



**T.C.
AKSARAY ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

**TRİKLOSAN (IRGASAN)/BİSFENOL A (BPA) KİMYASALLARIN
LEPİSTES (*POEILIA RETICULATA*) VE ZEBRA BALIĞI (*DANIO
RERIO*) ÜZERİNDE DAVRANIŞSAL VE TOKSİK ETKİLERİNİN
İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Burak TEKELİOĞLU

DANIŞMAN

Doç. Dr. Oğuzhan GÖK

AKSARAY, 2024

Aksaray Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 212301012 numaralı Yüksek Lisans öğrencisi Burak TEKELİOĞLU tarafından hazırlanan “**TRİKLOSAN (IRGASAN)/BİSFENOL A (BPA) KİMYASALLARIN LEPİSTES (*POECILIA RETICULATA*) VE ZEBRA BALIĞI (*DANIO RERIO*) ÜZERİNDE DAVRANIŞSAL VE TOKSİK ETKİLERİNİN İNCELENMESİ**” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından OY BİRLİĞİ ile Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Doç. Dr. Oğuzhan GÖK

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Üye: Prof. Dr. Birol KAYRANLI

Gazi Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Üye: Doç. Dr. Hakan ÇELEBİ

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Yüksek Lisans Tezi olduğunu onaylıyorum.....

Tez Savunma Tarihi: 23/01/2024

Jüri tarafından kabul edilen bu tezin Yüksek Lisans Tezi olması için gerekli şartları yerine getirdiğini onaylıyorum.

Prof. Dr. Mehmet Ali HINIS

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

DOĞRULUK BEYANI

Yüksek lisans tezi olarak sunduğum bu çalışmayı, akademik kurallara ve bilimsel etik, ahlak ve geleneklere aykırı düşecek bir yol ve yardıma başvurmaksızın yazdığımı, yararlandığım eserlerin kaynakçada gösterilenlerden oluştuğunu, çalışmamda kullandığım verilerin orijinallliğini ve her türlü intihalden uzak olduğunu beyan ederim.

Enstitü tarafından belli bir zamana bağlı olmaksızın, tezimle ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçlara katlanacağımı bildiririm.

Burak TEKELİOĞLU

İmza

TEŞEKKÜR

‘Triklosan (Irgasan)/Bisfenol A (BPA) Kimyasalların *Lepistes (Poecilia Reticulata)* ve Zebra Balığı (*Danio Rerio*) Üzerinde Davranışsal ve Toksik Etkilerinin İncelenmesi’ adlı çalışmamda bana yol gösteren, eğitimim süresince gerek tez gerek tez dışı konularda yanımda olup ilgi ve desteğini esirgemeyen, bilgi ve tecrübesini benimle paylaşan değerli danışman hocam Doç. Dr. Oğuzhan GÖK’e teşekkür ederim.

Varlığından güç aldığım sevgili annem Fahriye TEKELİOĞLU'na, hayatımın her döneminde maddi ve manevi yanımda olup desteklerini esirgemeyen kardeşlerim Eymen ve Yekta TEKELİOĞLU'na, sevgili eşim, dostum ve yoldaşım Mukaddes TEKELİOĞLU'na ve özellikle yaşam kaynağım olan babam Mali Müşavir İbrahim TEKELİOĞLU'na sonsuz şükran ve teşekkürlerimi sunarım. Onların sevgisi ve destekleri olmadan bu başarıya ulaşmak mümkün olmazdı.

Ailemle birlikte bu yolda yürüdüğüm için minnettarım.

Burak TEKELİOĞLU
AKSARAY, 2024

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR.....	i
İÇİNDEKİLER.....	ii
ÖZET.....	iii
ABSTRACT	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	v
ÇİZELGELER DİZİNİ	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	4
2.1 Triklosan/Irgasan (TCS)	4
2.1.1 İnsan vücudunda Triklosan.....	5
2.1.2 Su ortamında Triklosan	9
2.1.3 Atık suda Triklosan	12
2.2 Bisfenol A (BPA)	14
2.2.1 İnsan vücudunda Bisfenol A.....	18
2.2.2 Su ortamında Bisfenol A	21
2.2.3 Atık suda Bisfenol A	23
2.3 Akut Toksisitesi Biyoizlem Canlıları	24
3. MATERYAL VE METOD	28
3.1 Mateyal	28
3.1.1 Deney hayvanları	28
3.1.2 Deney ortamı ve ekipmanları.....	28
3.1.3 Kimyasal maddeler.....	31
3.2 Metod.....	35
3.2.1 Deney düzeneği	35
3.2.2 Akut toksisite test yöntemleri	39
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA.....	41
4.1 Triklosan Kimyasalının Etkileri.....	41
4.1.1 Triklosan kimyasalının <i>Poecillia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> balıkları üzerindeki davranışsal etkileri	41
4.1.2 Triklosan kimyasalının <i>Poecilia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> bireyleri için LC ₅₀ değerleri.....	50
4.2 Bisfenol A Kimyasalının Etkileri.....	56
4.2.1 Bisfenol A kimyasalının <i>Poecillia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> balıkları üzerindeki davranışsal etkiler	56
4.2.2 Bisfenol A kimyasallarının <i>Poecilia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> bireyleri için LC ₅₀ değerleri	68
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	79
KAYNAKLAR.....	82
ÖZGEÇMİŞ	92

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TRİKLOSAN (IRGASAN)/BİSFENOL A (BPA) KİMYASALLARIN LEPİTES (*POECILIA RETICULATA*) VE ZEBRA BALIĞI (*DANIO RERIO*) ÜZERİNDE DAVRANIŞSAL VE TOKSİK ETKİLERİNİN İNCELENMESİ

Burak TEKELİOĞLU

Aksaray Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Oğuzhan GÖK

ÖZET

Triklosan, sahip olduğu antibakteriyel özelliği nedeniyle sağlık ve kişisel bakım ürünlerinde, özellikle diş macunların yapısında kullanılan aktif bileşenlerdir. Endokrin bozucu kirleticilerden biri olan Bisfenol A kimyasalı, insan ve hayvan sağlığına olan olumsuz etkilerinden dolayı halk ve çevre sağlığını etkileyen önemli bir bileşendir. Besin zincirinde önemli bir rolü olan balıklar, son zamanlarda sucul ortamlarda yaygın olarak bulunan endokrin bozucu kimyasal olarak bilinen Triklosan ve Bisfenol A kimyasalına maruz kalmaktadır. Bu çalışmada, endüstriyel ve kişisel bakım ürünlerinde yaygın olarak bulunan Triklosan (TCS) ve Bisfenol A (BPA) kimyasallarının, sucul yaşamı temsil eden Lepistes (*Poecilia reticulata*) ve Zebra Balığı (*Danio rerio*) türleri üzerindeki davranışsal ve toksik etkilerini detaylı bir şekilde incelemeyi, kimyasallara maruz kalan balıkların davranışsal özelliklerindeki değişimleri belirleyerek, bu değişikliklerin biyokimyasal ve fizyolojik düzeydeki etkilerini anlamayı hedeflenmiştir. *Danio rerio* ve *Poecilia reticulata* balıklarına 0-0.001-0.002-0.005-0.01-0.02-0.05-0.1 ve 0.2 mg/L dozlarında, yaşadıkları su ortamına TCS ve BPA konsantrasyonu eklenmiş, davranışsal değişimleri kamera kaydı ile kaydedilmiş ve LC₅₀ değerleri hesaplanmıştır. 48 saatlik test süresinde, Triklosan kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* balığının LC₅₀ değeri ortalama 0.035 mg/L, *Danio rerio* balığı için ortalama 0.030 mg/L, Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* balığının LC₅₀ değeri ortalama 0.038 mg/L, *Danio rerio* balığı için ortalama 0.034 mg/L olarak hesaplanmış ve kimyasal konsantrasyonu arttıkça, balıkların yüzme hızında azalma ve davranış bozukluğu sıklığında arttığı tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Bisfenol A, Davranış, Lepistes, Toksisite, Triklosan, Zebra.

Ocak, 2024; 92 sayfa

M.Sc. THESIS

INVESTIGATION OF THE BEHAVIORAL AND TOXIC EFFECTS OF TRICLOSAN (IRGASAN)/BISPHENOL A (BPA) CHEMICALS ON GUPPY (*POECILIA RETICULATA*) AND ZEBRA FISH (*DANIO RERIO*)

Burak TEKELİOĞLU

Aksaray University
Institute of Science and Technology
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Oğuzhan GÖK

ABSTRACT

Triclosan is an active ingredient used in health and personal care products, especially toothpastes, due to its antibacterial properties. Bisphenol A, one of the endocrine disrupting pollutants, is an important component that affects public and environmental health due to its negative effects on human and animal health. Fish, which play an important role in the food chain, have recently been exposed to Triclosan and Bisphenol A (BPA), two endocrine disrupting chemicals commonly found in aquatic environments. This study aimed to investigate the behavioral and toxic effects of Triclosan (TCS) and Bisphenol A (BPA) chemicals, which are commonly found in industrial and personal care products, on Guppy (*Poecilia reticulata*) and Zebrafish (*Danio rerio*) species representing aquatic life in detail, to determine the changes in the behavioral characteristics of fish exposed to chemicals and to understand the biochemical and physiological effects of these changes. TCS and BPA concentrations were added to *Danio rerio* and *Poecilia reticulata* fish at doses of 0-0.001-0.002-0.005-0.01-0.02-0.05-0.1 and 0.2 mg/L, behavioral changes were recorded by camera recording and LC₅₀ values were calculated. During the 48-hour test period, the LC₅₀ value of *Poecilia reticulata* fish exposed to Triclosan chemical was calculated as 0.035 mg/L and 0.030 mg/L for *Danio rerio* fish, and the LC₅₀ value of *Poecilia reticulata* fish exposed to Bisphenol A chemical was calculated as 0.038 mg/L and 0.034 mg/L for *Danio rerio* fish, and it was determined that as the chemical concentration increased, the swimming speed of the fish decreased and the frequency of behavioral disorders increased.

Keywords: Bisphenol A, Behavior, Guppy, Toxicity, Triclosan, Zebra.

January, 2024; 92 pages

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1.	Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarının çevre ve insan sağlığına maruziyetini gösteren diyagram.	1
Şekil 2.1.	Zebrabalığı- <i>Danio rerio</i>	25
Şekil 2.2.	Lepistes balığı- <i>Poecilia reticulata</i>	26
Şekil 3.1.	Deney düzeneğinde kullanılan 4.5 litre kapasiteli (17cmx19cmx14cm) cam akvaryumlar.	30
Şekil 3.2.	Deney düzeneğinde stok havuzu olarak kullanılan 8 litre kapasiteli (13cmx29cmx21cm) cam akvaryum.	30
Şekil 3.3.	Deney düzeneğinde kullanılan test akvaryumları ve ortama oksijen sağlayan hava taşları.	31
Şekil 4.1.	Triklosan kimyasalının <i>Poecilia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> balıklarına maruziyetinin 24. saatinde yüzme derinlikleri.	45
Şekil 4.2.	Triklosan kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> bireylerinin probit analizi yöntemi ile hesaplanan % ölüm grafiği.	51
Şekil 4.3.	Triklosan kimyasalına maruz kalan <i>Danio rerio</i> bireylerinin probit analizi yöntemi ile hesaplanan % ölüm grafiği.	52
Şekil 4.4.	Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> bireylerinde gözlenen kaudal bükme hareketi.	64
Şekil 4.5.	Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> bireyinde gözlenen vücut deformasyonu.	65
Şekil 4.6.	Bisfenol A kimyasalının maruziyetinden dolayı denge kaybı gerçekleşen <i>Poecilia reticulata</i> bireyleri.	65
Şekil 4.7.	Bisfenol A kimyasalına maruziyetinden sonra düzensiz yüzme hareketleri gösteren <i>Poecilia reticulata</i> bireyleri.	66
Şekil 4.8.	Aynı Bisfenol A konsantrasyonu, farklı zaman aralıklarında <i>Danio rerio</i> balıklarının yüzme derinlikleri.	66
Şekil 4.9.	Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> bireylerinin probit analizi yöntemi ile hesaplanan % ölüm grafiği.	69
Şekil 4.10.	Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Danio rerio</i> bireylerinin probit analizi yöntemi ile hesaplanan % ölüm grafiği.	70
Şekil 4.11.	0.05 mg/L BPA konsantrasyonda <i>Poecilia reticulata</i> görülen aşırı mukuslu deri.	73
Şekil 4.12.	0.1 mg/L TCS konsantrasyona maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> bireyinde gözlenen kaudal bükme.	74
Şekil 4.13.	Kimyasala maruz kalmamış su ile 0.02 mg/L BPA kimyasalına maruz kalan test suyunun arasındaki bulanıklık farkı.	74

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Dünyadaki TCS konsantrasyon limitleri.	5
Çizelge 3.1. Çalışmada kullanılan <i>Poecilia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> balıkları hakkında genel bilgiler.	28
Çizelge 3.2. Çalışmada kullanılan Triklosan kimyasalının genel özellikleri.	33
Çizelge 3.3. Çalışmada kullanılan Bisfenol A kimyasalının genel özellikleri.	34
Çizelge 3.4. Çalışmada kullanılan Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarının konsantrasyonları.	37
Çizelge 3.5. <i>Poecilia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> bireylerinin Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarına maruz kalma koşulları.	39
Çizelge 4.1. <i>Poecilia reticulata</i> bireylerinin Triklosan kimyasalına maruziyetten sonra bireylerin yüzme hızı ve derinliğine etkisi.	43
Çizelge 4.2. <i>Danio rerio</i> bireylerinin Triklosan kimyasalına maruziyetten sonra bireylerin yüzme hızı ve derinliğine etkisi.	44
Çizelge 4.3. Triklosan kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> bireylerinde gözlenen davranış değişimleri.	47
Çizelge 4.4. Triklosan kimyasalına maruz kalan <i>Danio rerio</i> bireylerinde gözlenen davranış değişimleri.	48
Çizelge 4.5. Triklosan kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> balıklarının LC ₅₀ değerlerinin behrens karber metodu ile hesaplama tablosu.	51
Çizelge 4.6. Triklosan kimyasalına maruz kalan <i>Danio rerio</i> balıklarının LC ₅₀ değerlerinin behrens karber metodu ile hesaplama tablosu.	52
Çizelge 4.7. Triklosan kimyasalının farklı konsantrasyonlarında ve <i>Poecilia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> bireyleri ile yapılan 48 saatlik akut toksisite testlerindeki ölüm oranları.	53
Çizelge 4.8. Triklosan kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> balıklarının ölüm saati.	56
Çizelge 4.9. Triklosan kimyasalına maruz kalan <i>Danio rerio</i> balıklarının ölüm saati.	56
Çizelge 4.10. <i>Poecilia reticulata</i> bireylerinin Bisfenol A kimyasalına maruziyetten sonra bireylerin yüzme hızı ve derinliğine etkisi.	60
Çizelge 4.11. <i>Danio rerio</i> bireylerinin Bisfenol A kimyasalına maruziyetten sonra bireylerin yüzme hızı ve derinliğine etkisi.	61
Çizelge 4.12. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> bireylerinde gözlemlenen davranış değişimleri.	63
Çizelge 4.13. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Danio rerio</i> bireylerinde gözlemlenen davranış değişimleri.	64
Çizelge 4.14. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> balıklarının LC ₅₀ değerlerinin behrens karber metodu ile hesaplama tablosu.	68
Çizelge 4.15. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Danio rerio</i> balıklarının LC ₅₀ değerlerinin behrens karber metodu ile hesaplama tablosu.	69
Çizelge 4.16. Bisfenol A kimyasalının farklı konsantrasyonlarında ve <i>Poecilia reticulata</i> ve <i>Danio rerio</i> bireyleri ile yapılan 48 saatlik akut toksisite testlerindeki ölüm oranları.	71
Çizelge 4.17. 0.02 ve 0.2 mg/L TCS konsantrasyonuna maruz kalan <i>Danio rerio</i> balıklarının göz bebeklerinin farklılıklar.	72
Çizelge 4.18. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Poecilia reticulata</i> balıklarının ölüm saati.	73

Çizelge 4.19. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan <i>Danio rerio</i> balıklarının ölüm saati.....	73
Çizelge 4.20. Farklı konsantrasyonlarda Bisfenol A kimyasalına maruz kalmış <i>Poecilia reticulata</i> balıklarının resimleri.....	74
Çizelge 4.21. Farklı konsantrasyonlarda Triklosan kimyasalına maruz kalmış <i>Poecilia reticulata</i> balıklarının resimleri.....	76
Çizelge 4.22. Farklı konsantrasyonlarda Bisfenol A kimyasalına maruz kalmış <i>Danio rerio</i> balıklarının resimleri.	76
Çizelge 4.23. Farklı konsantrasyonlarda Triklosan kimyasalına maruz kalmış <i>Danio rerio</i> balıklarının resimleri.	78



SİMGELER VE KISALTMALAR

AB	Avrupa Birliği
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
BADGE	Bisfenol A diglisit eter
BP	Bisfenol Analogları
BPA	Bisfenol A
CAS	Kimyasal Özetler Hizmeti
cm	Santimetre
DNA	Deoksiriboz Nükleik Asit
EFSA	Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi
g	Gram
Hg	Civa
INCI	Uluslararası İsimlendirme Kozmetik İçerik Maddesi
IUAPC	Uluslararası Temel ve Uygulamalı Kimya Birliği
kg	Kilogram
L	Litre
LC₁₀₀	Balıkların Tamamını Öldüren Konsantrasyon
LC₅₀	Balıkların Yarisını Öldüren Konsantrasyon
mg	Miligram
ml	Mililitre
mm	Milimetre
ng	Manogram
OECD	Ekonomik Kalkınma ve İş Birliği Örgütü
PVC	Polivinil Klorür
s	Saniye
TCS	Triklosan
w/w	Ağırlık/Ağırlık
°C	Santigrat Derece
µg	Mikrogram
DY	Değer Yok; Balıklarda Ölüm Gerçekleşti, Mortalite Değeri %100

kullanımının ve maruziyetin detaylı bir şekilde değerlendirilmesi gerekliliğini vurgulamaktadır. Bu iki kimyasalın insan ve çevre sağlığı üzerindeki etkilerini anlamak, gelecekteki koruyucu önlemleri belirlemede kritik bir rol oynamaktadır.

Kimyasalların Sınıflandırılması ve Etiketlenmesine İlişkin Küresel Uyumlaştırılmış Sistem, Kimyasalların Kaydı, Değerlendirilmesi, İzni ve Kısıtlanması Yönetmeliği gibi düzenlemeler, çeşitli kimyasalların çevresel etkilerini değerlendirmek adına su toksisite verilerine olan ihtiyacı vurgular. Bu düzenlemeler, çevre üzerindeki olası riskleri değerlendirmek ve minimize etmek amacıyla kimyasalların kullanımının dikkatlice yönetilmesini sağlamaktadır. Su toksisite verileri, özellikle balıklar üzerinde yapılan akut balık toksisitesi testleri aracılığıyla elde edilen bilgilerle zenginleşir. Balıklar, sucul toksisite testlerinde en yaygın kullanılan omurgalı canlılar olarak öne çıkar ve bu testler, çeşitli kimyasalların sucul ekosistemlere potansiyel etkilerini değerlendirmede temel bir araç olarak kullanılır (Xiong vd., 2022).

Triklosan, kişisel bakım ürünleri ve sanitasyon uygulamalarında yaygın olarak kullanılan sentetik bir antibakteriyel ve antifungal bileşiktir; diş macunları, deodorantlar, antibakteriyel sabunlar ve kozmetiklerde bulunmaktadır (Tenkov vd., 2022). Triklosan, özellikle anaerobik koşullar altında çevrede uzun süre varlığını sürdürebilen ve genellikle "Gelişmekte Olan Organik Kirleticiler" olarak bilinen bir grup endokrin bozucu kimyasala dahildir (Chalew ve Halden, 2009).

Bisfenol A, polikarbonat plastik ve epoksi reçinelerin üretiminde kullanılan bir bileşiktir; bebek biberonları, yiyecek ve içecek kutularının iç kaplamaları gibi çeşitli ürünlerde bulunmaktadır (Becker vd., 2009). Son yıllarda, endokrin sistemlere müdahale etme yeteneği nedeniyle küresel çapta dikkat çeken bir kimyasal haline gelmiştir (Adeyi ve Babalola, 2019). Bisfenol A, yapılan deneysel çalışmalarda östrojenik ve tiroit hormonlarını bozan etkileri olduğu gösterilmiştir; hayvanlar üzerindeki araştırmalar, BPA maruziyetinin insülin direncini kırdığını ve orantısız kilo alımını tetikleyerek obeziteyi artırabileceğini düşündürmektedir (Shankar vd., 2012).

Yapılan aktivitelerin bir sonucu olarak yüzey sularımız kirlenmektedir. Yapılan araştırmalara göre, yüzey sularındaki yüksek Triklosan (TCS) konsantrasyonları genellikle kentsel alanlarda veya bu alanlara yakın bölgelerde bulunan sularda yoğunlaşmaktadır (Zhao vd., 2013). Benzer şekilde, yüksek Bisfenol A (BPA) çıktısı olan yüzey suları, endüstriyel deşarjların bulunduğu alanlarda (örneğin tekstil

endüstrisi) ve kentsel bölgelere yakın örneklerde gözlemlenmektedir (Hohenblum vd., 2004). Ayrıca, arıtma tesislerine ulaşan atık suların içerdiği Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarının yeterli miktarda arıtılmadığı belirlenmiştir. Bu kimyasal kontamine suyun verimli bir şekilde arıtılamaması nedeniyle, deşarj sularının toprak ve yüzey sularını tekrar kirlettiği gözlemlenmektedir (Karthikraj ve Kannan, 2017). Triklosan kimyasalının vücuda girişi genellikle başlangıçta oral yolla gerçekleşir; ancak kişisel bakım ürünlerinin kullanımıyla dermal temas yoluyla da gerçekleşebilir (Lu vd., 2018). Diğer yandan, Bisfenol A kimyasalının vücuda ilk girişi, genellikle diyet kaynakları aracılığıyla olmaktadır (Caban ve Stepnowski, 2020).

Danio rerio, birçok toksikoloji araştırmasında kullanılan önemli bir model balık türüdür, çünkü genomu ve sistemleri insan genomlarına ve sistemlerine benzerlik gösterir (Haque ve Ward, 2018). *Poecilia reticulata* ise genetik ve toksikoloji alanlarındaki çeşitli bilimsel araştırmalar için önemli bir deneysel model balık olarak kabul edilir (Sun vd., 2010).

Giderek artan kimyasal tüketimi ile çevre unsurlarımız, özellikle yüzey sularımızın kirlenmesi çevremizi tehlikeye atmaktadır. Bu bağlamda, insan toksikoloji çalışmalarında biyoizlem önemli bir rol oynamakta olup, balıklar bu çalışmalarda yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Su ortamındaki bileşiklerin izlenmesi ve kontrolü, suyun önemiyle birlikte daha da önem kazanmıştır. Triklosan ve Bisfenol A'nın insan ve çevre sağlığı üzerinde olumsuz etkileri birçok literatür kaynağında vurgulanmıştır.

Bu tez kapsamında, Triklosan ve Bisfenol A hakkında genel bir literatür taraması yapılmış ve bu kimyasalların akuatik ortamdaki konsantrasyonlarının *Lepistes* (*Poecilia reticulata*) ve zebra (*Danio rerio*) balığı üzerindeki davranışsal ve fiziksel değişikliklere olan etkisinin tespit edilmesi hedeflenmiştir. Ayrıca, sucul ortamda yaşayan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balıkları üzerinde 48 saatlik akut toksisite testleri yapılarak, ölüme neden olan dozlar olan LC₅₀ değerlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1 Triklosan/Irgasan (TCS)

Triklosan, sentetik ve geniş spektrumlu bir antibakteriyel ve antifungal bileşiktir. Triklosan ($C_{12}H_{17}Cl_3O_2$; 2,4,4'-trikloro-2'-hidroksidifenil eter, Irgasan), sabunda kullanılan en yaygın aktif antiseptik bileşendir. Sabun, diş macunu, losyon ve şampuanlar dâhil olmak üzere, kozmetiklerde ayrıca giyim, mutfak eşyaları, mobilya, oyuncak gibi diğer ürünlerde bakteri bulaşmasını ve büyümesini önlemek amacıyla kullanılır. Triklosan, ilk olarak 1960'ların başında geliştirilen bir fenoksifenol antimikrobiyal ajandır ve 1970'lerden beri bir antibakteriyel olarak kullanılmaktadır. 2001 yılında yapılan bir çalışmada, sıvı el sabunlarının yaklaşık %76'sının ve kalıp sabunların %29'unun triklosan içerdiği bulunmuştur (Kim vd., 2015).

Kişisel bakım ve ev ürünlerindeki TCS konsantrasyonları esas olarak ağırlıkça %0.1-0.3 oranında bulunmaktadır. Antimikrobiyal ve antibakteriyel ürünlerin kullanımı hem Amerika Birleşik Devletleri'nde hem de dünya çapında istikrarlı bir şekilde artmakta, bundan dolayı TCS bileşiği çevreye sürekli salınımı söz konusudur. TCS hakkındaki çeşitli çalışmalar göstermektedir ki, çevrede toksik biyosit bozunma potansiyeli ve hayvan modelleriyle yapılan çalışmalardan çıkarılan olumsuz görüşler sonucunda insan sağlığına etki edebilecek olasılığa sahip bir kimyasal maddedir (Chalew ve Halden, 2009).

Su ortamına girdikten sonra, Triklosan bazı durumlarda daha toksik veya biyo-birikimli bileşikler üretmek üzere bir dizi dönüşüm reaksiyonuna girebilmektedir. Bu reaksiyon, musluk suyunda hâlihazırda bulunan veya evsel dezenfeksiyon ürünleri tarafından atık su kanalizasyonlarına verilen sodyum hipoklorit (çamaşır suyu) tarafından TCS'nin oksidasyonunu içerir. Bu oksidasyon reaksiyonu, daha sonra nispeten kararsız tetra ve pentaklorlu difenil eterlerin oluşumuna yol açabilen dikloro ve triklorofenollere ayrılan bir süreci tetikler. Bu dönüşüm reaksiyonunun sonucunda ortaya çıkan yeni bileşikler, TCS'nin çevresel etkilerini ve toksikolojik özelliklerini etkileyebilir (Morales vd., 2005).

Triklosan kimyasalının kişisel bakım ve kozmetik ürünlerindeki kullanımı, dünyanın birçok ülkesinde sınırlandırılmış ve belirli konsantrasyon limitleri getirilmiştir. Bu önlemler, Triklosan'ın çevresel etkileri ve potansiyel sağlık risklerini azaltmaya

yönelik bir çaba olarak görülmektedir. Sınırlandırma ve limitler, Triklosan içeren ürünlerin üreticileri ve tüketicileri üzerindeki etkilerini kontrol altına almayı amaçlamaktadır. Bu düzenlemeler, çevre ve insan sağlığına yönelik olası zararları en aza indirmeyi hedefler ve kimyasalın kontrolsüzce çevreye salınımını sınırlar (Çizelge 2.1).

Çizelge 2.1. Dünyadaki TCS konsantrasyon limitleri.

Ülke veya Kıta	İlgili ürünler	Konsantrasyon limiti % (w/w)	Referans
Avrupa	Hür türlü kozmetik ürünler	%0.3	(Heisterberg ve Menné, 2003)
Japonya	Kozmetik ürünler	%0.1	(URL-1)
Güney Afrika	Her türlü kozmetik ürünler	%0.3	(Lehutso vd., 2017)
Kanada	Ağız gargaraları	%0.03	(URL-2)
	Kozmetik ve doğal sağlık ürünlerinde	%0.3	
	Reçetesiz ilaçlarda	%1	
Avustralya	Kozmetik ürünler	%0.3	(URL-1)

2.1.1 İnsan vücudunda Triklosan

Triklosan, antibakteriyel ve antifungal özelliklere sahip bir kimyasaldır ve birçok kişisel bakım ürününde bulunabilir. Ancak, triklosanın insan vücudundaki etkileri ve kullanımı konusunda bazı endişeler bulunmaktadır. Bu etkileri sıralamak gerekirse cilt üzerindeki etkileri, Triklosan, sabunlar, diş macunları, deodorantlar ve diğer kişisel bakım ürünlerinde antibakteriyel özelliklerinden dolayı sıkça kullanılır. Ancak, cilt üzerindeki etkileri hakkında bazı endişeler bulunmaktadır. Triklosanın cildi kurutabileceği ve tahrişe neden olabileceği düşünülmektedir (Darbre vd., 2004). Hormonal etkileri, bazı çalışmalar, Triklosan'ın endokrin sistem üzerinde etkileri olabileceğini öne sürmüştür. Endokrin sistem, hormonların üretimi, salınımı ve etkileşiminden sorumludur. Triklosanın bu sistemi etkileyerek hormon düzeylerini bozabileceği düşünülmektedir (Witorsch, 2014).

Çevresel Etkileri, Triklosan'ın sıklıkla kullanıldığı ürünlerin atık sularına karışması, çevresel kirlilikle ilgili endişelere neden olmaktadır. Triklosan'ın su sistemlerine salınması, sucul organizmaları etkileyebilir ve ekosistemlere zarar verebilir (Ying, 2006).

Antibiyotik direnci, bazı araştırmalar, Triklosan'ın kullanımının antibiyotik direncini artırabileceğini öne sürmektedir. Bu, bakterilerin antibakteriyel maddelere karşı direnç kazanmasına neden olabilir (Halden, 2014).

Günümüzde, kişisel bakım alışkanlıkları kapsamında tercih edilen sentetik makyaj ürünleri, özellikle ruj, fondöten, vücut spreyleri, deodorantlar ve antibakteriyel sabunlar gibi ürünler, birçok birey tarafından günlük yaşamda yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu ürünlerin içeriğinde bulunan, antimikrobiyal özelliklere sahip olan TCS, özellikle %0.1 ila %0.3 arasında değişen konsantrasyonlarda bulunmaktadır. Bundan dolayı, Triklosan'ın insan vücuduna girişi, başlıca diyet yoluyla alınması ve deri üzerinden kimyasal absorpsiyon süreci ile gerçekleşmektedir.

Günlük yaşamın rutin aktiviteleri sırasında, insanlar ellerini yıkarken, duş alırken, diş fırçalarken, gargara kullanırken veya bulaşık yıkarken gibi faaliyetlerde Triklosan kimyasalına maruz kalmaktadır. Bu maruziyet, deri emilimi veya yutulma yoluyla gerçekleşmektedir. Ayrıca Yapılan çalışmaların sonuçlarından yola çıkarak, Triklosan'ın çevreye salınması durumunda, atık sulardan sulanan topraklarda yetişen bitkilerin tüketilmesi veya bu ortama maruz kalan balıkların yenilmesi gibi durumlar ek bir maruziyet yarattığı tahmin edilmektedir.

İngiltere'de, kişi başına düşen Triklosan kullanımının tahmini olarak 1240 mg/kişi/yıl ile 1400 mg/kişi/yıl arasında olduğu bilinmektedir (Sabaliunas vd., 2003). Amerika Birleşik Devletleri'nde, TCS için kişi başına içerik kullanım oranları şehirlere göre değişmektedir. Örneğin, Columbus şehri için bu oran 1022 mg/kişi/yıl, Glendale şehri için 1058.5 mg/kişi/yıl ve Loveland şehri için ise 1752 mg/kişi/yıl olarak belirlenmiştir (McAvoy vd., 2002).

Kimyasal içeren kişisel bakım ürünleri kullanıldığında, bu kimyasalların insan vücuduna perkütan absorpsiyon yoluyla girdiğini gösteren araştırmalar bulunmaktadır. Triklosan kimyasalının insan vücuduna öncelikle oral alım ve kişisel bakım ürünleri ile dermal temas yoluyla girdiği belirtilmektedir. Yapılan çalışmalarda, uygulanan

Triklosan'ın %9'unun 24 saatlik dermal maruziyetten sonra biyolojik olarak insan vücuduna nüfuz ettiği gözlemlenmiştir (Lu vd., 2018).

Queckenberg ve arkadaşları (2010) tarafından yapılan bir çalışmada, gönüllü insan deneklere %2 triklosan içeren hidrofobik bir kremi dermal uygulandıktan sonra TCS'nin insan vücuduna absorpsiyonu incelenmiştir. Yapılan çalışmada, 12 saatlik maruziyet süresinden sonra TCS'nin insan vücuduna emildiği ve çoğunun idrar yoluyla 24 saat içinde atıldığı, ayrıca TCS'nin yarı ömrünün 10.8 saat olarak hesaplandığı belirtilmiştir.

Triklosan kimyasalı, dünya çapında yaygın olarak satılan birçok diş macununda antibakteriyel madde olarak bulunmaktadır. Bu sebeple, bireyler diş fırçalama işlemi sırasında günde bir veya iki kez Triklosan kimyasalına kronik bir maruziyet yaşamaktadır. TCS, ağız boşluğu ve gastrointestinal sistem mukoza zarları tarafından emilim yoluyla sistemik dolaşıma geçmekte ve bu şekilde sistematik bir maruziyeti başlatmaktadır. Triklosan'ın antibakteriyel özelliklerinin, bakterilerde yağ asidi sentezine katılan bir enoil-redüktazın inhibisyonu yoluyla gerçekleştiği literatürde belirtilmiştir. Ayrıca, Triklosan'ın lipofilik özelliklerinin dermal absorpsiyonunu arttırdığı ve perkütan penetrasyonunun oldukça yüksek olduğu gösterilmiştir (Sandborgh-Englund vd., 2006).

Triklosan'ın deriden nüfuz ederek insan vücuduna girdiğini ve özellikle karaciğerde biriktiğini göstermektedir. Yapılan araştırmada, insan kadavralarından alınan adipoz doku (yağ dokusu), karaciğer ve beyin numuneleri üzerinde gerçekleştirilen TCS analizi sonuçlarına göre, özellikle karaciğerde yoğun bir birikim gözlemlenmiştir. Karaciğer numunelerinin %90'ından fazlasında ve yağ dokusunun büyük bir kısmında TCS konsantrasyonları tespit edilmiştir. Beyinde ise TCS konsantrasyonları daha düşük bir seviyede, yalnızca bir örnekte belirlenmiştir. Toplam TCS konsantrasyonları incelenen organlarda farklılık göstermiştir. Yağ dokusunda 3.92 ng/g, beyinde 0.23 ng/g ve karaciğerde 29.03 ng/g konsantrasyonları belirlenmiştir. Bu sonuçlar, Triklosan'ın insan vücudunda özellikle karaciğerde biriktiğini ve bu organda en yüksek konsantrasyona sahip olduğunu göstermektedir (Geens vd., 2012).

Triklosan'ın anne sütü ve plazma içindeki konsantrasyonları ile bebeklerin bu kimyasala maruziyeti üzerine bir çalışma yapılmıştır. Anne sütünde 20-300 ng/g seviyelerinde, plazma örneklerinde ise 0.01-38 ng/mL aralığında Triklosan tespit

edilmiştir. Bu çalışma sonucunda, anne sütü alan bebeklerin (günlük Triklosan alımı 11-570 ng/gün) annelerine kıyasla anne sütü aracılığıyla çok daha düşük dozlarda Triklosan'a maruz kaldığı gözlemlenmiştir (Allmyr vd., 2006).

Rasgele seçilen 5 farklı anne sütü örneği üzerinde gerçekleştirilen diğer bir çalışmada, üç anne sütü örneğinde yüksek Triklosan seviyeleri tespit edilirken, diğer iki anne sütü örneğinde kontrol konsantrasyonun altında kalmıştır (kontrol konsantrasyonu: <20 µg/kg lipid ağırlığı). Yapılan araştırmada, belirlenen Triklosan konsantrasyonları sırasıyla 60, 130 ve 300 µg/kg lipid ağırlığında olmuştur (Adolfsson-Erici vd., 2002).

Çinli 1138 erkek ve 25 kadın katılımcı üzerinde gerçekleştirilen bir çalışmada, 1158 idrar örneğinin %99.5'inde TCS tespit edilmiş, kadın katılımcıların tamamında TCS bulunduğu görülmüştür. İdrar örneklerinde TCS konsantrasyonu 3.67 µg/L olarak ölçülmüştür. Cinsiyet ve eğitim düzeylerine göre TCS konsantrasyonları arasında belirgin bir fark gözlemlenmemiştir. Ortalama günlük TCS alımı 1.38 µg/kg vücut ağırlığı/gün olarak tahmin edilmiştir. En yüksek TCS konsantrasyonunun 30 yaşındaki bireylerde olduğu, yaşın artmasıyla birlikte TCS konsantrasyonunun kademeli olarak azaldığı belirlenmiş ve kişisel bakım ürünlerinin ana maruziyet kaynağı olduğu düşünülmüştür (Yang vd., 2021).

Çin'in Pekin ve Sichuan eyaletlerinde yaşayan 19-32 yaşları arasında 209 sağlıklı gönüllü üzerinde gerçekleştirilen bir çalışmada, TCS analizi idrar, tırnak ve ayak tırnağı örnekleri üzerinde yapılmıştır. Çalışma sonuçlarına göre, idrar örneklerinin %80'inde, tırnak %79 ve ayak tırnağı örneklerinin %69'unda TCS tespit edilmiştir. Bu örneklerde belirlenen TCS'nin ortalama konsantrasyonları sırasıyla idrarda 0.36 µg/L, tırnakta 5.67 µg/kg ve ayak tırnağında 13.57 µg/kg olarak ölçülmüştür (Yin vd., 2016).

Çin, Hindistan, Kore, Kuveyt, Japonya, Suudi Arabistan, Vietnam, Yunanistan ve ABD'den toplanan kadın ve erkek idrar örnekleri üzerinde yapılan bir çalışmada, Triklosan analizi gerçekleştirilmiştir. Çin'de tespit edilen idrar Triklosan konsantrasyonu 2.38 ng/mL, Hindistan 4.64 ng/mL, Kore 0.7 ng/mL, Kuveyt 2.5 ng/mL, Japonya 0.9 ng/mL, Suudi Arabistan 0.44 ng/mL, Vietnam 0.42 ng/mL, Yunanistan 1.94 ng/mL ve ABD ise 7.84 ng/mL olarak bulunmuştur. Bu çalışmada, Triklosan konsantrasyonları cinsiyet temelinde karşılaştırıldığında önemli bir farklılık gözlenmemiştir (Iyer vd., 2018).

İspanya'da yapılan bir çalışmada, insan idrarında 0.31 µg/L ile 2.1 µg/L arasında TCS konsantrasyonları tespit edilmiştir. Bu çalışmada, erkeklerin idrar örneklerinde, kadınlara göre daha yüksek konsantrasyonlar olduğu bulunmuştur. İnsan plazmasında ise 1.2 µg/L ile 8.8 µg/L arasında, anne sütünde ise 0.25 ile 2.1 µg/L arasında TCS konsantrasyonları saptanmıştır (Azzouz vd., 2016).

2.1.2 Su ortamında Triklosan

Triklosan kişisel bakım ürünlerinde, sağlık ürünlerinde ve çeşitli sabunlarda bulunan bir kimyasaldır. Bu tür ürünlerin kullanımının ardından, Triklosan sucul ortama nüfuz edebilir ve sucul organizmalar için potansiyel bir tehdit oluşturabilir. Yapılan birçok çalışmada dünya genelinde çeşitli yerlerde, yüzey ve yeraltı sularında değişen konsantrasyonlarda Triklosan tespit edilmiştir. Bu kirleticinin başlıca kaynaklarından biri, Triklosan içeren ürünleri tüketen fabrikaların atık sularıdır. Ancak, daha yaygın olarak, insanların bu tür ürünleri kullanması sonucu oluşan atık suların, verimli bir şekilde arıtılamaması nedeniyle yüzey sularına karışmasıdır. Bu durum, sucul ekosistemlerde Triklosan'ın birikmesine ve çevresel etkilere yol açabilir.

Çin'deki beş büyük nehirde TCS konsantrasyonları üzerine yapılan araştırmalarda, yüksek konsantrasyonlara sahip yüzey sularının genellikle kentsel alanlarda veya bu alanlara yakın bölgelerde bulunduğu tespit edilmiştir. Liao Nehrindeki TCS konsantrasyonu 18 ng/L, Hai Nehri için 4.55 ng/L, Yellow Nehri için 5.4 ng/L, Zhujiang Nehri için 21.5 ng/L ve son olarak Dongjiang Nehri için 6.43 ng/L olarak bulunmuştur (Zhao vd., 2013). Ayrıca, Çin'deki başka bir çalışmada Triklosan'ın nehir suyunda yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu saptanmış, TCS konsantrasyonu 35-1023 ng/L arasında ölçülmüştür. Nehir suyundaki Triklosan konsantrasyonunun temel nedeni, büyük ölçüde belediye atık sularının rastgele deşarjından veya sızıntısından kaynaklandığı düşünülmektedir (Peng vd., 2008).

Bu sonuçlar, Triklosan'ın su sistemlerine olan potansiyel etkilerini anlamak açısından önemlidir ve çevresel kontrol ve yönetim stratejileri için temel bilgiler sağlamaktadır. Hindistan'da Kaveri, Vellar ve Tamiraparani nehirlerindeki sular üzerine yapılan bir araştırmada, Triklosan miktarının diğer nehir sularına göre Kaveri Nehri'nde daha yüksek olduğu hesaplanmıştır. Kaveri Nehri'nde TCS medyan konsantrasyonu 13 ng/L olarak ölçülmüştür. Bu durumun endüstriyel, özellikle tekstil fabrikası faaliyetlerinin

etkisiyle ilişkilendirildiği düşünülmektedir. Ayrıca, Temiraparani Nehri'nde ortalama Triklosan seviyesi 5.14 ng/L ve Vellar Nehri'nde ise 5.14 ng/L olarak belirlenmiştir (Ramaswamy vd., 2011).

Yüzey sularındaki kimyasal maddelerin varlığı hem insan sağlığı hem de çevre açısından önemli bir konudur. Yüzey suları, tarih boyunca insanlar için temel içme suyu kaynağı olmuş ve birçok ekosisteme ev sahipliği yapmıştır. Bu sular, tarım, sanayi ve evsel kullanım gibi birçok amaç için önemli bir kaynaktır. Yüzey sularında bulunan kimyasal maddelerin insan sağlığına etkisi, özellikle içme suyu kaynakları olarak kullanıldığında önemlidir. Su kaynaklarında bulunan kirleticiler, suyun arıtılmasını zorlaştırabilir ve bu durum içme suyu kalitesini etkileyebilir. Bu nedenle, yüzey sularındaki kimyasal veya kirletici maddelerin kontrolü, içme suyu sağlığı açısından önemli bir konudur. Aynı zamanda, sucul ekosistemlerdeki canlıları da etkileyebilirler. Kimyasal maddeler, sucul organizmaların yaşamını olumsuz yönde etkileyebilir, sucul ekosistemlerde dengeyi bozabilir ve çeşitli canlı türlerine zarar verebilir. Bu nedenle, yüzey sularındaki kimyasal maddelerin düzenli olarak izlenmesi, kontrol edilmesi ve çevresel etkilerinin değerlendirilmesi, sürdürülebilir su kaynakları yönetimi için kritik bir öneme sahiptir.

ABD'de Mead ve Las Vegas Wash göllerinde gerçekleştirilen Triklosan konsantrasyon araştırmalarında, sırasıyla 2.6 ng/L ve 8 ng/L seviyeleri belirlenmiştir. Bu sonuçlar, özellikle Las Vegas Wash sularında Triklosan'ın çeşitli vahşi hayvanlar, kuşlar ve balıklar için yaşam alanı olan komşu sulak alanlara olumsuz etkiler yaratabileceği endişesini taşımaktadır. Ayrıca, Mead Gölü'nde tespit edilen konsantrasyonun, bu gölün yerel sakinleri için birincil içme suyu kaynağı olduğu düşünüldüğünde, insan sağlığı üzerinde uzun vadeli etkileri olabileceği öne sürülmektedir (Bai ve Acharya, 2017). Kuzey Amerika kıtasında yapılan başka bir çalışmada ise New Orleans, Louisiana'da bulunan Mississippi Nehri'nde Triklosan konsantrasyonu araştırılmıştır. Bu çalışmada, nehir suyunda 8.8 ila 34.9 ng/L aralığında Triklosan tespit edilmiştir (Zhang vd., 2007). Bu sonuçlar, çeşitli bölgelerde Triklosan'ın su sistemlerine yayıldığını ve sucul ortamlarda bulunduğunu göstermektedir.

Yüzey sularında Triklosan konsantrasyonunun mevsimsel olarak değiştiği gözlemlenmiştir. Bu değişiklikler genellikle yağışlı havalarda ortaya çıkar. Yağışlı dönemlerde, yağmur suyu ile yüzey suyundaki Triklosan'ın seyreltilmesi veya aşırı

yağışlarda taşan yüzen suyunun toprakta emilip seyreltilmesi nedeniyle konsantrasyonlarda değişiklikler meydana gelebilir. Örneğin, Japonya'daki Tone Kanalı yüzey suyu üzerine yapılan bir araştırmada, Triklosan konsantrasyonlarının 11 ila 31 ng/L arasında değiştiği tespit edilmiştir.

Ayrıca, su numunelerinde zaman zaman düşük Triklosan seviyeleri rapor edilmiş, bu da konsantrasyonun mevsimsel olarak değiştiğini göstermiştir (Nishi vd., 2008). Bu mevsimsel değişiklikler, Triklosan'ın çevresel etkilerini değerlendirmek ve sucul ekosistemlerdeki dalgalanmaları anlamak açısından önemli bir faktördür.

Son zamanlarda, Triklosan kimyasalının sulara olan varlığına ilişkin artan endişeler, çevre ve insan sağlığı üzerindeki potansiyel etkiler nedeniyle önemli hale gelmiştir. ABD'deki içme suyu üzerine yapılan bir çalışmada, içme suyunda 1.4 ng/L Triklosan tespit edilmiştir (Padhye vd., 2014). Başka bir ABD'deki çalışmada ise içme suyunda 4 ± 2 ng/L Triklosan tespit edilmiştir (Perez, 2013).

Dünya genelinde yapılan başka araştırmalarda ise şu sonuçlara ulaşılmıştır: Tayvan'da musluk suyunda 14 ng/L, içme suyunda ise 8 ng/L Triklosan konsantrasyonu tespit edilmiştir (Yang vd., 2014). Malezya'da yapılan bir araştırmada musluk suyunda 2.57 ng/L Triklosan konsantrasyonu belirlenmiştir (Wee vd., 2020). Çin'de markette satılan 21 adet su şişesi içerisinde yapılan ölçümlerde, ortalama 3.5 ng/L Triklosan tespit edilmiş, aynı zamanda altı içme suyu tesisinden alınan musluk suyunda ortalama 9.7 ng/L Triklosan belirlenmiştir (Li vd., 2010).

Bu çalışmalar, Triklosan'ın su kaynaklarına yayılma potansiyelini ve farklı bölgelerdeki su tesisatlarında varlığını göstermektedir. Su sistemlerinde Triklosan konsantrasyonlarının izlenmesi, su kalitesini değerlendirmek ve potansiyel sağlık risklerini değerlendirmek için önemlidir. Yeraltı suyundaki Triklosan konsantrasyonlarına dair sınırlı sayıda yapılan çalışmalardan elde edilen verilere göre: ABD'de yapılan bir çalışmada 12-53 ng/L Triklosan konsantrasyonları rapor edilmiştir (Karnjanapiboonwong, 2011). İspanya'da yeraltı suyunda 68 ng/L Triklosan konsantrasyonu belirlenmiştir (Pintado-Herrera vd., 2014). Zambiya'da ise yeraltı suyunda 0.03 ng/L Triklosan konsantrasyonu tespit edilmiştir (Sorensen, 2015). Bu çalışmalar, farklı coğrafi bölgelerde yeraltı suyundaki Triklosan konsantrasyonlarının değişkenlik gösterebileceğini göstermektedir. Yeraltı suyu kaynaklarının Triklosan ile kirlenmesi, su kalitesi ve çevre sağlığı açısından endişe kaynağı olabilir.

2.1.3 Atık suda Triklosan

Su kaynaklarına olan talebin artmasıyla birlikte su kıtlığı sorunu ortaya çıkmakta ve bu durum ileriye dönük önemli bir sorun haline gelmektedir. Bu nedenle, su kaynaklarını arıttırmak, suyu geri dönüştürmek ve yeniden kullanmaya yönelik çalışmaların hızla gerçekleştirilmesi gerekmektedir. Ancak, bu süreçte dikkate alınması gereken önemli bir faktör de çevreye ve su kaynaklarına karışan kimyasal maddelerin etkisidir. Son yıllarda artan kimyasal madde kullanımı, endüstriyel faaliyetler ve değişen ihtiyaçlar, atık sulardan kaynaklanan kirlilikleri artırmıştır. Kimyasal maddelerin suya deşarjı ve çevresel etkileri su kaynaklarının doğrudan kirlenmesine neden olmaktadır.

Bu nedenle atık suların etkili bir şekilde arıtılması ve kontrol edilmesi büyük önem taşımaktadır. Atıksu arıtma tesislerinde TCS gibi kirleticilerin giderilmesi için güvenilir tahminler elde etmek, su kalitesini korumak ve çevresel etkileri en aza indirmek için kritik bir konudur. Bu tahminler için ana kirleticinin konsantrasyonu ve dönüşüm ürünleri, su fazında ve katı çamurda düzenli olarak belirlenmelidir. Bu bilgiler, atıksu arıtma tesislerinin etkinliğini değerlendirmek ve çevresel sürdürülebilirliği sağlamak için önemlidir.

Atıksu arıtma tesislerinin iki aşamadan oluştuğu ve Triklosan'ın bu tesislerdeki arıtım süreçlerine tabi tutulduğu belirtilmektedir. İlk aşama, fiziksel arıtmayı içermekte ve ikinci aşama ise biyolojik arıtmadır. Triklosan'ın atık su arıtma tesisine girdikten sonra birincil arıtmadan geçtiği, ancak bu arıtım yönteminin ikincil yani biyolojik arıtmaya göre verimli olmadığı ifade edilmektedir. Farmasötikler ve kişisel bakım ürünleri, birincil arıtmada (fiziksel ve kimyasal prosesler) sınırlı bir uzaklaştırma oranına sahiptir. Ancak ikincil arıtmada (biyolojik prosesler), Farmasötikler ve kişisel bakım ürünlerinin çoğunluğunun başarılı bir şekilde uzaklaştırıldığı gözlemlenmiştir (Behera vd., 2011). Başka bir çalışmada, arıtma tesisine giren evsel atık suyun Triklosan miktarının 7.5 µg/L olduğu ve birincil arıtmadan geçen giriş suyundaki Triklosan miktarının 5.9 µg/L'e düştüğü, ikincil arıtmadan sonra oluşan nihai çıkış suyunda Triklosan miktarının 0.34 µg/L olduğu belirtilmiştir. Bu durumda, birincil arıtmada arıtma veriminin %21.3, nihai arıtmada ise %95.5 olduğu tespit edilmiştir (Sabaliunas vd., 2003). Bu veriler, Triklosan'ın atık su arıtma tesislerinde biyolojik arıtım aşamasında daha etkili bir şekilde uzaklaştırılabileceğini göstermektedir.

Yapılan alışmalar atık su arıtma tesislerinde bulunan fiziksel arıtımın mikro kirletici olarak Triklosan'ın arıtımında yetersiz olduğunu göstermektedir. Atık su arıtma tesislerinde yapılan Triklosan konsantrasyon ölçümleri, farklı aralıklarda değişen konsantrasyonların gözlemlendiğini ortaya koymaktadır. Bu durum, atık su arıtma tesislerinin mikrobiyal kirleticileri etkili bir şekilde uzaklaştırmada düşük bir verime sahip olabileceğini veya tesisin düzenli ve düzgün bir şekilde çalışmadığını gösterebilir. Bu tür bulgular, atık su arıtma tesislerinin iyileştirilmesi ve mikro kirleticilerin daha etkili bir şekilde giderilmesi için çeşitli önlemlerin alınması gerekliliğini vurgulamaktadır.

Yapılan çalışmada, su kirleticilerinin önemli bir bölümünün farmasötikler ve kişisel bakım ürünleri olduğunu göstermektedir. Atık su arıtma tesisinin giriş ve çıkış sularındaki test sonuçlarına göre, Triklosan konsantrasyonu giriş suyunda 800 ng/L iken çıkış suyunda 250 ng/L olarak belirlenmiştir. Bu sorun, atık su arıtma tesisinin Triklosan'ı belirli bir oranda uzaklaştırdığını ancak tam anlamıyla etkili olmadığını göstermektedir. Arıtım verimi %69 olarak tespit edilmiştir (Jim vd., 2006). Bu sonuçlar, atık su arıtma tesislerinin mikro kirleticilerin etkin bir şekilde giderilmesi için daha gelişmiş teknolojilere veya işlemlere ihtiyaç duyabileceğini göstermektedir.

Bu alışma, kentsel atık su arıtma tesisinin giriş suyunda Triklosan miktarının ortalaması 860 ng/L, ıkış suyunda ise ortalama 219 ng/L olduğunu göstermektedir. Yapılan arıtma işlemlerinin verimliliği %74.5 olarak tespit edilmiştir. Bu olay, atık su arıtma tesisinin Triklosan'ı belirli bir oranda uzaklaştırdığını ancak tam anlamıyla etkili olmadığını göstermektedir. Ayrıca, biyolojik arıtmadan sonra uygulanan ozonlama işleminin, farmasötikler ve kişisel bakım ürünlerinin arıtımında etkili olduğu gözlemlenmiştir (Rosal vd., 2010). Bu sonuçlar, ozonlamanın atık su arıtma tesislerinde mikro kirleticilerin giderilmesinde etkili bir yöntem olabileceğini göstermektedir.

Anaerobik arıtımın su ortamındaki Triklosan'ı aerobik prosese göre daha verimli bir şekilde arıttığını göstermektedir. Bu durum, TCS kimyasalının oksijensiz bir ortamda bozunarak su ortamından ayrıldığını işaret etmektedir. Aktif amur atıksu arıtımının TCS'yi kapsamlı bir şekilde uzaklaştırdığını ve biyolojik bozunmanın etkili bir giderme mekanizması olduğunu doğrulamaktadır. Aktif amur prosesi ile TCS'nin uzaklaştırılma oranının yaklaşık %96 olduğu tespit edilmiştir, damlatma filtre

prosesinde ise uzaklaştırma oranının %58 ile %86 arasında değiştiği belirlenmiştir (McAvoy vd., 2002). Bu çalışma, TCS'nin anaerobik sistemde aerobik çürütme sistemine göre daha yüksek arıtma değerlerine sahip olduğunu göstermektedir.

Yapılan çalışmada, arıtma çamurunun Triklosan'ı absorbe etme yeteneği araştırılmıştır. Gözlemlenen tesiste atık su girişindeki Triklosan konsantrasyonlarının 1.1–1.3 µg/L olduğu tespit edilmiştir. Giriş suyu 1200 ng/L iken çıkış suyu 59 ng/L olarak ölçülmüş ve arıtım veriminin %95 olduğu belirlenmiştir. Geriye kalan %5'lik konsantrasyonun deşarj suyuyla atıldığı gözlemlenmiştir. Araştırma sonuçlarına göre, arıtma çamurunda girişinde 240 g TCS bulunduğu, çıkışında ise 11 g TCS çıktığı tespit edilmiştir. Bu durumda çamurda kalan TCS miktarının 69 g olduğu belirlenmiştir, bu da %29'luk bir oranla Triklosan'ın çamura absorbe olduğunu göstermektedir. 240 g gelen TCS'nin 160 g'ının arıtıldığı ancak kalan Triklosan konsantrasyonunun hala sistemde bulunduğu veya deşarj edildiği düşünülmektedir (Bester, 2003). Bu husus, deşarj edilen suyun yüzey suları ve çamur bertarafıyla toprak yüzeylerine Triklosan kimyasalına maruz kalmasına neden olmaktadır.

2.2 Bisfenol A (BPA)

Bisfenol A, polikarbonat plastik ve epoksi reçinelerin üretiminde kullanılan bir bileşendir. Bu malzemeler, biberonlar, mikrodalga fırın kapları ve yiyecek/içecek kutularının iç kaplamaları gibi çeşitli ürünlerde yaygın olarak kullanılmaktadır (Becker vd., 2009). BPA, başlıca polikarbonat plastikleri ve epoksi reçinelerinin üretiminde kullanılan endüstriyel bir ara maddedir. Polikarbonat plastikleri, oda sıcaklığında ve altında iyi optik netlik, yüksek darbe direnci ve süneklik özelliklerine sahiptir. Bu özellikler, polikarbonatın dijital medya (örneğin, CD'ler, DVD'ler), elektrikli ve elektronik ekipman, bina ve inşaat endüstrisindeki camlar, otomobiller, spor güvenlik ekipmanları ve yeniden kullanılabilir yiyecek ve içecek kapları gibi birçok yaygın üründe kullanılmasını sağlar (Mercea, 2009).

Bisfenol analogları (BP'ler), iki fenolik hidroksil grubuna sahip sentetik organik bileşiklerdir. Bu bileşikler, çeşitli endüstriyel ve tüketici ürünlerinde kullanılmaktadır. BPA'nın sentezi ilk olarak 1890'da fenol ve asetonun yoğunlaştırılmasıyla (asit tarafından katalize edilir) elde edilmiştir. 1950'lerden bu yana BPA, polikarbonat plastik ve epoksi reçine üretiminde yaygın olarak bir hammadde olarak kullanılmakta ve ayrıca içecek kapları, su şişeleri, termal kâğıt, dış macunu vb. gibi birçok tüketici

ürününün üretiminde de kullanılmaktadır. BPA, birçok hayvan türünde dişileşmeye neden olabilen ve insanlarda meme kanseri, hormonal dengesizlik, anormal üreme ve gelişimsel davranış ile ilişkilendirilen bir tür zayıf östrojenik kimyasaldır (Hu vd., 2019).

Bisfenol A'nın iki türevi, Bisfenol A diglisit eter (BADGE) ve bisfenol F diglisit eter (BFDGE), endüstriyel öneme sahiptir. BADGE, Bisfenol A'nın epiklorohidrin ile reaksiyona girmesiyle sentezlenir. BADGE, gıda ürün ambalajlarının iç kaplaması için kullanılan epoksi reçinelerin üretiminde ana bileşik olarak kullanılır. Mevcut epoksi reçinelerinin yaklaşık %75'inin BADGE kullanılarak üretildiği tahmin edilmektedir. Ayrıca, BADGE, gıda ürünlerini depolamak için kullanılan teneke kutuların ve diğer kapların iç duvarlarını kaplamak için bir vernik olarak da kullanılır. BADGE, mutajenik bir bileşik olarak sınıflandırılmıştır, yani DNA değişikliklerini (mutasyonları) tetikleyen bir bileşiktir (Rykowska ve Asiak, 2006).

BPA, bilinen endokrin bozulma özelliğine sahip olan bir obezogen olarak tanımlanır. Bu, türler arasında hemen hemen her organda hormon reseptörüne bağlı veya bağımsız toksisite üretebildiği anlamına gelir. BPA'nın insanlarda obezite, alkolsüz yağlı karaciğer hastalığı (NAFLD) ve kardiyovasküler hastalıklar dahil olmak üzere çeşitli kronik hastalıklarla ilişkilendirildiği bildirilmiştir. BPA'nın karaciğerdeki lipid metabolizmasını bozduğu ve BPA'ya maruz kalmanın sinerjistik bir hepatotoksisite üretebileceği ve belirgin bir lipid birikimine neden olabileceği varsayılmaktadır (Cheng, 2022).

Bu görüş, BPA'nın metabolizma üzerindeki potansiyel olumsuz etkilerini vurgulamaktadır, özellikle lipid metabolizması üzerindeki etkileri insan sağlığı açısından endişe yaratmaktadır. BPA, endokrin sistemlere müdahale etme yeteneği nedeniyle geniş bir endüstriyel kullanıma sahip olması ve çeşitli tüketici ürünlerinde yaygın olarak bulunması nedeniyle dünya genelinde dikkat çekmektedir.

BPA, polikarbonat plastik üretiminde, gıda saklama kaplarının ve iç kaplamalarının imalatında, lak üretiminde ve termal kağıtlar gibi birçok alanda kullanılan epoksi reçinelerde bulunur. Aynı zamanda kişisel bakım ürünleri, güneş koruyucu losyonlar, temizleyiciler, ojeler ve oyuncaklar gibi çeşitli tüketici ürünlerinde de bulunabilir. Bu yaygın kullanım, insanların su, atık su, hava, toz ve gıda gibi çeşitli kaynaklardan BPA'ya maruz kalmalarına neden olabilir (Adeyi ve Babalola, 2019).

BPA'nın endokrin bozucu özellikleri özellikle östrojenik ve tiroid hormonları üzerindeki etkileriyle bilinir. BPA, östrojen hormonu gibi davranarak veya endojen hormonların işleyişini bozarak organizmada hormonal değişikliklere neden olabilir. Bu endokrin bozucu etkiler, hayvan ve hücre kültürü çalışmalarında gösterilmiştir. Bunun yanı sıra, BPA'nın insülin direnci, kilo alımı, obezite ve diabetes mellitus gibi metabolik sorunlarla ilişkili olabileceği konusunda bazı veriler bulunmaktadır. Hayvan çalışmaları, BPA maruziyetinin bu tür metabolik sorunlarla ilişkilendirilebileceğini göstermiştir (Shankar vd., 2012).

Çevre unsurlarını etkileyen diğer bir Bisfenol A kaynağı olan atık depolama alanlarındaki sızıntı suları üzerinde yapılan çalışmada Bisfenol A, incelenen sızıntı sularının çoğunda bulunmuştur. Bisfenol A konsantrasyonları 1.3 ila 17200 µg/L arasında bulunmuş ve ortalama konsantrasyonu 269 µg/L tespit edilmiştir. Bu nedenle atık plastikler, çöp sızıntı suyunda bulunan önemli bir Bisfenol A kaynağı olduğu düşünülmektedir. Sızıntı suyu içeresinde Bisfenol A konsantrasyonu değerleri bulunmuş, bu nedenle düzenli depolama sızıntı suları östrojenik olabildiği düşünülmektedir (Yamamoto vd., 2001).

Dünya genelinde, Bisfenol A kimyasalının insan vücuduna alımını ve içme suyundaki konsantrasyonlarını düzenlemek adına birçok ülke önemli adımlar atmıştır. Özellikle Avrupa Birliği, bu konuda belirgin bir düzenlemeye gitmiştir. 28 Ocak 2011 tarihinde alınan bir kararla, gıdalardaki Bisfenol A konsantrasyonları için kg başına 0.6 mg/kg sınırlama getirilmiş (Barroso, 2011), ancak bu tarihte aynı yılın 1 Mayıs'ında, Polikarbonatlar'ın bebek biberonlarında kullanımına yönelik bir yasaklama da uygulanmıştır (Law, 2011). EFSA, Bisfenol A'nın insan vücudu için kabul edilebilir maksimum seviyesini belirlemiş ve bu seviyeyi vücut ağırlığına göre 4 µg/kg/gün olarak sınırlamıştır (Authority, 2015).

Çin Halk Cumhuriyeti'nin İçme Suyu Kalitesi Standartları, Bisfenol A (BPA) için belirlenen bir referans indeks ve sınırlama içermektedir. Bu standartlar çerçevesinde, BPA'nın içme suyu kalitesi için referans indeksi 0.01 mg/l olarak belirlenmiştir (URL-3). Bu tür düzenlemeler, su kaynaklarının ve tüketilen içme suyunun kalitesini koruma amacı taşıyarak, potansiyel toksik etkilerin en aza indirilmesini hedeflemektedir. Avrupa Parlamentosu ve Konseyi, 2020'de insan tüketimi için su kalitesine ilişkin bir direktifte yer alan bir kararda, Avrupa Gıda Güvenliği Otoritesi'nin (EFSA) 2015

yılındaki görüşüne dayanarak, Bisfenol A'nın içme suyu sağlık temelli parametrik değerini belirlemiştir. Bu doğrultuda, Bisfenol A'nın bu direktifte içme suyu sağlık temelli parametrik değeri 2.5 µg/L olarak eklenmesine karar verilmiştir (URL-4).

Health Canada'ya göre, BPA yiyecek ve içecek kutularında iç koruyucu astar olarak kullanılmaktadır, bu da BPA'nın küçük miktarlarda içeceklere veya gıdalara sızabileceği anlamına gelir. Bu durum, tüketicilerin diyetleri yoluyla BPA'ya maruz kalma riskini artırabilir. Health Canada, BPA için tolere edilebilir günlük alım miktarını 0.025 mg/kg-vücut ağırlığı/gün olarak belirlemiştir (URL-5).

İnsan biyoizleme çalışmaları, Bisfenol A'nın çeşitli uygulamalarının, insan maruziyetine ve buna bağlı olarak potansiyel insan sağlığı risklerine neden olduğunu göstermektedir. İnsan popülasyonu, BPA'ya farklı yollar ve kaynaklar aracılığıyla maruz kalmaktadır; ancak, BPA maruziyetinin ana kaynağının diyet olduğu doğrulanmıştır (Wang vd., 2022). Özellikle gıda ve içecek ambalajlarında kullanılan malzemelerin içerdiği BPA'nın, tüketicilerin günlük diyetleri yoluyla vücuda girmesine yol açtığını göstermektedir.

Bisfenol A'ya maruziyet, çoğunlukla diyetle ilişkilidir ve yaklaşık olarak maruziyetin %90'ından bu kaynak sorumludur (Caban ve Stepnowski, 2020). Termal kâğıdın kullanımı, BPA'nın alternatiflerine maruz kalmayı içerebileceği için dikkat çeker, ancak tozun yutulması aynı zamanda ek bir maruziyet kaynağı olarak değerlendirilmelidir (Dueñas-Mas vd., 2019).

AB ülkelerindeki BPA üretimi ve tüketimi, 2008 yılı itibariyle dikkate değer bir ölçekte gerçekleşmiştir. Yıllık üretim miktarı yaklaşık olarak 1,150,000 ton/yıl olarak kaydedilmiştir. Bu miktarın tüketimde en çok kullanılan alanlar arasında polikarbonat malzemesi, yılda 865,000 ton/yıl ile öne çıkmaktadır. Ayrıca, Epoksi Reçine'nin de yıllık tüketimi 191,520 ton/yıl olarak belirlenmiştir (Munn, 2008). Bu büyük üretim ve tüketim rakamları, BPA'nın endüstriyel ve ticari uygulamalarda geniş bir kullanım alanına sahip olduğunu göstermektedir.

Çok gelişmiş sanayi ve ticaret bölgelerinde bulunan şehirlerde, BPA konsantrasyonlarının belirgin bir şekilde yüksek olduğu gözlemlenmektedir. Ticari olarak BPA üreten on beş ülke ve bölge arasında özellikle ABD, Almanya, Japonya ve Tayvan öne çıkmaktadır. Dünya genelinde BPA üretim kapasitesi, 2007 yılında yılda yaklaşık 4.7×10^6 ton olarak kaydedilmiştir. Asya-Pasifik bölgesi, küresel

üretimin %43.5'ini oluşturarak, BPA'nın en yoğun üretildiği bölgelerden biridir ve bu da özellikle Çin'deki artan BPA talebinin itici gücü olmuştur (Huang, 2012). Bu talep artışı, özellikle elektronik, otomotiv, inşaat ve iletişim ekipmanlarının (bilgisayarlar ve özellikle BPA tabanlı malzemelerden oluşan optik medya) tüketiminde kendini göstermektedir. Endüstriyel faaliyetlerin ve tüketim alışkanlıklarının BPA konsantrasyonlarını artırarak, özellikle bu bölgelerde çevresel ve sağlık risklere yol açabileceğini düşündürmektedir.

Bisfenol A, doğal olarak üretilmeyen bir kimyasal olduğu için çevredeki varlığı tamamen antropojenik faaliyetlerin bir sonucudur. Özellikle, BPA'nın polikarbonat ve epoksi reçine üretimi sırasında kullanılması, birçok ürünün kullanımından sonra çöplüklere atılması gibi süreçler sonucunda çevreye salınmaktadır. BPA'nın izleri, üretim tesislerinde yapılan deşarjlar yoluyla doğrudan alıcı su kütlelerine ve atmosfere salınarak çevreye yayılmaktadır (Huang, 2012).

2.2.1 İnsan vücudunda Bisfenol A

BPA insan vücudunda çeşitli yollarla bulunabilir. BPA, genellikle plastik ürünlerde, içme suyu şişelerinde, konserve kutularında ve bazı yiyecek ve içecek ambalajlarında bulunan polikarbonat plastiklerin ve epoksi reçinelerin üretiminde kullanılan bir kimyasaldır. Bu ürünlerle temas etmek veya bu ürünleri kullanmak, BPA'ya maruz kalmaya neden olabilir.

İnsan vücuduna ağızdan alınan BPA, bağırsak yoluyla emilir. Emilen BPA, biyoaktif formda olan serbest Bisfenol A'ya dönüşür. Bu biyoaktif form, esas olarak karaciğer tarafından metabolize edilir. Metabolizma süreci, BPA'nın yarılanma ömrü olan yaklaşık 6 saat veya daha kısası olan idrarla atılan konjuge (bağlı) formlara hızlı bir şekilde dönüşmesini içerir (Cao vd., 2012).

Almanya'da yaşayan 3 ila 14 yaş arasındaki 1790 çocuğun üriner örneklerinin analizine dayanan çalışmada, BPA konsantrasyonları %99 oranında tespit edilmiştir. BPA konsantrasyonunun ortalaması 2.66 µg/L olarak belirlenmiştir. Bu çalışmada, çocukların yaş grupları arasında karşılaştırma yapıldığında, 3 ila 5 yaş arasındaki çocukların en yüksek ortalama konsantrasyona sahip olduğu gözlemlenmiştir, bu değer 3.55 µg/L olarak belirlenmiştir. Ayrıca, erkekler ve kızlar arasında idrar konsantrasyonlarında belirgin bir fark olduğu rapor edilmiştir (Becker vd., 2009).

Kanada’da yapılan çalışmada, Bisfenol A için bebekler için belirlenen diyet alımları 0.22-0.33 µg/kg vücut ağırlığı-gün arasında değişmektedir. Bu değerler, en yüksek Bisfenol A seviyesinin 1-4 yaş arasındaki çocuklarda (0.23 µg/kg vücut ağırlığı-gün) olduğunu, en düşük Bisfenol A konsantrasyon seviyesinin ise 65 yaş üstündeki bireylerde (0.052 µg/kg vücut ağırlığı-gün) tespit edildiğini göstermektedir. Kanada’da tüm yaş grupları için ortalama Bisfenol A vücuda alımı ise 0.075 µg/kg vücut ağırlığı-gün olarak gözlemlenmiştir. Bu veriler, özellikle bebeklerin Bisfenol A 'ya maruziyeti açısından önemlidir. Örneğin, 0 ile 9 aylık bebeklerde BPA alımının kaynaklarının büyük bir kısmının (%32-74 oranında) buharlaştırılmış süt veya ticari olarak satılan bebek mamaları ürünleri olduğu beklenmektedir (Cao vd., 2011).

Yapılan diğer bir çalışmada, genel olarak bisfenollerin diyet alımlarında cinsiyetler arasında bir fark gözlenmemiştir. Toplam bisfenollerin ortalama değeri, erkekler için 646 ng/kg vücut ağırlığı gün ve kadınlar için 664 ng/kg vücut ağırlığı gün olarak tespit edilmiştir. Bu çalışmada, özellikle Bisfenol A için ortalama tahmini diyet alımları da belirlenmiş olup, erkekler için 484 ng/kg vücut ağırlığı/gün ve kadınlar için 494 ng/kg vücut ağırlığı/gün olarak rapor edilmiştir (Liao ve Kannan, 2014).

Çin’de 160 üniversite öğrencisi üzerinde yapılan bir çalışmada, Bisfenol A ortalama olarak 3.57 ng/L olarak tespit edilmiş ve örneklerin %84’ünde Bisfenol A konsantrasyonu gözlemlenmiştir. Bu bulgular, Çinli üniversite öğrencilerinin yüksek düzeyde BPA’ya maruz kaldıklarını göstermektedir. İdrar Bisfenol A seviyelerinde erkekler ve kadınlar arasında önemli farklılıklar gözlenmemiştir. En yüksek tahmini günlük alım, kızlarda 66.1 ng/kg vücut ağırlığı/gün, erkeklerde ise 93.1 ng/kg vücut ağırlığı/gün değerinde Bisfenol A içeriyordu (Zhang vd., 2020).

İnsanlardan alınan serum örneklerinin %17’sinde Bisfenol A tespit edilmiştir. Bu çalışmada, erkeklerin tespit oranının, kadınlara göre anlamlı derecede düşük olduğu gözlemlenmiştir. Ayrıca, gençlerin yaşlılara göre daha yüksek tespit oranları bulunmuştur. Eğitim düzeyinin ise serumda Bisfenol A tespit oranını etkilemediği rapor edilmiştir. Hem sigara içmek hem de içki içmek, serum örneklerinde daha yüksek tespit oranları ile önemli ölçüde ilişkilidir. Tüm serum örneklerinin Bisfenol A seviyesi ortalama olarak 0.18 µg/L olarak belirlenmiştir (He vd., 2009).

Amerika Birleşik Devletleri'nde yapılan bir çalışmada, bireysel idrar BPA verilerine ve bireysel vücut ağırlığı verilerine dayalı olarak günlük BPA alımları hesaplanmıştır. Ortalama BPA alımları, 6-11 yaş grubu için en yüksek seviyede gözlemlenmiş ve alımlar yaşla birlikte azalmaya başladığı tespit edilmiştir. Ortalama BPA alımları, erkekler için kadınlara göre istatistiksel olarak anlamlı derecede yüksek bulunmuştur. Alkol tüketimi ile idrar BPA düzeyleri arasında bir ilişki gözlenmemiştir. Genel olarak, sigara içmenin idrar BPA düzeyleri ile ters orantılı olduğu görülmüştür. Bu çalışmada, ortalama günlük BPA alımının 35.1 ng/kg-gün olduğu saptanmıştır (LaKind ve Naiman, 2011).

Çin'de yapılan bir çalışmada, günlük BPA alımı hesaplanırken, Amerikan Çevre Koruma Ajansı (EPA) tarafından belirlenen içme suyu tüketim miktarları kullanılarak tahmin edilmiştir. Çalışmada yetişkinler için günde 2 litre (60 kg/vücut ağırlığı) ve bebekler için günde 1 litre (10 kg/vücut ağırlığı) içme suyu tüketimi varsayılmıştır. Bu varsayımlar altında, yetişkinler için şişelenmiş su için günlük BPA alımı 165 ng/gün, musluk suyu için ise 148 ng/gün olarak tahmin edilmiştir. Bebekler için ise (musluk suyu ve bebek biberonu 40°C'de) günlük BPA alımının 1340 ng/gün olduğu düşünülmektedir. Bu çalışmaya göre, en çok endişe duyulan husus, bebekler için günlük BPA alımının yetişkinlere göre 3 kat daha fazla olması ve bebeklerin bu toksik maddelere karşı daha savunmasız olmasıdır (Li vd., 2014).

ABD'de, kadın popülasyonlarında hamileliğin erken döneminde toplanan kalıntı amniyotik sıvı örneklerinde BPA konsantrasyonu incelenmiştir. 20. gebelik haftasından önce toplanan amniyotik sıvı örneklerinde BPA konsantrasyonu 0.5-1.96 µg/L aralığında ve ortalama seviyesinin 0.5 µg/L olduğu tespit edilmiştir (Engel vd., 2006).

Bu çalışma, insan plasentası ve fetal karaciğer örneklerinde Bisfenol A kimyasalının varlığı, plasentadan geçişi ve fetal maruziyet hakkında bilgi sağlamaktadır. Hamile kadınlar üzerinde yapılan çalışmada, kadınlardan alınan fetal serumda 2.2 ± 1.8 ng/mL Bisfenol A kimyasalı tespit edilmiş ve plasentadan Bisfenol A kimyasalının geçişi doğrulanmıştır. Gebeliğin ilk yarısındaki amniyotik sıvıdaki Bisfenol A kimyasalının kaynağının muhtemelen anne plazmasından gelen sıvının, plasentayı ve kordonu kaplayan zarlar aracılığıyla transüstasyonu olduğu düşünülmektedir. Bu bulgulara dayanarak, erken dönemdeki Bisfenol A kimyasalının maruziyetinin erkeklerde artan

genital anormallikler ve sperm sayısında azalma, kızlarda daha erken cinsel olgunlaşma ve kadınlarda meme kanserinde artış gibi olaylara neden olabileceği düşünülmektedir (Ikezuki vd., 2002).

"Erişkin hastalıklarının cenin kökeni" hipotezine göre, fetüsün içinde büyüdüğü ortamın, fetüsün gelişimini etkileyebileceği ve bu etkilerin doğumdan sonra devam edebileceği düşünülmektedir. Bu hipoteze göre, fetüsün erken gelişim dönemlerinde maruz kaldığı çevresel etkenler, yaşamın ilerleyen dönemlerinde çeşitli bozukluklara yatkınlığı artırabilir. Bu bağlamda, erken gelişim sürecinde BPA gibi kimyasallara maruz kalmanın, fetal ve yenidoğan sağlığı üzerinde derin etkilere neden olabileceği düşünülmektedir. Ayrıca, doğum öncesi BPA maruziyeti, yetişkin yaşamda kronik hastalık geliştirme risklerinin artmasıyla ilişkilendirilmiştir (Manzan-Martins ve Paulesu, 2021).

2.2.2 Su ortamında Bisfenol A

Birçok arıtma tesisinin son arıtım yöntemi veya deşarj noktası olan yüzey sularında BPA konsantrasyonları gözlemlenmiştir. Yüzey suları, bir dizi kaynaktan BPA kimyasalına maruz kalmaktadır. Bu kaynaklar arasında ambalaj sanayileri, çeşitli endüstri faaliyetleri sonucu oluşan deşarjlar, atık su arıtma tesislerinden gelen deşarjlar ve doğrudan atık sular bulunmaktadır.

Bisfenol A kimyasalının su ortamındaki kaynağı, sadece BPA bazlı ürünlerden kaynaklanan göçten değil, aynı zamanda atık su arıtma tesislerinden veya depolama alanlarından sızan atıksulardır (Huang vd., 2012). Dünyadaki birçok su ortamında BPA konsantrasyonları tespit edilmiştir. Malezya'daki nehirlerden alınan tüm su numunelerinin %93'ünde BPA tespit edilmiştir. Su ortamında, ortalama 1.9 ng/L ile 57.5 ng/L arasında değişen BPA konsantrasyonları belirlenmiştir. Bu farklılıkların nedeni, birçok atık su arıtma tesisi, küçük ve orta ölçekli sanayi tesisleri, toplu konutlar ve beldelerden gelen atık suların etkileşimidir (Santhi vd., 2012).

Almanya'da bulunan nehirler, göller ve kanallardaki yüzey suyu üzerinde BPA konsantrasyonları araştırılmıştır. Yapılan ölçümler sonucunda, yüzey suyundaki BPA konsantrasyonları 0.0005 ila 0.41 µg/L arasında düşük seviyelerde tespit edilmiştir. Bu çalışma, nehirler, göller ve kanallardaki kirlilik seviyeleri arasında belirgin bir fark olmadığını göstermiştir (Fromme vd., 2002).

Avusturya'da yapılan çalışmalarda, BPA maksimum 600 ng/L konsantrasyonla tüm yüzey suyu numunelerinin beşte birinde ölçülmüştür. Bu çalışmada, endüstriyel deşarjların meydana geldiği sahalarda, özellikle tekstil endüstrisi gibi alanlarda ve kentsel bölgelere yakın örneklerde yüksek BPA konsantrasyonları tespit edilmiştir (Hohenblum vd., 2004). Portekiz'deki başka bir çalışmada ise, 135 yüzey suyu örneğinin %51'inde BPA tespit edilmiştir. BPA için 1 mg/L'den daha yüksek konsantrasyonlar sadece on su örneğinde (%7) gözlemlenmiştir. Yüzey suyu örnekleri ile yapılan çalışmalarda BPA, 0.07-4.0 mg/L aralığında tespit edilmiştir (Azevedo vd., 2001).

BPA, insanların temel maruz kalma kaynağı olarak diyetle alımıyla öne çıkar. Günlük su tüketimi göz önüne alındığında içme suyundaki BPA konsantrasyonu önemlidir. BPA, mineralli suların ambalajında, su borularının iç astarında ve çeşitli ambalaj malzemelerinde bulunur. Bu nedenle BPA, günlük yaşamımızın bir parçasıdır ve birçok ülke sınırlarla temas eden malzemelerde BPA kullanımına sınırlamalar getirmiştir. Özellikle içme suyu borularının epoksi reçinelerle astarlanmasında BPA içeren malzemelerin kullanımı, içme suyundaki potansiyel BPA kontaminasyonu kaynaklarından biridir (Cantoni vd., 2021).

BPA kimyasalı sadece yüzey sularında değil, aynı zamanda yapılan araştırmalar içme suyunda da tespit edilmiştir. Malezya'da gerçekleştirilen bir çalışma, musluk suyu numunelerinde 3.5 ila 59.8 ng/L arasında değişen BPA seviyelerini ortaya koymaktadır. Su filtresi bulunan musluktan alınan örneklerde yüksek BPA seviyeleri, özellikle 56.4 ng/L ve PVC boru bağlantılı musluktan alınan örneklerde 47.1 ng/L olarak belirlenmiştir. Filtresiz ve PVC fittingsiz musluklardan alınan örneklerde ise BPA değeri ortalama 9.6 ± 4.25 ng/L seviyesindedir. Bu farklılıklar, su filtresi ve PVC boru kullanımının suyun BPA ile kirlenmesinde etkili olabileceğini düşündürmektedir (Santhi vd., 2012).

Guangzhou şehrinde, şişelenmiş suların %81'inde BPA kimyasalı tespit edilmiş ve konsantrasyonları 7.6 ila 324 ng/L arasında değişmiştir. Aynı şehirde musluk sularında ise BPA konsantrasyonları 2.3 ila 317 ng/L arasında büyük bir değişkenlik göstermiştir (Li vd., 2010). Bu sonuçlar, marketlerde satılan BPA içeren plastik malzemelerle şişelenmiş içme suları veya plastik borularla taşınmış musluk sularının, insanların BPA kimyasalına maruz kalma yollarından biri olduğunu göstermektedir.

Bisfenol A'nın yaygın kullanımı ve çevreye maruziyeti nedeniyle, yeraltı suyu örneklerinde de farklı konsantrasyon aralıklarında tespit edilmiştir. Yüzey sularına karışan Bisfenol A kimyasalının sızma yoluyla yer altı sularına karışabileceği, bu süreçte arıtma tesislerinden çıkan su ile yapılan tarımın önemli bir kaynak olduğu belirtilmektedir ve bu olay toprakların ve yer altı sularının Bisfenol A kimyasalına maruz kalmasına neden olmaktadır. Yapılan deneylerde, Avusturya'da yer altı sularında maksimum konsantrasyonun 930 ng/L ve ortalama olarak 24 ng/L BPA tespit edildiği rapor edilmiştir (Hohenblum vd., 2004).

Bisfenol A kimyasalının üretimi yapan tesislerin atık su deşarjları, su ortamına doğrudan deşarj edildiğinde, plastik ambalajların depolandığı çöp sahalarından kaynaklanan sızıntı suları veya su ortamına girmiş plastik ambalajların çözünmesi gibi faktörlerle yüzey suları Bisfenol A kimyasalına maruz kalmaktadır. Atık depolama alanlarındaki sızıntı suları üzerinde yapılan bir çalışmada, Bisfenol A kimyasalının ortalama 269 µg/L konsantrasyonunda tespit edildiği belirlenmiştir. Bu bulgular, atık plastiklerin içerdiği Bisfenol A kimyasalının, çöp sızıntı sularında önemli bir kaynak olabileceğini düşündürmektedir (Yamamoto vd., 2001).

Araştırma sahasının konsantrasyonunu etkileyen faktörlerden biri de nüfus yoğunluğudur. Nüfusun yoğun olduğu bölgelerde Bisfenol A kimyasalının konsantrasyonu genellikle yüksekken, daha az nüfuslu veya kırsal bölgelerde konsantrasyonlar daha düşük seviyelerde tespit edilmektedir. Japonya'da yapılan bir yüzey suyu çalışmasında, Bisfenol A kimyasalının konsantrasyonunun 0.058 µg/L ile 0.08 µg/L arasında değiştiği belirlenmiştir. Bu çalışmada, Bisfenol A kimyasalının konsantrasyonlarının yüksek olduğu bölgelerin genellikle kentsel alanlar olduğu, düşük konsantrasyonlarda tespit edilen yerlerin ise kırsal kesimler olduğu gözlemlenmiştir. Bisfenol A kimyasalının konsantrasyonlarındaki bu farklılıkların nedeninin evsel ve endüstriyel atıkların deşarjları olabileceği tahmin edilmektedir (Kawahata vd., 2004).

2.2.3 Atık suda Bisfenol A

Evlerde, fabrikalarda ve iş yerlerinde kullanılan ve sonrasında kirletilen sular, atık sular olarak adlandırılmaktadır. Bu atık sular, arıtma tesislerinde işleme tabi tutularak temizlenmeye çalışılmaktadır. Yapılan BPA analizinde, atık su arıtma tesisinin giriş sularında 320 ile 2020 ng/L arasında değişen BPA konsantrasyonları tespit edilmiştir.

Çıkış sularında ise 132 ile 720 ng/L arasında değişen BPA seviyeleri gözlemlenmiştir. Ayrıca, atık çamurda 123 ile 317 µg/kg-kuru ağırlık aralığında ortalama BPA konsantrasyonu belirlenmiştir. Giriş suyundaki BPA değişimleri genellikle endüstriyel ve evsel atık sularından kaynaklanırken, çıkış suyundaki değişimler, arıtma tesisinin giriş ve uzaklaştırma verimlerinin düşük olmasından kaynaklanmaktadır. Arıtma tesisinin BPA arıtım verimi %78.3 olarak belirlenmiştir. Bu tesis içindeki anaerobik arıtım prosesi, %56 arıtım verimi ile en etkili arıtımı sağlamış, elekler ve kum hazneleri ise sırasıyla %12.2 ve %17.6 oranında etkili olmuştur. Anaerobik proseslerde gözlemlenen BPA'nın hızlı düşüş, aktif çamur yoluyla adsorpsiyon ve anaerobik biyolojik bozunmanın etkileşimi sonucu gerçekleşmiştir (Sun vd., 2017).

Hong Kong'daki çeşitli atık suyu arıtma tesislerinden elde edilen kanalizasyon atıklarında, en yaygın endokrin bozucu kimyasalın BPA olduğu belirlenmiştir. Yapılan analizlerde, kuru mevsime kıyasla ıslak mevsimde önemli ölçüde daha yüksek atık konsantrasyonları tespit edilmiştir. Islak sezonlarda, arıtma tesisinin giriş suyunda 617.2 ng/L, çıkış suyunda ise 159.4 ng/L BPA belirlenmiş ve arıtım verimi %74.2 olarak hesaplanmıştır. Kuru sezonlarda ise giriş suyunda 1014.6 ng/L, çıkış suyunda ise 267.5 ng/L BPA tespit edilmiş ve arıtım verimi %73.6 olarak bulunmuştur. Biyolojik arıtma tesisinde, ıslak mevsime kıyasla kuru mevsimde daha yüksek arıtım oranları gözlemlenmiştir (Xu vd., 2014).

Almanya'da gerçekleştirilen bir çalışmada, arıtma çamurları örneklerinin tamamında BPA tespit edilmiş ve konsantrasyonlar 0.004 ila 1.363 mg/kg-kuru ağırlık arasında değişmiştir. Ayrıca, 35 sediman örneğinden 30'unda 0.018 ila 0.190 mg/kg-kuru ağırlık, diğer 5 örnekte ise 0.010 ila 0.150 mg/kg-kuru ağırlık seviyelerinde BPA tespit edilmiştir (Fromme vd., 2002). Hindistan'da bir atık su arıtma tesisi üzerinde yapılan çalışmada ise, giriş suyunda BPA konsantrasyonu 60.5 ng/L, çıkış suyunda 5.2 ng/L ve arıtım sonucu oluşan çamurda ise 5.6 ng/g kuru ağırlık bulunmuştur. Bu tesisteki BPA arıtım verimi %81.6 olarak belirlenmiştir (Karthikraj ve Kannan, 2017).

2.3 Akut Toksisitesi Biyoizlem Canlıları

Danio rerio, 1980'lerde farklı bileşik sınıflarının toksisitesini değerlendirmek amacıyla kullanılan etkili bir hayvan modelidir. Bu balık türü, toksik etkileri belirlemek ve nörodejeneratif ile diğer genetik hastalıkların araştırılmasında

kullanılmak üzere, özellikle insan genomları ile büyük benzerlik gösterdiği için tercih edilmektedir. Scopel ve arkadaşlarının (2020) çalışmaları, *Danio rerio*'nun genetik benzerliğinin, toksikolojik çalışmalarda güvenilir bir deneysel hayvan modeli olarak kullanılmasını desteklemektedir. Bu nedenle, bu balık türü, bileşiklerin toksisitesini ve potansiyel insan sağlığına olan etkilerini değerlendirmek için önemli bir araştırma aracı olmaktadır (Şekil 2.1).



Şekil 2.1. Zebra balığı- *Danio rerio*.

Danio rerio, özellikle gelişim ve hastalık çalışmalarında, öne çıkan bir hayvan modelidir, özellikle de toksikoloji uygulamalarında. Bu balık türü, düşük bakım maliyeti, kompakt boyutları ve test kimyasallarının az miktarlarda kullanılabilmesi gibi avantajlara sahiptir. *Danio rerio*'nun genomu, insan genomu ile yaklaşık %70 oranında benzerlik gösterir. Ayrıca, sindirim, sinir ve kardiyovasküler sistemler gibi temel organ sistemleri bakımından insanlara benzerlik gösterir (Haque ve Ward, 2018).

Bu özellikleriyle *Danio rerio*, çeşitli araştırmalarda güvenilir bir model olarak kullanılmaktadır. *Danio rerio* türlerinin hematopoetik özellikleri, insanlarla büyük benzerlik gösterir. Embriyonik kalbi, üç haftalık bir insan embriyosunun kalbine benzerlik gösterir. Ayrıca, böbrek gelişimi ve fonksiyonu, birçok yönüyle yüksek omurgalılarınkine benzemektedir. Bu nedenle, *Danio rerio*, araştırmacılara basit ve erişilebilir bir sistem sunarak, hematopoetik ve diğer biyolojik süreçlerin daha iyi anlaşılmasına katkıda bulunmaktadır (Dooley ve Zon, 2000).

Zebra Danio, bilimsel adıyla *Danio rerio*, Cyprinidae ailesine ait bir tatlı su balığı türüdür. Doğal yaşam alanları Güney Asya'da, Hindistan'dan Nepal'e kadar olan tatlı su kütlelerini kapsar. Bu balıklar, vahşi yaşamda hızlı akan derelerden sığ sulara ve sessiz havuzlara kadar çeşitli ortamlarda bulunabilirler. Su parametrelerine kolaylıkla adapte olabilen zebra danio balıkları, genellikle orta miktarda akıntıya sahip sularda yaşarlar. Ortalama olarak 2-3 yıl yaşayan zebra danio, doğru bakım ve koşullar altında 5 yıla kadar yaşayabilir. Hepçil bir tür olan zebra balıkları, habitatlarında sivrisinek larvaları, küçük kabuklular, solucanlar ve alglerle beslenirler (URL-6).

Zebra Balıkları, genellikle 4-7 cm boyunda, orta boylu ve uzun gövdeli balıklardır. Bu tür, gövdelerini yukarı doğru hareket ettirebilme özelliğine sahiptir, bu da aşağıdan yukarıya doğru yem toplama yetenekleri sağlar. Zebra Balıklarının yüzgeçleri normal olabileceği gibi uzun ve dalgalı biçimde de olabilir. Kuyruk yüzgeci tek bir yapıya sahiptir. Bu balıklar, sürü halinde yaşamayı tercih eden sosyal bir türdür (URL-7).



Şekil 2.2. Lepistes balığı- *Poecilia reticulata*.

Cyprinodontidae familyasına ait olan *Poecilia reticulata*, küçük boyutları ve bir dizi avantajıyla bilinen yumurta ile beslenen bir balık türüdür. Toksikite çalışmalarında, özellikle deney hayvanı olarak yaygın olarak kullanılır. Lepistes balıkları, laboratuvar ortamında kolayca kültürlenebilir, hızlı bir şekilde cinsel olgunluğa ulaşabilir ve yumurtlama yılın herhangi bir zamanında gerçekleşebilir (Zheng vd., 2018).

Lepistes (Şekil 2.2), Poeciliidae ailesine ait canlı bir teleost balığıdır. Doğal olarak Kuzey-doğu Güney Amerika'nın akarsularına ve Trinidad ile Tobago kıta adalarına özgüdür. Yabani popülasyonları dünya genelinde bulunur ve bazı bölgelerde sivrisinek

kontrolü için kullanılmaktadır. Poeciliidae ailesine ait üyeler, iç dölleme özelliği gösterirler. *Poecilia reticulata*, ekoloji, evrim, davranış, genetik ve toksikoloji gibi birçok bilimsel araştırma alanında önemli bir deneysel model balığı olarak kabul edilir (Sun vd., 2010). *Poecilia reticulata*, doğada genellikle su kanalları, kaynak suları, çamurlu su birikintileri ve dereler gibi çeşitli sucul ortamlarda bulunur. Bu tür, çok çeşitli yaşam alanlarına uyum sağlayabilir, ancak genellikle sakin, bitki örtüsü zengin sularda tercih edilir. Ayrıca, suyun tuzluluk seviyelerine de adapte olabilir (URL-8).



3. MATERYAL VE METOD

3.1 Mateyal

3.1.1 Deney hayvanları

Bu çalışma, Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarının *Poecilia reticulata* (lepistes) ve *Danio rerio* (zebra balığı) balıklarına karşı akut toksisitesini değerlendirmek amacıyla gerçekleştirilmiştir. Deneyler, OECD (2019) rehberliğindeki akut toksisite testi yönergelerine uygun olarak tasarlanmıştır. Akut toksisite deneyleri kapsamında, cinsiyetleri karışık olan toplamda 90 adet *Poecilia reticulata* ve 90 adet *Danio rerio* balığı kullanıldı ve test sırasında kullanılan balıklar hakkında genel bilgiler Çizelge 3.1’de gösterilmiştir. Deney öncesi balıkların ortalama ağırlığı 0.938 ± 0.09 gram, ortalama boyu ise 4 ± 0.3 santimetre olarak belirlendi.

Bu deneme popülasyonu, deneyin istatistiksel güvenilirliğini sağlamak ve sonuçların genelleştirilebilirliğini artırmak amacıyla dikkatle seçildi. Deneyde kullanılan balıklar, sağlıklı ve cinsel olgunluğa ulaşmış bireyler arasından rastgele seçilmiştir (URL-9).

Çizelge 3.1. Çalışmada kullanılan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balıkları hakkında genel bilgiler.

Latince Adı	<i>Poecilia reticulata</i>
Türkçe Adı	Lepistes Balığı
İngilizce Adı	Guppy Fish
Bir deney İçin Kullanılan adet	5 adet
Toplam kullanılan adet	90 adet
Latince Adı	<i>Danio rerio</i>
Türkçe Adı	Zebra Balığı
İngilizce Adı	Zebra Fish
Bir deney İçin Kullanılan adet	5 adet
Toplam kullanılan adet	90 adet

3.1.2 Deney ortamı ve ekipmanları

Deneyler, kimyasal olarak inert malzemelerden üretilmiş standart akvaryumlar içinde yürütülmüştür. Deney sırasında su kalitesini sürekli izlemek için kullanılan ekipmanlar şunlardır: Oksijen Ölçümü (Oksijenmetre), deney suyunun oksijen seviyesi ölçülmüştür. Ölçülen oksijen değerleri, balıkların yaşamsal ihtiyaçlarını karşılamak adına su kalitesinin izlenmesine yardımcı olmuştur. pH Ölçümü (pH Metre), suyun asidite veya bazlık derecesi olan pH seviyeleri düzenli aralıklarla ölçülmüştür.

Bu, su ortamının dengesini değerlendirmek ve balıkların sağlıklı bir çevrede bulunmalarını sağlamak için yapılmıştır. Işık ölümü (Lüksmetre), deney ortamındaki ışık seviyeleri lüksmetre ile ölülmüştür. Işık, balıkların biyolojik aktivitelerini etkileyebileceğinden, bu ölümler doğru bir çevresel kontrol sağlamıştır.

Sıcaklık Takibi (Termometre), su sıcaklığı sürekli olarak ölülmüş ve bu, balıkların konfor seviyelerini korumak ve deney koşullarını sabit tutmak adına önemli olmuştur. Su Sertliği Belirleme (TDS Metre), deney suyunun sertlik seviyeleri TDS (Toplam özünmüş Katılar) metre kullanılarak belirlenmiştir. Bu, su kalitesinin kontrol edilmesine ve balıkların yaşamsal fonksiyonlarını etkileyebilecek mineral düzeylerinin takip edilmesine yardımcı olmuştur. Kimyasal Konsantrasyon Belirleme (Hassas Terazii), deneyde kullanılan test çözeltilerindeki kimyasal konsantrasyonlar belirlenmiştir. Bu kapsamda hassas ölüm yapan tartı kullanılmıştır. Bu ekipmanlar, deney sürecinin güvenilirliğini sağlamak ve sonuçları doğru bir şekilde değerlendirmek için kullanılmıştır.

Seçilen deney akvaryumları, kimyasal olarak inert cam malzemeden üretilmiş olup, özellikle lipofilik kimyasalların emilimine karşı güçlü bir dirence sahip olan silikon contaların kullanımı mümkün olduğunca en aza indirilmiştir. Silikon boru kullanımı, özellikle akvaryum içinde suyun silikon yüzeylere temas etmesini minimize etmek amacıyla tercih edilmiştir.

Akvaryumların boyutları özenle seçilmiş ve balıkların stresten uzak tutulması için tasarlanmıştır. Ayrıca, akvaryumların konumlandırılması, balıkların istenmeyen rahatsızlıklardan korunması amacıyla özenle yapılmıştır. Örneğin, aşırı gürültü, titreşim ve fazla ışık gibi potansiyel stres faktörlerinden kaçınılmıştır. Bu düzenlemeler, deneyin sağlıklı ve güvenilir sonuçlar elde etmesini sağlamak amacıyla titizlikle uygulanmıştır (URL-9).

Deneyde kullanılan *Poecillia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri, Aksaray'daki yerel yetiştiricilerden titizlikle temin edildi. Balık seçiminde, gençlik, aynı yaş aralığı ve fiziksel sağlıklı görünüme önem verildi. Aynı ana kaynaktan ve popölasyondan seçilen balıklar, deneyin tekdüzeliğini sağlamak amacıyla özenle belirlendi. Deneylerde kullanılan akvaryumlar, yaklaşık 4.5 litre kapasiteli (şekil 3.1) olan iki adet ve 8 litre kapasiteli (şekil 3.2) olan bir adet stok cam akvaryumdan oluşmaktadır.

İlk iki akvaryumun ölçüleri 17cmx19cmx14cm iken, üçüncü akvaryumun ölçüleri 13cmx29cmx21cm'dir. Bu özel ölçüler, deneyin gereksinimlerine uygun olarak belirlenmiş ve balıkların rahat ve doğal davranışlarını sergileyebileceği bir ortamın oluşturulmasına olanak tanımak için dikkatle seçilmiştir.



Şekil 3.1. Deney düzeneğinde kullanılan 4.5 litre kapasiteli (17cmx19cmx14cm) cam akvaryumlar.



Şekil 3.2. Deney düzeneğinde stok havuzu olarak kullanılan 8 litre kapasiteli (13cmx29cmx21cm) cam akvaryum.

Deneylerde kullanılacak olan test suyu, en az 24 saat süreyle dinlendirilmiş ve özel olarak havalandırılarak kloru giderilmiş şehir şebeke suyundan elde edilmiştir. Akvaryumların içine, hava taşı yardımıyla oksijen sağlanarak, suyun tüm akvaryumlarda ortalama 8.0 ± 1 mg/L oksijen miktarına ulaşması sağlanmıştır.

Bu özenli hazırlık, deney koşullarının balıkların doğal yaşam ortamlarına daha yakın olmasını ve sonuçların güvenilirliğini artırmayı amaçlamaktadır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3. Deney düzeneğinde kullanılan test akvaryumları ve ortama oksijen sağlayan hava taşları.

3.1.3 Kimyasal maddeler

Poecillia reticulata ve *Danio rerio* ile gerçekleştirilen akut toksisite çalışmasında kullanılan kimyasallar, Triklosan (CAS numarası: 3380-34-5, saflık %99.0) ve Bisfenol A (CAS numarası: 80-05-7, saflık %99.0), güvenilir bir tedarikçi olan Sigma-Aldrich firmasından temin edilmiştir. Çalışmada kullanılacak Triklosan ve Bisfenol A kimyasalları, hassas terazi kullanılarak 0.001 mg/L, 0.002 mg/L, 0.005 mg/L, 0.01 mg/L, 0.02 mg/L, 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L konsantrasyonlarında tartılarak ultra saf su ile solüsyon olarak hazırlanmıştır.

Elde edilen solüsyonlar kahverengi şişelerde 4°C'de buzdolabında muhafaza edilmiş ve dört gün içinde kullanılmak üzere bekletilmiştir. Bu hazırlık, deneyin başarılı ve güvenilir sonuçlar üretmesini amaçlayarak kimyasalların stabilitesini ve bütünlüğünü sağlamayı hedeflemektedir.

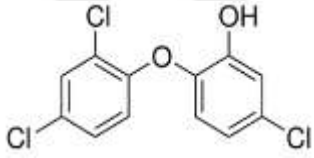
Çalışmada kullanılan Triklosan (Çizelge 3.2) ve Bisfenol A (Çizelge 3.3) kimyasallarının genel bilgileri ve özelliklerinden bahsedilmiştir.

Triklosan, küçük bir bileşik olup moleküler ağırlığı 289.5 g/mol'dür. Bu bileşiğin fizikokimyasal özellikleri, su içerisinde düşük çözünürlüğe sahip olmasını (20°C'de damıtılmış suda 10 mg/L), hidrolitik olarak kararlı olmasını ve nispeten uçucu olmamasını içerir (buhar basıncı $[P_{vp}] = 20\text{ °C'de } 4 \times 10^{-6}\text{ mm Hg}$).

Triklosan'ın hidrofobikliği nispeten yüksektir ve tahmini KOW katsayısı 4.8 olarak belirlenmiştir (McAvoy vd., 2002). Bu bileşik, polikloro fenoksi fenol sınıfına aittir ve klorlu aromatik bir bileşik olarak hem eterleri hem de fenollerini temsil eden fonksiyonel gruplara sahiptir. Fenoller genellikle antibakteriyel özelliklere sahip olma eğilimindedir. Triklosan, etanol, metanol, dietil eter ve 1M sodyum hidroksit çözeltisi gibi güçlü bazik çözeltilerde çözünme özelliği gösterirken, suda ise çok az çözünür (URL-10).

Bisfenol A, temel olarak polikarbonat plastiklerin ve epoksi reçinelerin yapısında bulunan diglisidil eterin, iki fenol çekirdeğinin bir hidrokarbon köprüsü ile bağlanması sonucu oluşan bir kimyasal bileşiktir. Bu özellikleriyle BPA, bisfenoller olarak adlandırılan bir bileşik grubunun önemli bir üyesidir. Bisfenollerin ticari olarak önemli birçok türü, genellikle 100 ila 200 °C arasında değişen erime noktalarına sahiptir ve çoğunlukla suda çözünmezler. Ancak, BPA, eter ve alkol gibi polar ortamlarda çözünme özelliğine sahiptir. Bu özellik, BPA'nın çeşitli çözücülerde çözünebilme yeteneği, çevresel etkileşimleri ve biyolojik sistemlere olan etkileri açısından önemli bir rol oynar. Özellikle, BPA'nın suda çözünebilirliği, çevresel maruziyet ve toksikolojik etkileri üzerindeki etkilerini değerlendirmek için önemlidir (Gölge vd., 2005).

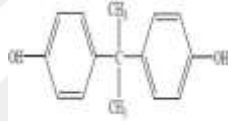
Çizelge 3.2. Çalışmada kullanılan Triklosan kimyasalının genel özellikleri.

Özellikleri	Değer ve Koşulları
INCI Adı	Triklosan
Kısaltma Adı	TCS
IUPAC Numarası	5-Chloro-2-(2,4-dichlorophenoxy) phenol
CAS Numarası	3380-34-5
Moleküler Formülü	C ₁₂ H ₇ Cl ₃ O ₂
Moleküler Ağırlığı	289.54 g/mol
Kimyasal Yapı	
Fiziksel Durumu ve Kokusu	Beyaz ile kirli beyaz, Hafif aromatik koku
Erime Noktası	55 °C
Kaynama Noktası	120 °C
Yoğunluk	1.49 g/cm ³
Piktogram	  (1) (2)
Suda Çözünürlüğü	20°C 0.012g/L
Logk _{ow}	4.8

(1) GHS08 – kanserojen/mutajenik maddeler

(2) GHS09 – su ortamına zararlı maddeler.

Çizelge 3.3. Çalışmada kullanılan Bisfenol A kimyasalının genel özellikleri.

Özellikleri	Değer ve Koşulları
INCI Adı	Bisfenol A
Kısaltma Adı	BPA
IUPAC Numarası	4,4'-(propane-2,2-diyl)diphenol
CAS Numarası	80-05-7
Moleküler Formülü	C ₁₅ H ₁₆ O ₂
Moleküler Ağırlığı	228.29 g/mol
Kimyasal Yapı	
Fiziksel Durumu ve Kokusu	Krem-Beyaz, kristal yapıda, fenolik koku
Erime Noktası	158 °C
Kaynama Noktası	360 °C
Yoğunluk	1.2 g/cm ³
Piktogram	 (1) (2) (3) (4)
Suda Çözünürlüğü	20°C 0.12g/L
LogKow	3.64

- (1) GHS08 – kanserojen/mutajenik maddeler
(2) GHS09 – su ortamına zararlı maddeler.
(3) GHS05 – metal aşındırıcı maddeler, kostik maddeler
(4) GHS07 – tahriş edici maddeler

3.2 Metod

3.2.1 Deney düzeneği

Bu alışma, Aksaray niversitesi evre Mühendisliği Anabilim Dalı laboratuvarlarında, OECD Test No: 203'e uygun olarak gerçekleştirilen Balık, Akut Toksisite Testi prensipleri çerçevesinde yürütülmüştür. Bu test, su kaynaklarındaki Bisfenol A ve Triklosan kimyasallarının *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri üzerindeki akut etkilerini belirlenmesi, LC₅₀ değerlerinin tespiti ve Balıkların davranışsal değişimlerinin izlenmesi amaçlamıştır.

Deney laboratuvarına getirilen balıkların test için kullanılmadan önce uygulanan süreç, dikkatlice planlanmış bir adaptasyon ve iklimlendirme protokolünü içermektedir (URL-9). Bu süreç, balıkların laboratuvar ortamına uyum sağlaması ve test koşullarına en iyi şekilde adapte olabilmesi için titiz bir ön hazırlık aşamasını kapsamaktadır.

Balıkların laboratuvara getirilmesinin ardından, ilk 9 gün boyunca özenle kontrol edilen bir süreç başlatılmıştır. İlk 48 saat, balıkların laboratuvar ortamına alışma sürecini içermekte olup, bu dönemde balıkların yeni ortama adaptasyonunu gözlemlemek ve potansiyel stres faktörlerini minimize etmek amaçlanmıştır. Ardından, balıklar, test suyuna benzer bir ortamda en az 7 gün boyunca iklimlendirme sürecine tabi tutulmuştur. Toplamda 9 gün süren bu adaptasyon ve iklimlendirme aşaması, balıkların stabil bir şekilde test koşullarına alışmalarını ve deneyin güvenilir sonuçlar üretmesini sağlamak amaçıyla planlanmıştır. Balıkların günlük beslenmesi, sağlıklı bir ortamda tutulmalarını ve deney süresince optimal koşullarda olmalarını sağlamak için düzenlenmiştir. Bu süreçte, gıda ve dışkı birikimini minimumda tutmak için deney ortamına 48 saat öncesine kadar besleme durdurulmuştur.

Balıkların adaptasyon sürecinde kaydedilen ölümler, belirlenen kriterlere dayalı olarak değerlendirilmiştir. Bu kriterler, ölüm oranının %10'un üzerinde gerçekleşmesi durumunda deneyin tamamen iptal edilmesini, %5 ila %10 arasında ölüm oranı yaşanması durumunda ikinci bir 7 günlük iklimlendirme sürecine devam edilmesini ve bu dönemde %5'ten fazla ölüm gerçekleşmesi halinde deneyin tamamen iptal edilmesini içermektedir. %5'ten az ölüm oranıyla adaptasyon sağlanan durumlarda ise deneye devam edilmiştir (URL-9).

Deneyde kullanılacak balık sayısının belirlenmesi, her bir balığın optimize edilmiş bir deney ortamına uyum sağlaması ve testin güvenilir sonuçlar üretmesi için önemli bir adımdır. Bu bağlamda, OECD 2019 protokollerine dayanarak her bir balık için hesaplanan 0,8 litre/adet hacim kullanılarak her bir deney için 5 adet balık belirlenmiştir. Deney için seçilen 10 balık, hava içeren plastik torbalarda, 45 dakika gibi kısa bir süre içinde deney laboratuvarına getirilmiştir. Bu süre zarfında plastik torbalar, önceden belirlenmiş stok akvaryumda, 40-45 dakika süresince tutularak balıkların iklimlendirme ve deney ortamına hazırlık çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Planlanmış bu süreç, balıkların deney öncesinde stabil bir ortama adaptasyonunu sağlamak ve test koşullarına en iyi şekilde hazırlanmalarını garantilemek adına gerçekleştirilmiştir (URL- 9).

Akut toksisite çalışmaları için iki adet 4,5 litre kapasiteli akvaryum kullanılmıştır. Bu çalışmanın güvenilir sonuçlar üretebilmesi ve balık ölümlerinin, kullanılan kimyasal bileşenler dışında başka etkenlerden kaynaklanıp kaynaklanmadığını gözlemleyebilmek adına kontrol grubu oluşturulmuştur. Kontrol grubu, çalışma süresince meydana gelen balık ölümlerini değerlendirmek amacıyla önemli bir referans noktası sağlamaktadır. Bu kontrol grubu, kimyasal bileşenlerin olmadığı bir ortamı temsil ederken, deneyin diğer grupları ise farklı konsantrasyonlarda kimyasal içeren suları içermektedir. Bu sayede, herhangi bir balık ölümü durumunda, bu durumun kontrol grubuyla karşılaştırılarak kimyasal bileşenlerin etkisini belirlemek mümkün olacaktır.

Balıkların içerisinde tutulacağı suların kimyasal bileşen konsantrasyonları, kontrol grubu dahil olmak üzere toplamda 9 farklı konsantrasyon seviyesine ayrılarak alt gruplara yerleştirilmiştir. Bu alt gruplandırma, çalışmanın çeşitli konsantrasyon seviyelerindeki etkileri ayrıntılı bir şekilde değerlendirmesine olanak tanımaktadır.

Bu sistemli yaklaşım, elde edilecek verilerin daha kapsamlı ve anlamlı olmasını sağlamaktadır. Bu çalışmanın ilk aşamasında lepistes (*Poecilia reticulata*) ve zebra (*Danio rerio*) balıkları, Triklosan (TCS) kimyasalına maruziyet açısından test edilmiştir. İkinci aşamada ise lepistes ve zebra balıkları, Bisfenol A (BPA) kimyasalına maruz kalmıştır. Bu iki aşama, farklı kimyasal maruziyet durumlarını inceleyerek, Triklosan ve Bisfenol A'nın lepistes ve zebra balıkları üzerindeki potansiyel etkilerini ayrı ayrı değerlendirmeyi amaçlamaktadır.

Triklosan ve Bisfenol A bileşenleri, kontrol grubu dahil olmak üzere (0.00 mg/L), farklı konsantrasyonlarda (0.001 mg/L, 0.002 mg/L, 0.005 mg/L, 0.01 mg/L, 0.02 mg/L, 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L), *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri üzerinde LC₅₀ değerlerinin belirlenmesi ve olası davranış bozukluklarının gözlenmesi amacıyla test edildi. Bu test, Triklosan ve Bisfenol A'nın farklı konsantrasyonlarda sucul organizmalar üzerindeki akut toksisitesini ve potansiyel davranışsal etkilerini değerlendirmeyi hedeflemektedir.

Çizelge 3.4. Çalışmada kullanılan Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarının konsantrasyonları.

Kimyasal Bileşen/ Konsantrasyon (mg/L)	Kontrol	1	2	3	4	5	6	7	8
Bisfenol A (BPA)	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Triklosan (TCS)	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2

Her biri 4.5 litre hacmindeki araştırma tanklarına yerleştirilmek üzere stok tankından adaptasyonları tamamlanmış, ortalama ağırlıkları 0.938 ± 0.09 gram olan toplam 5 adet *Poecilia reticulata* ve 5 adet *Danio rerio* balığı seçildi. Deney süresince su sıcaklığı sürekli olarak kontrol altında tutulurken, pH ve çözünmüş oksijen miktarları günlük olarak ölçüldü ve kayıt altına alındı. Su ortamının sıcaklığı, termostatlı ısıtıcılar kullanılarak istikrarlı bir şekilde sağlandı (URL-9).

Triklosan stok çözeltisi, sırasıyla 0-0.001-0.002-0.005-0.01-0.02-0.05-0.1 ve 0.2 mg/L konsantrasyonlarına sahip olacak şekilde, DMSO (Sigma-Aldrich, Dimethyl sulfoxide – CAS Number: 67-68-5) içerisinde hazırlandı ve bu çözeltiler karanlık bir ortamda 4 °C'de muhafaza edildi. Test çözeltileri, stok çözeltisinin E3 ortamında (5.0 mM NaCl, 0.17 mM KCl, 0.33 mM CaCl, 0.33 mM MgSO₄, pH 7.2) seyreltilerek hazırlandı. BPA test solüsyonu hazırlanması için 1 mL (litre başına 1 mL) aseton içinde seyreltilerek, %5 sakaroz (Merck; Darmstadt, Almanya – CAS Number: 57-50-1) çözeltisi ile 1 litreye tamamlanarak, 0-0.001-0.002-0.005-0.01-0.02-0.05-0.1 ve 0.2 mg/L BPA stok çözeltileri oluşturuldu ve bu çözeltiler karanlık bir ortamda 4 °C'de saklandı.

Deney ortamlarına kimyasal dozlama, balıkları test akvaryumuna ekmeden önce uygulanmıştır (URL-9). Kimyasal bileşenlerin *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balıkları üzerindeki akut konsantrasyonlarının belirlenmesi ve biyotest sonuçlarından

elde edilen ölü birey sayıları, EPA Probit yöntemi kullanılarak hesaplanmıştır. Kimyasal maruziyetin neden olduğu davranış bozuklukları ve balık ölüm anları, Logitech C505E HD marka video kamerasıyla kaydedilmiştir.

Deneyin ilk 24 saati boyunca her 3 saatte bir olacak şekilde detaylı gözlemler gerçekleştirilmiştir. Test akvaryumu gün içinde düzenli aralıklarla kontrol edilmiş; denge bozukluğu (örneğin, denge kaybı, başın yukarı veya aşağı eğilmesi, yüzeyde yüzmek veya batmak), fiziksel görünüm (zayıf veya koyu pigmentasyon, ekzoftalmi), ventilasyon davranışı (örneğin, hiper, hipo veya düzensiz solunum) ve yüzme davranışı (hiper veya hipo aktivite, hareketsizlik, konvülsiyonlar, su yüzeyine veya tabana yakın yoğun yüzme) gibi durumlar video kamerası aracılığıyla kaydedilmiştir. Test balıklarında belirgin bir hareketlilik olmaması veya kuyruk sapına dokunulduğunda tepki alınamaması durumunda balık ölmüş olarak kabul edilmiş, hemen test ortamından çıkarılarak resimlenmiş ve kayıt altına alınmıştır (Sahu vd., 2018).

Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarına maruziyetin ardından *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* test gruplarında çeşitli parametreler gözlemlenmiştir. Bu gözlemler, balıkların sergilediği hiperaktivite, denge kaybı, suda asılı kalma, kaudal bükme, saldırganlık, yavaş dönme hareketi, düzensiz yüzme ve ölüm gibi belirtileri içermektedir (Çelebi ve Gök, 2018). Gözlemlenen parametreleri sıralamak gerekirse: Hiperaktivite, balıklardaki ani hızlanma, cam yüzeylere vurma gibi durumlar, denge kaybı, balığın yüzme hareketine karşı gösterdiği yetersiz mukavemet, suda asılı kalma, balığın suda hareketsiz bir şekilde uzun süre beklemesi. Kaudal bükme, Balığın iskeletinde gözle görünür değişiklik, saldırganlık, akvaryumdaki diğer balıklara karşı yırtıcı davranış, ısırma gibi durumlar, yavaş dönme hareketi, balıkların akvaryumda yüzerken dönme hareketinde gösterdikleri yavaşlama, düzensiz yüzme, balığın yüzme hareketlerinde gösterdiği anormal durumlar (ters yüzme, geri geri yüzme, dik yüzme gibi), ölüm, balıkların test sırasında akvaryum ortamında yaşamını yitirmesi gibi parametreler bulunmaktadır.

Akut toksisite çalışması kapsamında, Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarının *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri üzerindeki etkisi değerlendirilmiştir. Bu değerlendirme, balıkların yüzme hızı ve yüzme derinliklerinde meydana gelen değişimleri içermektedir (Çelebi ve Gök, 2018).

Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarının etkisiyle *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinin ölüm saatleri incelenmiş ve bu veriler, akut toksisite test yöntemlerinden Behrens Karber Metodu ve Probit Analizi kullanılarak değerlendirilmiştir (Mahamat ve Altıntaş, 2020). Bu analizler sonucunda *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* türlerinin LC₅₀ (yarım öldürücü konsantrasyon) değerleri hesaplanmıştır.

Çizelge 3.5. *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinin Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarına maruz kalma koşulları (URL-9).

Test Süresi	48 Saat
Yükleme	Balıklar için statik test yöntemi ve yükleme değeri olarak 0.8 g Islak Ağırlık Balık/L kullanıldı.
Işık	Test süresinde 12 saat aydınlık, 12 saat karanlık fotoperiyodu kullanıldı
Sıcaklık	Test suyu sıcaklığı, ortalama 21-25 °C sahip ve birbirleri izleyen günler içerisinde ± 2°C'den fazla sıcaklık farklılığı olmamasına özen gösterildi
pH	Suyun ortalama pH değeri 6.0-8.5 olarak belirlendi
Tuzluluk	Suyun tuzluluk oranı ortalama ‰<0.2 olarak ölçülmüştür.
Oksijen Konsantrasyonu	Hava doygunluk değerinin %60'nın altına düşmemek kaydı ile havalandırıldı.
Besleme	Test sırasında besleme gerçekleşmedi
Ortam koşulları	Aşırı titreşim veya gürültü gibi balığın davranışını değiştirebilecek rahatsızlıklardan kaçınıldı.

3.2.2 Akut toksisite test yöntemleri

Bu araştırmada, *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* türlerinin Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarına maruziyeti sonucunda 48 saatlik LC₅₀ değerlerini belirlemek amacıyla Probit Analiz Metodu ve Behrens Karber Metodu kullanılmıştır. LC₅₀ konsantrasyon değerlerinin hesaplanmasında Probit Analizi SPSS 15.0 bilgisayar programıyla, Behrens Karber Metodu ile hesaplamada kullanılan denklem (3.1) Mahamat ve Altıntaş (2020) tarafından şu şekilde ifade edilmiştir:

$$LC_{50} = LC_{100} - \frac{ab + \dots + ab}{n} \quad (3.1)$$

LC₁₀₀ : Balıkların tamamını öldüren konsantrasyon

LC₅₀ : Balıkların yarısını öldüren konsantrasyon

a : Birbirini izleyen iki konsantrasyon arasındaki fark

b : Birbirini izleyen iki konsantrasoyondan ileri gelen ölümlerin aritmetik ortalaması

n : Her gurptaki balık sayısı

LC₅₀ (%50 Öldürücü Konsantrasyon) yöntemi, belirli bir zaman dilimi içinde bir toksik maddenin bulunduğu ortamda bulunan bireylerin %50'sini öldüren madde konsantrasyonunu belirlemeyi amaçlar. Toksik madde konsantrasyonu düşük olduğunda ölüm belirtileri görülmeyebilir veya çok düşük oranlarda ölüm gerçekleşebilir. Ancak toksik kimyasal madde konsantrasyonu arttıkça ölüm oranı da artar, belirli bir konsantrasyondan sonra ise bireylerin tamamında ölüm meydana gelir. Bu tür denemelerde toksik madde konsantrasyonu (X) ile ölüm oranı (Y) arasında sigmoid bir ilişki bulunur, yani 'S' şeklinde bir eğri görülür. Bu sigmoid eğri üzerinde interpolasyon yoluyla LC₅₀'nin hesaplanması mümkündür (Döngel, 2010).

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1 Triklosan Kimyasalının Etkileri

4.1.1 Triklosan kimyasalının *Poecillia reticulata* ve *Danio rerio* balıkları üzerindeki davranışsal etkileri

Akut toksisite çalışmamızda, farklı konsantrasyonlardaki Triklosan'a (TCS) maruz kalan *Poecillia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri üzerindeki davranış değişimleri 48 saatlik test süresince gözlemlenmiştir. Kontrol grubu (0 mg/L) ile 0.001 mg/L, 0.002 mg/L, 0.005 mg/L, 0.01 mg/L, 0.02 mg/L, 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L TCS konsantrasyonları, ortalama ağırlıkları 0.938 ± 0.09 ve ortalama boyları 4 ± 0.3 cm olan balıkların yüzme hızları, yüzme derinlikleri, hiperaktivite, denge kaybı, suda asılı kalma, kaudal bükme, saldırganlık, yavaş dönme hareketi ve dengesiz yüzme gibi çeşitli davranış değişimleri gözlemlenmiştir.

Akut toksisite deneylerinde, 0.05 mg/L konsantrasyonundaki TCS kimyasalına maruz kalan *Poecillia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinde, 1. ve 8. saatler arasındaki hareket hızları ortalama 53.5 mm/s olarak kaydedildi. Ancak, test süresinin 24. ve 32. saatleri arasında balıkların hareket hızları ortalama 41.5 mm/s olarak gözlemlendi, bu davranış, test süresinin uzamasıyla birlikte balıkların yüzme hızlarının azaldığını işaret etmektedir. Ayrıca, 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L Triklosan konsantrasyonlarında, test süresinin ilk saatlerinde balıkların hızlarında belirgin değişimler görüldü. Ancak, test süresi ilerledikçe balıkların hareketlerinde ve yüzme hızlarında değişim frekansı düştü ve buna bağlı olarak balıkların askıda kalma süreleri uzadı. Diğer taraftan, 0 mg/L, 0.001 mg/L, 0.002 mg/L ve 0.005 mg/L konsantrasyonlarında test süresi boyunca yüzme hızı ve yüzme derinliklerinde belirgin farklar gözlenmedi; balıklar, daha sabit yüzme hızları ve yüzme derinlikleriyle hareket etti (Çizelge 4.1 ve Çizelge 4.2).

1. saatteki 0.05 mg/L ve kontrol grubu (0 mg/L TCS konsantrasyonu) arasında yüzme hızı karşılaştırıldığında, 0.05 mg/L TCS'ye maruz kalan balıkların ortalama yüzme hızının, kontrol grubundaki balıkların yüzme hızından belirgin bir şekilde daha düşük olduğu gözlemlenmiştir. Bu bulgu, 0.05 mg/L TCS konsantrasyonunun balıkların hareket yeteneklerini olumsuz yönde etkileyebileceğini düşündürmektedir (Çizelge 4.1).

0.2 mg/L konsantrasyonundaki TCS kimyasalına maruz kalan balıklar ile 0.001 mg/L konsantrasyonundaki balıklar arasındaki 16. saatteki yüzme hızı değişimi incelendiğinde, belirgin bir fark gözlemlenmiştir. 0.2 mg/L konsantrasyonundaki balıkların yüzme hızının, düşük konsantrasyondaki balıklarının daha altında olduğu gözlemlenmektedir. Bu durumun, yüksek konsantrasyondaki TCS kimyasalının balıkların motor fonksiyonlarını olumsuz yönde etkileyebileceğini düşündürmektedir (Çizelge 4.2).

Konsantrasyon seviyeleri arttıkça, testin başlangıcında balıkların test ortamı içinde yüzeye yakın hareketler sergiledikleri gözlemlenirken, testin ilerleyen saatlerinde balıkların taban yüzeyine doğru hareket ettiği belirlenmiştir. Ancak, 0.2 mg/L TCS konsantrasyonuna maruz kalan *Danio rerio* bireylerinin test süresince akvaryumun tabanına yakın bölgelerde hareket ettiği gözlemlenmiş; bu gözlem, Triklosan kimyasalına maruz kalan balıkların akvaryumun üst kısımlarına hareket etmekte zorlandığını ortaya koymaktadır. Düşük konsantrasyonlarda ise balıkların test ortamına daha kolay adapte olduğu ve yüzme derinliklerinde belirgin bir değişiklik olmadığı gözlemlenmiştir (Çizelge 4.1 ve Çizelge 4.2).

Çizelge 4.1 ve Çizelge 4.2, farklı Triklosan konsantrasyonlarına maruz kalan zebra balıklarının akvaryum içerisindeki yüzme derinliği değişimini göstermektedir. Konsantrasyon arttıkça, zebra balıklarının genellikle düşük bir yüzme derinliği sergilediği ve zaman içinde bu derinliğin azaldığı gözlemlenmektedir. Özellikle 0.2'den 0.005 mg/L'ye kadar olan konsantrasyonlarda belirgin bir azalma görülmekte ve bu gözlem Triklosan'ın balıkların yüzme davranışları üzerindeki olumsuz etkisini işaret edebilir. Ancak, düşük konsantrasyonlarda (örneğin, 0.001 mg/L) bu değişimin daha sınırlı olduğu gözlemlenmektedir. Bu veriler, Triklosan konsantrasyonunun zebra balıklarının yüzme derinliği üzerindeki etkisinin konsantrasyona bağlı olarak değişebileceğini göstermektedir.

Çizelge 4.1. *Poecilia reticulata* bireylerinin Triklosan kimyasalına maruziyetten sonra bireylerin yüzme hızı ve derinliğine etkisi.

		Konsantrasyon (mg/L)								
Parametreler	Süre (Saat)	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Yüzme Hızı (mm/s)	0-1	43±1.1	41±1.2	42.3±1.2	52.3±2.1	55.3±2.3	55.2±3.8	56±4.1	58±7.3	60±11.3
	8.	44±0.6	43.2±1.1	40.1±0.9	51±2.3	45±3.5	59.3±2.2	50.3±3.8	40±4.8	38±6.2
	16.	43±1.1	40±1.1	39±1.4	49±2.6	42±4.1	52±2.9	49±3.5	25±2.6	18±3.6
	24.	42±1	42±1.5	42.5±0.8	42±3.7	36±4.2	48±3.1	45±2.9	DY	DY
	32.	43±0.8	43±1.2	43.2±1.4	38±3.2	38±3.2	40±4.2	43±2.3	DY	DY
	40.	44±1.2	41.2±1.2	41±1.5	37±2.2	34±2.3	37±3.1	38±2.4	DY	DY
	48.	43±1.3	40±1.3	42±1.3	36±2.1	32±1.4	30±2.7	27±1.9	DY	DY
Yüzme Derinliği (mm)	0-1	78±5.2	80±7.5	84±8.6	86±5.1	90±7.6	110±9.2	117±5.1	90±15.1	118±10.2
	8.	82±3.3	90±6.8	90±8.2	92±6.2	92±6.4	115±8.1	120±3.2	110±11.2	74±14.2
	16.	77±4.8	89±8.2	92±7.5	94±7.3	94±7.2	110±6.9	115±4.2	45±13.4	38±5.2
	24.	84±5.4	87±8.5	88±9.2	92±6.6	98±8.1	105±5.8	114±5.3	DY	DY
	32.	82±5.1	83±9.6	83±7.1	91±7.9	101±6.1	100±6.6	102±5.9	DY	DY
	40.	80±5.7	88±7.1	91±6.1	96±6.8	98±7.4	108±7.1	104±4.9	DY	DY
	48.	77±5.5	80±8.2	89±7.4	96±5.2	99±8.2	103±6.7	101±3.8	DY	DY

DY: Değer yok; Balıklarda ölüm gerçekleşti, mortalite değeri %100.

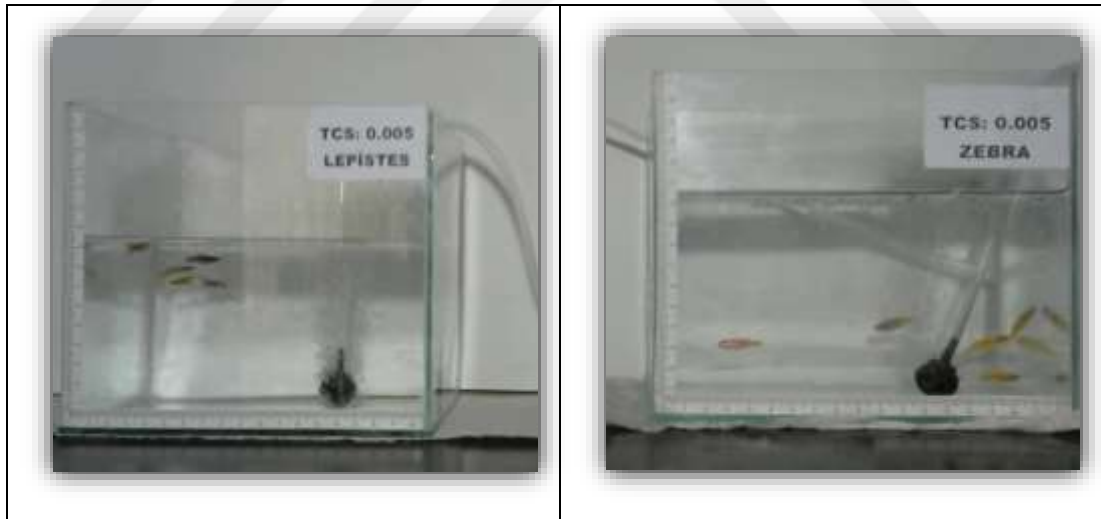
Çizelge 4.2. *Danio rerio* bireylerinin Triklolan kimyasalına maruziyetten sonra bireylerin yüzme hızı ve derinliğine etkisi.

		Konsantrasyon (mg/L)								
Parametreler	Süre (Saat)	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Yüzme Hızı (mm/s)	0-1	42±1.4	41±2	45±3.4	52±5.1	58±3	52±5.3	57±3.8	62±7.2	69±14.8
	8.	43±1.2	39±2	41±3.1	50±4.2	49±4.2	47±3.2	51±4.9	32±5.1	26±2.7
	16.	45±1.8	40±2.1	47±4.1	53±2.8	46±2.5	42±4.1	45±3.2	28±1.6	DY
	24.	41±2	41±3.2	46±3.5	56±2.8	45±3.8	40±5.2	41±3.8	DY	DY
	32.	43±2.1	43±2.5	40±5.1	48±4.4	41±5.6	37±3.2	37±3.1	DY	DY
	40.	41±3.1	44±3.2	46±4.5	46±4.9	38±4.3	39±2.3	33±2.8	DY	DY
	48.	43±2.1	42±4.4	45±3.8	44±2.1	33±3.4	31±5.4	30±2.2	DY	DY
Yüzme Derinliği (mm)	0-1	75±3.1	70±5.3	64±4.4	60±4.9	53±5.2	40±6.3	80±12.4	76±15.6	38±12.3
	8.	80±2.8	75±4.8	67±5.1	65±5.2	59±5.9	36±4.4	78±9.2	98±16.5	25±4.3
	16.	77±2	69±4.2	65±5.5	59±6.2	57±5.2	45±6.1	81±8.3	26±3.2	DY
	24.	82±3	68±5.3	64±4.8	61±6.5	63±4.2	48±5.1	72±7.7	DY	DY
	32.	79±2.8	72±4.7	59±3.8	57±5.1	52±4.6	44±4.2	44±4	DY	DY
	40.	81±2.3	66±5.1	61±3.1	55±3.2	50±5.5	43±5.2	32±3.2	DY	DY
	48.	80±2.1	68±3.9	59±3.2	51±2.2	47±2.2	38±3.2	28±2.2	DY	DY

DY: Değer yok; Balıklarda ölüm gerçekleşti, mortalite değeri %100.

Kontrol (0 mg/L), 0.001 mg/L, 0.002 mg/L, 0.005 mg/L, 0.01 mg/L, 0.02 mg/L, 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L Triklosan konsantrasyonlarına maruz kalan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balıklarının 48. saat boyunca yapılan yüzme hızı ve yüzme derinliği çalışması, Triklosan konsantrasyonlarının artmasıyla birlikte balıkların hareket hızı ve yüzme derinliklerinde belirgin değişimler gözlenilmiştir. Özellikle, TCS kimyasalının *Danio rerio* balıklarının yüzme hızlarındaki değişimlere karşı daha etkili olduğu gözlemlenmiştir. Bu bulgular, Triklosan'ın sucul organizmaların davranışsal özellikleri üzerinde doz bağımlı bir etkisi olduğunu ve belirli konsantrasyonlarda bu kimyasalın etkilerinin daha belirgin hale geldiğini göstermektedir (Çizelge 4.1 ve Çizelge 4.2).

Akut toksisite deneyleri esnasında, 0.001 mg/L, 0.002 mg/L, 0.005 mg/L ve 0.01 mg/L Triklosan kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* bireyleri akvaryumun üst kısımlarında aktif bir şekilde hareket ederken, *Danio rerio* bireyleri deney boyunca genellikle akvaryumun alt kısımlarında hareket etmişlerdir (Şekil 4.1). Bu gözlemler, farklı Triklosan konsantrasyonlarının sucul organizmaların davranışsal özelliklerini etkileme potansiyeline işaret etmektedir.



Şekil 4.1. Triklosan kimyasalının *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balıklarına maruziyetinin 24. saatinde yüzme derinlikleri.

0.001 mg/L, 0.002 mg/L ve 0.005 mg/L Triklosan kimyasallarına maruz kalan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinde, anormal davranış gözlenme sıklığı düşüken, test düzeneğinde kullanılan doz miktarları 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L TCS düzeylerine geldiğinde, bireylerde hiperaktivitenin arttığı, kontrolsüz ve hızlı

eylemlerde bulunan balıkların akvaryum camına başlarını vurmaya başladığı, hem cinslerine karşı daha saldırgan davranışlar sergilediği, dik veya ters yüzme hareketleri gibi anormallik frekanslarında artış gözlemlenmiştir (Çizelge 4.3). Bu bulgular, yüksek Triklosan konsantrasyonlarının sucul organizmalar üzerinde olumsuz davranışsal etkileri olabileceğini göstermektedir.

Poecilia reticulata ve *Danio rerio* balıklarında TCS konsantrasyonu 0.02 mg/L değerlerine gelene kadar hiperaktivite davranışlarında anormallik saptanmamıştır. *Poecilia reticulata* balıkları ile yapılan akut toksisite testlerinde 0 mg/L ile 0.01 mg/L TCS konsantrasyon aralığında hiperaktivite hareketlerinde herhangi bir anormallik gözlenmemiştir. Ancak, 0.02 mg/L ile 0.05 mg/L TCS konsantrasyon aralığında hiperaktivite hareketleri çok nadir gözlenirken, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L TCS konsantrasyonunda hiperaktivite hareketlerinin gözlemlenme sıklığının arttığı tespit edilmiştir (Çizelge 4.3 ve Çizelge 4.4).

0.02 mg/L, 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L yüksek TCS konsantrasyonlarına maruz kalan balıklarda ters yüzme, geri geri yüzme ve baş üstü çakılma gibi anormal davranışlar gözlemlendi. Ayrıca, ilerleyen zamanlarda balıkların iskeletlerinde kaudal bükmeleler gözle görünür hale geldi.

Bu durumlar, yüksek TCS konsantrasyonlarının balıkların sağlığını olumsuz yönde etkileyebileceğini işaret etmektedir. Balıklar, ölüme yakın su ortamında askıda kalmakta, yavaş yüzme hareketleri sergilemekte ve oluşan dalgalara karşılık veremeyecek kadar denge kaybı yaşamaktadır (Çizelge 4.4). Bu gözlemler, yüksek Triklosan konsantrasyonlarının balıklar üzerinde ciddi fizyolojik ve davranışsal etkilere neden olabileceğini göstermektedir.

Poecilia reticulata balıkları 0.005 mg/L Triklosan kimyasalına maruz kalmasına rağmen denge kaybı hareketi göstermezken, 0.001 mg/L TCS konsantrasyonuna maruz kalan *Danio rerio* balıklarında su ortamında hareket ederken denge kaybı hareketleri gösterdi ve denge kurmakta zorlandığı tespit edildi. Düşük konsantrasyon değerlerinde test sırasında, balıklarda saldırganlık hareketleri gözlenmediği fakat 0.02 mg/L TCS konsantrasyonunda *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balıklarında saldırganlık hareketleri saptanmış, yükselen konsantrasyonlar ile balıkların hem cinslerinin kuyruklarını ısırma veya cam yüzeylere vurma, ani hareketler gibi davranış

değişimleri gözlemlenmiştir (Çizelge 4.3 ve Çizelge 4.4). Bu sonuçlar, Triklosan konsantrasyonundaki artışın balıkların sosyal davranışlarını olumsuz yönde etkileyebileceğini göstermektedir.

0.1 mg/L ve 0.2 mg/L TCS konsantrasyonlarında test ortamına giren *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balıklarının, testin ilk saatlerinde saldırganlıklarının arttığı gözlenmiştir. Bu gözlenen durum, balıkların diğer bireylere saldırma, yüzeye çıkmaya çalışma ve cam yüzeye vurma/çarpma gibi eylemler sergilediklerini göstermektedir. Ancak, test süresi ilerledikçe balıkların saldırgan davranış biçimden çıkarak daha sakin hareketler sergiledikleri ve su yüzeyine çıkmak yerine akvaryumun alt kısımlarında hareket ettikleri gözlemlenmiştir.

Poecilia reticulata balıklarının 0 mg/L, 0.001 mg/L, 0.002 mg/L ve 0.005 mg/L TCS konsantrasyonlarına maruz kaldıkları sırasında yavaş dönme hareketini sergilememişlerdir. Ancak, *Danio rerio* balıkları düşük konsantrasyonlarda, örneğin 0.001 mg/L TCS gibi, yavaş dönme hareketini göstermeye başlamışlardır. 0.002 mg/L ve 0.02 mg/L TCS arasındaki konsantrasyonlara maruz bırakılan *Danio rerio* balıkları yavaş dönme hareketi sergilemişlerdir. Bununla birlikte, 0.05 mg/L konsantrasyonunda *Danio rerio* balıkları yavaş dönme hareketleri göstermemişlerdir. Bu davranışın nedeni, balıkların bu konsantrasyonda su ortamında askıda kalmaya başlayarak hızlarında yavaşlama olduğu düşünülmektedir.

Çizelge 4.3. Triklosan kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* bireylerinde gözlenen davranış değişimleri.

Konsantrasyon(mg/L) /Parametreler	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Hiperaktivite	0	0	0	0	0	0+	0+	++	+++
Denge Kaybı	0	0	0	0	+	++	++	++	+++
Suda Asılı Kalma	0	0+	0	+	+	0+	0+	+++	+++
Kaudal Bükme	0	0	0	0+	0+	+	+	+	++
Saldırganlık	0	0	0	0	0	0+	+	+	+
Yavaş Döme Hareketi	0	0	0	0+	0+	0+	+	++	++
Düzensiz Yüzme	0	0	0+	+	+	++	++	+++	+++
Ölüm	0	0	0+	0+	+	+	++	+++	+++

0: anormallik yok, 0+: anormallik çok nadir, +: anormallik frekansı düşük, ++: anormallik frekansı orta, +++: anormallik frekansı yüksek

Çizelge 4.4. Triklosan kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* bireylerinde gözlenen davranış değişimleri.

Konsantrasyon(mg/L) /Parametreler	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Hiperaktivite	0	0	0	0	0	0+	+	++	+++
Denge Kaybı	0	0+	0	+	+	++	++	++	++
Suda Asılı Kalma	0	0	0+	+	+	+	++	+++	+++
Kaudal Bükme	0	0	0	0	+	+	+	+	++
Saldırganlık	0	0	0	0	0	+	+	++	+++
Yavaş Döme Hareketi	0	0+	+	+	+	+	0+	++	++
Düzensiz Yüzme	0	0	+	+	+	++	++	+++	++
Ölüm	0	0	0+	0+	+	++	++	+++	+++

0: anormallik yok, 0+: anormallik çok nadir, +: anormallik frekansı düşük, ++: anormallik frekansı orta, +++: anormallik frekansı yüksek

Sahu ve diğerleri (2018) tarafından gerçekleştirilen çalışma, Triklosan kimyasalının balıklar üzerindeki etkilerini inceleyerek deney süresince gözlenen davranışsal değişimleri ortaya koymuştur. Balıkların akut toksisite çalışmasının ilk saatlerinde, Triklosan'a maruz kalan balıkların tanklarda düzensiz yüzme hareketleri ve hiperaktivite sergilediği belirlenmiştir. Triklosan'a maruz kalan balıklarda kaçma veya zıplama eğiliminde bir artış da gözlenmiştir. Kimyasalın eklenmesiyle birlikte balıkların tankın dibine doğru hareket etmeye başlaması da dikkat çekici bir davranış değişikliği olarak tespit edilmiştir. Ölüme yaklaştıkça, maruz kalan balıkların hava yutma, solunum sıkıntısı, yavaş hareket, koordinasyonsuz yüzme ve vücut yüzeyinde aşırı mukus üretimi gibi çeşitli davranış bozuklukları gösterdiği belirlenmiştir. Bu davranışsal düzensizlikler, Triklosan konsantrasyonlarındaki artışla doğru orantılı bir şekilde artmış ve konsantrasyon ile pozitif bir korelasyon sergilemiştir.

Triklosan üzerine yapılan diğer davranış bozukluğu çalışmaları incelendiğinde, yetişkin *Danio rerio* balıklarının Triklosan kimyasalına maruziyeti ile ilgili önemli bulgulara işaret etmektedir. Bu çalışmalardan biri, yetişkin *Danio rerio* balıklarının Triklosan konsantrasyonu arttıkça kat edilen toplam mesafe ve hareket hızının azaldığını ortaya koymaktadır. Ayrıca, balıkların Triklosan'a maruz bırakılmasıyla donma ve suda asılı kalma davranışlarında bir artış gözlemlenmiştir (Kawahata vd., 2004). Diğer bir çalışma ise, Triklosan'a maruz kalan yetişkin *Danio rerio* balıklarının davranış ve fiziksel görünümündeki değişiklikleri incelemiştir. Bu çalışmada, 96 saat maruziyet sonrasında 0.5 mg/L'ye maruz kalan balıkların omurga

malformasyonları ve perikardiyal ödem gibi çeşitli gelişimsel etkiler sergilediği tespit edilmiştir (Oliveira vd., 2009). Özellikle en yüksek konsantrasyonlarda düzensiz yüzme, denge kaybı ve anormal operkulum gibi durumlar gözlemlenmiştir. Bu çalışmaların ışığında, Triklosan'ın çevre için 0.3 mg/L'ye eşit veya daha yüksek konsantrasyonlarda yüksek bir risk oluşturabileceği kanısına varılmaktadır.

Kim vd.'nin (2018) yaptığı çalışma, Triklosan kimyasalının *Danio rerio* balıkları üzerindeki etkilerini incelemiş ve önemli bulgulara ulaşmıştır. Bu çalışmada, kimyasala maruz kalan *Danio rerio* balığı embriyolarının kuluçka sürelerinin uzadığı, kalp atışlarının azaldığı ve yüksek Triklosan konsantrasyonlarında hayatta kalma süresinin kısaldığı tespit edilmiştir. Ayrıca, Triklosan'a maruz kalan bireylerde gelişimsel anormalliklerin belirgin bir artış gösterdiği gözlemlenmiştir. Kontrol grubunda herhangi bir morfolojik değişiklik gözlenmezken, 0.4 mg/L konsantrasyonunda Triklosan'a maruz kalan balıklarda ön beyin ve arka beyin boyutunun küçüldüğü ve orta beyin ile arka beyin arasındaki sınırın ileri doğru kaydığı gözlemlenmiştir. Bu morfolojik değişiklikler, Triklosan'ın balıkların gelişimine olumsuz etki edebileceğini ve özellikle yüksek konsantrasyonlarda ciddi sonuçlara neden olabileceğini düşündürmektedir. Bu bulgular, Triklosan'ın sucul yaşam formları üzerindeki potansiyel zararlı etkilerini vurgulamaktadır.

Wirt vd. (2018) Triklosan etkisi üzerine yaptığı çalışmada, $\geq 0.4 \mu\text{g TCS/L}$ konsantrasyonuna maruz kalan yumurtalardan çıkan balıkların sayısında belirgin bir azalma gözlemlenmiştir. Yumurtadan çıkan balık yavrularının, 16 günlük depurasyon süresinin ardından kontrol balıklarına kıyasla yaklaşık %10 daha küçük olduğu ve önemli sayıda balığın zayıfladığı gözlemlenmiştir. Ayrıca, $\geq 0.4 \mu\text{g TCS/L}$ konsantrasyonuna maruz kalan larvaların, yaklaşık %10 daha az yem yakalayarak yiyecek arama verimliliğini azalttığı tespit edilmiştir. Balıkların Triklosan kimyasalına maruziyet konsantrasyonundaki artışla birlikte kuluçka oranlarında azalma eğilimi göstermesi, Triklosan'ın balıkların üreme başarısını olumsuz yönde etkileyebileceğini işaret etmektedir. Burdan yola çıkarak, Triklosan'ın sucul organizmaların erken yaşam evreleri üzerindeki potansiyel zararlı etkilerini vurgulamaktadır.

Liang vd. (2013) Triklosan kimyasalının balıkların enzim aktiviteleri üzerindeki etkisini incelediği çalışmada, Triklosan'a maruz kalan balıkların hem Faz I hem de Faz II gen seviyelerini arttırarak tipik bir indükleyici görevi görebileceği, ancak moleküler

seviyelerin, TCS maruziyetine enzim aktivitelerinden daha duyarlı olduğu bulunmuştur. Bu çalışmada, erkek balıkların dişilere göre daha yüksek gen ifade seviyelerine ve enzim aktivitelerinde daha dramatik değışikliklere sahip olduğu gözlemlenmiştir.

Bu durum, deniz canlılarının Triklosan'a maruz kaldıklarında cinsel farklılıkların gen ifadesi ve enzim aktivitesinde önemli bir rol oynadığını düşündürebilir. Triklosan'ın biyokimyasal ve genetik düzeyde sucul organizmalar üzerinde cinsiyetle ilişkili etkilerini vurgulamaktadır.

4.1.2 Triklosan kimyasalının *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri için LC₅₀ değeri

Akut toksisite çalışmasında, ortalama ağırlıkları 0.938 ± 0.09 gram ve ortalama boyları 4 ± 0.3 cm olan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri, kontrol (0 mg/L) ile birlikte 0.001 mg/L, 0.002 mg/L, 0.005 mg/L, 0.01 mg/L, 0.02 mg/L, 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L Triklosan konsantrasyonlarına 48 saat boyunca maruz bırakılmıştır.

Akut toksisite çalışmasında, *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerine 48 saat boyunca maruz bırakılan Triklosan kimyasalının LC₅₀ konsantrasyon değeri Probit Analizi ile sırasıyla 0.03328 mg/L ve 0.03017 mg/L TCS olarak belirlenmiştir (Şekil 4.2 ve Şekil 4.3). Ayrıca, Behrens Karber metoduna göre hesaplanan LC₅₀ değeri ise sırasıyla 0.038 mg/L ve 0.031 mg/L TCS olarak bulunmuştur (Çizelge 4.5 ve Çizelge 4.6).

Belirtilen konsantrasyonlarda Triklosan kimyasalının her iki balık türü üzerinde belirgin bir toksik etkiye sahip olduğunu göstermektedir. LC₅₀ değeri, Triklosan'ın bu organizmalar için ölümcül düzeyde toksik olduğunu ve bu kimyasalın sucul ekosistemlerde potansiyel bir tehlike oluşturabileceğini ortaya koymaktadır.

Triklosan kimyasalına maruz kalan, *Poecilia reticulata* balıkları üzerinde 48 saatlik akut toksisite deneyi sonucunda LC₅₀ değeri Behrens Karber metoduna göre 0.038 mg/L TCS olarak bulunmuştur (Çizelge 4.5).

Çizelge 4.5. Triklosan kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* balıklarının LC₅₀ değerlerinin Behrens Karber metodu ile hesaplama tablosu.

Grup	Hayvan Sayısı	Dozlar (mg/l)	Ölen Balık Sayısı	a	b	ab
1	5	0.001	0			
				0.001	0.5	0.0005
2	5	0.002	1			
				0.003	1.5	0.0045
3	5	0.005	2			
				0.005	2	0.01
4	5	0.01	2			
				0.01	2	0.02
5	5	0.02	2			
				0.03	2.5	0.075
6	5	0.05	3			
				0.05	4	0.2
7	5	0.1	5			

Not : Balıkların tamamı ikinci yüksek dozda da öldüğünden dolayı 0.2 mg/L sonuçları hesaplamaya katılmamıştır

a : Birbirini izleyen iki konsantrasyon arasındaki fark

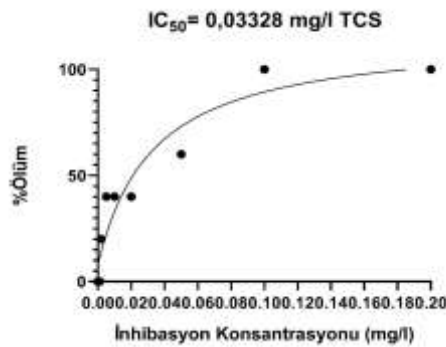
b : Birbirini izleyen iki konsantrasyondan ileri gelen ölümlerin aritmetik ortalaması

$$LC_{50} = 0.1 - \frac{0.0005 + 0.0045 + 0.01 + 0.02 + 0.075 + 0.2}{5}$$

$$LC_{50} = 0.1 - 0.062$$

$$LC_{50} = 0.038 \text{ mg/L TCS}$$

Triklosan kimyasalı ve *Poecilia reticulata* balıkları ile yapılan 48 saatlik akut toksisite deneyi sonucunda LC₅₀ değeri Probit Analizi yöntemine göre 0.03328 mg/L TCS bulunmuştur (Şekil 4.2).



Şekil 4.2. Triklosan kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* bireylerinin Probit analizi yöntemi ile hesaplanan % ölüm grafiği.

Triklosan kimyasalına maruz kalan, *Danio rerio* balıkları üzerinde 48 saatlik akut toksisite deneyi sonucunda LC₅₀ değeri Behrens Karber metoduna göre 0.0318 mg/L TCS olarak bulunmuştur (Çizelge 4.6).

Çizelge 4.6. Triklosan kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* balıklarının LC₅₀ değerlerinin Behrens Karber metodu ile hesaplama tablosu.

Grup	Hayvan Sayısı	Dozlar (mg/L)	Ölen Balık Sayısı	a	b	ab
1	5	0.001	1			
				0.001	1	0.001
2	5	0.002	1			
				0.003	1	0.003
3	5	0.005	1			
				0.005	1.5	0.007
4	5	0.01	2			
				0.01	2	0.02
5	5	0.02	2			
				0.03	3	0.09
6	5	0.05	4			
				0.05	4.5	0.22
7	5	0.1	5			

Not: *Danio rerio* balıkların tamamı ikinci yüksek dozda da öldüğünden dolayı 0.2 mg/L doz hesaplamaya katılmamıştır.

a: Birbirini izleyen iki konsantrasyon arasındaki fark

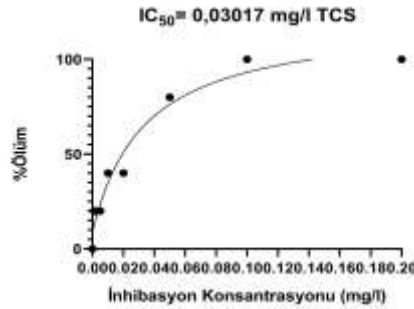
b: Birbirini izleyen iki konsantrasyondan ileri gelen ölümlerin aritmetik ortalaması

$$LC_{50} = 0.1 - \frac{0.001 + 0.003 + 0.0075 + 0.025 + 0.09 + 0.225}{5}$$

$$LC_{50} = 0.1 - 0.0682$$

$$LC_{50} = 0.0318 \text{ mg/L TCS}$$

Triklosan kimyasalı ve *Danio rerio* balıkları ile yapılan 48 saatlik akut toksisite testi sonucunda LC₅₀ değeri Probit Analizi yöntemine göre 0.03017 mg/L TCS bulunmuştur (Çizelge 4.3).



Şekil 4.3. Triklosan kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* bireylerinin Probit analizi yöntemi ile hesaplanan % ölüm grafiği.

Poecilia reticulata ve *Danio rerio* bireylerinin 48 saatlik akut toksisite testi süresinde Triklosan kimyasalının LC₅₀ değerlerini belirlemek için 0.001, 0.002, 0.005, 0.01, 0.02, 0.05, 0.1, 0.2 mg/L olmak üzere 8 farklı konsantrasyon denenmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, *Poecilia reticulata* için LC₅₀ değeri ortalama 0.03564 mg/L TCS, *Danio rerio* için ise ortalama 0.030985 mg/L TCS olarak belirlenmiştir.

0.001 mg/L TCS kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* bireylerinde ölüm gözlemlenmemişken, *Danio rerio* bireylerinde bu konsantrasyona maruz kalmanın ölüme yol açtığı gözlenmiştir. Özellikle, 0.05 mg/L TCS konsantrasyonunda lepestes balıklarındaki ölüm oranı %60 iken, zebra balıklarında bu oran %80'e yükselmiştir. Bu veriler, *Danio rerio* balıklarının TCS kimyasalına karşı daha kırılğan olduğunu göstermektedir. 48 saat boyunca TCS konsantrasyonlarına maruz kalan bireylerin mortalite değerleri incelendiğinde, *Danio rerio* için 0.001, 0.002 ve 0.005 mg/L'de sırasıyla %20, 0.01 ve 0.02 mg/L'de %40, 0.05 mg/L'de ise %80 olarak belirlenmiştir. *Poecilia reticulata* için ise 0.002 mg/L'de %20, 0.005, 0.01 ve 0.02 mg/L'de %40, 0.05 mg/L'de %60 olarak tespit edilmiştir. Ancak, 0.1 ve 0.2 mg/L TCS konsantrasyonlarında her iki balık türünde de test süresince görülen ölüm oranı %100 olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.7). Bu bulgular, özellikle belirli TCS konsantrasyonlarının balıklar üzerindeki ölümcül etkilerini vurgulamakta ve çevresel risk değerlendirmeleri için önemli veriler sağlamaktadır.

Çizelge 4.7. Triklosan kimyasalının farklı konsantrasyonlarında ve *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri ile yapılan 48 saatlik akut toksisite testlerindeki ölüm oranları.

Deney gruplarına uygulanan Triklosan konsantrasyonları (mg/l)	Deneyde kullanılan <i>Poecilia reticulata</i> sayısı	Deneyde kullanılan <i>Danio rerio</i> sayısı	Balık ölüm sayısı (yüzdesi) <i>Poecilia reticulata</i>	Balık ölüm sayısı (yüzdesi) <i>Danio rerio</i>
0	5	5	0 (%0)	0 (%0)
0.001	5	5	0 (%0)	1 (%20)
0.002	5	5	1 (%20)	1 (%20)
0.005	5	5	2 (%40)	1 (%20)
0.01	5	5	2 (%40)	2 (%40)
0.02	5	5	2 (%40)	2 (%40)
0.05	5	5	3 (%60)	4 (%80)
0.1	5	5	5 (%100)	5 (%100)
0.2	5	5	5 (%100)	5 (%100)

Triklosan kimyasalının *Danio rerio* ve *Poecilia reticulata* bireyleri üzerinde yapılan diğer LC₅₀ ve mortalite çalışmaları incelendiğinde, Kawahata vd., (2004) tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada, *Danio rerio* bireylerinin kontrol grubunda (0 mg/L) ve 0.3 mg/L Triklosan kimyasalına 48 saat maruz kaldıktan sonra %100'ünün hayatta kaldığı gözlemlenmiştir. Ancak, aynı süre boyunca 0.6 mg/L Triklosan kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* bireylerinin hayatta kalma oranının %66 olduğu

belirlenmiştir. Bu bulgu, Triklosan konsantrasyonunun artmasıyla birlikte balıkların hayatta kalma yeteneklerinde belirgin bir azalma olduğunu göstermekte ve çevresel etki düzeyinin konsantrasyona bağlı olarak değişebileceğini öne sürmektedir.

Oliveira vd., (2009) tarafından yapılan çalışmada, *Danio rerio* larva ve embriyolarına uygulanan Triklosan kimyasalına 96 saat maruz kalan bireylerin LC₅₀ değeri 0.42 mg/L olarak belirlenmiştir. Sahu vd., (2018) ise Triklosan kimyasalına 96 saat maruz kalan balıkların LC₅₀ değerini 1458 µg/L olarak hesaplamıştır. Liang vd., (2013) çalışmasında, Triklosan kimyasalına 24 saat maruziyet sonucunda 2.52 mg/L TCS konsantrasyonuna maruz kalan tüm balıkların öldüğü gözlemlenmiştir. Bu balıkların Triklosan kimyasalına 96 saatlik maruziyeti sonucunda ise LC₅₀ değeri 1.48 mg/L TCS olarak hesaplanmıştır. Bu bulgular, farklı deney koşullarında elde edilen LC₅₀ değerlerinin Triklosan kimyasalının toksik etkilerinin zaman ve konsantrasyon bağlamında değişebileceğini göstermektedir.

Escarrone vd., (2016) çalışmasında, *Poecilia reticulata* türleri üzerinde gerçekleştirilen 96 saatlik akut toksisite testi sonuçlarına göre, tüm balıkların en yüksek Triklosan konsantrasyonu olan 1.0 mg/L'de öldüğü belirlenmiştir. Bu test süresinde LC₅₀ değeri 0.6 mg/L olarak ölçülmüştür, bu değer 0.513 ila 0.676 mg/L arasındadır. Ayrıca, *Poecilia reticulata* balıklarının kas, beyin, karaciğer, solungaçlar ve gonadları üzerinde Triklosan konsantrasyonları ölçülmüş ve ortalama TCS konsantrasyonları sırasıyla Kas için: 1.24, Beyin için: 17.51, Solungaçlar için: 55.3, Gonadlar için: 183.1 ve Karaciğer için: 124.37 µg/g TCS olarak belirlenmiştir. Bu analizde en yüksek Triklosan seviyelerinin gonadlarda bulunması, bu bileşiğin üreme organlarına özel bir birikim gösterdiğini göstermektedir. Solungaçlarda yüksek Triklosan konsantrasyonunun, bu organların kimyasal ile kirlenmiş veya suda asılı kalan partiküllerle temas etmelerinden kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Özellikle, yüksek Triklosan seviyelerinin gonadlarda tespit edilmesi, bu bileşiğin potansiyel kalıtım ve üreme üzerindeki etkilerini anlamak için yapılacak daha fazla araştırmayı önemli kılmaktadır.

Zhang vd., (2018) çalışmasında, balıklar üzerinde gerçekleştirilen deneyde, Triklosan maruziyeti için öldürücü etkiyi gösteren bir "S" tipi eğrinin gözlemlendiği belirtilmiştir. Bu çalışmada, 0.3 mg/L'lik bir eşik dozun üzerinde TCS konsantrasyonunun artmasıyla ölüm oranlarının hızla yükseldiği gözlemlenmiştir.

Özellikle, 0.6 mg/L'de ölüm oranının %90'a kadar ulaştığı ve çalışma sonucunda elde edilen LC₅₀ değerinin 0.51 mg/L olduğu ifade edilmiştir. Belirli bir eşik konsantrasyonun üzerinde Triklosan'ın balıklar üzerinde öldürücü etkiye sahip olduğunu ve bu etkinin doza bağlı olarak arttığını göstermektedir.

Bu çalışmanın sonuçlarına göre, *Poecilia reticulata* için LC₅₀ değeri ortalama 0.03564 mg/L TCS, *Danio rerio* için ise ortalama 0.030985 mg/L TCS olarak belirlenmiştir. Bu değerler, diğer araştırmacıların çalışmalarındaki LC₅₀ değerleriyle karşılaştırıldığında, önemli farklılıklar ortaya çıkmaktadır.

Örneğin, Oliveira vd. (2009) tarafından yapılan çalışmada *Danio rerio* için belirlenen LC₅₀ değeri 0.42 mg/L iken, Sahu vd. (2018) tarafından yapılan çalışmada 1458 µg/L olarak tespit edilmiştir. Bu farklılıklar, Triklosan'ın toksik etkilerinin tür ve deney koşullarına bağlı olarak değişebileceğini göstermektedir. Triklosan'ın balıklar üzerindeki toksik etkileri, türler arası farklılıklar, organlardaki birikim, konsantrasyona bağlı etki ve zamanla değişen LC₅₀ değerleri gibi faktörlere bağlı olarak çeşitlilik göstermektedir.

Akut toksisite test çalışmasında, 48 saat içinde Triklosan kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balıklarının ölüm saatleri incelendiğinde, *Danio rerio* bireylerine karşı Triklosan kimyasalının daha ölümcül olduğu gözlemlenmiştir.

Bu gözlem, Triklosan kimyasalının *Poecilia reticulata*'ya göre *Danio rerio* bireyleri üzerinde daha toksik etki gösterdiğini ortaya koymaktadır. Örneğin, lepistes balığı 0.2 mg/L konsantrasyonunda son test balığının 15. saatinde ölürken, zebra balığının son test balığı 0.2 mg/L konsantrasyonunda 8 saat içinde ölmüştür. *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* türlerinde, 48 saatlik akut toksisite testinde 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L konsantrasyonlarda mortalite değerinin %100 olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.8 ve Çizelge 4.9).

Çizelge 4.8. Triklosan kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* balıklarının ölüm saati.

Test Konstrasyonu (mg/L TCS)	1. Balık	2. Balık	3. Balık	4. Balık	5. Balık
0	+	+	+	+	+
0.001	+	+	+	+	+
0.002	+	+	+	+	40. Saat
0.005	+	+	+	34. Saat	36. Saat
0.01	+	+	+	30. Saat	33. Saat
0.02	+	+	+	20. Saat	26. Saat
0.05	+	+	17. Saat	17. Saat	18. Saat
0.1	12. Saat	12. Saat	13. Saat	14. Saat	14. Saat
0.2	6. Saat	8. Saat	12. Saat	12. Saat	15. Saat

+: Deney sonuna kadar yaşamını sürdürdü.

Çizelge 4.9. Triklosan kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* balıklarının ölüm saati.

Test Konstrasyonu (mg/L TCS)	1. Balık	2. Balık	3. Balık	4. Balık	5. Balık
0	+	+	+	+	+
0.001	+	+	+	+	44. Saat
0.002	+	+	+	+	37. Saat
0.005	+	+	+	+	32. Saat
0.01	+	+	+	28. Saat	30. Saat
0.02	+	+	+	23. Saat	24. Saat
0.05	+	16. Saat	19. Saat	21. Saat	21. Saat
0.1	9. Saat	10. Saat	10. Saat	11. Saat	11. Saat
0.2	5. Saat	6. Saat	6. Saat	8. Saat	8. Saat

+: Deney sonuna kadar yaşamını sürdürdü.

4.2 Bisfenol A Kimyasalının Etkileri

4.2.1 Bisfenol A kimyasalının *Poecillia reticulata* ve *Danio rerio* balıkları üzerindeki davranışsal etkiler

Akut toksisite test çalışması kapsamında, 0.001, 0.002, 0.005, 0.01, 0.02, 0.05, 0.1 ve 0.2 mg/L dozlarda Bisfenol A kimyasalına maruz kalan, ortalama ağırlıkları 0.938 ± 0.09 gram ve ortalama boyları 4 ± 0.3 cm olan *Poecillia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinin 48 saat boyunca sergilediği davranış değişimleri dikkatle incelenmiştir. Yapılan gözlemler, bu bireylerin yüzme hızları, yüzme derinlikleri, hiperaktiflik, suda askıda kalma ve dengesiz yüzme gibi çeşitli davranışlarını içermektedir (Çizelge 4.10). Bu davranış değişimleri, Bisfenol A'nın bu su organizmaları üzerindeki akut toksik etkilerini değerlendirmek adına önemli bir gösterge olarak ele alınmıştır.

Aynı konsantrasyonlarda Bisfenol A kimyasalına maruz bırakılan *Poecilia reticulata* bireyleri, *Danio rerio* bireylerine göre akvaryumun üst kısımlarında yüzme hareketi sergilemişlerdir. Düşük konsantrasyonlarda *Poecilia reticulata* balıklarında test sonuna kadar hızlarında anormal değişiklikler gözlemlenmezken, *Danio rerio* balıklarında test süresi ilerledikçe balıklarda yavaşlama görülmüştür (Çizelge 4.10 ve Çizelge 4.11).

Bisfenol A kimyasalının konsantrasyonunun artmasıyla birlikte, akut toksisite deneylerinin ilk saatlerinde balıkların yüzme hızlarında belirgin bir hızlanma gözlemlenmiştir. Özellikle, *Poecilia reticulata* bireyleri üzerinde yapılan incelemelerde, kontrol grubundaki deneyin 1. saatinde 49 mm/s hızla hareket eden balıkların, 0.2 mg/L konsantrasyona maruz kalan *Poecilia reticulata* bireylerinin yüzme hızlarının 1. saatinde 74 mm/s hızla çıktığı gözlemlenmiştir. Ancak, testin 8. ve 16. saatlerinde 0.2 mg/L konsantrasyona maruz kalan balıklarda hızında belirgin bir düşüş gözlemlenmiştir.

Bu durumun, balıkların belirli bir süre sonra BPA konsantrasyonuna maruz kalmaya bağlı olarak çeşitli olumsuz etkilerle karşılaştığını veya çevreye uyum sağlama sürecinin bir sonucu olarak ölüme yakın bir durumda olabileceğini düşündürebilir. Kontrol grubundaki balıkların yüzme hızında herhangi bir değişiklik olmaması, bu düşüşün BPA'ya maruz kalan balıklarda özel bir etki olduğunu düşündürebilir. BPA'nın belirli bir konsantrasyonun üzerinde balıkların yüzme hızlarında ölçülebilir etkilere neden olduğunu, ancak zaman içinde bu etkilerin değişebileceğini göstermektedir (Çizelge 4.10).

Konsantrasyon arttıkça genel eğilim, yüzme hızlarında bir düşüş göstermektedir. Örneğin, 0.05 mg/L konsantrasyonuna maruz kalan balıkların yüzme hızları 1. saatinde 59 mm/s iken, 40. saatinde 36 mm/s'e kadar düşmüştür. Bu bulguların, yüksek BPA konsantrasyonlarının balıkların motor becerileri üzerinde olumsuz bir etkisi olabileceğini göstermektedir. 0.01 mg/L konsantrasyonuna maruz kalan balıkların yüzme hızları, zaman içinde değişiklik göstermiştir. Özellikle, 24. saatte bir düşüş yaşanmış, ancak 32. saatte bir toparlanma gözlenmiştir. Bulunan tespitlerin, BPA'nın etkilerinin zamanla değişebileceğini ve balıkların bu kimyasala adaptasyon süreçlerinin olabileceğini göstermektedir (Çizelge 4.10).

Belirtilen konsantrasyon aralıklarında yüzme hızlarında bir değişiklik olmamasının, belirli konsantrasyonlardaki kimyasalın balıklar üzerindeki etkilerinin sınırlı veya gözlemlenemez düzeyde olduğunu gösterebilir. Bu konsantrasyonlar belki de balıkların bu kimyasala karşı dirençli olduğu veya bu düzeydeki maruziyetin biyolojik sistemleri üzerinde belirgin bir etkisi olmadığını düşündürebilir. Belirli bir maruziyet seviyesinin altında kimyasalın biyolojik etkilerinin minimal olduğunu gösterebilir.

Danio rerio ve *Poecilia reticulata* üzerinde yapılan Bisfenol A maruziyeti sonucu gözlemlenen yüzme hızı değişimleri arasında belirgin farklılıklar ortaya çıkmıştır. Zebra balıkları, 0.005, 0.002 ve 0.001 mg/L Bisfenol A konsantrasyonlarına maruz kalındığında 0-1 saat aralığında yüzme hızında artış gözlemlenmiştir. 8 saatlik süreçte ise 0.005, 0.002 ve 0.001 mg/L konsantrasyonlarına maruz kalan zebra balıklarında yüzme hızında bir miktar azalma olmuştur (Çizelge 4.10 ve Çizelge 4.11).

16 saatlik süreçte de aynı konsantrasyonlara maruz kalan zebra balıklarında yüzme hızında genel bir düşüş gözlemlenmiştir. Lepistes balıkları için ise 0.005, 0.002 ve 0.001 mg/L Bisfenol A konsantrasyonlarına maruz kalındığında 0-1 saat aralığında yüzme hızında artış meydana gelmiştir. 8 saatlik süreçte 0.005 ve 0.001 mg/L konsantrasyonlarına maruz kalan lepistes balıklarında yüzme hızında bir miktar azalma görülmüştür. 16 saatlik süreçte ise tüm konsantrasyonlara maruz kalan lepistes balıklarında yüzme hızında bir düşüş gözlemlenmiştir (Çizelge 4.10 ve Çizelge 4.11).

Çizelge 4.10 ve Çizelge 4.11 ile yapılan gözlemlere dayanarak, Bisfenol A kimyasalının farklı konsantrasyonlarda ve zaman aralıklarında *Danio rerio* ve *Poecilia reticulata* balıkları üzerindeki etkilerini karşılaştırabiliriz. *Danio rerio* üzerindeki gözlemlere baktığımızda, özellikle 0.005 mg/L konsantrasyonundan itibaren yüzme derinliğinde bir artışın olduğunu gözlemliyoruz. Ancak, 0.2 mg/L konsantrasyonunda bu artışın düşük olduğu ve kontrol grubuna yakın seviyelerde olduğu görülmektedir.

Bu gözlenen olayın, yüksek konsantrasyonlarda Bisfenol A'ya maruz kalan zebra balıklarının yetersiz oksijen kalmadığı için oksijen ihtiyaçlarını karşılamak için akvaryumun üst kısımlarına hareket ettiğini düşünülebilir.

Poecilia reticulata (lepistes balığı) için ise 0.005 mg/L Bisfenol A kimyasalının konsantrasyonundan itibaren yüzme derinliğinde belirgin bir artışın olduğu gözlenmiştir. Ancak, 0.2 mg/L konsantrasyonunda bu artışın kontrol grubuna göre

daha düşük olduğu gözlemlenmiştir. Bu durum, yüksek konsantrasyonlarda Bisfenol A'nın lepistes balığının yüzme derinliği üzerindeki etkisinin daha belirgin olduğunu düşündürebilir. Sonuç olarak, zebra balığı ve lepistes balığı arasında Bisfenol A'ya tepki farklılıkları gözlemlenmiştir. Her iki türde de yüzme derinliği değişimleri incelendiğinde, konsantrasyon ve zaman faktörlerinin etkisiyle farklı tepkiler görülmüş, Bisfenol A kimyasalının Zebra balıklarının yüzme hızı ve yüzme derinliği üzerinde daha etkili olduğu görülmüştür (Çizelge 4.10 ve Çizelge 4.11).

Yüksek Bisfenol A konsantrasyonları hem lepistes balıklarında hem de zebra balıklarında yüzme derinliğini artırma eğilimindedir. Daha düşük konsantrasyonlarda bu etki belirgin değildir ve yüzme derinliği genellikle kontrol gruplarına benzerdir. Belirli konsantrasyonlarda veya belirli zaman aralıklarında meydana gelen değişimler, Bisfenol A'nın sucul organizmalar üzerindeki etkilerini anlamak için bize bilgi sağlayabilir.

Çizelge 4.10. *Poecilia reticulata* bireylerinin Bisfenol A kimyasalına maruziyetten sonra bireylerin yüzme hızı ve derinliğine etkisi.

Parametreler	Süre (Saat)	Konsantrasyon (mg/L)								
		0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Yüzme Hızı (mm/s)	0-1	49±2.5	47±3.2	51±2.9	46±4.1	45±4.2	54±5.2	59±6.3	65±12.4	74±14.5
	8.	50±3.4	49±2.2	51±3.2	47±3.7	44±5	49±5.1	52±7.2	45±10.3	40±8.4
	16.	47±3.1	50±3.5	47±3	44±4.6	44±4.4	42±4.2	38±5.2	39±5.3	29±2.8
	24.	46±2.8	46.2±3.3	50±3.2	47±5.5	42±5.2	41±3.1	36±5.3	DY	DY
	32.	48±2.4	47±3.7	53±2.2	42±5.2	47±3.5	39±4.2	39±4.2	DY	DY
	40.	46±2.6	48±3.8	55±4.2	40±3.2	40±5.4	38±2.3	36±3.2	DY	DY
	48.	49±3.2	46±2.5	50±4.7	45±4.4	39±3.4	33±3.4	31±2.9	DY	DY
Yüzme Derinliği (mm)	0-1	105±5	106±4	93±3.3	86±4.6	71±4.5	88±6.2	94±8.4	114±12.8	110±14.6
	8.	101±6.2	98±3.2	86±4.4	91±5.5	82±4.2	82±5.1	72±7.2	89±9.8	60±10.8
	16.	99±5.3	86±5.6	76±4.2	88±5.1	95±4.1	75±3.4	68±4.7	44±4.4	31±4.1
	24.	102±5.4	94±4.3	84±3.4	94±6	100±5.2	70±4.8	63±3.8	DY	DY
	32.	103±6.2	96±2.9	90±5.6	105±4.2	98±4.7	66±4.4	59±3.2	DY	DY
	40.	106±3.2	88±3.7	82±4	98±3.3	94±2.8	62±3.8	56±3.4	DY	DY
	48.	102±2.8	93±3.4	89±3.3	104±4.1	90±2.2	60±2.2	53±2.4	DY	DY

DY: Değer yok; Balıklarda ölüm gerçekleşti, mortalite değeri %100.

Çizelge 4.11. *Danio rerio* bireylerinin Bisfenol A kimyasalına maruziyetten sonra bireylerin yüzme hızı ve derinliğine etkisi.

		Konsantrasyon (mg/L)								
Parametreler	Süre (Saat)	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Yüzme Hızı (mm/s)	0-1	52±3.2	54±3.2	51±4	48±3.7	42±4.4	53±7.2	60±8.8	63±10.1	68±9.8
	8.	50±4.1	53±4.4	49±3.2	45±4.4	48±5.8	52±5.8	59±7.2	48±6.2	44±5.4
	16.	54±3.1	51±3.3	46±4.4	42±3.9	46±3.8	50±4.7	39±4.9	31±3.1	26±4.4
	24.	51±3.4	48±2.9	44±3.2	40±4.1	41±2.8	48±3.8	43±5.2	DY	DY
	32.	49±3.7	51±3.4	46±4.6	46±3.2	39±2.2	40±3.4	44±3.1	DY	DY
	40.	54±4.5	49±2.8	47±3.2	41±3.4	44±3.7	39±2.9	34±2.2	DY	DY
	48.	53±2.8	47±2.4	45±2.7	44±2.6	40±2.5	36±2.4	37±2.3	DY	DY
Yüzme Derinliği (mm)	0-1	95±5.4	93±6.2	88±6.5	72±5.7	79±6.2	88±7.1	92±8.2	96±9.8	101±10.2
	8.	90±6.2	83±6.4	81±5.7	65±5.8	75±7.2	91±6.4	85±7.7	61±8.2	54±9.2
	16.	91±7.8	79±5.9	76±4.9	58±6.7	70±5.1	73±6.7	82±6.6	40±9.5	29±12.1
	24.	93±5.8	82±5.9	74±6.1	62±5.2	68±6.2	66±5.8	68±5.9	DY	DY
	32.	96±4.7	88±6.8	80±5.4	60±3.4	64±5.4	60±5.2	61±6.1	DY	DY
	40.	95±2.3	84±3.2	82±4.2	64±5.9	60±4.7	57±4.2	52±4.4	DY	DY
	48.	94±3.4	80±3.1	79±3.5	59±4.2	54±5.3	49±4.9	45±5.2	DY	DY

DY: Değer yok; Balıklarda ölüm gerçekleşti, mortalite değeri %100.

Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* bireylerinin, *Poecilia reticulata* bireylerine kıyasla daha fazla davranışsal bozukluk sergilediği gözlemlenmiştir. Deney süresince, Bisfenol A'nın konsantrasyonundaki artışla birlikte hem *Danio rerio* hem de *Poecilia reticulata* bireylerinde mortalite yüzdesinin arttığı gözlemlenmiştir (Çizelge 4.12 ve Çizelge 4.13).

Çizelge 4.12 ve 4.13, Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinde gözlemlenen davranış değişimlerini ayrıntılı bir şekilde sunmaktadır. İki tablo da belirli Bisfenol A konsantrasyonlarına maruz kalan balıkların davranışsal tepkilerini değerlendirilmiştir. Davranış bozukluklarındaki parametreleri sıramak gerekirse; Hiperaktivite: Normalden daha fazla ve kontrol edilemeyen aktivite, balıkların normal hareketlerinden sapmış aşırı hareketlilik, denge kaybı: balıkların normal denge kontrolünü kaybetmesi, suda asılı kalma: Balıkların suyun üst kısmında sabit bir konumda durma eğilimi göstermesi, kaudal bükme: kuyruk bölgesinde anormal bükülme veya kıvrılma, saldırganlık: normalden daha fazla ve kontrolsüz saldırgan davranışlar sergileme eğilimi, yavaş dönme hareketi: balıkların normalden daha yavaş bir şekilde dönme durumu, düzensiz yüzme: kontrolsüz ve düzensiz yüzme hareketleri, ölüm: balıkların yaşamını yitirmesi.

Poecilia reticulata bireylerinde gözlemlenen davranış değişimleri (Çizelge 4.12): Hiperaktivite, kontrol grubunda anormallik gözlenmemiştir, ancak 0.2 mg/L konsantrasyonunda belirgin hiperaktivite gözlemlenmiştir. Denge Kaybı, kontrol grubunda anormallik gözlenmemiştir, ancak 0.2 mg/L konsantrasyonunda denge kaybı artmıştır. Suda asılı kalma, 0.02 mg/L konsantrasyonundan itibaren suda asılı kalma sıklığında artış gözlemlenmiştir. Kaudal bükme, 0.05 mg/L konsantrasyonunda kaudal bükme belirginleşmiştir. Saldırganlık: 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L konsantrasyonlarında artan saldırganlık görülmüştür. Yavaş dönme hareketi, 0.02 mg/L konsantrasyonunda yavaş dönme hareketi artış göstermiştir. Düzensiz yüzme, 0.001 mg/L konsantrasyonundan itibaren düzensiz yüzme sıklığında artış gözlemlenmiştir. Ölüm, 0.05 mg/L konsantrasyonundan itibaren ölüm oranlarında belirgin artış gözlenmiştir.

Danio rerio bireylerinde gözlemlenen davranış değişimleri (Çizelge 4.13): Hiperaktivite, kontrol grubunda anormallik gözlenmemiştir, ancak 0.1 mg/L konsantrasyonunda belirgin hiperaktivite gözlemlenmiştir. Denge Kaybı, kontrol grubunda anormallik gözlenmemiştir, ancak 0.1 mg/L ve üzeri konsantrasyonlarda

denge kaybı artmıştır. Suda asılı kalma, 0.005 mg/L konsantrasyonundan itibaren suda asılı kalma sıklığında artış gözlemlenmiştir. Kaudal bükme, 0.02 mg/L konsantrasyonunda kaudal bükme belirginleşmiştir. Saldırganlık: 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L konsantrasyonlarında artan saldırganlık görülmüştür.

Yavaş dönme hareketi, 0.02 mg/L konsantrasyonunda yavaş dönme hareketi artış göstermiştir. Düzensiz yüzme, 0.005 mg/L konsantrasyonundan itibaren düzensiz yüzme sıklığında artış gözlemlenmiştir. Ölüm, 0.05 mg/L konsantrasyonundan itibaren ölüm oranlarında belirgin artış gözlenmiştir (Çizelge 4.13).

Her iki türde de belirli konsantrasyonlarda benzer davranış değişiklikleri gözlemlenmiştir. Özellikle 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L konsantrasyonlarında her iki türde de hiperaktivite, denge kaybı, artan saldırganlık ve ölüm oranlarında benzer etkiler görülmüştür (Çizelge 4.12 ve Çizelge 4.13).

Çizelge 4.12. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* bireylerinde gözlemlenen davranış değişimleri.

Konsantrasyon (mg/L) / Parametreler	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Hiperaktivite	0	0	0+	0	0	0	0	0+	++
Denge Kaybı	0	0	0	0+	0+	+	+	+	++
Suda Asılı Kalma	0	0	0+	0+	+	++	+	0+	++
Kaudal Bükme	0	0	0	0+	0+	0+	+	+	++
Saldırganlık	0	0	0	0	0	0	0	0+	0+
Yavaş Dönme Hareketi	0	0	0	+	0	0+	0+	+	++
Düzensiz Yüzme	0	0+	0+	+	0+	+	+	++	+++
Ölüm	0	0	0+	0+	+	+	++	+++	+++

0: anormallik yok, 0+: anormallik çok nadir, +: anormallik frekansı düşük, ++: anormallik frekansı orta, +++: anormallik frekansı yüksek.

Çizelge 4.13. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* bireylerinde gözlemlenen davranış değişimleri.

Konsantrasyon(mg/L)/ Parametreler	0	0.001	0.002	0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2
Hiperaktivite	0	0	0+	0	0	0	0	++	++
Denge Kaybı	0	0	0	0	+	+	+	+++	++
Suda Asılı Kalma	0	0+	0	0+	++	++	++	++	+
Kaudal Bükme	0	0	0	0+	+	0+	++	+	++
Saldırganlık	0	0	0	0	0	0	0	0	+
Yavaş Dönme Hareketi	0	0	0	+	0+	+	+	+	++
Düzensiz Yüzme	0	0	0	0	++	++	++	+++	++
Ölüm	0	0	0	0	0+	+	+++	+++	+++

0: anormallik yok, 0+: anormallik çok nadir, +: anormallik frekansı düşük, ++: anormallik frekansı orta, +++: anormallik frekansı yüksek.

Bisfenol A kimyasalına, farklı doz ve test sürelerinde maruz kalan *Poecilia reticulata* balıklarında gözlemlenen kaudal bükme hareketi, vucüt deformasyonları, düzensiz yüzme ve denge kaybı gibi durumlar Şekil 4.4, Şekil 4.5 Şekil 4.6 ve Şekil 4.7’de gösterilmiştir.



Şekil 4.4. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* bireylerinde gözlenen Kaudal bükme hareketi.



Şekil 4.5. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* bireyinde gözlenen vücut deformasyonu.

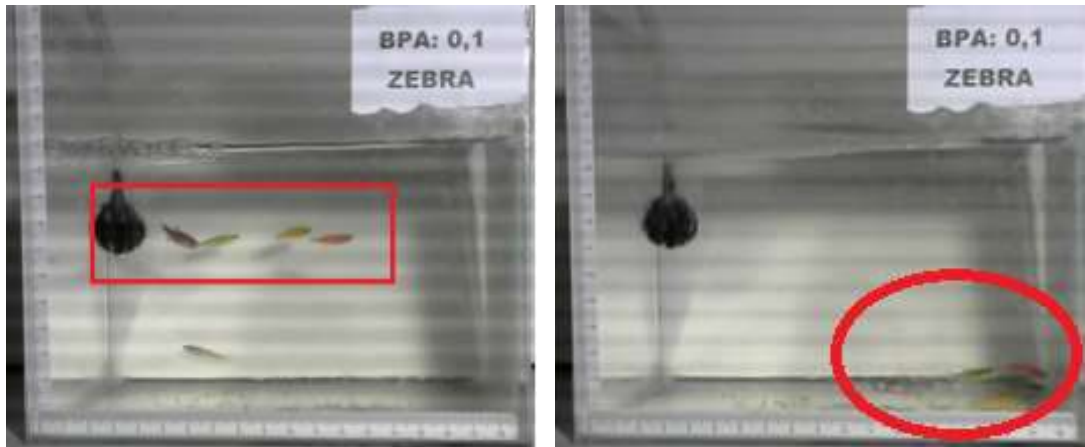


Şekil 4.6. Bisfenol A kimyasalının maruziyetinden dolayı denge kaybı gerçekleşen *Poecilia reticulata* bireyleri.



Şekil 4.7. Bisfenol A kimyasalına maruziyetinden sonra düzensiz yüzme hareketleri gösteren *Poecilia reticulata* bireyleri.

Deney sırasında Bisfenol A kimyasalının konsantrasyonu arttıkça veya test süresi ilerledikçe, gözlemlenen davranış değişiklikleri dikkat çekici bir şekilde ortaya çıkmaktadır. Balıkların yüzeye çıkması zorlaşmakta ve yüzme hareketlerini genellikle akvaryumun derin kısımlarında devam ettirmektedirler (Şekil 4.8). Test süresi uzadıkça veya konsantrasyon arttıkça, bu etkileşimin daha belirgin hale geldiği ve balıkların suyun üst kısmına çıkmakta zorlandığı görülmektedir. Buna ek olarak, Bisfenol A'nın uzun süreli maruziyeti sonucunda, balıkların derin su bölgelerine çekilme eğiliminde olması, bu kimyasalın davranışsal etkilerinin zamanla nasıl değişebileceğini göstermektedir. Yüzeye çıkma zorluğu ve derin bölgelerde devam eden yüzme hareketleri, Bisfenol A'nın balıkların aktiviteleri üzerindeki olumsuz etkilerini değerlendirmek adına önemli göstergeler olabilir.



Şekil 4.8. Aynı Bisfenol A konsantrasyonu, farklı zaman aralıklarında *Danio rerio* balıklarının yüzme derinlikleri.

Bisfenol A kimyasalının *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri üzerindeki etkilerini gösteren araştırmaları incelendiğinde, Forner-Piquer vd., (2020) yaptığı çalışmada, evresel Bisfenol A konsantrasyonlarının (10 ve 20 µg/L) *Danio rerio* balıklarının gonadlarında (Yumurталık) Endokannabinoid sistemleri üzerindeki etkileri değerlendirmiştir. Bisfenol A kimyasalına maruz kalmanın ardından *Danio rerio* balığı testis gelişimindeki değeriklikler olduğu ortaya çıkmıştır. 20 µg BPA/L maruziyeti, spermatogonia alanında önemli bir azalmaya neden olduğu gzlenişmiş. Endokannabinoid sistemlerin doğru çalışması hem erkeklerde hem de kadınlarda üreme süreçlerinin normal ilerlemesi için çok önemlidir. Çevresel BPA konsantrasyonlarına 21 günlük maruz kalmanın Endokannabinoid sistemlerde değerikliklere neden oldu gözlemlenmiştir.

Bisfenol A'nın balıklarda kardiyovasküler gelişime müdahale ettiği ve BPA'ya maruz kalan embriyoların kalp atış hızları kontrollerinde, doz arttıķa kalp atış hızını azaldığı belirlenmiştir. Scopel vd., (2020) yaptığı çalışmada, balık embriyolarının 50 µM/BPA konsantrasyonda kalp atışı hızının 7 bpm'ye ulaşana kadar belirgin bir düşüş gözlemlenmiştir. 80 µM/BPA konsantrasyonda, hayatta kalan birkaç embriyo, bir tür gelişimsel anomali sergilemiştir. 25 µM/BPA ve 50 µM/BPA konsantrasyonlara maruz kalan embriyolar benzer etkiler gösterdiği ve maruz kalma süresi ne kadar uzunsa, gözlenen morfolojik anormallik de o kadar büyük olduğu tespit edilmiştir. Farklı BPA konsantrasyonlarına maruz kalan embriyolar morfolojik değeriklikler ve perikardiyal dem, yolk kesesi demi, vücut malformasyonu, hücre ölümü ve hücre bozulması gibi toksisite belirtileri göstermiştir.

Bisfenol A kimyasalının *Poecilia reticulata* balıkları üzerindeki morfolojik etkilerini gösteren diğer bir çalışmada ise, 50 µg/L konsantrasyon ile BPA kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* balıklarının böbrek dokusu üzerinde zararlı etki yaratma yeteneğine sahip olduğu ve bu etkilerin zamana bağlı olduğu sonucuna varmıştır. *Poecilia reticulata* balıklarının 50 µg/L BPA'ya 15 gün maruz kaldıktan sonra, böbrek kesitlerinin mikroskopik incelemesinde doku dejenerasyonu (dem) ve kan hemoliziyle kan damarlarında tıkanıklık gözlendi ve mikroskopik gözlem renal tübüllerin genişlediğini ortaya çıkmıştır. Balıkların 50 µg/L BPA'ya 30 gün maruz kalmasından sonra, Ayrıca, kan damarlarının içinde hemoliz ve kan pıhtılaşması ile kan damarlarında şiddetli tıkanıklık gözlemlendi (Elshaer vd., 2013).

4.2.2 Bisfenol A kimyasallarının *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri için LC₅₀ değerleri

Akut toksisite test deneylerinde, Bisfenol A (BPA) kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinin 48 saatlik LC₅₀ değerleri incelendiğinde, Probit Analizi'ne göre *Poecilia reticulata* için 0.037 mg/L, *Danio rerio* için ise 0.035 mg/L BPA olarak belirlenmiştir. Ayrıca, Behrens Karber metoduna göre hesaplanan LC₅₀ değerleri sırasıyla *Poecilia reticulata* için 0.038 mg/L, *Danio rerio* için ise 0.033 mg/L BPA olarak bulunmuştur.

Bisfenol A kimyasalına maruz kalan, *Poecilia reticulata* balıkları üzerinde 48 saatlik akut toksisite deneyi sonucunda LC₅₀ değeri Behrens Karber metoduna göre 0.038 mg/L BPA olarak bulunmuştur (Çizelge 4.14).

Çizelge 4.14. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* balıklarının LC₅₀ değerlerinin Behrens Karber metodu ile hesaplama tablosu.

Grup	Hayvan Sayısı	Dozlar (mg/L)	Ölen Balık Sayısı	a	b	ab
1	5	0.001	0			
				0.001	0.5	0.0005
2	5	0.002	1			
				0.003	1	0.003
3	5	0.005	1			
				0.005	1.5	0.0075
4	5	0.01	2			
				0.01	2	0.02
5	5	0.02	2			
				0.03	2.5	0.075
6	5	0.05	3			
				0.05	4	0.2
7	5	0.1	5			

Not : *Poecilia reticulata* balıkların tamamı ikinci yüksek dozda da öldüğünden dolayı 0.2 mg/L ve üstü dozlar hesaplama katılmamıştır.

a : Birbirini izleyen iki konsantrasyon arasındaki fark.

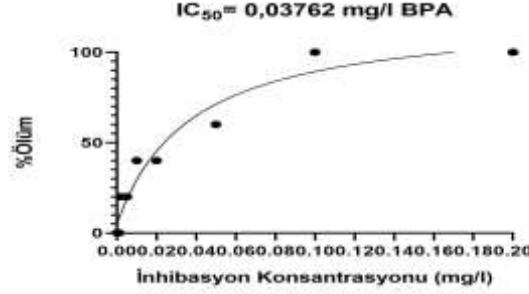
b : Birbirini izleyen iki konsantrasyondan ileri gelen ölümlerin aritmetik ortalaması.

$$LC_{50} = 0.1 - \frac{0.0005 + 0.003 + 0.0075 + 0.02 + 0.075 + 0.2}{5}$$

$$LC_{50} = 0.1 - 0.306$$

$$LC_{50} = 0.0388 \text{ mg/L BPA}$$

Bisfenol A kimyasalı ve *Poecilia reticulata* balıkları ile yapılan 48 saatlik akut toksisite deneyi sonucunda LC₅₀ değeri Probit Analizi yöntemine göre 0.03762 mg/L BPA bulunmuştur (Şekil 4.11).



Şekil 4.9. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* bireylerinin probit analizi yöntemi ile hesaplanan % ölüm grafiği.

Bisfenol A kimyasalına maruz kalan, *Danio rerio* balıkları üzerinde 48 saatlik akut toksisite deneyi sonucunda LC₅₀ değeri Behrens Karber metoduna göre 0.0335 mg/L BPA olarak bulunmuştur (Çizelge 4.15).

Çizelge 4.15. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* balıklarının LC₅₀ değerlerinin Behrens Karber metodu ile hesaplama tablosu.

Grup	Hayvan Sayısı	Dozlar (mg/L)	Ölen Balık Sayısı	a	b	ab
1	5	0.001	0			
				0.001	0	0
2	5	0.002	0			
				0.003	0	0
3	5	0.005	0			
				0.005	0.5	0.003
4	5	0.01	1			
				0.01	1.5	0.015
5	5	0.02	2			
				0.03	3	0.09
6	5	0.05	4			
				0.05	4.5	0.225
7	5	0.1	5			

Not : *Danio rerio* balıklarının tamamı ikinci yüksek dozda da öldüğünden dolayı 0.2 mg/L ve üstü dozlar hesaplama katılmamıştır.

a : Birbirini izleyen iki konsantrasyon arasındaki fark.

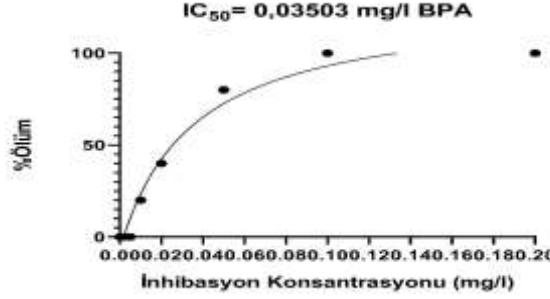
b : Birbirini izleyen iki konsantrasyondan ileri gelen ölümlerin aritmetik ortalaması.

$$LC_{50} = 0.1 - \frac{0.003 + 0.015 + 0.09 + 0.225}{5}$$

$$LC_{50} = 0.1 - 0.0665$$

$$LC_{50} = 0.0335 \text{ mg/L BPA}$$

Bisfenol A kimyasalı ve *Danio rerio* balıkları ile yapılan 48 saatlik akut toksisite deneyi sonucunda LC₅₀ değeri Probit Analizi yöntemine göre 0.03503 mg/L BPA bulunmuştur (Şekil 4.12).



Şekil 4.10. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* bireylerinin probit analizi yöntemi ile hesaplanan % ölüm grafiği.

Bisfenol A'nın, *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinin 48 saatlik akut toksisite testi sırasında LC₅₀ değerinin tespiti için 0.001 mg/L, 0.002 mg/L, 0.005 mg/L, 0.01 mg/L, 0.02 mg/L, 0.05 mg/L, 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L kullanılmış, LC₅₀ değeri *Poecilia reticulata* için ortalama 0.03821 mg/l, *Danio rerio* için ortalama 0.03426 mg/L BPA olarak bulunmuştur.

Scopel ve diğerleri (2020) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, Bisfenol A'ya maruz bırakılan *Danio rerio* balığı embriyolarının LC₅₀ değerleri hesaplanmıştır. Bu çalışma, 24 saatlik maruziyet süresinde 70 µM/BPA'nın *Danio rerio* balığı embriyolarının %50'sini öldürdüğünü göstermiştir. Ayrıca, 70 µM/BPA konsantrasyonunun 72 saatlik maruziyetten sonra ölüm oranının %90'a yükseldiği tespit edilmiştir. Yaptığımız çalışmada ile karşılaştırıldığında, her iki çalışma da Bisfenol A'nın belirli konsantrasyonlarda toksik etkilere neden olduğunu ortaya koymaktadır.

Her iki türde de 0.001 ve 0.002 mg/L BPA'ya maruz bırakılan *Danio rerio* bireylerinde, ayrıca 0.005 mg/L Bisfenol A kimyasalına maruz bırakılan balıklarda 48 saatlik süre boyunca herhangi bir mortalite gözlenmemiştir. Ancak, diğer konsantrasyonlarda mortalite gözlenmiştir. *Danio rerio* için mortalite değerleri şu şekildedir: 0.01 mg/L'de %20, 0.02 mg/L'de %40, 0.05 mg/L'de %80, 0.1 ve 0.2 mg/L Bisfenol A kimyasalına maruz kalındığında ise %100. *Poecilia reticulata* için ise mortalite değerleri şu şekildedir: 0.002 mg/L'de %20, 0.005 mg/L'de %20, 0.01 ve 0.02 mg/L'de %40, 0.05 mg/L'de %60, 0.1 ve 0.2 mg/L Bisfenol A kimyasalına maruz kalındığında ise %100 olarak bulunmuştur (Çizelge 4.16).

Bu sonuçlar, farklı Bisfenol A konsantrasyonlarına maruz kalan balıklar arasında belirgin mortalite oranları olduğunu ve Bisfenol A kimyasalının Zebra balıklarına karşı molarite değerinin daha yüksek olduğunu göstermektedir.

Çizelge 4.16. Bisfenol A kimyasalının farklı konsantrasyonlarında ve *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri ile yapılan 48 saatlik akut toksisite testlerindeki ölüm oranları.

Deneme gruplarına uygulana Bisfenol A konsantrasyonları (mg/l)	Denemede kullanılan <i>Poecilia reticulata</i> sayısı	Denemede kullanılan <i>Danio rerio</i> sayısı	Ölen balık sayısı (oranı) (<i>Poecilia reticulata</i>)	Ölen balık Sayısı (oranı) (<i>Danio rerio</i>)
0	5	5	0 (%0)	0 (%0)
0.001	5	5	0 (%0)	0 (%0)
0.002	5	5	1 (%20)	0 (%0)
0.005	5	5	1 (%20)	0 (%0)
0.01	5	5	2 (%40)	1 (%20)
0.02	5	5	2 (%40)	2 (%40)
0.05	5	5	3 (%60)	4 (%80)
0.1	5	5	5 (%100)	5 (%100)
0.2	5	5	5 (%100)	5 (%100)

Test sırasında, *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinin ölüm saatleri Çizelge 4.16'da gösterilmiştir. Bu süreçte, belirli BPA konsantrasyonlarına maruz kalan bireylerin yaşam süreleri üzerindeki değişiklikleri değerlendirmek, BPA'nın toksik etkilerini daha detaylı anlamamıza yardımcı olabilir. Bulgular, farklı türlerin aynı konsantrasyonlara maruz kaldıklarında farklı tepkiler gösterdiğini ve bu kimyasalın türler arası etkileşimlerde farklılık gösterebileceğini vurgulamaktadır.

Triklosan kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* bireylerinin göz bebeklerinde belirgin deformasyonlar gözlenmiştir. Örneğin, 0.02 mg/L TCS'ye maruz kalan *Danio rerio* bireyindeki göz bebeği ile 0.2 mg/L TCS'ye maruz kalan bireyin göz bebeği arasında farklılıklar gözlemlenmiştir. 0.02 mg/L TCS kimyasalına maruz kalmış balığın göz bebeği daha küçükken, 0.2 mg/L TCS'ye maruz kalan balıkta göz bebeğinde gözle görülür bir büyüme gözlenmiştir (Çizelge 4.17).

Çizelge 4.17. 0.02 ve 0.2 mg/L TCS konsantrasyonuna maruz kalan *Danio rerio* balıklarının göz bebeklerinin farklılıklar.

Konsantrasyon (mg/L) TCS	Önden görölüm- 1	Önden görünüm- 2
0.02		
0.2		

Çizelge 4.18'te Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* balıklarının ölüm saatleri görülmektedir. Kontrol grubunda (0 mg/L BPA) tüm balıkların yaşadığı gözlemlenirken, BPA konsantrasyonunun artmasıyla ölüm sürelerinde belirgin bir artış görülmüştür. Özellikle 0.2 mg/L BPA konsantrasyonunda balıkların ölüm süreleri 11 saat ile 16 saat arasında değişmektedir. Çizelge 4.19'da *Danio rerio* balıklarının BPA konsantrasyonlarına maruz kalarak gözlenen ölüm saatleri yer almaktadır. Kontrol grubunda tüm balıkların yaşadığı gözlemlenirken, özellikle 0.1 mg/L ve 0.2 mg/L BPA konsantrasyonlarına maruz kalan balıklarda ölüm sürelerinde belirgin bir artış görülmüştür. Sonuç olarak, her iki çizelgede de yüksek BPA konsantrasyonlarının balıklar üzerinde toksik etkilere neden olduğu ve ölüm sürelerini artırdığı gözlenmektedir.

Çizelge 4.18. Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Poecilia reticulata* balıklarının ölüm saati.

Test Konsantrasyonu (mg/l BPA)	1. Balık	2. Balık	3. Balık	4. Balık	5. Balık
0	+	+	+	+	+
0.001	+	+	+	+	+
0.002	+	+	+	+	44. Saat
0.005	+	+	+	+	40. Saat
0.01	+	+	+	32.Saat	35.Saat
0.02	+	+	+	24.Saat	28.Saat
0.05	+	+	18.Saat	24.Saat	26.Saat
0.1	13.Saat	14.Saat	15.Saat	18.Saat	19.Saat
0.2	11.Saat	14.Saat	16.Saat	16.Saat	16.Saat

+: Deney sonuna kadar yaşamını sürdürdü.

Çizelge 4.19. Bisfenol A Kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* balıklarının ölüm saati.

Test Konsantrasyonu (mg/l BPA)	1. Balık	2. Balık	3. Balık	4. Balık	5. Balık
0	+	+	+	+	+
0.001	+	+	+	+	+
0.002	+	+	+	+	+
0.005	+	+	+	+	+
0.01	+	+	+	+	33.Saat
0.02	+	+	+	27.Saat	29.Saat
0.05	+	19. Saat	20.Saat	22.Saat	22. Saat
0.1	14.Saat	14.Saat	15.Saat	16.Saat	16.Saat
0.2	9.Saat	10.Saat	12.Saat	12.Saat	13.Saat

+: Deney sonuna kadar yaşamını sürdürdü.

Bisfenol A ve Triklosan kimyasallarına test süresi boyunca maruz kalan *Poecilia reticulata* bireylerinde derilerinde mukus oranı artmış ve artan konsantrasyonla birlikte vücut iskelet sistemlerinde bozulmalar gerçekleşip, kaudal bükme durumları gözlemlenmiştir (Şekil 4.11 ve Şekil 4.12).



Şekil 4.11. 0.05 mg/L BPA konsantrasyonda *Poecilia reticulata* görülen aşırı mukuslu deri.



Şekil 4.12. 0.1 mg/L TCS konsantrasyona maruz kalan *Poecilia reticulata* bireyinde gözlenen kaudal bükme.

Akut toksisite test çalışmasında, kontrol balıkları veya düşük konsantrasyonlarda (0.001-0.002-0.005 mg/L) Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarına maruz bırakılan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireyleri, deney akvaryumlarının cam yüzeylerine verilen etkilere tepki verirken (küçük titreşim hareketleri veya ışığa karşı tepkisini ölçme), kimyasalların konsantrasyon değerleri arttıkça (0.02, 0.05, 0.1 ve 0.2 mg/L) *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* bireylerinde tepki sıklığı azalmıştır.

Triklosan ve Bisfenol A kimyasallarının deney akvaryumlarındaki su ortamında konsantrasyon seviyesi arttıkça, suyun bulanıklık seviyesinde arttırdığını gözlemlenmiştir (Şekil 4.13).



Şekil 4.13. Kimyasala maruz kalmamış su ile 0.02 mg/L BPA kimyasalına maruz kalan test suyunun arasındaki bulanıklık farkı..

48 saatlik akut toksisite testlerinde, 0.001-0.002-0.005-0.01-0.02-0.05-0.1 ve 0.2 mg/L Triklosan ve Bisfenol A kimyasalına maruz kalan *Danio rerio* ve *Poecilia reticulata* bireylerinde gözlenen vücut deformasyonların yan ve alt görünüşlerinin resimleri Çizelge 4.20, Çizelge 4.21, Çizelge 4.22 ve Çizelge 4.23’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.20. Farklı konsantrasyonlarda Bisfenol A kimyasalına maruz kalmış *Poecilia reticulata* balıklarının resimleri.

Konsantrasyon (mg/L) BPA	Yan Görünüş	Alt Görünüş
0.001		
0.002		
0.05		
0.1		
0.2		

Çizelge 4.21. Farklı konsantrasyonlarda Triklosan kimyasalına maruz kalmış *Poecilia reticulata* balıklarının resimleri.

Konsantrasyon (mg/L) TCS	Ön Görünüş	Alt Görünüş
0.001		
0.002		
0.05		
0.2		

Çizelge 4.22. Farklı konsantrasyonlarda Bisfenol A kimyasalına maruz kalmış *Danio rerio* balıklarının resimleri.

Konsantrasyon (mg/L) BPA	Yan Görünüş	Alt Görünüş
0.001		
0.002		
0.01		
0.05		
0.1		
0.2		

Çizelge 4.23. Farklı konsantrasyonlarda Triklosan kimyasalına maruz kalmış *Danio rerio* balıklarının resimleri.

Konsantrasyon (mg/L) TCS	Yan Görünüş	Alt Görünüş
0.02		
0.05		
0.1		
0.2		

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Günümüzde kozmetik ve sağlık endüstrisinde yaygın olarak kullanılan Triklosan ve plastik sanayide kullanılan Bisfenol A kimyasallarının, insanlara maruziyeti de yaygınlaşmaktadır. Bundan dolayı birçok ülke veya uluslararası kuruluşlar kimyasalların kullanımı ve tüketimine sınırlamalar getirmektedirler. Kişisel bakım ve sağlık ürünlerinde anti bakteriyel olarak görev alan TCS ve plastiklerin sertleşmesinde ve saklama kaplarında kullanılan BPA, her geçen gün insan ve çevre sağlığını tehdit etmektedir. Dünya çapında yapılan birçok araştırma gösteriyor ki yüzey sularında iz miktarda dahi olsa TCS ve BPA konsantrasyonları tespit edilmiştir. Triklosan ve Bisfenol A'nın başlıca maruziyet kaynakları, yüksek endüstriyel alanlarda tüketimden sonra oluşan atık suyun bertarafı veya insanların kişisel bakım ve sağlık ihtiyaçları için kullanımı sonucu ortaya çıkan atık suyun uzaklaştırılması sonucunda arıtma tesisine gelen suyun verimli arıtılmaması, yüzey suyuna deşarj edilen suyun, su ortamını kirletmesi başlıca TCS ve BPA maruziyet kaynaklarından.

Belirli Triklosan konsantrasyonlarına maruz kalan balıklarda, test süresi boyunca yüzme hızlarında belirgin değişimler gözlemlenmiştir. Özellikle yüksek konsantrasyonlarda balıkların yüzme hızlarında azalma, bu kimyasalın motor fonksiyonlar üzerinde olumsuz etkiler yaratabileceğini düşündürmektedir. Yüksek Triklosan konsantrasyonlarına maruz kalan balıkların test süresince daha sığ sularda kalma eğiliminde olduğu gözlemlenmiştir. Bu verinin, Triklosan'ın sucul organizmaların derinlik tercihleri üzerinde etkili olabileceğini işaret etmektedir. Test süresi ilerledikçe, balıkların hareketlerinde ve yüzme hızlarında değişimlerin frekansının düştüğü ve buna bağlı olarak balıkların askıda kalma sürelerinin arttığı gözlemlenmiştir.

Bu gözlenen verilerin, Triklosan'ın uzun vadeli etkilerinin sucul organizmalar üzerinde daha belirgin hale gelebileceğini göstermektedir. Triklosan konsantrasyonlarına bağlı olarak balıkların davranışlarında ve yüzme derinliklerinde değişimler görülmüştür. Bu, Triklosan'ın sucul organizmalar üzerinde doz bağımlı bir etkiye sahip olabileceğini düşündürmektedir. Triklosan'ın sucul ekosistemlerdeki organizmalar üzerindeki potansiyel etkileri incelenmiş ve özellikle belirli konsantrasyonlarda bu kimyasalın davranış ve hareket yetenekleri üzerinde olumsuz etkiler yaratabileceği gözlemlenmiştir.

Yapılan yüzey suyu araştırmalarında gösteriyor ki, Çin gibi yüksek endüstriyel sahalara sahip ölkelerde, yüzey sularında TCS ve BPA konsantrasyonu saptanırken, gelişmiş ölkeler kadar yeterli sanayi/endüstriyel sahaya sahip olmayan ölkelerde de örneğin, Afrika’da; yüzey sularında TCS ve BPA konsantrasyonlarına sahip olduğu gözlemlenmiştir. Bu durum bize, TCS ve BPA kimyalarının sadece üretimden dolayı çevremizi kirletmediği, tüketim sonucunda oluşan atık suyunda kirletici bir kaynak oluşunu ve kimyasalların yerel değil, küresel bir kirletici olduğunu göstermektedir.

Yaptığımız bu çalışmada yetişkin (Ortalama Vücut ağırlıkları (g) 0.938 ± 0.09 ve ortalama vücut uzunlukları (cm) erkekler için, 2.5~3.5 cm; dişiler için, 3.5~5.5 cm) *Danio rerio* ve *Poecilia reticulata* bireyleri için Triklosan ve Bisfenol A kimyasalına maruz bırakılarak 48 saatlik deneylerde, balıkların davranışsal değişimleri tespit edilmiş ve LC₅₀ değerleri hesaplanmıştır.

Çalışmada, Triklosan kimyasalına maruz kalan lepidistes (*Poecilia reticulata*) balığının LC₅₀ değeri 0.03328 ± 0.05 mg/L, Zebra (*Danio rerio*) balığı için 0.03 ± 0.01 mg/L, Bisfenol A kimyasalına maruz kala değeri lepidistes (*Poecilia reticulata*) balığının LC₅₀ değeri 0.0388 ± 0.02 mg/L, Zebra (*Danio rerio*) balığı için 0.035 ± 0.001 mg/L olarak tespit edilmiştir.

Artan sanayi ve nüfusla birlikte oluşan ihtiyaçlara karşılık kimyasal kullanımında artmaktadır. Artan tüketim ile birlikte atık su içerisinde bulunan kimyasal konsantrasyonun değerleri artmakta, vahşi deşarj ile veya arıtma tesisine gelen suyun verimli arıtılamamasından dolayı yüzey sularımız kirlenmektedir. Kirlenmenin sonucunda, su ortamında yaşayan canlılar doğrudan, su ve su ürünlerini tüketimden dolayı ise insanlar dolaylı olarak etkilenmektedir.

Dünya çapında TCS ve BPA kimyasallarının su canlıları üzerinde yapılan araştırmalar/çalışmalar ve yaptığımız çalışmanın ortak sonucu gösteriyor ki, kimyasal konsantrasyonları arttıkça balıkların hareketlerinde ki düzensizliğin ve fiziksel olarak görünümünde ki değişimlerinde arttığı gözlemlenmiştir. Çalışmada balıkları etkileyen Triklosan ve Bisfenol A kimyasalları incelediğinde, Triklosan kimyasalının Bisfenol A kimyasalına göre daha toksik olduğu ve *Poecilia reticulata* balığının, *Danio rerio* balığına göre kimyasallara karşı daha dirençli olduğu tespit edilmiştir. Kimyasalların dozları arttıkça balıklarda görülen davranışsal ve fiziksel değişimlerinde arttığı görölmektedir.

Yapmış olduğumuz bu çalışma laboratuvar ölçeğinde gerçekleşmiş, test organizmalardan *Poecilia reticulata* ve *Danio rerio* balık türleri ve kimyasallarından endorikrin bozucu kimyasallar olarak bilinen Triklosan ve Bisfenol A bileşenleri seçilmiş olup, gelecekteki yapılacak olan çalışmalarda hem canlı bireylerin hem de bu tarz kimyasalların sayıları arttırılabilir. Bu kimyasalların kullanımı sonucunda kirlenen kentsel ve endüstriyel atık suların, artıma tesislerinde ki arıtılabilirliği ve bertarafı araştırma konusu olabilir. Ayrıca yüzeysel, yeraltı ve deniz suyunda bu tarz kimyasalların tespitinin yapılması ve izlenmesi gelecekteki yapılacak çalışmalar için önem arz etmektedir.

Çevresel koşulların, özellikle sucul yaşam alanlarındaki değişkenliklerin, BPA'nın toksik etkileri üzerindeki etkisi önemlidir. Bu bağlamda, çevresel faktörlerin (sıcaklık, pH, ışık gibi) BPA'nın toksik etkilerini nasıl etkilediğini anlamak için ek araştırmalar yapılabilir. Bu çalışmanın sonuçları, sucul organizmaların BPA'ya karşı hassasiyetinin farklılıklar gösterdiğini göstermektedir. Bu nedenle, çevre koruma ve sucul ekosistem sağlığını sürdürme amacıyla koruyucu önlemler ve alternatif çözümler üzerine odaklanan araştırmalar önerilebilir. Elde edilen bulgular, BPA ve TCS gibi endokrin bozucu maddelerin sucul ortamlarda yaygın olarak bulunabileceğini ve sucul organizmalar üzerinde ciddi etkilere neden olabileceğini göstermektedir. Bu nedenle, toplum bilincini artırmak ve çevresel koruma konusunda farkındalığı yükseltmek için eğitim ve bilinçlendirme programları düzenlenmesi önerilebilir.

Bu çalışma, farklı türlerin aynı BPA ve TCS konsantrasyonlarına maruz kaldıklarında farklı tepkiler gösterdiğini göstermiştir. Gelecekteki çalışmalarda, bu türler arası farklılıkların nedenlerini daha ayrıntılı bir şekilde incelemek önemlidir. Bu bağlamda, genetik, anatomik ve fizyolojik faktörlerin rolü üzerine odaklanan çalışmalar yürütülebilir. Çalışmada kullanılan farklı BPA ve TCS konsantrasyonlarının bireylerin yaşam süreleri üzerindeki etkileri değerlendirilmiştir. Ancak, daha düşük konsantrasyonlarda ve uzun vadeli maruziyet durumlarında ortaya çıkabilecek etkilerin anlaşılması için daha fazla araştırmaya ihtiyaç vardır.

KAYNAKLAR

- Adeyi, A. A. ve Babalola, B. A., 2019. Bisphenol-A (BPA) in foods commonly consumed in Southwest Nigeria and its human health risk, *Scientific Reports*, 9, 1, 1-13.
- Adolfsson-Erici, M., Pettersson, M., Parkkonen, J. ve Sturve, J., 2002. Triclosan, a commonly used bactericide found in human milk and in the aquatic environment in Sweden, *Chemosphere*, 46, 9-10, 1485-1489.
- Allmyr, M., Adolfsson-Erici, M., McLachlan, M. S., ve Sandborgh-Englund, G., 2006. Triclosan in plasma and milk from Swedish nursing mothers and their exposure via personal care products, *Science of the Total Environment*, 372, 1, 87-93.
- Almeida, S., Raposo, A., Almeida-González, M. ve Carrascosa, C., 2018. Bisphenol A: Food exposure and impact on human health, *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 17, 6, 1503-1517.
- Authority, E. F. S., 2015. Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs, *EFSA Journal*, 13, 1.
- Azevedo, D. D. A., Lacorte, S., Viana, P. ve Barceló, D., 2001. Occurrence of nonylphenol and bisphenol-A in surface waters from Portugal, *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 12, 532-537.
- Azzouz, A., Rascón, A. J. ve Ballesteros, E., 2016. Simultaneous determination of parabens, alkylphenols, phenylphenols, bisphenol A and triclosan in human urine, blood and breast milk by continuous solid-phase extraction and gas chromatography–mass spectrometry, *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, 119, 16-26.
- Bai, X. ve Acharya, K., 2017. Algae-mediated removal of selected pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from Lake Mead water, *Science of the Total Environment*, 581, 734-740.
- Barroso, J., 2011. Commission Directive 2011/8/EU of 28 January 2011 amending Directive 2002/72/EC as regards the restriction of use of bisphenol A in plastic infant feeding bottles. *Official Journal of the European Union*.
- Becker, K., Güen, T., Seiwert, M., Conrad, A., Pick-Fuß, H., Müller, J. ve Kolossa-Gehring, M., 2009. GerES IV: phthalate metabolites and bisphenol A in urine of German children, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212, 6, 685-692.
- Behera, S. K., Kim, H. W., Oh, J. E. ve Park, H. S., 2011. Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea, *Science of the Total Environment*, 409, 20, 4351-4360.

- Bester, K., 2003. Triclosan in a sewage treatment process balances and monitoring data, *Water Research*, 37, 16, 3891-3896.
- Cantoni, B., Riguzzi, A. C., Turolla, A. ve Antonelli, M., 2021. Bisphenol A leaching from epoxy resins in the drinking water distribution networks as human health risk determinant, *Science of the Total Environment*, 783, 146908.
- Cao, X. L., Perez-Locas, C., Dufresne, G., Clement, G., Popovic, S., Beraldin, F. ve Feeley, M., 2011. Concentrations of bisphenol A in the composite food samples from the 2008 Canadian total diet study in Quebec City and dietary intake estimates, *Food Additives and Contaminants*, 28, 6, 791-798.
- Cao, X. L., Zhang, J., Goodyer, C. G., Hayward, S., Cooke, G. M. ve Curran, I. H., 2012. Bisphenol A in human placental and fetal liver tissues collected from Greater Montreal area (Quebec) during 1998–2008. *Chemosphere*, 89, 5, 505-511.
- Cha, J. ve Cupples, A. M., 2009. Detection of the antimicrobials triclocarban and triclosan in agricultural soils following land application of municipal biosolids, *Water Research*, 43, 9, 2522-2530.
- Chalew, T. E. ve Halden, R. U., 2009. Environmental exposure of aquatic and terrestrial biota to triclosan and triclocarban 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45, 1, 4-13.
- Cheng, W., Zhou, Y., Xie, Y., Li, Y., Zhou, R., Wang, H. ve Wang, Y., 2022. Combined effect of polystyrene microplastics and bisphenol A on the human embryonic stem cells-derived liver organoids: The hepatotoxicity and lipid accumulation. *Science of The Total Environment*, 1-5, 85-86.
- Chenxi, W., Spongberg, A. L. ve Witter, J. D., 2008. Determination of the persistence of pharmaceuticals in biosolids using liquid-chromatography tandem mass spectrometry, *Chemosphere*, 73, 4, 511-518.
- Chu, S. ve Metcalfe, C. D., 2007. Simultaneous determination of triclocarban and triclosan in municipal biosolids by liquid chromatography tandem mass spectrometry, *Journal of Chromatography A*, 1164, 1-2, 212-218.
- Covaci, A., Den Hond, E., Geens, T., Govarts, E., Koppen, G., Frederiksen, H. ve Koch, H. M., 2015. Urinary BPA measurements in children and mothers from six European member states: overall results and determinants of exposure. *Environmental Research*, 141, 77-85.
- Çelebi, H. ve Gök, O., 2018. Effect of triclosan exposure on mortality and behavioral changes of *Poecilia reticulata* and *Danio rerio*, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24, 5, 1327-1341.
- Darbre, P. D., Aljarrah, A., Miller, W. R., Coldham, N. G., Sauer, M. J., ve Pope, G. S., 2004. Concentrations of parabens in human breast tumours, *Journal of Applied Toxicology: An International Journal*, 24, 1, 5-13.

- Dooley, K. ve Zon, L. I., 2000. Zebrafish: a model system for the study of human disease, *Current Opinion in Genetics & Development*, 10, 3, 252-256.
- Döngel, A. K. K., 2010. Kurşun nitrata maruz bırakılan sazan balıklarının LC₅₀ değerinin belirlenmesi ve bazı kan parametrelerinin incelenmesi (Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, 2010).
- Elshaer, F., Abu-Shaeir, W. ve Bakry, S., 2013. Histopathological changes in the Kidney of mosquito fish, *Gambusia affinis* and guppy fish, *Poecilia reticulata* exposed to Bisphenol A, *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 17, 4, 83-93.
- Engel, S. M., Levy, B., Liu, Z., Kaplan, D. ve Wolff, M. S., 2006. Xenobiotic phenols in early pregnancy amniotic fluid, *Reproductive Toxicology*, 21, 1, 110-112.
- Escarrone, A. L. V., Caldas, S. S., Primel, E. G., Martins, S. E. ve Nery, L. E. M., 2016. Uptake, tissue distribution and depuration of triclosan in the guppy *Poecilia vivipara* acclimated to freshwater, *Science of the Total Environment*, 560, 218-224.
- Forner-Piquer, I., Beato, S., Piscitelli, F., Santangeli, S., Di Marzo, V., Habibi, H. R. ve Carnevali, O., 2020. Effects of BPA on zebrafish gonads: Focus on the endocannabinoid system, *Environmental Pollution*, 264, 114710.
- Fromme, H., Kuchler, T., Otto, T., Pilz, K., Müller, J. ve Wenzel, A., 2002. Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment, *Water Research*, 36, 6, 1429-1438.
- Geens, T., Aerts, D., Berthot, C., Bourguignon, J. P., Goeyens, L., Lecomte, P. ve Covaci, A., 2012. A review of dietary and non-dietary exposure to bisphenol-A, *Food and Chemical Toxicology*, 50, 10, 3725-3740.
- Geens, T., Goeyens, L. ve Covaci, A., 2011. Are potential sources for human exposure to bisphenol-A overlooked, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214, 5, 339-347.
- Geens, T., Neels, H. ve Covaci, A., 2012. Distribution of bisphenol-A, triclosan and n-nonylphenol in human adipose tissue, liver and brain, *Chemosphere*, 87, 7, 796-802.
- Gölge, E., Demirağ, K. ve Gülden, O. V. A., 2005. Bir gıda kontaminantı: bisphenol A, *Akademik Gıda*, 3, 3, 16-18.
- Halden, R. U., 2014. On the need and speed of regulating triclosan and triclocarban in the United States, *Environmental Science and Technology*, 3603-3611.
- Hartle, J. C., Navas-Acien, A. ve Lawrence, R. S., 2016. The consumption of canned food and beverages and urinary Bisphenol A concentrations in NHANES 2003–2008, *Environmental Research*, 150, 375-382.

- Haque, E. ve Ward, A. C., 2018. Zebrafish as a model to evaluate nanoparticle toxicity, *Nanomaterials*, 8, 7, 561.
- He, Y., Miao, M., Herrinton, L. J., Wu, C., Yuan, W., Zhou, Z. ve Li, D. K., 2009. Bisphenol A levels in blood and urine in a Chinese population and the personal factors affecting the levels, *Environmental Research*, 109, 5, 629-633.
- Heidler, J. ve Halden, R. U., 2007. Mass balance assessment of triclosan removal during conventional sewage treatment, *Chemosphere*, 66, 2, 362-369.
- Heisterberg, M. V. ve Menné, T., 2003. Council Directive 76/768/EEC of 27 July 1976 on the approximation of the laws of the member states relating to cosmetic products, *Official Journal of the European Union*, 262, 9, 169-200.
- Hohenblum, P., Gans, O., Moche, W., Scharf, S. ve Lorbeer, G., 2004. Monitoring of selected estrogenic hormones and industrial chemicals in groundwaters and surface waters in Austria, *Science of the Total Environment*, 333, 1-3, 185-193.
- Hu, Y., Zhu, Q., Yan, X., Liao, C. ve Jiang, G., 2019. Occurrence, fate and risk assessment of BPA and its substituents in wastewater treatment plant: a review, *Environmental Research*, 178, 108732.
- Huang, Y. Q., Wong, C. K. C., Zheng, J. S., Bouwman, H., Barra, R., Wahlström, B. ve Wong, M. H., 2012. Bisphenol A (BPA) in China: a review of sources, environmental levels, and potential human health impacts, *Environment International*, 42, 91-99.
- Husøy, T., Andreassen, M., Hjertholm, H., Carlsen, M. H., Norberg, N., Sprong, C. ve Dirven, H. A. A. M., 2019. The Norwegian biomonitoring study from the EU project EuroMix: Levels of phenols and phthalates in 24-hour urine samples and exposure sources from food and personal care products, *Environment International*, 132, 105103.
- Ikezuki, Y., Tsutsumi, O., Takai, Y., Kamei, Y. ve Taketani, Y., 2002. Determination of bisphenol A concentrations in human biological fluids reveals significant early prenatal exposure, *Human Reproduction*, 17, 11, 2839-2841.
- Iyer, A. P., Xue, J., Honda, M., Robinson, M., Kumosani, T. A., Abulnaja, K. ve Kannan, K., 2018. Urinary levels of triclosan and triclocarban in several Asian countries, Greece and the USA: Association with oxidative stress, *Environmental Research*, 160, 91-96.
- Jim, T. Y., Bouwer, E. J. ve Coelhan, M., 2006. Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent, *Agricultural Water Management*, 86, 1-2, 72-80.
- Karnjanapiboonwong, A., Suski, J. G., Shah, A. A., Cai, Q., Morse, A. N. ve Anderson, T. A., 2011. Occurrence of PPCPs at a wastewater treatment plant and in soil and groundwater at a land application site, *Water, Air, & Soil Pollution*, 216, 1, 257-273.

- Karthikraj, R. ve Kannan, K., 2017. Mass loading and removal of benzotriazoles, benzothiazoles, benzophenones, and bisphenols in Indian sewage treatment plants, *Chemosphere*, 181, 216-223.
- Kawahata, H., Ohta, H., Inoue, M. ve Suzuki, A., 2004. Endocrine disrupter nonylphenol and bisphenol A contamination in Okinawa and Ishigaki Islands, Japan—within coral reefs and adjacent river mouths, *Chemosphere*, 55, 11, 1519-1527.
- Kim, J., Oh, H., Ryu, B., Kim, U., Lee, J. M., Jung, C. R. ve Park, J. H., 2018. Triclosan affects axon formation in the neural development stages of zebrafish embryos (*Danio rerio*), *Environmental Pollution*, 236, 304-312.
- Kim, S. A., Moon, H., Lee, K. ve Rhee, M. S., 2015. Bactericidal effects of triclosan in soap both in vitro and in vivo, *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 70, 12, 3345-3352.
- LaKind, J. S. ve Naiman, D. Q., 2011. Daily intake of bisphenol A and potential sources of exposure: 2005–2006 National Health and Nutrition Examination Survey, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 21, 3, 272-279.
- Law, E. U., 2011. Commission Implementing Regulation (EU) No 321/2011 of 1 April 2011 Amending Regulation (EU) No 10/2011 as Regards the Restriction of Use of Bisphenol A in Plastic Infant Feeding Bottles Text with EEA Relevance.
- Lee, J. D., Lee, J. Y., Kwack, S. J., Shin, C. Y., Jang, H. J., Kim, H. Y. ve Kim, K. B., 2019. Risk assessment of triclosan, a cosmetic preservative, *Toxicological Research*, 35, 2, 137-154.
- Lehutso, R. F., Daso, A. P. ve Okonkwo, J. O., 2017. Occurrence and environmental levels of triclosan and triclocarban in selected wastewater treatment plants in Gauteng Province, South Africa. *Emerging Contaminants*, 3, 3, 107-114.
- Li, X., Ying, G. G., Su, H. C., Yang, X. B. ve Wang, L., 2010. Simultaneous determination and assessment of 4-nonylphenol, bisphenol A and triclosan in tap water, bottled water and baby bottles, *Environment international*, 36, 6, 557-562.
- Liang, X., Nie, X., Ying, G., An, T. ve Li, K., 2013. Assessment of toxic effects of triclosan on the swordtail fish (*Xiphophorus helleri*) by a multi-biomarker approach, *Chemosphere*, 90, 3, 1281-1288.
- Liao, C. ve Kannan, K., 2014. A survey of bisphenol A and other bisphenol analogues in foodstuffs from nine cities in China, *Food Additives & Contaminants: Part A*, 31, 2, 319-329.
- Lu, S., Yu, Y., Ren, L., Zhang, X., Liu, G. ve Yu, Y., 2018. Estimation of intake and uptake of bisphenols and triclosan from personal care products by dermal contact, *Science of the Total Environment*, 621, 1389-1396.

- Mahamat, A. ve Altıntaş, L., 2020. Akut zehirlilik denemeleri ve öldürücü doz 50, Veteriner Farmakoloji ve Toksikoloji Derneği Bülteni, 11, 3, 151-160.
- Manzan-Martins, C. ve Paulesu, L., 2021. Impact of bisphenol A (BPA) on cells and tissues at the human materno-fetal interface, Tissue and Cell, 73, 101662.
- McAvoy, D. C., Schatowitz, B., Jacob, M., Hauk, A. ve Eckhoff, W. S., 2002. Measurement of triclosan in wastewater treatment systems, Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 21, 7, 1323-1329.
- Mercea, P., 2009. Physicochemical processes involved in migration of bisphenol A from polycarbonate, Journal of Applied Polymer Science, 112, 2, 579-593.
- Michałowicz, J., 2014. Bisphenol A—sources, toxicity and biotransformation. Environmental Toxicology and Pharmacology, 37, 2, 738-758.
- Morales, S., Canosa, P., Rodríguez, I., Rubí, E. ve Cela, R., 2005. Microwave assisted extraction followed by gas chromatography with tandem mass spectrometry for the determination of triclosan and two related chlorophenols in sludge and sediments, Journal of Chromatography A., 1082, 2, 128-135.
- Munn, S. J., Allanou, R., Aschberger, K., Berthault, F., De, B. J., Musset, C. ve Vegro, S. European Union Risk Assessment Report, Bisphenol A. CAS No. 80-05-7. EINECS No. 201-245-8.
- Nishi, I., Kawakami, T. ve Onodera, S., 2008. Monitoring of triclosan in the surface water of the Tone Canal, Japan, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 80, 2, 163-166.
- Oliveira, R., Domingues, I., Koppe Grisolia, C. ve Soares, A. M., 2009. Effects of triclosan on zebrafish early-life stages and adults, Environmental Science and Pollution Research, 16, 679-688.
- Padhye, L. P., Yao, H., Kung'u, F. T. ve Huang, C. H., 2014. Year-long evaluation on the occurrence and fate of pharmaceuticals, personal care products, and endocrine disrupting chemicals in an urban drinking water treatment plant, Water Research, 51, 266-276.
- Peng, X., Yu, Y., Tang, C., Tan, J., Huang, Q. ve Wang, Z., 2008. Occurrence of steroid estrogens, endocrine-disrupting phenols, and acid pharmaceutical residues in urban riverine water of the Pearl River Delta, South China, Science of the Total Environment, 397, 1-3, 158-166.
- Perez, A. L., De Saylor, M. A., Slocombe, A. J., Lew, M. G., Unice, K. M., ve Donovan, E. P., 2013. Triclosan occurrence in freshwater systems in the United States (1999–2012): A meta-analysis. Environmental Toxicology and Chemistry, 32, 7, 1479-1487.

- Pintado-Herrera, M. G., González-Mazo, E. ve Lara-Martín, P. A., 2014. Atmospheric pressure gas chromatography–time-of-flight-mass spectrometry (APGC–ToF-MS) for the determination of regulated and emerging contaminants in aqueous samples after stir bar sorptive extraction (SBSE). *Analytica Chimica Acta*, 851, 1-13.
- Pullaguri, N., Nema, S., Bhargava, Y. ve Bhargava, A., 2020. Triclosan alters adult zebrafish behavior and targets acetylcholinesterase activity and expression, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 75, 103311.
- Queckenberg, C., Meins, J., Wachall, B., Doroshenko, O., Tomalik-Scharte, D., Bastian, B. ve Fuhr, U., 2010. Absorption, pharmacokinetics, and safety of triclosan after dermal administration, *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 54, 1, 570-572.
- Ramaswamy, B. R., Shanmugam, G., Velu, G., Rengarajan, B. ve Larsson, D. J., 2011. GC–MS analysis and ecotoxicological risk assessment of triclosan, carbamazepine and parabens in Indian rivers, *Journal of Hazardous Materials*, 186, 2-3, 1586-1593.
- Rosal, R., Rodríguez, A., Perdigón-Melón, J. A., Petre, A., García-Calvo, E., Gómez, M. J. ve Fernández-Alba, A. R., 2010. Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation, *Water Research*, 44, 2, 578-588.
- Rykowska, I. ve Wasiak, W., 2006. Properties, threats, and methods of analysis of bisphenol A and its derivatives, *Acta Chromatographica*, 16, 7.
- Sabaliunas, D., Webb, S. F., Hauk, A., Jacob, M. ve Eckhoff, W. S., 2003. Environmental fate of triclosan in the River Aire Basin, UK, *Water Research*, 37, 13, 3145-3154.
- Sahu, V. K., Karmakar, S., Kumar, S., Shukla, S. P. ve Kumar, K., 2018. Triclosan toxicity alters behavioral and hematological parameters and vital antioxidant and neurological enzymes in *Pangasianodon hypophthalmus* (Sauvage, 1878), *Aquatic Toxicology*, 202, 145-152.
- Sandborgh-Englund, G., Adolfsson-Erici, M., Odham, G. ve Ekstrand, J., 2006. Pharmacokinetics of triclosan following oral ingestion in humans, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 69, 20, 1861-1873.
- Santhi, V. A., Sakai, N., Ahmad, E. D. ve Mustafa, A. M., 2012. Occurrence of bisphenol A in surface water, drinking water and plasma from Malaysia with exposure assessment from consumption of drinking water, *Science of the Total Environment*, 427, 332-338.
- Scopel, C. F. V., Sousa, C., Machado, M. R. F. ve Dos Santos, W. G., 2020. BPA toxicity during development of zebrafish embryo, *Brazilian Journal of Biology*, 81, 437-447.

- Shankar, A., Teppala, S. ve Sabanayagam, C., 2012. Bisphenol A and peripheral arterial disease: results from the NHANES, Environmental health perspectives, 120, 9, 1297-1300.
- Sorensen, J. P. R., Lapworth, D. J., Nkhuwa, D. C. W., Stuart, M. E., Gooddy, D. C., Bell, R. A. ve Pedley, S., 2015. Emerging contaminants in urban groundwater sources in Africa, Water Research, 72, 51-63.
- Sun, C., Huang, C., Su, X. Zhao, X., ve Dong, Q., 2010. Optimization of handling and refrigerated storage of guppy *Poecilia reticulata* sperm, Journal of Fish Biology, 77, 1, 54-66.
- Sun, Q., Wang, Y., Li, Y., Ashfaq, M., Dai, L., Xie, X. ve Yu, C. P., 2017. Fate and mass balance of bisphenol analogues in wastewater treatment plants in Xiamen City, China, Environmental Pollution, 225, 542-549.
- Takao, Y., Lee, H. C., Kohra, S. ve Arizono, K., 2002. Release of bisphenol A from food can lining upon heating, Journal of Health Science, 48, 4, 331-334.
- Tenkov, K. S., Dubinin, M. V., Vedernikov, A. A., Chelyadnikova, Y. A. ve Belosludtsev, K. N., 2022. An in vivo study of the toxic effects of triclosan on *Xenopus laevis* (Daudin, 1802) frog: Assessment of viability, tissue damage and mitochondrial dysfunction, Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 109401.
- Vandenberg, L. N., Chahoud, I., Heindel, J. J., Padmanabhan, V., Paumgarten, F. J. ve Schoenfelder, G., 2010. Urinary, circulating, and tissue biomonitoring studies indicate widespread exposure to bisphenol A, Environmental Health Perspectives, 118, 8, 1055-1070.
- Wang, X., Nag, R., Brunton, N. P., Siddique, M. A. B., Harrison, S. M., Monahan, F. J. ve Cummins, E., 2022. Human health risk assessment of bisphenol A (BPA) through meat products, Environmental Research, 213, 113734.
- Wee, S. Y., Haron, D. E. M., Aris, A. Z., Yusoff, F. M. ve Praveena, S. M., 2020. Active pharmaceutical ingredients in Malaysian drinking water: consumption, exposure, and human health risk, Environmental Geochemistry and Health, 42, 10, 3247-3261.
- Wirt, H., Botka, R., Perez, K. E. ve King-Heiden, T., 2018. Embryonic exposure to environmentally relevant concentrations of triclosan impairs foraging efficiency in zebrafish larvae, Environmental Toxicology and Chemistry, 37, 12, 3124-3133.
- Witorsch, R. J., 2014. Critical analysis of endocrine disruptive activity of triclosan and its relevance to human exposure through the use of personal care products, Critical Reviews in Toxicology, 44, 6, 535-555.

- Xiong, Y., Chen, X., Li, F., Chen, Z. ve Qin, Z., 2022. Zebrafish larvae acute toxicity test: A promising alternative to the fish acute toxicity test, *Aquatic Toxicology*, 246, 106143.
- Xu, E. G., Liu, S., Ying, G. G., Zheng, G. J., Lee, J. H. ve Leung, K. M., 2014. The occurrence and ecological risks of endocrine disrupting chemicals in sewage effluents from three different sewage treatment plants, and in natural seawater from a marine reserve of Hong Kong, *Marine Pollution Bulletin*, 85, 2, 352-362.
- Yamamoto, T., Yasuhara, A., Shiraishi, H. ve Nakasugi, O., 2001. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates, *Chemosphere*, 42, 4, 415-418.
- Yang, D., Kong, S., Wang, F., Tse, L. A., Tang, Z., Zhao, Y. ve Lu, S., 2021. Urinary triclosan in south China adults and implications for human exposure, *Environmental Pollution*, 286, 117561.
- Yang, G. C., Yen, C. H. ve Wang, C. L., 2014. Monitoring and removal of residual phthalate esters and pharmaceuticals in the drinking water of Kaohsiung City, Taiwan, *Journal of Hazardous Materials*, 277, 53-61.
- Yin, J., Wei, L., Shi, Y., Zhang, J., Wu, Q. ve Shao, B. , 2016. Chinese population exposure to triclosan and triclocarban as measured via human urine and nails, *Environmental Geochemistry and Health*, 38, 5, 1125-1135.
- Ying, G. G., 2006. Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment, *Environment International*, 32, 3, 417-431.
- Zhang, S., Zhang, Q., Darisaw, S., Ehie, O. ve Wang, G., 2007. Simultaneous quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Mississippi river water, in New Orleans, Louisiana, USA, *Chemosphere*, 66, 6, 1057-1069.
- Zhang, Y., Liu, M., Liu, J., Wang, X., Wang, C., Ai, W. ve Wang, H., 2018. Combined toxicity of triclosan, 2, 4-dichlorophenol and 2, 4, 6-trichlorophenol to zebrafish (*Danio rerio*), *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 57, 9-18.
- Zhao, J. L., Zhang, Q. Q., Chen, F., Wang, L., Ying, G. G., Liu, Y. S. ve Zhang, R. Q., 2013. Evaluation of triclosan and triclocarban at river basin scale using monitoring and modeling tools: implications for controlling of urban domestic sewage discharge, *Water Research*, 47, 1, 395-405.
- Zheng, M., Wang, J., Zhang, Z., Ma, S. ve Ru, S., 2018. Development of homologous enzyme-linked immunosorbent assays to quantify two forms of vitellogenin in guppy (*Poecilia reticulata*), *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 25, 25036-25044.
- URL-1 <<https://www.epa.govt.nz/assets/Uploads/Documents/Everyday-Environment/Publications/Triclosan-fact-sheet-Dec16.pdf/>>, Erişim Tarihi: 08.04.2023.

URL-2 <<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/chemicals-product-safety/triclosan.html>>, Erişim Tarihi: 05.04.2023.

URL-3 <https://www.aqsiq.net/pdf/China_GB_5749-2006_Standards_for_Drinking_Water_Quality.pdf>, Erişim Tarihi: 06.04.2023.

URL-4 <<https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>>, Erişim Tarihi: 07.04.2023.

URL-5 <<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/food-nutrition/food-safety/packaging-materials/bisphenol/health-risk-assessment-bisphenol-food-packaging-applications.html>>, Erişim Tarihi: 08.04.2023.

URL-6 <<https://bitkibalik.com/zebra-danio-zebra-baligi>>, Erişim Tarihi: 09.04.2023.

URL-7 <<https://blog.tetra.net/tr-tr/zebra-baligi-danio-zahmetten-uzak-zebra-baligi>>, Erişim Tarihi: 10.04.2023.

URL-8 <<https://www.akvaryum.market/lepistes/>>, Erişim Tarihi: 11.04.2023.

URL-9 <https://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-203-fish-acute-toxicity-test_9789264069961-en>, Erişim Tarihi: 12.04.2023.

URL-10 <<https://en.wikipedia.org/wiki/Triclosan/>>, Erişim Tarihi: 13.04.2023.

ÖZGEÇMİŞ

Adı ve Soyadı : Burak TEKELİOĞLU

EĞİTİM BİLGİLERİ (Kurum ve Yıl)

Lisans : Aksaray Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü,
2016-2019

Yüksek Lisans : Aksaray Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı,
2020-2023

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLERİ

1. Konya Büyükşehir Belediyesi/Yaz Stajı

TEZDEN ÜRETİLEN YAYINLAR, SUNUMLAR VE PATENTLER

Kongrelerde Sunulan Bildiriler

1. GOK, O. ve Tekelioglu, B., 2023. Importance Of Triclosan For Environment And Human Health, International Symposium for Environmental Science and Engineering Research, Konya, Proceeding Book of ISESER 2023, 79-86.