10 <sup>-10</sup>	15,26	84,74	0	99,15	0,85
Parasetamol	1,13	47,15	51,72	0,18	3,00	96,82
BPA	0,20	11,09	88,71	0,51	15,45	84,05

Tablo 17'ye göre tesiste çamura absorbe olarak uzaklaşma yüzdesi sırayla BPA (%88,71)>diklofenak (%84,74)>parasetamol (%51,72) olarak bulunurken; atıksuda çözünür forma kalma yüzdesi sırayla parasetamol (%47,15)>diklofenak (%15,26)>BPA (%11,09) olarak belirlenmiştir. Kow katsayısı ile ilgili literatürde yer alan bir kurama göre logKow<2,5 olursa düşük sorpsiyon potansiyelini, logKow 2,5-4 aralığında olursa orta sorpsiyon potansiyelini ve logKow> 4 olursa yüksek sorpsiyonu göstermektedir (Akkurt & Oğuz 2019). Bu çalışmada izlenen diklofenak, parasetamol ve BPA'nın logKow katsayıları incelendiğinde; en düşük logKow parasetamole ait olup 0,46'dır (Tablo 5), dolayısı ile en düşük çamura absorbe olma oranı parasetamole ait olarak bulunmuştur. Diklofenak ve BPA'nın logKow katsayıları sırasıyla; 4,51 ve 3,32 olup orta ve yüksek derecede sorpsiyon kabiliyetini ifade etmektedir. Nitekim bu çalışmada da Toxchem modeli ile Diklofenak ve BPA'nın çamura absorbe olma oranları sırasıyla %84,74 ve %88,71 olarak tahmin edilmiştir.

Havaya sıyırma yüzdesi ise en çok parasetamole ait olup %1,13 oranındadır. Parasetamolün Henry sabiti 8,93x10<sup>-10</sup> atm m<sup>3</sup>/mol olup, diklofenak (4,73x10<sup>-12</sup> atm m<sup>3</sup>/mol) ve BPA'nın Henry sabitinden (4x10<sup>-10</sup> atm m<sup>3</sup>/mol) daha büyüktür. Literatürde uçuculuk için kullanılan Henry sabitine ait herhangi bir eşik değer belirtilmemiştir (Pomies *et al.* 2013). Dolayısı ile hava ile sıyırma yüzdesi diğer iki mikrokirleticiden yüksektir. BPA ve diklofenakın hava ile uzaklaşma yüzdesi ise ihmal edilebilir seviyededir. Genel olarak farmasötiklerin Henry sabiti 10<sup>-5</sup> atm-m<sup>3</sup>/mol değerinden küçük olduğu için genellikle atıksu arıtma tesislerindeki

buharlaşma ve sıyırma gibi abiyotik uzaklaştırma mekanizmaları ihmal edilebilir seviyededir (Rodrigues dos Santos *et al.* 2022).

Biyolojik arıtma ünitesinde ise biyolojik parçalanma yüzdesi sırayla parasetamol (%96,82)> BPA (%84,05)>diklofenak (%0,85) olarak belirlenmiştir. Biyolojik arıtma ünitesinde her üç mikrokirletici için hava ile sıyırma yüzdesi ihmal edilebilir seviyede belirlenirken; biyolojik arıtma ünitesinde her üç bileşiğin çözünür formda kalma yüzdesi sırayla diklofenak (%99,15)>BPA (%15,45)>parasetamol (%3) olarak belirlenmiştir. Organik bileşiklerin biyolojik parçalanabilirlik hız sabiti olan  $k_{biol}$  ile ifade edilmektedir. Buna göre; çok yüksek derecede biyolojik parçalanabilen bileşikler için  $k_{biol} > 5 \text{ L}/(\text{g}_{ss} \text{ gün})$ ; yüksek derecede biyolojik parçalanabilen bileşikler için  $1 < k_{biol} < 5 \text{ L}/(\text{g}_{ss} \text{ gün})$ ; orta derecede biyolojik parçalanabilen bileşikler için  $0,5 < k_{biol} < 1 \text{ L}/(\text{g}_{ss} \text{ gün})$  ve son derece zor biyolojik parçalanabilen bileşikler için  $k_{biol} < 0,5 \text{ L}/(\text{g}_{ss} \text{ gün})$  olarak dört grupta sınıflandırılmaktadır (Schröder *et al.* 2016). Bu çalışmada kullanılan hedef mikrokirleticilerden diklofenak suboksik ve anoksik koşullar altında yalnızca orta derecede biyolojik olarak parçalanabilir ( $k_{biol} \leq 0,1 \text{ L}/\text{g}_{ss} \text{ gün}$ ) bir bileşiktir (Heim *et al.* 2020). BPA ve parasetamol ise  $k_{biol} > 10 \text{ L}/(\text{g}_{ss} \text{ gün})$  olduğu için biyolojik olarak oldukça kolay parçalanabilen bir bileşiktir (Koumaki *et al.* 2021; Valentine *et al.* 2021). Ancak biyolojik parçalanabilirlik tesis işletme şartlarına büyük ölçüde bağlı olduğu için her tesiste farklılık gösterebilmektedir. Literatürde yapılan çalışmalar,  $k_{biol} < 0,1 \text{ L}/(\text{g}_{ss} \text{ gün})$  olduğu zaman organik bileşiğin genellikle %20'nin altında bir biyolojik parçalanmaya sahip olduğunu,  $0,1 < k_{biol} < 10 \text{ L}/(\text{g}_{ss} \text{ gün})$  olduğu zaman %20-90 arasında bir biyolojik parçalanmaya sahip olduğunu ve  $k_{biol} > 10 \text{ L}/(\text{g}_{ss} \text{ gün})$  olduğu zaman %90'ın üzerinde bir biyolojik parçalanmaya sahip olduğunu göstermektedir (Rodrigues dos Santos *et al.* 2022).

Şekil 15'teki ortalama konsantrasyonlara göre hesaplanan genel arıtma verimleri dikkate alındığında tesiste toplam %98,15 oranında arıtılan parasetamolün %51,72'si çamura absorbe olmuş, %47,15'i atıksuda çözünür forma kalmış ve %1,13'ü de havaya sıyırma yolu ile uzaklaşmıştır. Toplam %62,13 oranında arıtılan diklofenakın ise %84,74'ü çamura absorbe olmuş, %15,26'sı atıksuda çözünür forma kalmış ve  $1,04 \times 10^{-10}$  kısmı da havaya sıyırma yolu ile uzaklaşmıştır. Son olarak tesiste en az arıtma verimi olan %35,71 oranına sahip olan BPA'nın ise %88,71'i çamura absorbe olmuş, %11,09'u atıksuda çözünür forma kalmış ve %0,20'si ise havaya sıyırma yolu ile uzaklaşmıştır.

## SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasında yüzey sularında hem çeşitlilikleri hem de konsantrasyonları son yıllarda oldukça artan mikrokirleticilerden diklofenak, parasetamol ve BPA hedef bileşik olarak seçilerek yine mikrokirleticilerin çevresel ortamlara yayıldığı ana kaynak olan atıksu arıtma tesislerindeki varlıklarını ve akıbetlerini incelemek amacıyla Erzurum BAAT'nden Aralık 2020-Kasım 2021 döneminde 12 ay boyunca tesisin giriş-çıkış noktaları başta olmak üzere belirli noktalarından atıksu numunesi alınmış ve alınan numunelerde sıvı-sıvı ekstraksiyon yöntemi kullanılarak LC-MS/MS metodu ile analiz edilen bu hedef mikrokirleticiler izlenmiştir. Seçili hedef mikrokirleticilerin Erzurum BAAT'ndeki arıtılabilirliklerini ve akıbetlerini belirlemek amacıyla tesisten elde edilen işletme parametreleri ile numunelerin LC-MS/MS cihazında analiz edilmesinden elde edilen mikrokirletici konsantrasyonları kullanılarak Toxchem yazılımı ile tesis modellenmiştir. Buna göre elde edilen sonuçlar aşağıda belirtilmiştir:

- Çalışmanın yapıldığı dönemde Erzurum BAAT giriş noktasında diklofenak konsantrasyonları 0-139,849 µg/L arasında değişirken, parasetamol konsantrasyonları 1,189-3.568,498 µg/L ve BPA konsantrasyonları ise 0,015-1,085 µg/L aralığında değişim göstermiştir.
- Tesis giriş atıksu numunelerinde diklofenak konsantrasyonlarının Mart-Ağustos arası dönemde oldukça düşük seviyede olduğu buna karşılık Aralık-Şubat dönemi olan kış aylarında en yüksek seviyede olduğu gözlenirken; parasetamol konsantrasyonlarının Haziran ve Temmuz aylarında ve BPA konsantrasyonlarının ise Mart-Mayıs arası dönemde en düşük seviyelerde olduğu belirlenmiştir.
- Erzurum BAAT'nde mikrokirleticilerin en yüksek arıtma verimi diklofenak için %62,13, parasetamol için %98,15 ve BPA için ise %35,71 olarak hesaplanmıştır.
- Kasım 2021 döneminde tesis çıkış atıksularının deşarj edildiği Karasu nehrinden alınan numunelerde (deşarj noktasının 2 km aşağısından) diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları sırasıyla; 10,611 µg/L, 33,144 µg/L ve 0,117 µg/L olarak ölçülmüştür. "Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği"nde (ÇŞB 2012) parasetamol için bir limit değer bulunmamasına rağmen diklofenak ve BPA açısından Karasu Nehrinin nehirler ve göller için yıllık ortalama çevresel kalite standardı ve maksimum izin verilebilir çevresel kalite standardını sağladığı belirlenmiştir.

- LC-MS/MS analizinden elde edilen diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonları ile Toxchem yazılımı kullanılarak yapılan “Back Solver Analysis” sonuçlarına göre model ile tahmin edilen giriş mikrokirletici konsantrasyonlarının, tesis genel girişinde ve ön çöktürme ünitesi girişinde LC-MS/MS ile analiz edilen mikrokirletici konsantrasyonlarına kısmen yakın ve geniş bir aralıkta değiştiğini göstermiştir. Bu analiz Model ile arıtma tesisinin uyumunu göstermekte olup, model ile tahmin edilen mikrokirletici konsantrasyonlarının tesiste analiz edilen gerçek numune sonuçları ile farklılık göstermesinde özellikle biyolojik arıtma ünitesinin işletme şartları için (geri devir oranı, atılan çamur miktarı, katı madde miktarı ve yağ-gres oranı) tesisteki gerçek koşulların değil model için kabul edilen değerlerin kullanılmasının etkili olduğu düşünülmüştür.
- Çalışmanın son aşamasında Toxchem modeli ile tesisteki debi (65.000-93.000 m<sup>3</sup>/gün), AKM (50-250 mg/L), sıcaklık (10-20 °C) ve giriş atıksu mikrokirletici yükü (Diklofenak: 0,16-140 µg/L; Parasetamol: 1,00-4.000 µg/L; BPA: 0,01-1,10 µg/L) gibi işletme parametrelerinin diklofenak, parasetamol ve BPA konsantrasyonlarının tesisteki akıbeti üzerindeki etkisi incelenmiştir.
- Buna göre ortalama konsantrasyonlara göre hesaplanan genel arıtma verimleri dikkate alındığında tesiste en yüksek %98,15 oranında arıtılan parasetamolün %51,72’si çamura absorbe olmuş, %47,15’i atıksuda çözünür forma kalmış ve %1,13’ü de havaya sıyrma yolu ile uzaklaşmıştır. Tesiste en yüksek %62,13 oranında arıtılan diklofenakın %84,74’ü çamura absorbe olmuş, %15,26’sı atıksuda çözünür forma kalmış ve %1,04 x 10<sup>-10</sup> kısmı da havaya sıyrma yolu ile uzaklaşmıştır. Son olarak tesiste en yüksek %35,71 arıtma verimine sahip olan BPA’nın ise %88,71’i çamura absorbe olmuş, %11,09’u atıksuda çözünür forma kalmış ve %0,20’si ise havaya sıyrma yolu ile uzaklaşmıştır. Biyolojik arıtma ünitesinde ise biyolojik parçalanma yüzdesi sırayla parasetamol (%96,82)> BPA (%84,05)>diklofenak (%0,85) olarak belirlenmiştir.
- Elde edilen bu sonuçların ileride yapılacak diğer çalışmalara yol gösterici olması açısından Erzurum BAAT’ne ait biyolojik arıtım ünitesi işletme parametrelerinin sağlıklı bir şekilde temin edilmesi ve Toxchem modelinde bu verilerin kullanılması oldukça elzemdir. Mikrokirleticilerin atıksu arıtma tesisindeki arıtılabilirlikleri çok geniş bir aralıkta değiştiği için mikrokirleticilerin arıtılması için ileri arıtma yöntemleri ilave etmek kolay olmamaktadır. Ancak ilerleyen çalışmalarda tesise ait işletme parametrelerinin mikrokirleticilerin arıtılması üzerindeki etkisi Toxchem

modeli yardımıyla incelendiğinde tesis işletme koşullarını değiştirerek mikroirleticilerin arıtılma oranını artırmak mümkün olabilecektir.



## KAYNAKLAR

- Acuña, V., Ginebreda, A., Mor, J. R., Petrovic, M., Sabater, S., Sumpter, J., & Barceló, D. (2015). Balancing The Health Benefits and Environmental Risks of Pharmaceuticals: Diclofenac as An Example. *Environment International*, 85, 327–333. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2015.09.023>
- Akbulut, C., Kizil, Ç., & Yön, N. D. (2013). Effects of low doses of bisphenol a on primordial germ cells in zebrafish (*Danio rerio*) embryos and larvae. *Kafkas Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi*, 19(4), 647–653. <https://doi.org/10.9775/kvfd.2013.8600>
- Akkurt, Ş., & Oğuz, M. (2019). Atıksu Arıtma Tesislerinde Mikro Kirleticilerin Arıtılabilirliği Treatments of Micro Pollutants in Wastewater Treatment Plants. In *KSU J Eng Sci* (Vol. 22, Issue 2).
- Alonso-Magdalena, P., Ropero, A. B., Soriano, S., García-Arévalo, M., Ripoll, C., Fuentes, E., Quesada, I., & Nadal, Á. (2012). Bisphenol-A Acts As A Potent Estrogen Via Non-Classical Estrogen Triggered Pathways. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 355(2), 201–207. <https://doi.org/10.1016/J.MCE.2011.12.012>
- Anonim. (2020). Türkiye İlaç Sektörü. <http://www.ieis.org.tr>
- Anonim. (2021). Türkiye’de Geçen Yıl En Fazla Satılan İlaç Belli Oldu. <https://www.cumhuriyet.com.tr/yasam/turkiyede-gecen-yil-en-fazla-satilan-ilac-belli-oldu-1877247> Erişim Tarihi 20.05.2022.
- Anonim 2022. İlaç Nedir? <https://acikders.ankara.edu.tr/>
- Anonymous. (2007). NACWA-Pharmaceuticals in the Water Environment, <https://www.acs.org> Access Date 23.05.2022
- Anonymous. (2011). Toxchem V4, Modeling the Fate of Toxics in Wastewater Treatment Plants. <https://www.hydromantis.com/Toxchem.html> Access Date 16.02.2022
- Anonymous. (2015). Global Medicines Use in 2020. [www.theimsinstitute.org](http://www.theimsinstitute.org) Access Date 20.02.2022
- Anonymous. (2019). Baltic Breakfast: Micropollutants in Wastewater – A Problem of Unknown Magnitude - Baltic Eye. <https://balticeye.org/en/articles/baltic-breakfast-micropollutants-in-wastewater/> Access Date 21.05.2022
- Anonymous. (2020). *Global Medicines Use in 2020*. [www.theimsinstitute.org](http://www.theimsinstitute.org)
- Anonymous. (2021). Phthalates Factsheet | National Biomonitoring Program | CDC. [https://www.cdc.gov/biomonitoring/Phthalates\\_FactSheet.html](https://www.cdc.gov/biomonitoring/Phthalates_FactSheet.html) Access Date 16.05.2022
- Anonymous. (2022a). 10 Most Prescribed Medicines Around the World and Their Uses. <https://www.makatimed.net.ph/blogs/10-most-prescribed-medicines/>
- Anonymous. (2022b). The threat – Antibiotic resistance – ReAct. <https://www.reactgroup.org/antibiotic-resistance/the-threat/>
- Ávila, C., & García, J. (2015). Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in the Environment and Their Removal from Wastewater through Constructed Wetlands. *Comprehensive Analytical Chemistry*, 67, 195–244. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63299-9.00006-5>

- Badmus, S. O., Amusa, H. K., Oyehan, T. A., & Saleh, T. A. (2021). Environmental Risks and Toxicity of Surfactants: Overview of Analysis, Assessment, and Remediation Techniques. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16483-w>/Published
- Balcı, B. (2014). Atıksulardan Bisfenol-A Gideriminde Biyotik ve Abiyotik Süreçlerin Araştırılması. Doctoral dissertation, Doktora Tezi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, 2014, Adana.
- Barber, T. M., & Franks, S. (2019). Genetic and Environmental Factors in the Etiology of Polycystic Ovary Syndrome. *The Ovary*, 437–459. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813209-8.00027-3>
- Bareera, M. (2019). Bazı İlaç Mikrokirleticilerinin Suların Yeniden Kullanımına Etkilerinin Sürdürülebilirlik Açısından Değerlendirilmesi. Doktora Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.
- Barnes, K. K., Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Zaugg, S. D., Meyer, M. T., & Barber, L. B. (2008). A National Reconnaissance of Pharmaceuticals and Other Organic Wastewater Contaminants in The United States-Groundwater. *Science of The Total Environment*, 402(2–3), 192–200. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2008.04.028>
- Bering, S., Mazur, J., Tarnowski, K., Dąbkowska, N., Janus, M., Mozia, S., & Morawski, A. W. (2018). Removal of Organic Pollutants and Surfactants from Laundry Wastewater in Membrane Bioreactor (MBR). In *Desalination and Water Treatment (Vol. 134)*. Desalination Publications. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.23207>
- Bila, D. M., & Dezotti, M. (2003). Fármacos No Meio Ambiente. In *Quim. Nova (Vol. 26, Issue 4)*.
- Burkhardt-Holm, P. (2011). Linking Water Quality to Human Health and Environment: The Fate of Micropollutants. <https://www.researchgate.net/publication/268328108>
- Blankenship, A. L., Zwiernik, M. J., Coady, K. K., Kay, D. P., Newsted, J. L., Strause, K., Park, C., Bradley, P. W., Neigh, A. M., Millsap, S. D., Jones, P. D., & Giesy, J. P. (2005). Differential Accumulation of Polychlorinated Biphenyl Congeners in the Terrestrial Food Web of the Kalamazoo River Superfund Site, Michigan. <https://doi.org/10.1021/es0483185>
- Bush, K. (1997). Antimicrobial agents. *Current Opinion in Chemical Biology*, 1(2), 169–175. [https://doi.org/10.1016/S1367-5931\(97\)80006-3](https://doi.org/10.1016/S1367-5931(97)80006-3)
- Camilla, K. (2022). Risk assessment of compounds that could impair the aquatic environment. [https://www.ibg.uu.se/digitalAssets/176/c\\_176850-1\\_3-k\\_karlsson-camilla-report.pdf](https://www.ibg.uu.se/digitalAssets/176/c_176850-1_3-k_karlsson-camilla-report.pdf)
- Celik, M., Saricaoglu, F., Canbay, O., Dal, D., Uzumcigil, A., Leblebicioglu, G., & Aypar, U. (2011). WITHDRAWN The Analgesic Effect of Paracetamol When Added to Lidocaine for Intravenous Regional Anesthesia. *Minerva Anestesiologica*.
- Chavoshani, A., Hashemi, M., Amin, M. M., & Ameta, S. C. (2020). Micropollutants And Challenges: Emerging in The Aquatic Environments and Treatment Processes. [https://books.google.com.tr/books?hl=tr&lr=&id=2EbrDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Afsane+Chavoshani,+Majid+Hashemi,+Mohammad+Mehdi+Amin,++Suresh+C.Ameta,+2020.+Chapter+1+%E2%80%93+Introduction,+Micropollutants+and+Challenges,+Emerging+in+the+Aquatic+Environments+and+Treatment+Processes,+2020,+Pages+1-33.&ots=Xfm28owU6Z&sig=O3Ih8yBjVoQckjVam9RL27AatDE&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.tr/books?hl=tr&lr=&id=2EbrDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Afsane+Chavoshani,+Majid+Hashemi,+Mohammad+Mehdi+Amin,++Suresh+C.Ameta,+2020.+Chapter+1+%E2%80%93+Introduction,+Micropollutants+and+Challenges,+Emerging+in+the+Aquatic+Environments+and+Treatment+Processes,+2020,+Pages+1-33.&ots=Xfm28owU6Z&sig=O3Ih8yBjVoQckjVam9RL27AatDE&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false) Access Date 25.05.2022
- Civelek, H. (2015). Aerobik Şartlarda Diklofenak'ın Biyolojik Arıtılabilirliğinin İncelenmesi.

- Cizmas, L., Sharma, V. K., Cole, M. Gray, & Mcdonald, T. J. (2015). Pharmaceuticals and personal care products in waters: occurrence, toxicity, and risk. *Environmental Chemistry Letters*, 13. <https://doi.org/10.1007/s10311-015-0524-4>
- Çolakoğlu, E. B. (2019). Eysel Atıksu Arıtma Tesisinde Membran Filtrasyon ile Mikrokirletici Giderimi. Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Kayseri
- ÇŞB, 2004. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2004, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 25687 Sayılı Resmî Gazete.
- ÇŞB, 2012. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, 2012, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, 28483 Sayılı Resmî Gazete.
- Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., & Hartemann, P. (2011). Emerging Pollutants in Wastewater: A Review of The Literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214(6), 442–448. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002>
- Demirkaya, E. (2018). Removal Of Anti-Inflammatory Micropollutants in Wastewater Treatment Plants.
- Dereci, S. E. (2010). Ranitidin ve Naproksen'in Koagülasyon ile Giderim Özelliklerinin İncelenmesi.
- Donnaz, S. (2020). Water Reuse Practices, Solutions and Trends at International. *Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection*, 6, 65–102. <https://doi.org/10.1016/BS.APMP.2020.07.012>
- Duca, R. C., Salquebre, G., Hardy, E., & Appenzeller, B. M. R. (2014). Comparison of solid phase- and liquid/liquid-extraction for the purification of hair extract prior to multi-class pesticides analysis. *Journal of Chromatography B*, 955–956(1), 98–107. <https://doi.org/10.1016/J.JCHROMB.2014.02.035>
- Durmaz, E., & Koçer Giray, B. (2013). Çevresel Bir Endokrin Bozucu: Bisfenol A ve Toksik Etkilerinin Değerlendirilmesi.
- Durovcova, I., Puskar, M., Ušla, I., Kyzek, S., Galova, E., & Sevcovicova, A. (2018). Bisphenol A As an Environmental Pollutant with Dual Genotoxic and DNA-Protective Effects. *Toxicology Letters*. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2017.07.547>
- EC. (2021). Pesticides In Rivers, Lakes and Groundwater in Europe. <https://www.eea.europa.eu/ims/pesticides-in-rivers-lakes-and>
- Emadian, S. (2019). Identification of Micropollutants in Ergene River and Their Biotransformation Potential Under Anaerobic Conditions.
- Emet, M. (2016). Asetaminofen (Parasetamol) Zehirlenmesi. <https://www.researchgate.net/publication/306118617>
- EPA. (1977). Toxic and Priority Pollutants Under the Clean Water Act | US EPA. <https://www.epa.gov/eg/toxic-and-priority-pollutants-under-clean-water-act> Access Date: 23.05.2022
- EPA. (2004). Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) As Environmental Pollutants: Pollution from Personal Actions. [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=NERL&dirEntryId=76663](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NERL&dirEntryId=76663) Access Date: 19.05.2022
- EPA. (2008). White Paper Aquatic Life Criteria for Contaminants of Emerging Concern Part I General Challenges and Recommendations. <https://www.epa.gov/>
- EPA. (2009). Occurrence of Contaminants of Emerging Concern in Wastewater from Nine Publicly Owned Treatment Works. <https://www.epa.gov/>

- EPA. (2013). Contaminants of Emerging Concern (CECs) in Fish: Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs). <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/fishstudies/>
- EPA. (2022). What is a Pesticide? | US EPA. <https://www.epa.gov/minimum-risk-pesticides/what-pesticide>
- FAO. (2017). Water Pollution from Agriculture: A Global Review. <https://www.fao.org>
- Fent, K., Weston, A. A., & Caminada, D. (2006). Ecotoxicology of Human Pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, 76(2), 122–159. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.09.009>
- Flint, S., Markle, T., Thompson, S., & Wallace, E. (2012). Bisphenol A Exposure, Effects, And Policy: A Wildlife Perspective. *Journal of Environmental Management*, 104, 19–34. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2012.03.021>
- Fuentes, A. v, Pineda, M. D., & Nagulapalli Venkata, K. C. (2018). Comprehension of Top 200 Prescribed Drugs in The US as A Resource for Pharmacy Teaching, Training and Practice. <https://doi.org/10.3390/pharmacy6020043>
- Fuerhacker, M. (2003). Bisphenol A Emission Factors From Industrial Sources And Elimination Rates In A Sewage Treatment Plant. <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/47/10/117/421981/117.pdf>
- González-Alonso, S., Merino, L. M., Esteban, S., López de Alda, M., Barceló, D., Durán, J. J., López-Martínez, J., Aceña, J., Pérez, S., Mastroianni, N., Silva, A., Catalá, M., & Valcárcel, Y. (2017). Occurrence of Pharmaceutical, Recreational and Psychotropic Drug Residues in Surface Water on The Northern Antarctic Peninsula Region. *Environmental Pollution*, 229, 241–254. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2017.05.060>
- Goodman, J. E., Peterson, M. K., Hixon, M. L., & Pacheco Shubin, S. (2017). Derivation of An Oral Maximum Allowable Dose Level for Bisphenol A. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 86, 312–318. <https://doi.org/10.1016/J.YRTPH.2017.03.024>
- Google Earth. (2022). [https://earth.google.com/web/search/Erzurum+at%2c4%b1ksu+ar%2c4%b1tma+Tesis,+Aziziye%2fErzurum/@39.9560682,41.09160259,1751.49648996a,743.19055786d,35y,0h,0t,0r/data=CigiJgokCXxGwJ4790NAEZeFX17U70NAGfJb\\_JVEu0RAIeJTxaW3o0RA](https://earth.google.com/web/search/Erzurum+at%2c4%b1ksu+ar%2c4%b1tma+Tesis,+Aziziye%2fErzurum/@39.9560682,41.09160259,1751.49648996a,743.19055786d,35y,0h,0t,0r/data=CigiJgokCXxGwJ4790NAEZeFX17U70NAGfJb_JVEu0RAIeJTxaW3o0RA)
- Hallare, A. v., Köhler, H. R., & Triebkorn, R. (2004). Developmental Toxicity and Stress Protein Responses in Zebrafish Embryos After Exposure to Diclofenac and Its Solvent, DMSO. *Chemosphere*, 56(7), 659–666. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.007>
- Heberer, T. (2002). Tracking Persistent Pharmaceutical Residues from Municipal Sewage to Drinking Water. *Journal of Hydrology*, 266(3–4), 175–189. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00165-8)
- Heim, C., Rajab, M., Greco, G., Grosse, S., Drewes, J. E., Letzel, T., & Helmreich, B. (2020). Fate of diclofenac and its transformation and inorganic by-products in different water matrices during electrochemical advanced oxidation process using a boron-doped diamond electrode. *Water (Switzerland)*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/W12061686>
- Hernando, M. D., Mezcua, M., Gómez, M. J., Malato, O., Agüera, A., & Fernández-Alba, A. R. (2004). Comparative Study of Analytical Methods Involving Gas Chromatography–Mass Spectrometry After Derivatization and Gas Chromatography–Tandem Mass Spectrometry For The Determination Of Selected Endocrine Disrupting Compounds In Wastewaters. *Journal of Chromatography A*, 1047(1), 129–135. <https://doi.org/10.1016/J.CHROMA.2004.06.123>

- Issa, M. M., M. Taha, S., El-Marsafy, A. M., Khalil, M. M. H., & Ismail, E. H. (2020). Acetonitrile-Ethyl acetate based method for the residue analysis of 373 pesticides in beeswax using LC-MS/MS and GC-MS/MS. *Journal of Chromatography B*, 1145, 122106. <https://doi.org/10.1016/J.JCHROMB.2020.122106>
- İnce, İ. (2021). Occurrence And Load Of Micropollutants Discharged From Urban and Industrial Wastewater Treatment Plants to Receiving Environment in The Yeşilirmak River Basin. Middle East Technical University, Ankara
- Ibrahim, E. A., & Suffet, L. H. (1988). Freon FC-113, An Alternative to Methylene Chloride for Liquid-Liquid Extraction of Trace Organics from Chlorinated Drinking Water. *Journal of Chromatography A*, 454(C), 217–232. [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(00\)88615-X](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(00)88615-X)
- Jahan, K., Balzer, S., & Mosto, P. (2008). Toxicity of Nonionic Surfactants. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 110, 281–290. <https://doi.org/10.2495/ETOX080301>
- Jelic, A., Gros, M., Ginebreda, A., Cespedes-Sánchez, R., Ventura, F., Petrovic, M., & Barcelo, D. (2011). Occurrence, Partition and Removal of Pharmaceuticals in Sewage Water and Sludge During Wastewater Treatment. *Water Research*, 45(3), 1165–1176. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2010.11.010>
- Joss, A., Keller, E., Alder, A. C., Göbel, A., McArdell, C. S., Ternes, T., & Siegrist, H. (2005). Removal of Pharmaceuticals and Fragrances in Biological Wastewater Treatment. *Water Research*, 39(14), 3139–3152. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2005.05.031>
- Kallenborn, R., Fick, J., Lindberg, R., Moe, M., Nielsen, K. M., Tysklind, M., & Vasskog, T. (2008). Pharmaceutical Residues in Northern European Environments: Consequences and Perspectives Related.
- Khan, F. A., & Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: An Ecological Vision. In *The Botanical Review* (Vol. 71, Issue 4).
- Khan, H. K., Rehman, M. Y. A., & Malik, R. N. (2020). Fate And Toxicity of Pharmaceuticals in Water Environment: An Insight on Their Occurrence in South Asia. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 271). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111030>
- Khan, Mubarak, N. M., Khalid, M., Tan, Y. H., Abdullah, E. C., Rahman, M. E., & Karri, R. R. (2021). A Comprehensive Review on Micropollutants Removal Using Carbon Nanotubes-Based Adsorbents and Membranes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106647. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2021.106647>
- Kim, S. W., Li, Z., Moore, P. S., Monaghan, A. P., Chang, Y., Nichols, M., & John, B. (2010). A Sensitive Non-Radioactive Northern Blot Method to Detect Small RNAs. <https://doi.org/10.1093/nar/gkp1235>
- Kmmerer, K. (2010). Pharmaceuticals in the Environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 57–75. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-052809-161223>
- Koumaki, E., Noutsopoulos, C., Mamais, D., Fragkiskatos, G., & Andreadakis, A. (2021). Fate of Emerging Contaminants in High-Rate Activated Sludge Systems. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(2). <https://doi.org/10.3390/ijerph18020400>
- Kraigher, B., Kosjek, T., Heath, E., Kompare, B., & Mandic-Mulec, I. (2008). Influence Of Pharmaceutical Residues on The Structure of Activated Sludge Bacterial Communities in Wastewater Treatment Bioreactors. *Water Research*, 42(17), 4578–4588. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2008.08.006>

- Li, W. C. (2014). Occurrence, Sources, And Fate of Pharmaceuticals in Aquatic Environment and Soil. *Environmental Pollution*, 187, 193–201. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2014.01.015>
- Liao, C., Liu, F., Moon, H.-B., Yamashita, N., Yun, S., & Kannan, K. (2012). Bisphenol Analogues in Sediments from Industrialized Areas in the United States, Japan, and Korea: Spatial and Temporal Distributions. <https://doi.org/10.1021/es303191g>
- Little, D., Jones, S. L., & Blikslager, A. T. (2007). Cyclooxygenase (COX) Inhibitors and the Intestine.
- Liu, YM., Shen, YP., Liang, H., Wang Luo, XM., Shen, ZJ., Chen, X., and Yuan, W. (2011) Acorrelative Study on Bisphenol A and Recurrent Spontaneous Abortion. *Zhonghua YuFang Yi Xue Za Zhi*, 45(4), 344-349.
- Lin, T., Yu, S., & Chen, W. (2016). Occurrence, Removal and Risk Assessment of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in an Advanced Drinking Water Treatment Plant (ADWTP) Around Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 152, 1–9. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.02.109>
- Lonappan, L., Brar, S. K., Das, R. K., Verma, M., & Surampalli, R. Y. (2016). Diclofenac And Its Transformation Products: Environmental Occurrence and Toxicity - A review. In *Environment International* (Vol. 96, pp. 127–138). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.09.014>
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. C. (2014). A Review on The Occurrence of Micropollutants in The Aquatic Environment and Their Fate and Removal During Wastewater Treatment. *Science of the Total Environment*, 473–474, 619–641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
- Mervyn L, & Richardson. (1985). The Fate of Pharmaceutical Chemicals in The Aquatic Environment. *J. Pharm. Pharmacol*, 37.
- Miyagawa, S., Sato, T., & Iguchi, T. (2021). Bisphenol A. *Handbook of Hormones: Comparative Endocrinology for Basic and Clinical Research*, 1003–1004. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820649-2.00277-1>
- Neagu, L. (1998). Synthesis of Bisphenol A with Heterogeneous Catalysts.
- National Center for Biotechnology Information (2022). PubChem Compound Summary for CID 3033, Diclofenac. Retrieved June 14, 2022 from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Diclofenac>.
- Oaks, J. L., Gilbert, M., Virani, M. Z., Watson, R. T., Meteyer, C. U., Rideout, B. A., Shivaprasad, H. L., Ahmed, S., Chaudhry, M. J. I., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A., & Khan, A. A. (2004). Diclofenac Residues as The Cause of Vulture Population Decline in Pakistan. *Nature*, 427(6975), 630–633. <https://doi.org/10.1038/nature02317>
- Özkaleli Akçetin, M. (2021). Akdeniz Üniversitesi Atıksu Arıtma Tesisi Çıkış Suyunda Bulunan Mikrokirleticilerin Sucul Ortam Üzerindeki Ekotoksik Etkilerinin Belirlenmesi.
- Patel, M., Kumar, R., Kishor, K., Mlsna, T., Pittman, C. U., & Mohan, D. (2019). Pharmaceuticals Of Emerging Concern in Aquatic Systems: Chemistry, Occurrence, Effects, and Removal Methods. In *Chemical Reviews* (Vol. 119, Issue 6, pp. 3510–3673). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.8b00299>
- Polat, E. (2019). Kocaeli İli Genelindeki Beşeri İlaç Kökenli Mikrokirleticilerin Atıksu Arıtma Tesislerinde ve Arıtma Çamurunda Tespiti. Yüksek Lisans Tezi.

- Pomiès, M., Choubert, J. M., Wisniewski, C., & Coquery, M. (2013). Modelling Of Micropollutant Removal in Biological Wastewater Treatments: A Review. *Science of The Total Environment*, 443, 733–748. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.11.037>
- Ray, S. S., Gusain, R., & Kumar, N. (2020). *Carbon Nanomaterial-Based Adsorbents for Water Purification*. [https://books.google.com.tr/books?hl=tr&lr=&id=U2PRDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Classification+of+water+contaminants+Suprakas+Sinha+Ray,+...+Neeraj+Kumar,+in+Carbon+Nanomaterial-Based+Adsorbents+for+Water+Purification,+2020&ots=bFTQ5PaUu8&sig=8-CrBvssiOY7YyxSg987ZYTrpMM&redir\\_esc=y#v=onepage&q=Classification%20of%20water%20contaminants%20Suprakas%20Sinha%20Ray%2C%20...%20Neeraj%20Kumar%2C%20in%20Carbon%20Nanomaterial-Based%20Adsorbents%20for%20Water%20Purification%2C%202020&f=false](https://books.google.com.tr/books?hl=tr&lr=&id=U2PRDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Classification+of+water+contaminants+Suprakas+Sinha+Ray,+...+Neeraj+Kumar,+in+Carbon+Nanomaterial-Based+Adsorbents+for+Water+Purification,+2020&ots=bFTQ5PaUu8&sig=8-CrBvssiOY7YyxSg987ZYTrpMM&redir_esc=y#v=onepage&q=Classification%20of%20water%20contaminants%20Suprakas%20Sinha%20Ray%2C%20...%20Neeraj%20Kumar%2C%20in%20Carbon%20Nanomaterial-Based%20Adsorbents%20for%20Water%20Purification%2C%202020&f=false)
- Reddy, D.H.K. (2017). Sustainable Water & Energy Systems. *Encyclopedia of Sustainable Technologies*
- Rodrigues dos Santos, C. R., Lebron, Y. A. R., Moreira, V. R., Koch, K., & Amaral, M. C. S. (2022). Biodegradability, environmental risk assessment and ecological footprint in wastewater technologies for pharmaceutically active compounds removal. In *Bioresource Technology* (Vol. 343). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126150>
- Rogowska, J., Cieszynska-Semenowicz, M., Ratajczyk, W., & Wolska, L. (2020). Micropollutants in Treated Wastewater. *Ambio*, 49(2), 487–503. <https://doi.org/10.1007/S13280-019-01219-5>
- Ruhoy, I. S., & Daughton, C. G. (2008). Beyond The Medicine Cabinet: An Analysis Of Where and Why Medications Accumulate. *Environment International*, 34(8), 1157–1169. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.002>
- Ruiz, P., Yang, X., Lumen, A., & Fisher, J. (2013). Quantitative Structure-Activity Relationship (QSAR) Models, Physiologically Based Pharmacokinetic (PBPK) Models, Biologically Based Dose Response (BBDR) and Toxicity Pathways: Computational Tools for Public Health. *Computational Toxicology: Methods and Applications for Risk Assessment*, 5–21. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396461-8.00002-6>
- Samsunlu. (2017). Mikrokirleticiler-Tıbbi İlaçlar ve Çevre. [https://www.suvecevre.com/yayin/261/mikrokirleticiler-tibbi-ilaclar-ve-cevre\\_7877.html#.YqHcsnZBzrc](https://www.suvecevre.com/yayin/261/mikrokirleticiler-tibbi-ilaclar-ve-cevre_7877.html#.YqHcsnZBzrc)
- Santos, J. M., Kreim, V., Guillot, J. M., Reis, N. C., de Sá, L. M., & Horan, N. J. (2012). An experimental determination of the H<sub>2</sub>S overall mass transfer coefficient from quiescent surfaces at wastewater treatment plants. *Atmospheric Environment*, 60, 18–24. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2012.06.014>
- Sari, S., Ozdemir, G., Yangin-Gomec, C., Zengin, G. E., Topuz, E., Aydin, E., Pehlivanoglu-Mantas, E., & Okutman Tas, D. (2014). Seasonal Variation of Diclofenac Concentration and Its Relation with Wastewater Characteristics at Two Municipal Wastewater Treatment Plants in Turkey. *Journal of Hazardous Materials*, 272, 155–164. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.015>
- Sarmah, A. K., Meyer, M. T., & Boxall, A. B. A. (2006). A Global Perspective on The Use, Sales, Exposure Pathways, Occurrence, Fate and Effects of Veterinary Antibiotics (VAs) in the Environment. *Chemosphere*, 65(5), 725–759. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.026>

- Schröder, P., Helmreich, B., Škrbić, B., Carballa, M., Papa, M., Pastore, C., Emre, Z., Oehmen, A., Langenhoff, A., Molinos, M., Dvarioniene, J., Huber, C., Tsagarakis, K. P., Martinez-Lopez, E., Pagano, S. M., Vogelsang, C., & Mascolo, G. (2016). Status of hormones and painkillers in wastewater effluents across several European states—considerations for the EU watch list concerning estradiols and diclofenac. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(13), 12835–12866. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6503-x>
- Şiltu, E. (2015). Su Ortamında Bulunabilecek Tehlikeli Maddelerin Önceliklendirilmesi Açısından Türkiye’de Uygulanabilecek Metodolojinin Belirlenmesi.
- Staples, C. A., Dorn, P. B., Klecka, G. M., O’Block, S. T., & Harris, L. R. (1998). A Review of The Environmental Fate, Effects, and Exposures of Bisphenol A. *Chemosphere*, 36(10), 2149–2173. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)10133-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)10133-3)
- Stevens-Garmon, J., Drewes, J. E., Khan, S. J., McDonald, J. A., & Dickenson, E. R. V. (2011). Sorption of Emerging Trace Organic Compounds onto Wastewater Sludge Solids. *Water Research*, 45(11), 3417–3426. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2011.03.056>
- Stevenson, D. D., & Szczeklik, A. (2006). Clinical And Pathologic Perspectives on Aspirin Sensitivity and Asthma. In *Journal of Allergy and Clinical Immunology* (Vol. 118, Issue 4, pp. 773–786). <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2006.07.024>
- Swan, G., Naidoo, V., Cuthbert, R., Green, R. E., Pain, D. J., Swarup, D., Prakash, V., Taggart, M., Bekker, L., Das, D., Diekmann, J., Diekmann, M., Killian, E., Meharg, A., Patra, R. C., Saini, M., & Wolter, K. (2006). Removing The Threat of Diclofenac to Critically Endangered Asian Vultures. *PLoS Biology*, 4(3), 0395–0402. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040066>
- Syafrudin, M., Kristanti, R. A., Yuniarto, A., Hadibarata, T., Rhee, J., Al-Onazi, W. A., Algarni, T. S., Almarri, A. H., Al-Mohaimed, A. M., & Sa, A. M. A. (2021). Pesticides in Drinking Water-A Review. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020468>
- Tablov, B., Popov, I., Tablov, V., & Radev, R. (2005). Administration Of Parafalgan (Paracetamol) For Postoperative Analgesia in Obstetrics and Gynaecology. *Akusherstvo i Ginekologija*, 44(7), 50–54.
- Tadros, T. F. (2003). Surfactants, industrial applications. *Encyclopedia of Physical Science and Technology*.
- Ternes, T. A. (1998). Occurrence Of Drugs in German Sewage Treatment Plants and Rivers. *Water Research*, 32(11), 3245–3260. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00099-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00099-2)
- Tiwari, B., Sellamuthu, B., Ouarda, Y., Drogui, P., Tyagi, R. D., & Buelna, G. (2017). Review On Fate and Mechanism of Removal of Pharmaceutical Pollutants from Wastewater Using Biological Approach. In *Bioresource Technology* (Vol. 224, pp. 1–12). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.042>
- Türkoğlu, Ö. E. (2019). Evaluation Of Micropollutant Toxicity in Ergene River During A Dry Month.
- Tüzün, S. C. (2017). Occurrence And Fate of Micropollutants and Their Metabolites in WWTPs.
- UNEP. (2017). Antimicrobial Resistance: A Global Threat | UNEP - UN Environment Programme. <https://www.unep.org/explore-topics/chemicals-waste/what-we-do/emerging-issues/antimicrobial-resistance-global-threat>
- Ustun Odabası, S., Altın, S. H., & Büyükgüngör, H. (2020). Sucul Ortamdaki Bazı Mikrokirleticilerin Oluşumu, Durumu ve İleri Oksidasyon Prosesleri ile Giderilmesi.

- Valentine, J., Palma, T., & Clara Costa, M. (2021). Biodegradation Potential of Paracetamol by Marine Bacteria Consortia.
- Velicu, M., & Suri, R. (2009). Presence of Steroid Hormones and Antibiotics in Surface Water of Agricultural, Suburban and Mixed-Use Areas. *Environ Monit Assess*, 154, 349–359. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0402-7>
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., & BarcelÓ, D. (2010). Hospital Effluents as A Source of Emerging Pollutants: An Overview of Micropollutants and Sustainable Treatment Options. In *Journal of Hydrology* (Vol. 389, Issues 3–4, pp. 416–428). <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.005>
- Vieno, N., & Sillanpää, M. (2014). Fate Of Diclofenac in Municipal Wastewater Treatment Plant. A review. *Environment International*, 69, 28–39. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2014.03.021>
- Warith, M. A., Kennedy, K., & Reitsma, R. (1998). Use Of Sanitary Sewers As Wastewater Pre-Treatment Systems. *Waste Management*, 18(4), 235–247. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(98\)00023-3](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(98)00023-3)
- WHO. (2012). Pharmaceuticals in Drinking-Water. <https://apps.who.int/>
- Wise, R. (2002). Antimicrobial Resistance: Priorities for Action. [www.cdc.gov/ncidod/dbmd/](http://www.cdc.gov/ncidod/dbmd/)
- Wright-Walters, M., Volz, C., Talbott, E., & Davis, D. (2011). An Updated Weight of Evidence Approach to The Aquatic Hazard Assessment of Bisphenol A And The Derivation A New Predicted No Effect Concentration (Pnec) Using A Non-Parametric Methodology. *Science of the Total Environment*, 409(4). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.092>
- Wright-Walters, M., Volz, C., Talbott, E., & Davis, D. (2011). An Updated Weight of Evidence Approach to The Aquatic Hazard Assessment of Bisphenol A and The Derivation A New Predicted No Effect Concentration (Pnec) Using A Non-Parametric Methodology. *Science of the Total Environment*, 409(4). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.092>
- Yamamoto, T., Yasuhara, A., Shiraishi, H., & Nakasugi, O. (2001). Bisphenol A In Hazardous Waste Landfill Leachates. *Chemosphere*, 42(4), 415–418. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00079-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00079-5)
- Yaşar, A., Can Doğan, E., & Arslan, A. (2013). Hastane Atıksularında Makro ve Mikro Kirleticiler ve Arıtma Seçenekleri. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi* (Vol. 29, Issue 2).
- Y. B. P. Kahatagahawatte & Hiroe Hara-Yamamura, 2020. Review on Mixture Toxicity of Pharmaceuticals in Environmental Waters and Wastewater Effluents, Resilience, Response, and Risk in Water Systems pp 105–126
- Yu, C. P., & Chu, K. H. (2009). Occurrence Of Pharmaceuticals and Personal Care Products Along the West Prong Little Pigeon River in East Tennessee, USA. *Chemosphere*, 75(10), 1281–1286. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.043>
- Zhang, C., Valsaraj, K. T., Constant, W. D., & Roy, D. (1999). Aerobic Biodegradation Kinetics of Four Anionic and Nonionic Surfactants at Sub-and Supra-Critical Micelle Concentrations (CMCs).

## ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
<b>Adı Soyadı:</b>	Fatmagül ÖZDEMİR
<b>Doğum tarihi:</b>	
<b>Doğum Yeri:</b>	
<b>Uyruğu:</b>	
<b>Adres:</b>	
<b>Tel:</b>	
<b>E-mail:</b>	
Eğitim	
<b>Lise:</b>	Palandöken İmam Hatip Lisesi (2013)
<b>Lisans:</b>	Atatürk Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi (2018)
<b>Yüksek lisans:</b>	Atatürk Üniversitesi, Fen Bil. Ens., Çevre Teknolojileri Anabilim Dalı (2022)
Yabancı Dil Bilgisi	
<b>İngilizce:</b>	Orta
Üye Olunan Mesleki Kuruluşlar	
-	
Tezden Üretilmiş Yayınlar	
-	