ÇANKIRI KARATEKİN ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

PERMETRİNİN TATLI SU MİDYELERİNDE TOKSİK ETKİLERİNİN BELİRLENMESİ

Reyhan GENÇER

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

ÇANKIRI
2023

Her hakkı saklıdır

TEZ ONAYI

Reyhan GENÇER tarafından hazırlanan **"Permetrinin Tatlı Su Midyelerinde Toksik Etkilerinin Belirlenmesi"** adlı tez çalışması 10/02/2023 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Çankırı Karatekin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı'nda **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

Danışman **:** Dr. Öğr. Üyesi Pınar ARSLAN

Jüri Üyeleri **:**

Başkan **:** Dr. Öğr. Üyesi Pınar ARSLAN
Biyoloji Anabilim Dalı
Çankırı Karatekin Üniversitesi

Üye **:** Dr. Öğr. Üyesi Filiz SARIKAYA PEKACAR
Biyoloji Anabilim Dalı
Çankırı Karatekin Üniversitesi

Üye **:** Prof. Dr. Aysel Çağlan GÜNAL
Biyoloji Eğitimi Anabilim Dalı
Gazi Üniversitesi

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. İbrahim ÇİFTÇİ

Enstitü Müdürü

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Çankırı Karatekin Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliğine göre hazırlamış olduğum **"Permetrinin Tatlı Su Midyelerinde Toksik Etkilerinin Belirlenmesi"** konulu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu, çalışmanın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik, ilke ve kurallarına uygun davrandığımı, tezin içerdiği yenilik ve sonuçları başka bir yerden almadığımı, tezde kullandığım eserleri usulüne uygun göre kaynak olarak gösterdiğimi, tezin Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitütüsü'nden başka bir bilim kuruluna akademik amaç ve unvan almak amacıyla vermediğimi ve bu çalışmanın Çankırı Karatekin Üniversitesi tarafından kullanılan "Bilimsel İntihal Tespit Programı ile tarandığını, "intihal içermediğini" beyan ederim. Çalışmam ile ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması halinde çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçlara razı olduğumu bildiririm. Çankırı Karatekin Üniversitesi Lisansüstü Eğitim-Öğretim ve Sınav Yönetmeliğinin ilgili maddeleri uyarınca gereğinin yapılmasını arz ederim (10/02/2023).

Reyhan GENÇER

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

PERMETRİNİN TATLI SU MİDYELERİNDE TOKSİK ETKİLERİNİN BELİRLENMESİ

Reyhan GENÇER

Çankırı Karatekin Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Pınar ARSLAN

Permetrin, su kaynaklarının yakınında böceklere karşı mücadelede toprak yüzeyinden yağmur suları ile taşınarak ya da endüstriyel alan atıklarının arıtılmadan sulara bırakılması sonucu sucul ekosisteme karışabilen ve sucul ekosistem canlılarını olumsuz etkileyebilen sentetik bir piretroittir. Bu nedenle, sucul canlılar üzerindeki etkilerinin araştırılması sucul ekosistem sağlığı açısından önemlidir. Bu tezin amacı, permetrinin hedef dışı bir tür olan tatlı su midyelerinde akut toksik etkisinin belirlenmesini takiben subletal etkilerinin immünolojik ve biyokimyasal parametrelerle incelenmesidir. Deneylerde sucul biyolojik izleme ve toksikoloji çalışmalarında kullanılan bir tür olan tatlı su midyesi *Unio delicatus* model organizma olarak kullanılmıştır. Akut toksik değerleri (ortalama öldürücü konsantrasyon, LC_{50}), Finney'in probit analiz yöntemi baz alınarak 96 saatlik LC_{50} değeri 119,4430 (69,569-168,967) mg/L olarak saptanmıştır. Tatlı su midyeleri daha sonra 96 saatlik LC_{50} değerinin 1/10, 1/50 ve 1/100 oranlarındaki (1,19 mg/L, 2,38 mg/L ve 11,9 mg/L) permetrin konsantrasyonlarına 96 saat ve 7 gün süre ile maruz bırakılmıştır. Deney sonunda, deney gruplarının kontrol gruplarına göre ortalama toplam hemosit sayısı istatistik olarak anlamlı azalış göstermiştir ($P<0,05$). Permetrinin solungaç ve sindirim bezi dokuları üzerinde antioksidan glutatyon (GSH), ileri düzey oksidasyon protein ürünleri (AOPP) ve malondialdehit (MDA) parametreleri incelendiğinde ise, istatistiksel anlamlı bir sonuca ulaşılmamıştır ($P>0,05$). Sonuç olarak; permetrinin tatlı su midyesi *Unio delicatus* için akut maruziyette az derecede toksik etkiye sahip olduğu, subletal konsantrasyonda ise glutatyon, ileri oksidasyon protein ürünleri ve lipid peroksidasyon değerlerinde ise istatistik olarak anlamlı düzeyde kabul edilir etkiye neden olmadığı tespit edilmiştir.

2023, 77 sayfa

ANAHTAR KELİMELER: Permetrin, Tatlı su midyeleri, Total hemosit sayısı, Biyokimyasal parametreler

ABSTRACT

Master of Science Thesis

THE DETERMINATION OF THE TOXIC EFFECTS OF PERMETHRIN ON THE FRESHWATER MUSSELS

Reyhan GENÇER

Çankırı Karatekin University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Biology

Advisor: Asst. Prof. Dr. Pınar ARSLAN

Permethrin is a synthetic pyrethroid that can contaminate the aquatic ecosystem and adversely affects the aquatic ecosystem organisms as a result of being carried by rain water from the soil surface in the fight against insects near water sources or leaving industrial wastes to the waters without treatment. Therefore, investigating the effects on aquatic organisms is important for aquatic ecosystem health. The aim of this thesis is to determine the acute toxic effects of permethrin in freshwater mussels, which is a non-target species, and to investigate its sublethal effects with immunological and biochemical parameters. In the experiments, the freshwater mussel *Unio delicatus* a species used in aquatic biological monitoring and toxicology studies, was used as a model organism. Acute toxic values (mean lethal concentration, LC_{50}) were determined as 119.4430 (69.569-168.967) mg/L for 96 hours based on Finney's probit analysis method. Freshwater mussels were then exposed to permethrin concentrations of 1/10, 1/50, and 1/100 (1.19 mg/L, 2.38 mg/L, and 11.9 mg/L) of the 96-hour LC_{50} for 96 hours and 7 days exposed over a period of time. At the end of the experiment, the mean total hemocyte count of the experimental groups showed a statistically significant decrease compared to the control groups ($P<0.05$). When the antioxidant glutathione (GSH), advanced oxidation protein products (AOPP) and malondialdehyde (MDA) parameters of permethrin on the gill and digestive gland tissues were examined, no statistically significant result was determined ($P>0.05$). In conclusion; It has been determined that permethrin has a low toxic effect in acute exposure for the freshwater mussel *Unio delicatus*, and does not cause an acceptable effect in glutathione, advanced oxidation protein products and lipid peroxidation values at subletal concentrations.

2023, 77 pages

Keywords: Permethrin, Freshwater mussels, Total hemocyte counts, Biochemical parameters

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim süresince tüm samimiyetini ve profesyonelliğini fazlasıyla gösteren, bilgi ve deneyimlerini benden esirgemeyerek güler yüzüyle daima yakınımda olduğunu hissettiren kıymetli danışman hocam Dr. Öğr. Üyesi Pınar ARSLAN'a sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunuyorum.

Maddi manevi her konuda laboratuvarının kapılarını açan, üstün bilgi ve deneyimleriyle daima yanımda desteğini samimiyetiyle hissettiğim kıymetli hocam Prof. Dr. Aysel Çağlan GÜNAL'a sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunuyorum.

Çalışmalarım süresince bana destek olan tanıdığıma çok memnun olduğum arkadaşlarım, Donald Romaric Yehouenou TESSİ ve Ali Fatih YILTIRAK'a teşekkürlerimi sunuyorum.

Hayatımın her alanında daima yanımda hissettiğim bana güvenen, sevgisini, ilgisini ve maddi, manevi her yönden desteğini bir an olsun esirgemeyen annem Sultan MEMİŞ'e, babam Orhan MEMİŞ'e ve hayat arkadaşım canım eşim Nurullah GENÇER'e sonsuz teşekkürlerimi sunuyorum.

Reyhan GENÇER
Çankırı, Şubat 2023

İÇİNDEKİLER

ÖZET ..... **i**
ABSTRACT ..... **ii**
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR ..... **iii**
İÇİNDEKİLER ..... **iv**
SİMGELER DİZİNİ ..... **vi**
KISALTMALAR DİZİNİ ..... **vii**
ŞEKİLLER DİZİNİ ..... **viii**
ÇİZELGELER DİZİNİ ..... **ix**
1. GİRİŞ **1**
2. LİTERATÜR ÖZETİ **3**
2.1 Pestisitler ve Sucul Ekosistemlere Etkileri **3**
2.1.1 Sentetik piretroidler ve sucul ekosistemlere etkileri **10**
2.2 Biyodeneyler **18**
2.3 Tatlı Su Midyesi *Unio delicatus* (Lea, 1863) Sistematik Pozisyonu ve Biyolojik Özellikleri **21**
2.4 Tatlı Su Midyeleri Hakkında Yapılan Çalışmalar **25**
3. MATERYAL VE METOT **29**
3.1 Materyal **29**
3.1.1 *Unio delicatus*'un temini **29**
3.1.2 Deney düzeneği ve adaptasyon süreci **29**
3.1.3 Pestisit materyali **31**
3.1.4 Permetrin çözeltisinin hazırlanması **31**
3.1.5 Kullanılan cihazlar **33**
3.2 Metot **33**
3.2.1 Deney metodu **33**
3.2.2 Deney sonrasında yapılan uygulamalar **36**
4. BULGULAR **44**
4.1 Permetrinin Tatlı Su Midyesi *Unio delicatus* Üzerine Akut Toksik Etkisi **44**
4.2 Deney Ortamı ve Adaptasyon Sürecine Ait Bulgular **49**
4.3 Toplam Ağırlık, Uzunluk, Yükseklik ve Kalınlık Değerlerine Ait Bulgular **49**

4.4 Toplam Hemosit Sayısına İlişkin Bulgular 50
4.5 Biyokimyasal Parametrelere Ait Bulgular 51
4.5.1 Doku analizleri sonucunda ulaşılan GSH bulguları 51
4.5.2 Doku analizleri sonucunda ulaşılan AOPP bulguları 53
4.5.3 Doku analizleri sonucunda ulaşılan MDA bulguları 54
5. TARTIŞMA VE SONUÇ 56
KAYNAKLAR 64
ÖZGEÇMİŞ 77

SİMGELER DİZİNİ

µm	Mikrometre
µL	Mikrolitre
µg	Mikrogram
vd.	Ve diğerleri
vb.	Ve benzeri
ppm	Toplam madde miktarının milyonda birlik kısmı
nm	Nanometre
ng	Nanogram
mL	Mililitre
mg	Miligram
lt/L	Litre
kg	Kilogram
g	Gram
et. al	Ve diğerleri
°C	Santigrat derece
>	Büyüktür
<	Küçüktür
%	Yüzde ifadesi

KISALTMALAR DİZİNİ

AOPP	İleri oksitlenmiş protein ürünleri
APHA	Amerikan Halk Sağlığı Birliği
CAT	Katalaz
CFT	Siflutrin
CuPT	Bakır pritiyona
DDT	Dikloro difenil trikloroetan
DMSO	Dimetilsülfoksit
EPA	Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı
GPx	Glutatyon peroksidaz
GSH	Glutatyon
HT	Yüksek derece toksik (highly toxic)
IMI	İmidakloprit
KCl	Potasyum klorür
LC_{10}	Deney hayvanlarının %10'unu öldüren konsantrasyon
LC_{50}	Deney hayvanlarının %50'sini öldüren konsantrasyon
LC_{70}	Deney hayvanlarının %70'ini öldüren konsantrasyon
MDA	Malondialdehit
MEGEP	Mesleki eğitim ve öğretim sistemini güçlendirme projesi
MÖ.	Milattan önce
MT	Orta derecede toksik (moderately toxic)
OGM	Orman Genel Müdürlüğü
PAH	Fenantren
Pb	Metal kurşun
PCB	Aroklor
NT	Düşük derecede toksik (relatively nontoxic)
PNT	Toksik olmayan (practically nontoxic)
SD	Standart sapma
SOD	Süperoksit dismutaz
ST	Az toksik (slightly toxic)
TBA	Tiyobarbütrik asit
TSE	Türk Standartları Enstitüsü
USEPA	Çevre Koruma Ajansı
VHT	Çok yüksek derecede toksik (very highly toxic)
W	Ağırlık
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
ZnPT	Çinko piritiyon

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Sucul çevrede pestisitlerin kaynakları ve akıbeti 7
Şekil 2.2 Genel piretroid yapısı 10
Şekil 2.3 Tip I alletrin ve tip II deltametrinin yapısal gösterimi 12
Şekil 2.4 Permetrinin kimyasal stereoizomerlerinin formülü 16
Şekil 2.5 Unionoid midyelerin dünya üzerindeki dağılımı 21
Şekil 2.6 *Unio delicatus* dış kabuk morfolojisi 23
Şekil 2.7 Biyodeney aşamasında ölen *Unio delicatus*'un kabuklarının açık durumu 23
Şekil 2.8 *Unio delicatus*'un iç organlarının morfolojik yapısı 24
Şekil 3.1 Hatay bölgesel haritası 29
Şekil 3.2 Su parametrelerinin ölçümleri 30
Şekil 3.3 *Spirulina* sp. 30
Şekil 3.4 Deney için 48 saat önceden hazırlanmış akvaryumlar 31
Şekil 3.5 Permetrin çözeltisi 32
Şekil 3.6 *Unio delicatus* LC_{50} biyodeney düzeneği 34
Şekil 3.7 *Unio delicatus* biyodeney düzeneği 35
Şekil 3.8 *Unio delicatus* a) Canlı Midye b) Ölü Midye 35
Şekil 3.9 *Unio delicatus* ölçümleri; a) Tartım b) Uzunluk c) Yükseklik d) Kalınlık 36
Şekil 3.10 *Unio delicatus* hemolemf sıvısı alınması 37
Şekil 3.11 Hemositometre preparatı hazırlanması 37
Şekil 3.12 *Unio delicatus* doku örneklerinin hassas terazide tartımı 38
Şekil 3.13 *Unio delicatus* doku örneklerinin homojenizasyonu 40
Şekil 3.14 Su banyosunda 45 dakika bekletilen tüpler 41
Şekil 3.15 Santrifüjten alınan örnek 42
Şekil 4.1 *U. delicatus*'un toplam hemosit sayısı 51
Şekil 4.2 *U. delicatus*'un solungaç dokusundaki GSH 52
Şekil 4.3 *U. delicatus*'un sindirim bezi dokusundaki GSH 52
Şekil 4.4 *U. delicatus*'un solungaç dokusundaki AOPP değerleri (uM/mg protein) 53
Şekil 4.5 *U. delicatus*'un sindirim bezi dokusundaki AOPP değerleri 53
Şekil 4.6 *U. delicatus*'un solungaç dokusundaki MDA değerleri (nmol/g doku) 54
Şekil 4.7 *U. delicatus*'un sindirim bezi dokusundaki MDA değerleri (nmol/g doku) 54

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Kullanıldıkları zararlılara göre pestisitler 4
Çizelge 2.2 Formülasyonlara göre pestisitler 5
Çizelge 2.3 Kimyasal yapı ve kaynaklarına göre pestisitler 5
Çizelge 2.4 Sentetik piretroidlerin kimyasal yapılarılarına göre sınıflandırılması 11
Çizelge 2.5 Doğal yaşam alanlarındaki piretroidlerin balıklar ve kuşlardaki toksisite oranları 14
Çizelge 2.6 Permetrinin fiziksel ve kimyasal özellikleri 16
Çizelge 2.7 Sucul ekosistemlerde bulunan organizmalarda LC_{50}'ye göre toksik etki düzeyleri 20
Çizelge 3.1 Permetrin çözeltilerinin hazırlanması aşamasında kullanılan maddeler, malzemeler ve koşullar 32
Çizelge 3.2 Deneylerde kullanılan cihazlar 33
Çizelge 3.3 Glutatyon (GSH) değerlerinin belirlenmesi için çalışma metodu 39
Çizelge 3.4 İleri oksidasyon protein ürünleri (AOPP) değerlerinin belirlenmesi için çalışma metodu 40
Çizelge 3.5 Malondialdehit (MDA) düzeyinin belirlenmesi için çalışma metodu 42
Çizelge 3.6 Total protein düzeyinin belirlenmesi için çalışma metodu 43
Çizelge 4.1 *U. delicatus* midyeleri üzerinde permetrinin akut toksisitesi 44
Çizelge 4.2 Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin 24 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği 45
Çizelge 4.3 Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin 48 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği 46
Çizelge 4.4 Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin 72 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği 47
Çizelge 4.5 Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin 96 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği 48
Çizelge 4.6 Deney süresince kullanılan akvaryum suyunun kalite değerleri 49
Çizelge 4.7 *U. delicatus*'un kontrol ve deney gruplarında ortalama toplam ağırlık, uzunluk, yükseklik, kalınlık değerleri 50
Çizelge 4.8 *U. delicatus*'un toplam hemosit sayısı (THS/mL) 50
Çizelge 5.1 Permetrinin suda yaşayan organizmalarda akut toksisitesi 57

1. GİRİŞ

Son yıllarda kimyasal madde kullanımındaki artışların ekosistem üzerinde olumsuz etkileri dikkate alınmaktadır. Her geçen gün, gelişen teknoloji ve artan nüfus değişimine bağlı olarak ekolojik dengenin biraz daha bozulması ve önlenmezse ilerleyen dönemlerde ciddi sorunlarla karşılaşılacağını göstermektedir. Kimyasal kirlilik hava, toprak, su ve radyoaktif kirlenmeler olarak kendi içerisinde dört gruba ayrılmaktadır. Kimyasal kirliliğe sebep olan maddeler, canlı organizmaya besin, su veya hava yoluyla alınmaktadır. Kimyasal maddelerin kontrolsüz ve bilinçsiz kullanımı organizmada birikerek ekosistemi bozmakta ve canlı organizmada toksik etkiler meydana getirebilmektedir. Bu kimyasal maddelerin kaynağının, etkilerinin, genel özelliklerinin ve biyolojik birikim mekanizmalarının bilinerek kontrol altına alınması gerekmektedir (Atmaca 2016).

Günümüzde geniş bir kullanım alanı olan permetrin şehirlerde, çevresel yerleşim yerlerinde ve tarımda pamuk kurdu, bit, pire, güve, tomurcuk kurdu, sinek, kelebek, sivrisinek, karınca gibi çeşitli böceklerin kontrolünü sağlamak amacıyla tercih edilen sentetik bir piretroittir (Thatheyus and Selvam 2013). Permetrin, su kaynaklarının yakınında böceklere karşı mücadelede toprak yüzeyinden yağmur suları ile taşınarak ya da endüstriyel alan atıklarının arıtılmadan sulara bırakılması sonucu sucul ekosisteme karışmakta ve sucul ekosistem canlılarını olumsuz etkileyebilmektedir (Atamanalp ve Yanık 2001).

Permetrin, balıklarda, arılarda ve vahşi hayvanlarda oldukça zehirli bir kimyasaldır. Fakat kuşlardaki zehirliliği >13500 mg/kg'dır (Thatheyus and Selvam 2013). Muhtemel karsinojenler sınıfında yer almaktadır (Mross *et al.* 2007).

Permetrinin lethal toksisite değeri su sıcaklığı (10-20 °C) ve vücut ağırlığına (1-50 g) bağlı nedenlerle farklılık göstermektedir. 15 °C su sıcaklığında büyük balıkların (200 g), küçük balıklara (1 g) göre daha fazla toleranslı olduğu görülmektedir (WHO 1990).

Sucul ekosistemde tatlı su midyeleri yaşam sürelerinin uzun, lokomasyon yeteneklerinin sınırlı olması ve filtrasyon ile beslenerek yapılarında çeşitli maddeleri biriktirebilen canlılar olması nedeniyle toksik etkilerin belirlenmesinde tercih edilen canlılar arasındadır (Ay vd. 2014, Franzellitti *et al.* 2019).

Tatlı su midyelerinde, hemosit hücreleri immünolojik etkinin değerlendirilmesi için biyobelirteç olarak kabul edilen bir parametredir (Auffret *et al.* 2006, Kara vd. 2020, Günal *et al.* 2021).

Serbest radikaller hücre zarına, hücre genetik materyallerine (DNA, RNA) ya da hücre içindeki çeşitli maddelere (proteinler, lipidler, karbonhidratlar) doğrudan ya da dolaylı olarak zarar vermektedir (Fedorova *et al.* 2014). Antioksidan enzimlerden olan glutatyon (GSH) savunma belirteci olmasıyla birlikte zararlı bileşiklerin etkisiz duruma getirilmesinde, malondialdehit (MDA) ise membrandaki lipidlerin oksidatif hasarının belirlenmesinde önemlidir (Dinçel *et al.* 2009). AOPP (İleri Oksidasyon Protein Ürünleri) ise protein hasar düzeyinin belirlenmesinde uygun bir belirteç olarak görülmektedir (Büyükgüzel 2013).

Bu tez çalışmasının amacı, sucul ekosistemde yaşayan omurgasız canlılardan olan tatlı su midyelerinde (*Unio delicatus*) permetrinin akut ve subletal toksik etkileri belirlenmesidir.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1 Pestisitler ve Sucul Ekosistemlere Etkileri

Günümüzde modern tarımsal uygulamaların tamamlayıcı bir parçası olarak görülen pestisitler geniş bir kullanım alanına sahiptir (MEB 2012). Pestisit yabancı bir terim olup "pest" zararlı "cide" ise öldürücü olarak kelime anlamı tanımlanan zararlı organizmaları öldürmekte tercih edilen madde anlamına gelmektedir (Erdoğan 2011, OGM 2016).

Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (United States Environmental Protection agency, USEPA) ise pestisitleri, herhangi bir zararlıyı yok etmek, zararını engellemek, uzaklaştırmak ya da azaltmak amacıyla kullanıma sahip olan kimyasal veya kimyasal karışımlar olarak tanımlamaktadır (Casarett *et al.* 2001).

Pestisitler, tarım ürünlerinin üretimi, depo edilmesi, taşınması, dağıtımı ya da işlenme sürecinde zararlı kabul edilen organizmaları (böcekler, yabancı otlar, mikroorganizmalar gibi) engellemek, kontrol altında tutmak ya da etkilerini azaltmak amacıyla kullanılan kimyasal maddelerdir (Akdoğan vd. 2012).

Pestisit üretim uygulamalarında, aktif maddeler ile yardımcı maddeler bir araya getirilerek oluşturulan karışıma formülasyon adı verilmektedir. Formülasyon uygulamasının yapılmasındaki temel neden daha güvenilir, insan ve çevre sağlığı için daha az olumsuz etki gösteren ve daha ekonomik kullanımının sağlanmasıdır (OGM 2016).

Toksik özelliğe sahip bir maddenin pestisit olarak kullanılabilmesi için; biyolojik olarak aktif, etkili, ucuz, güvenilir, kolay uygulanabilen, tüketiciler ve besi hayvanları için güvenilir olmalıdır. Ayrıca, hedef canlıya spesifik olarak toksik olmalı ve kolayca toksik olmayan maddelere dönüşebilmelidir (OGM 2016).

Pestisitler, görünüşleri, fiziksel yapıları, formülasyon şekilleri, etkiledikleri zararlı ve hastalık grubu ile bunların biyolojik dönemi, içerdikleri aktif maddeye, zehirlilik derecesine ve kullanım tekniğine göre farklı şekillerde özellikleri dikkate alınarak sınıflandırılmaktadırlar (MEB 2012, Açar Çetinkaya 2015). Pestisitleri, kimyasal yapılarına göre sınıflandırmak zor olması nedeniyle genellikle zararlılara karşı etkili olduğu madde gruplarına göre sınıflandırılma yapılmaktadır (Tiryaki vd. 2010, Açar Çetinkaya 2015). Çizelge 2.1'de kullanıldıkları zararlılara göre pestisitlerin sınıflandırılması tablo olarak verilmiştir.

Çizelge 2.1 Kullanıldıkları zararlılara göre pestisitler (DPT 2008)

PESTİSİT TÜRLERİ	KULLANILDIKLARI ZARARLI GRUBU
İnsektisit	Böcekler
Fungusit	Mantarlar
Herbisit	Yabancı otlar
Akarisit	Örümcekler
Bakterisit	Bakteriler
Afisit	Yaprak Bitleri
Rodentisit	Kemirgenler
Nematosit	Nematodlar
Molluskusit	Salyangozlar
Algisit	Algler
Auensit	Kuşlar
Afisit	Yaprak bitleri

Çizelge 2.2'de formülasyonlara göre pestisitlerin sınıflandırılması tablo olarak verilmiştir.

Çizelge 2.2 Formülasyonlara göre pestisitler (DPT 2008)

FORMÜLASYONLARINA GÖRE	
Kuru Tohum İlaçlar (DS)	Yağlar (GS)
Emülsiyon Konsantre İlaçlar (EC)	Pelletler
Suda Çözülebilen Toz İlaçlar (SP)	Granüller
Toz İlaçlar (DP)	-Mikro Granül
Akışkan Konsantre İlaçlar (SC)	-İnce Granül
Islatılabilir Toz İlaçlar (WP)	-Suda Çözülebilen Granül
Solüsyonlar veya Toz Çözeltiler	Tabletler (TB)

Çizelge 2.3'de kimyasal yapı ve kaynaklarına göre pestisitlerin sınıflandırılması tablo olarak verilmiştir.

Çizelge 2.3 Kimyasal yapı ve kaynaklarına göre pestisitler (DPT 2008)

KİMYASAL YAPI VE KAYNAKLARINA GÖRE
1. İnorganik Pestisitler
2. Organik Pestisitler
a. Sentetik
b. Doğal

Kullanıldıkları zararlılara göre, en fazla kullanıma sahip pestisit grupları insektisitler, fungisitler ve herbisitler olarak bilinmektedir (Akdoğan vd. 2012). Kimyasal yapılarına göre sınıflandırılma yapıldığında, organik fosforlu ve organik klorlu pestisitler en büyük sınıflarını oluşturmaktadırlar (Tiryaki vd. 2010).

İnsektisitlerin ormancılık ve tarımda kullanımının avantaj ve dezavantajları önemli tartışma konuları arasında yer almaktadır (OGM 2016).

İnsektisitleri kullanmanın avantajları;

i) Zararlı kabul edilen böcek türlerinin popülasyon büyüklüğünün etkili ve kısa sürede azaltılmasını sağlamaktadır.

ii) Bazı insektisitler zararlı böceklere geniş spektrumlu, bazıları ise dar spektrumludur. Bundan yararlanılarak, özel bir zararlı böceği ya da zararlılar topluluğuna karşı, bir insektisit ya da insektisit kombinasyonları seçme olanağı bulunmaktadır.

İnsektisitleri kullanmanın dezavantajları;

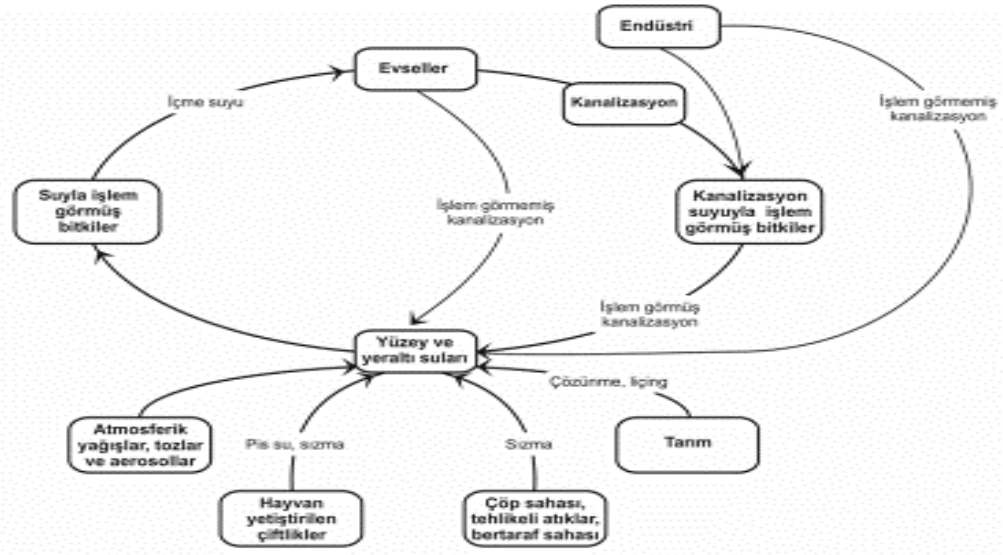
i) Geniş spektruma sahip birçok insektisit, organizmalara karşı tehlike ya da tehlike riskine neden olmaktadır.

ii) Böcekler zaman içerisinde insektisitlere dayanıklılık geliştirmesiyle, doğal mücadele etkenlerinin popülasyonu azalmaktadır.

Pestisitler, uzun vadede tavsiye edilen dozların üzerinde bilinçsiz kullanıldıklarında çevrede kendisi ya da dönüşüm ürünlerinin kalmasıyla potansiyel toksik etkiler meydana getirebilen bileşikler olarak da görülmektedir (Karakaya ve Boyraz 1992, Tiryaki vd. 2010). Pestisit uygulaması yapılmasının ardından toprağın yüzeyinde kalmış olan pestisit kalıntıları arazinin meyili, bitki örtüsü, pestisit formülasyonu, toprak yapısı ve yağışa bağlı olarak yeraltı sularına katılabilirler. Yeraltı sularına karışan pestisitler; daha az ışık, oksijen ve sıcaklığa sahip ortam koşulları nedeniyle daha yavaş parçalanmaya devam ederler. Yeraltı sularının kirlenmesiyle, su akıntıları aracılığıyla göller ve nehirlerde de kirlilik görülebilmektedir (Altıkat vd. 2009).

Farklı yollar aracılığıyla toprağa karışan pestisitler, buharlaşarak atmosfere geçebildikleri gibi su ve erozyon yoluyla da sucul ekosisteme ulaşarak burada yaşayan canlıların olumsuz yönde etkilenmesine neden olmaktadır (Atasoy 2019). Bu sebeple birçok ülkede sucul ekosistemdeki olumsuz etkileri engellemek için, pestisitlerin üretimi ve kullanımına yönelik sıkı yasal denetimler yapılmaktadır (Erdoğan 2011).

Pestisitler içme suyu kaynaklarını oluşturan dünya nüfusu için önemli görülen yeraltı ve yüzey sularına karıştığında kalitesini düşürmektedir. Pestisitlerin, sucul ekosistemler üzerindeki etkilerinin ve aktivitelerinin tespit edilmesinde fiziksel ve kimyasal özellikleri önemlidir (Erdoğan 2011). Sucul ekosistemlere karıştıklarında fiziksel ve biyokimyasal proseslere maruz kalmaktadırlar, sonucunda yüksek toksisiteye sahip maddelerin artmasına sebep olurlar (Şekil 2.1). Sucul sistemlerde yaşayan canlılarda tehdit oluşturmakla kalmayarak besin zincirlerine katılmaları sonucu canlı dokularında da biriktiği görülmektedir. Ayrıca pestisitler sucul ekosistemdeki organizmalarda birikirse geri dönüştürülemez değişiklikler ile birden fazla tehlikenin ortaya çıkmasına neden olabilirler (Tankiewicz *et al.* 2010, Atasoy 2019).



Şekil 2.1 Sucul çevrede pestisitlerin kaynakları ve akıbeti (Tankiewicz *et al.* 2010)

Pestisitlerin yeraltı suları için tehdit oluşturabilme durumunu etkileyen, topraktaki kalıcılığı ve hareketliliği olmak üzere en önemli iki özelliği bulunmaktadır. Pestisitin kalıcılığı kimyasal ya da biyolojik degradasyona uğrayıp uğramamasına bağlıdır. Pestisitlerin yeraltı sularını kirletme potansiyelini etkileyen diğer önemli faktör ise, pestisitin hareketliliği olarak bilinmektedir (Atasoy 2019). Pestisitlerin sucul ortamdaki hareketlerini etkileyen ayrıca faktörler ise; pestisitin uygulanma düzeyi, uygulanma yöntemi, arazinin eğimi, toprak yapısı, yağış miktarı, bitki örtüsü çeşidi ve yoğunluğu olarak ifade edilebilir (Yıldız vd. 2005).

Pestisitlerin çözünürlük değerlerinde farklılıklar görülmektedir. Çoğu pestisitin su içerisinde çözünürlük değeri ppm (mg/L) düzeyindedir ve çözünürlüklerinde kimyasal yapılarının dışında pH, sıcaklık, suda bulunan tuz ve organik madde derişimi gibi parametreler de önemli derecede etkilidir (Erdoğan 2011).

Pestisitlerin suda parçalanma sürecinde çözünmüş oksijen düzeyi azalmakta ve oksijen eksikliği meydana gelmektedir bu da çeşitli balık türlerinin boğularak ölmesine sebep olmaktadır. Sucul ekosistemin pestisitlerle kontaminasyonu sonucunda balıklardan daha duyarlı olan su piresi *Daphnia magna* ve balıkların beslendiği diğer sucul organizmalarda da azalmalar görülmektedir (Svobodova *et al.* 1993, Barata *et al.* 2004, Atmaca 2016, Filazi 2021). Başka bir sorun ise sinir zehri olarak bilinen organik klorlu bileşikler (DDT, BHC vb.) gibi pestisit kalıntılarının oluşması sonucunda önce eksitasyona sonra da uzun süren depresyona, karaciğer ve böbreklerin küçülmesine neden olmaktadırlar. (Filazi 2021).

Sucul ekosistemlerde pestisit konsantrasyonunun yüksek seviyelere sahip olması ortamdaki canlı mikroorganizmaları olumsuz düzeyde etkilemektedir ayrıca sucul sistemin sahip olduğu dengeyi bozmaktadır. Sazan balıkları kullanılarak yapılan bir araştırmada, pestisit konsatrasyon düzeyindeki artmaya bağlı sazanların testesteron ve östrojen seviyelerinin değişebileceği gibi endokrin sistemde de olumsuz etkiler meydana getirebileceği gözlemlenmiştir (Denizli vd. 2001).

Sucul ekosistemlere karışan pestisitlerin su bitkileri ve dip çamurları tarafından tutulması sonucu belli oranda ortamdaki dengeyi bozduğu görülmektedir. Pestisitler, besin zincirine girerek suda yaşayan omurgasızlarda, balıklarda solungaç, deri ve ağız yoluyla alınarak kolaylıkla birikebilir ve canlıların özellikle üreme sistemleri üzerinde olumsuz yönde etki gösterdikleri için, hassas türlerin ortadan kalkmasına neden olabilecek etkiler meydana getirebilmektedir (Kurutaş ve Kılınç 2003, Altıkat 2013, Kayhan 2020). Ergin balıklara olan etkileri incelendiğinde, canlı organizmayı öldürme dışında üremesini durdurma, hastalığa yatkınlık, bağışıklık sistemi ve antioksidan sistemleri baskılama gibi etkileri de bulunmaktadır (Pheiffer *et al.* 2018). Sucul ekosistemi habitatı olarak kullanan balıkların solungaçları bulundukları ortam ile doğrudan temas halinde oldukları için, sudaki

kirleticilerin yol açtığı doku hasarlarını da direkt olarak yansıtmaktadırlar (Gey ve Ersan 2020). Pestisit maruziyeti sonucunda balıklarda karaciğer, kan damarları, böbrekler ve solungaçlar yüksek düzeyde etkilenen dokulardır. Histopatolojik araştırmalar sonucunda, karaciğer hücrelerinde sitoplazmik granülasyon ve büzülme, posterior böbrek glomerulus hücre çekirdeğinde piknotik farklılaşmalar ve hücrelerin bir kısmında atrofi ayrıca kapiller damarlarda tıkanma sonucunda ise solungaç filament ve lamellerinde presipitasyon görülmüştür (Murthy *et al.* 2013).

Organik fosforlu ve karbamat zehirlenmesi sonucunda canlının vücut rengi koyulaşır, hareketlerinde düzensizlik görülür, deri ve solungaçlarında ise daha fazla balçık tabakası görülür. Canlının solungaçları düşük konsantrasyonlarda kanlı bir görünüme sahipken daha yüksek konsantrasyonlarda kanamalara rastlandığı görülmektedir (Filazi vd. 2016).

Trifeniltine maruz kalan gümüş yayın balıklarının (*Rhamdia quelen*) beyin ve kas asetilkoliesteraz aktivitesinde azalış, karaciğer glikojen ve laktat seviyelerinde artış, karaciğer ve kas glukoz ve toplam protein seviyelerinde ise düşüş görülürken toplam serbest amino asit ve amonyak seviyelerinde ise artış görüldüğü bildirilmiştir. Sonuç olarak, trifeniltinin balıklarda etkilerine bakıldığında metabolik bozukluklara sebep olduğu görülmüştür (Antes *et al.* 2013). Trifeniltinin çok düşük derişimlerine bile maruziyet sonucunda, balıklarda üreme sistemi ile morfolojik bozukluklara ve ölüme sebep olabildiği görülmektedir. Dişi gastropodlarda (tek kabuklu deniz böceği) imposeks olarak bilinen (dişi gastropodlarda erkek seks karakterlerinin oluşması) cinsiyet organlarındaki değişikliklere sebep olarak bu türden omurgasızların yoğunluğunda azalmaya yol açtığı bilinmektedir (Horiguchi *et al.* 1997).

Pestisitin organizmalardaki dağılımları ise kimyasal yapısına ve formülasyonuna bağlı olarak değişim göstermektedir (Kayhan 2020).

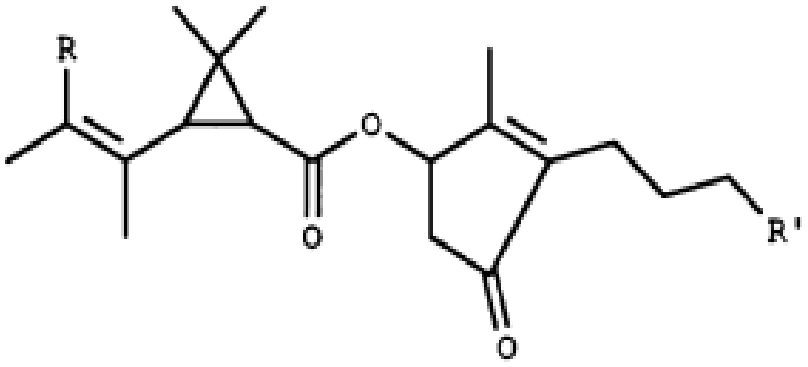
Planktonlar pestisit kalıntılarını, sucul ekosistemden doğrudan ya da dolaylı alarak yapılarında biriktirmektedir, balıklar ya da omurgasızlar ise plankton vb. organizmaları aktif veya pasif yollarla almaları nedeniyle pestisitten etkilendiği bilinmektedir (Kalyoncu *et al.* 2009, Atmaca 2016, Kayhan 2020).

Pestisitlerin sucul ekosisteme ulaşmaları gerek tarımsal alanlarda gerekse sucul ekosistemde bilinçli ya da bilinçsiz yüksek düzeyde kullanımları sonucunda çevresel kontaminasyon görülebilmekte ve sucul organizmaların maruziyeti sonucunda yaygın ölümler, subletal etkiler ya da fizyolojik fonksiyon hasarları meydana gelebilmektedir (Atmaca 2016).

2.1.1 Sentetik piretroidler ve sucul ekosistemlere etkileri

İnsektisitler pestisitler içerisinde zararlı organizmalara karşı geniş kullanım alanına sahip bir gruptur. İnsektisitlerin, hedef organizmaya karşı çok toksik olmaları nedeniyle %30'nu sentetik piretroidler oluşturmaktadır (Mazmancı vd. 2008).

Piretroidler, doğal altı piretrin bileşiğinin moleküler yapılarının değiştirilmesiyle türetilmiş sentetik türevli insektisitler olarak bilinmektedir (Schleier and Peterson 2011, Güntay vd. 2021). *Chrysanthemum cinerariaefolium* (pirekapan otu veya papatya) adı verilen bitkinin çiçeklerinden elde edilen piretrinlerin sentetik türevleridir (Casida 1980, Kaviraj and Gupta 2014, Güntay vd. 2021).



Şekil 2.2 Genel piretroid yapısı (Kamrin 1997)

Piretrinler insektisit olarak ilk defa MÖ.400'lü dönemlerde kullanılmaya başlamıştır (Filazi vd. 2021). Piretrumların gerek hava, ışık ve ısıya karşı ortam duyarlılığından dolayı parçalanmaları sebebiyle gerekse haşerelerle mücadelede ve bunların kontrolünde

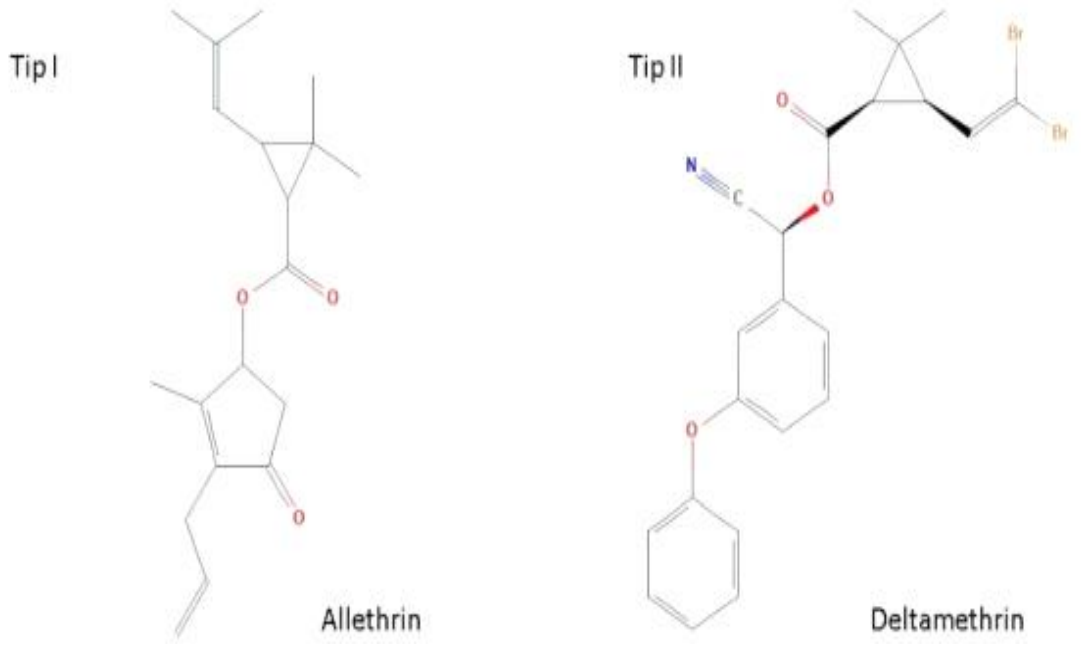
yetersiz kalmaları nedeniyle doğal piretrinlerin yapısı değiştirilerek sentetik türevli piretroidler geliştirilmiştir (Shafer *et al.* 2005, Filazi vd. 2021).

İlk sentetik türevli piretroid, İkinci Dünya Savaşı'nın ardından 1949 yılında doğal bitkisel insektisitlerden piretrinin sentetik bir bileşik olarak üretilmesiyle ortaya çıkmıştır (Şekil 2.2). Sentetik piretroidler doğal piretroidlerin aksine ışığa karşı daha dayanıklı ve kalıntı etkisi yüksek insektisitler olarak tarımda yaygın kullanım alanı bulunmaktadır (Atamanalp ve Cengiz 2002, Erdoğan 2011). Toksisite yüksek oranda sterokimyasal yapıya bağlıdır ve her geometrik veya optik izomer bireysel toksik güce sahiptir (Solomon *et al.* 2001). Doğal piretrinlerle karşılaştırıldığında, sentetik piretroidler doğrudan güneş ışığında daha kararlı ve çeşitli böceklere karşı önemli ölçüde etkilidir. Bu özellikleri onları tarımda kullanım için çok daha uygun hale getirmektedir (Cycon and Piotrowska Seget 2016).

Çizelge 2.4 Sentetik piretroidlerin kimyasal yapılarılarına göre sınıflandırılması (Filazi 2021)

Tip 1 Piretroidler (alfa siyano grubu bulunmaz)		Tip 2 Piretroidler (alfa siyano grubu bulunur)	
Alletrin	Permetrin	Deltametrin	Flusitrinat
Bifentrin	Pralletrin	Esfenvalerat	Siflutrin
Biyoalletrin	Resmetrin	Fenpropatrin	Sihalotrin
Biyoresmetrin	Teflutrin	Fenvalerat	Sipermetrin
Fenotrin	Tetrametrin	Flumetrin	Tau-fluvalinat

Piretroidler yapısal olarak incelendiğinde, tip I piretroidlerin α-siyano grubuna sahip olmadığı görülürken, tip II piretroidlerin ise α-siyano grubu bulundurduğu görülmektedir (Soderlund 2012, Çizelge 2.4, Şekil 2.3).



Şekil 2.3 Tip I alletrin ve tip II deltametrinin yapısal gösterimi (National Center for Biotechnology Information 2022)

Sentetik piretroidlerin akut toksikolojisi, farklı canlı türlerinde detaylı olarak araştırılmıştır. Piretroide kronik maruziyet sonucunda, davranışları ve üremeyi kapsayan etkileri omurgalı ve omurgasız canlılarda incelenmiştir (Solomon *et al.* 2001).

Piretroidlerin toprağa karışmasıyla transformasyon, degredasyon, sorpsiyon, desorpsiyon, rüzgar gibi faktörler sonucunda havada hareket etme, bitki tarafından alınma, yüzey ve yeraltı sularına karışma gibi olaylarla karşılaşılmaktadır. Diğer insektisitlere göre daha güvenilir olduğu düşünülse de sentetik piretroidlerin yaygın ve kontrolsüz kullanımı çevresel problemlere neden olmaktadır (Güntay vd. 2021). Yapılan birçok çalışma, sentetik piretroidlerin çevrede birikmesi sonucunda hedef dışı sucul organizmaların etkilendiğini göstermektedir (Cycon and Piotrowska Seget 2016).

Cypermethrin (sipermetrin) balıklar ve akuatik omurgasızlara karşı yüksek derecede toksik etkiye sahip sentetik bir piretroittir (Bradbury and Coats 1989, Das and Mukherjee 2003). Ortalama öldürücü konsantrasyon (LC_{50}) değeri 96 saat için gökkuşağı alabalığında 0,0082 mg/L, *Lepomis macrochirus*'da 0,0018 mg/L, *Daphnia magna*'da ise 0,0002 mg/L olarak tespit edilmiştir (Atamanalp ve Cengiz 2002).

Çevresel kontaminantlara karşı hassas organizmalar olan *Daphnia magna'nın* 0,1 µg/L konsantrasyonunda sipermetrine (cypermethrin) 6 saat maruziyet sonucunda midedeki klorofil içeriğinde (>%50) anlamlı düzeyde azalış görülmüş ve 48 saat sonrasında yüzme yeteneklerinde anlamlı bir düşüş olduğu rapor edilmiştir (Christensen *et al.* 2005).

Memeliler ve kuşlara kıyasla balıklar sentetik piretroidleri çok yavaş metabolize etmektedir (Çizelge 2.5). Bu durum pestisitlerin balıklarda daha yüksek bir toksisiteye sahip olduğunu açıklamaktadır. Toksisite düzeyinde, sentetik piretroidlere maruziyet yolu, metabolizma ve eliminasyon oranı etkili olmaktadır (Solomon *et al.* 2001).

Sentetik piretroidlerin, sucul ekosistemlerde kalıcılıkları kısa süreli olmasına rağmen birçok sucul organizma da lipofilik özellikleri nedeniyle az miktarda bulunduklarında dahi toksik etkileri görülmektedir (Viran *et al.* 2003, Koç *et al.* 2009).

Yapılan araştırmalar sonucunda ayrıca, pirotroidlerin balıklarda nörotoksik etkilerinin dışında hücresel ve dokusal deformasyonlara, oksidatif strese ve gelişimsel problemlere sebep olduğu da bilinmektedir (Ullah *et al.* 2019).

Balıkların ve kuşların doğal yaşam alanlarındaki piretroidlerin toksisite oranları çizelge 2.5'de verilmiştir.

Çizelge 2.5 Doğal yaşam alanlarındaki piretroidlerin balıklar ve kuşlardaki toksisite oranları (Fishel 2005)

Genel Ad	Balıklarda LC_{50} (ppm)	Kuşlarda LD_{50} (mg/kg)*
Alletrin	HT	PNT
Bifentrin	HT	ST-PNT
Siflutrin	VHT	PNT
Sihalothrin	HT	PNT
Sipermetrin	VHT	PNT
Deltametrin	HT	PNT
Esfenvalarate	VHT	PNT
Fenpropatrin	VHT	ST
Fluvalinate	VHT	PNT
Permetrin	VHT	PNT
Resmetrin	VHT	PNT
Teflutrin	VHT	ST- PNT
Tetrametrin	HT	PNT
Tralometrin	VHT	----------

Balıklarda LC_{50} (%50 öldürücü konsantrasyon):
PNT (toksik olmayan) = >100; ST (az toksik) = 10-100;
MT (orta derecede toksik) =1-10; HT (yüksek derece toksik) = 0,1-1;
VHT (çok yüksek derecede toksik) =<0,1

Kuş LD_{50} (% 50 öldürücü doz):
PNT (toksik olmayan) = >2,000; ST (az toksik) = 501–2,000;
MT (orta derecede toksik) = 51–500; HT (yüksek derece toksik) = 10–50;
VHT (çok yüksek derecede toksik) =<10

Sucul ekosistemlerde piretroid kontaminasyonu için *Hyalella azteca* (Amphipoda: Hyalellidae) yaygın olarak tercih edilen indikatör organizmadır. Özellikle piretroid kontaminasyonlarının tatlı su ekosistemlerinde tespit edilmesinde önemli görülmektedir. Kuzeydoğu ABD'deki kentsel alanlarda bulunan su kaynaklarından alınan sedimentlerin %76'sında pestisitler, %67'sinde ise biyolojik olarak erişilen piretroidler bulunmaktadır (Hartz *et al.* 2019).

Çukuova Bölgesi'nde tarım arazilerinde geniş bir kullanımı olan lambda-cyhalothrin (λ-sihalotrin) ve sipermetrinin sucul ekosistemde oluşturabileceği olumsuz etkiler konusunda bilgi sahibi olabilmek için Nil tilapiası yavrularında akut toksik etkisi araştırılmıştır. Araştırma sonucunda, balık yavrularına ait 24 saatlik LC_{50} değerinin,

lambda-cyhalothrin için 6.80±0.63 µg/L ve cypermethrin için 15.88±0.65 µg/L olduğu belirlenmiştir (Göksu vd. 2015).

Sentetik piretroid grubunda yer alan deltametrinin zebra balığı *Danio rerio* yumurtalıklarında toksik etkileri araştırılmıştır. Zebra balıkları 0.5 µg/L ve 1 µg/L deltametrin dozlarına maruz kalmaları sonucunda, deltametrinin oogenezi yavaşlatarak olumsuz bir etki meydana getirdiği görülmektedir (Koç *et al.* 2009).

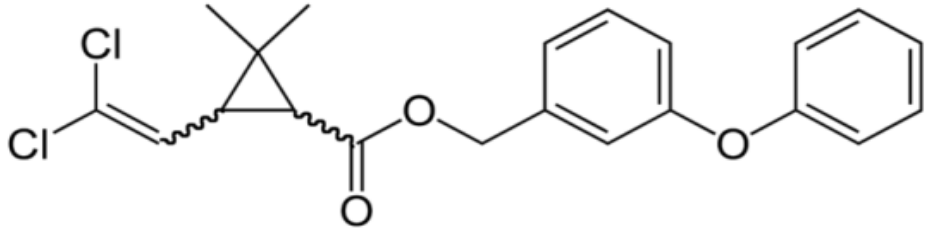
Deltametrinin subletal konsantrasyonlarının Nil tilapiası'nın sekonder lamellerinde füzyona, solungaç dokusunda hiperemiye ve karaciğer dokularında ise hidropik hasara neden olduğu gözlenmiştir (Yıldırım *et al.* 2006).

Zebra balıklarında 96 saatlik öldürücü konsantrasyon (LC_{50}) değerleri deltametrinde 0.5-1.0 µg/L, sipermetrinde 1.94-3.56 µg/L ve sihalotrinde 0.119 µg/L olarak tespit edilmiştir (Güntay vd. 2021).

Sipermetrinin 0.014 ve 0.003 ppm subletal konsantrasyonuna 15, 30 ve 45 gün süresince maruz bırakılan büyük Hint sazanları *Labeo rohita'*nın beyin, karaciğer ve böbreklerindeki kas, kan ve enzim aktivitelerinin biyokimyasal parametreleri üzerindeki etkisi incelenmiştir. Her iki konsantrasyonda da sipermetrinin biyokimyasal, hematolojik parametreleri ve enzim düzeylerini değiştirdiği ve canlı üzerinde stres oluşturduğu saptanmıştır (Das and Mukherjee 2003).

2.1.1.1 Permetrin

Günümüzde geniş bir kullanım alanı olan permetrin $C_{21}H_{20}Cl_2O_3$ kimyasal formülünde geniş spektrumlu şehirlerde, çevresel yerleşim yerlerinde ve tarımda pamuk kurdu, bit, pire, güve, tomurcuk kurdu, sinek, kelebek, sivrisinek, karınca gibi çeşitli böceklerin kontrolünü sağlamak amacıyla tercih edilen sentetik bir piretroittir (EPA 2007, Thatheyus and Selvam 2013, Şekil 2.4).



Şekil 2.4 Permetrinin kimyasal stereoizomerlerinin formülü (Davies *et al.* 2007)

Permetrinin 2 cis ve 2 trans 4 stereoizomeri bulunmaktadır (WHO 1990). Permetrin tip 1 piretroidler içinde yer alan yüksek insektisidal aktivitesi bulunan ve topraktaki kalıcılığı sınırlı olarak bilinen ışığa dayanıklı insektisitlerin ilk türlerindendir. Ayrıca tarım alanında kullanım alanı bulunan ilk sentetik piretroid olarak kabul görmektedir (Davies *et al.* 2007, EPA 2007).

Permetrinin fiziksel ve kimyasal özellikleri çizelge 2.6'da belirtilmiştir.

Çizelge 2.6 Permetrinin fiziksel ve kimyasal özellikleri (WHO 1990)

Fiziksel Durum	Kristal, Toz, Sıvı
Renk	Kristal=renksiz - sıvı=kahverengi
Rölatif Molekül Kütlesi	391,30 g/mol
Kaynama Sıcaklığı (6,67 Pa)	220 °C
Erime Sıcaklığı	34-35 °C
Sudaki Çözünürlüğü (20°C)	0,2 mg/L
Dansite(25°C)	1,214
n-Octanol-su ayrılma katsayısı (Log Pow)	6,1004
Buhar Basıncı (25°C)	0,045 mPa

Permetrin, fotolize karşı oldukça yüksek seviyede dayanıklılığa sahiptir. Bu nedenle toprak ekosistemlerinde uzun süre bozulmadan kalabilirler ve sucul ekosistemlere karışabilirler (Günal *et al.* 2021).

Permetrin içeriğine sahip ürünlerin uyarı ya da dikkat etiketi taşıması zorunlu görülmektedir. Temas ya da yutma yoluyla etkili olabilmektedir ve hafif bir kovucu

görevi bulunmaktadır. Maruziyet sonucunda göz, deri ve solunum sistemlerinde hasarlara yol açmaktadır. Permetrin de diğer piretroidlere benzer şekilde merkezi sinir sistemi zehiri olarak da kabul edilmektedir. İmmün sistemi olumsuz yönde etkilediği ve karaciğer büyümesine neden olduğu da bilinmektedir. Ayrıca dişi canlıların üreme fonksiyonlarını zayıflatmakta ve hormonal sistemde hasara sebep olmaktadır. Sucul canlı organizmalar üzerinde olumsuz etkilerinin olma olasılığıyla kullanımı tarım alanlarında kontrol altına alınması gereken böcek ilaçlarıdır (Mross *et al.* 2008, Toynton *et al.* 2009).

Permetrinin, ortam ısısına göre etkileri canlı organizmalarda farklılık göstermekle birlikte düşük ısılarda daha çok etkili olduğu görülmektedir. Sodyum kanallarının işlevini olumsuz yönde etkilemesi nedeniyle balıklar ve suda yaşayan omurgasızlar için oldukça toksiktir. Mutajenitesi son derece düşüktür ve muhtemel karsinojenler sınıfında yer almaktadır (EPA 2006).

Permetrinin lethal toksisitesi yapılan araştırmalar sonucunda, su sıcaklığına (10-20 °C) ve vücut ağırlığına (1-50 gr) bağlı olarak farklılık gösterdiği görülmüştür. 96 saatlik LC_{50} değeri 10-20 °C arasındaki sıcaklıklarda 10 kat farklılık göstermektedir. Küçük balıkların (1 gr) büyük balıklara (200 gr) göre 15 °C'de daha az toleranslı olduğu sonucuna varılmıştır (WHO 1990).

Gökkuşağı alabalıkları (*Oncorhyncus mykiss*) ile yapılan bir araştırmada; yem içerisinde 85-350 g/kg, su içerisinde ise 0,09-0,35 g/L permetrin konsantrasyonuna 20-40 günlük maruziyet sonucu, gökkuşağı alabalıklarının solungaç dokularında benzer farklılıklar olduğu görülürken epitelial bütünlüğün bozulması, nekroz ayrıca sekonder lamellalarda füzyon olduğu sonucuna varılmıştır (WHO 1990).

Tatlı su amfipodlarıyla yapılan araştırmalar sonucunda, permetrinin 44-73 ng/g gibi düşük seviyelerine maruz kalan omurgasızların kontrol gruplarına kıyasla %43 oranında büyümesinin engellenebileceği görülmektedir (Amweg *et al.* 2005).

Catastomus commersoni ve *Jordanella floridae* larval balıkları permetrine maruz bırakılarak insektisitlerin yaş ve beslenme üzerindeki etkileri incelenmiştir. Larval balıklarda 96 saat süresince letalite denemeleri ve 2 saat aralıklarla nabız kontrolleri yapılmıştır. Sonuçlar incelendiğinde *Jordanella floridae*'lerde 2, 4 ve 8 günlük 96 saatlik LC_{50} düzeyleri 5,5 mg/L, 7,91 mg/L ve 0,57 mg/L'dir. Beslenmenin azaltılması ve permetrin toksisitesi 2 ve 4 günlük *Jordanella floridae*'lerde etki göstermiş olmasına rağmen 8 günlük *Jordanella floridae*'leri etkilemediği görülmüştür ve yaşın toksisitede önemli faktörlerden biri olduğu kanısına varılmıştır (Holdway *et al.* 1988).

Tatlı su istakozlarının (*Astacus leptodactylus*) 96 saat permetrine maruz kalması sonucunda ise, total hemosit sayısında önemli bir artış görülmüştür. Permetrinin *Astacus leptodactylus*'da yüksek toksik etki düzeyine sahip olduğuna, subletal konsantrasyonda sağlık göstergelerini ve lipid peroksidasyon seviyelerini etkilediğine ulaşılmıştır (Günal *et al.* 2021).

2.2 Biyodeneyler

Canlı organizmada şekillenebilen ya da dışarıdan organizmaya girebilen, kimyasal özellikleri nedeniyle canlının organ veya organları üzerinde geçici veya kalıcı etkisini gösterebilen, canlının sağlığında olumsuz etkilere neden olabilen maddelere zehir, zehirli madde ya da toksik madde denilmektedir (TSE 1988, Filazi 2021).

Sucul sistemler üzerinde toksik madde varlığının sebep olduğu etkilerin belirlenmesi amacıyla örnek alınarak inceleme yöntemi olan "*in situ*" kullanılmıştır (Teh *et al.* 1997). Toksik maddelerin organizma üzerindeki etkilerinin tespiti amacıyla yapıldığından zehir deneyleri denilmektedir ve deneylerde doğrudan canlı organizmanın materyal olarak kullanılması nedeniyle biyodeney olarak da ifade edilmektedir (APHA 1975).

Akuatik ortamda yapılan biyodeneyler bir veya birden fazla toksik etkiye sahip maddenin, kontrollü koşullarda akuatik sistemlerde genellikle olumsuz etkilerin oluşmasına sebebiyet veren konsantrasyonların değerlendirilmesi amacıyla uygulanan çalışmalardır.

Kullanım amaçlarına ve alanlarına göre araştırmacılar tarafından farklı ifadelerle tanımlanmıştır. Biyodeneylerin temel amacı araştırmacılara göre, günümüzde insanlardan kaynaklı kirleticilerin biyosfer üzerindeki ciddi denilebilecek etki düzeylerini tespit etmektir (Ünsal 1998).

Biyodeneyler:

i) Maddenin canlıda lethal etki gösterip göstermediği, lethal etki gösteriyorsa hangi konsantrasyonda lethal etki gösterdiği (Buikema *et al.* 1982).

(ii) Organizmaların yaşamları süresince ya da yaşamlarının belli bir kısmında herhangi bir kirletici maddenin subletal konsantrasyonlarına maruz kaldıklarında, kirleticilerin canlı organizmalarda ne tür etkiler meydana getirebileceği (Ünsal 1998).

(iii) Hangi atıkların, hangi ortam koşullarında daha yüksek toksisite gösterdiği (Andersson and Gustafsson 1989).

(iv) Sisteme farklı bir madde girişi olduğunda toksisite düzeyinin nasıl etkilendiği (Ünsal 1998).

(v) Organizmalardan hangisinin daha fazla hassasiyet gösterdiği (Phipps and Holcombe 1985).

(vi) Maddeye karşı duyarlılık gösteren ortamın ne tür bir etki ve etki düzeyinde bulunduğu (Buikema *et al.* 1982).

(vii) Farklı deşarjların akut etki düzeylerinin neler olabileceği konusundaki sorulara cevap verebilmek için yapılmaktadır (Reish and Oshida 1987).

Biyodeneyler, sürelerine bakılarak kısa süreli (akut) ve uzun süreli (kronik) deneyler olarak, deneyde kullanılan maddenin ortama ilave yöntemine ve amacına göre genel bir kapsamda sınıflandırılmaktadır (Svobodova *et al.* 1993, Anonymous 1995).

Kirli ortamda bulunan organizmaların ölümüne neden olan konsantrasyon letal (öldürücü) konsantrasyon olarak ifade edilmektedir. Deneyde kullanılan maddenin uygulanan konsantrasyon miktarına bağlı olarak, kullanılan canlıların ölüm yüzdelik değerlerini ifade etmede LC_{10}, LC_{50} ya da LC_{70} gibi sayısal ifadeler kullanılmaktadır. Akut toksisite araştırmalarında genellikle kirletici maddelere karşı canlılarda görülen etkiler LC_{50} (ortalama öldürücü konsantrasyon) konsantrasyon düzeyi hesaplanarak belirlenmektedir. Bu yöntemle belirli bir süreçte (24, 48, 72 ya da 96 saat) toksik madde içeren ortamdaki canlıların %50'sinin ölümüne neden olan madde miktarı tespit edilmeye çalışılmaktadır. LC_{50}, ortalama öldürücü konsantrasyon değeri olarak tanımlanmaktadır. Su ortamında toksik madde konsantrasyonu düşük seviyede olduğunda ölüm olmayacağı gibi düşük oranlarda da görülebilmektedir (Svobodova *et al.* 1993).

Sucul ekosistemlerde bulunan organizmalarda LC_{50}'ye göre toksik etki düzeyleri çizelge 2.7'de verilmektektedir.

Çizelge 2.7 Sucul ekosistemlerde bulunan organizmalarda LC_{50}'ye göre toksik etki düzeyleri (Kamrin 1997)

Toksisite Düzeyi	**LC_{50} (µg/L)**
Çok Yüksek Toksik	<100
Yüksek Toksik	100-1000
Orta Dereceli Toksik	1 000-10000
Az Toksik	10000-100000
Akut Toksik Değil	>100 000

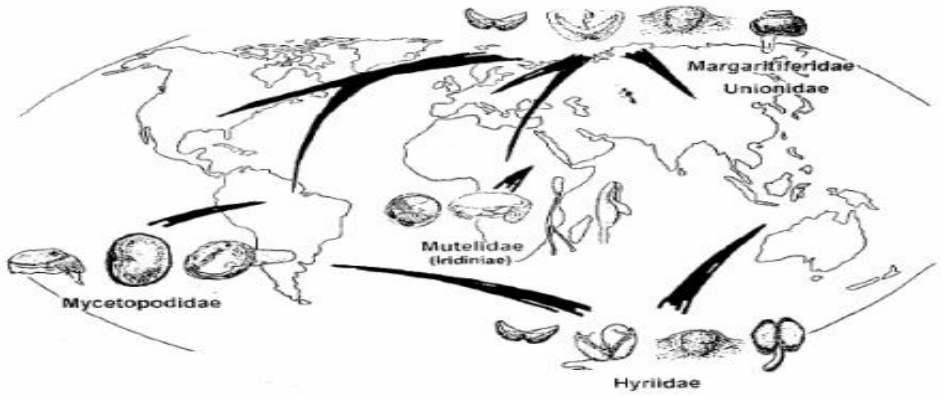
Kronik toksisite biyodeneylerinde, akut toksisite deneylerinde ulaşılan değerler baz alınarak, subletal konsantrasyonlar ile kabul edilebilir maksimum seviyeleri dahil edilen konsantrasyon aralığı veya doğal su ortamında kimyasal madde düzeylerinin canlı

organizmada meydana getirebileceği etkileri tespit etmek için su kalitesi parametrelerinin ölçülmesi sonucunda ulaşılan verilere bakılarak yapılmaktadır. Kronik toksisite testleri, uzun sürede gerçekleşen çalışmalardır ve kimyasal maddenin oldukça düşük konsantrasyonlarına maruziyeti sonrasında ortaya çıkan etkilerin ölçülmesidir (Vural 2005).

Biyodeney çalışmalarıyla, sucul organizmanın fiziksel durumunu etkileyen faktörler (canlının ağırlığı ve hepatopankreas dokusunun ağırlığı vb.), sağlık durumu, madde ve metabolitlerin doku ve organlarda birikimi ya da kaslarda fiziki görünüm farklılıkları, hematolojik durumu, kan plazmasının biyokimyasal durumu, spesifik olmayan immunolojik parametreler hakkında bilgi sahibi olunmaktadır (Svobodova *et al.* 1993).

2.3 Tatlı Su Midyesi *Unio delicatus* (Lea, 1863) Sistematik Pozisyonu ve Biyolojik Özellikleri

Unionidae bir tatlı su midyesi familyası olup, dünya genelinde yaygın olarak bulunmaktadır. Yaklaşık 281 tür ile 16 alt türünün (297 takson) Kuzey Amerika'da yer aldığı bilinmektedir (Williams 1993). Ülkemizin tatlı su kaynaklarınca zengin ve iklim bakımından kozmopolit bir yapıya sahip olması nedeniyle canlı türlerinin çeşitliliğinde önemli rol oynamaktadır (Coşkun vd. 2019). Unionoid tatlı su midyelerinin dünyadaki dağılımı şekil 2.5'de verilmiştir.



Şekil 2.5 Unionoid midyelerin dünya üzerindeki dağılımı (Wachtler *et al.* 2001)

Tatlı su midyeleri yaşam sürelerinin uzun, lokomasyon yeteneklerinin sınırlı olması ve filtrasyon ile beslenerek yumuşak dokuları nedeniyle çeşitli maddeleri biriktirebilen canlılardır. Sucul ekosistem kirleticilerine yüksek oranda maruz kalmaktadır (Ay vd. 2014, Franzellitti *et al.* 2019). Unionidae (Fleming 1828) üyesi tatlı su midyeleri, filtrasyon özellikleri ile besin tuzları, ağır metaller gibi birikime neden olan inorganik maddelerin giderilmesinde ve su kalitesinin iyileştirilmesinde etkili canlılardır (Güler vd. 2017, Coşkun vd. 2019).

Sucul ekosistemlerde kirliliğin değerlendirildiği toksikolojik ve ekotoksikolojik çalışmalarda bu nedenle biyobelirteç organizma olarak kullanımı tercih edilmektedir (Fatoki *et al*. 2012, Günal *et al.* 2018).

Unio delicatus (Lea 1863) Türünün Sistematik Pozisyonu

Alem: Animalia

Şube: Mollusca

Sınıf: Bivalvia

Takım: Unionoida

Familya: Unionidae

Cins: *Unio* (Philipsson 1788)

Tür: *Unio delicatus* (Lea 1863)

Unio delicatus kabukları kalsiyum karbonat ve protein içeren uzunca ve iki eşit parça şeklinde olup; elastik ligament ile birbirine bağlıdır. Kabuğun dış kısmı kahverengi ve siyah gibi ekolojik koşullara göre farklılık gösteren tonlarda olurken, iç kısmı ise sedef parlaklığına sahiptir. Üst kısımdan eliptik daireler şeklinde başlayan ve kenarlara paralel yönde oluşan büyüme çizgileri bulunmaktadır. Kabuklar arterior, posterior, ventral ve dorsal kenar olarak dört bölümden oluşmaktadır. Her iki kabuğun anterior kısmında kapama kasları bulunmaktadır, dorsal kısmına ise iç organlar tutunmuştur ayrıca kabuğun

iç kısmında manto boşluğu bulunmaktadır (MEGEP 2008). *Unio delicatus* dış kabuk morfolojisi şekil 2.6'da gösterilmiştir.



Şekil 2.6 *Unio delicatus* dış kabuk morfolojisi (Lopes Lima *et al.* 2021)

Ligamentler, kapama kaslarının kapama kuvvetlerine karşı ters yönde kuvvete sahiptirler. Midyelerin ölmesi sonucunda kaslar sahip olduğu kapama kuvvetlerini kaybettiğinden kabuklar açılmaktadır (Lök 2006). Permetrinin LC_{50} değerlerinin belirlenmesi amacıyla yapılan biyodeneyde, permetrin maruziyeti sonucu ölen *Unio delicatus* kabuklarının açık durumu şekil 2.7'de gösterilmiştir.



Şekil 2.7 Biyodeney aşamasında ölen *Unio delicatus*'un kabuklarının açık durumu

Midyeler ortalama 2-100 µm büyüklüğündeki organik ve inorganik partikülleri süzerek beslenmektedir ayrıca 7-8 cm boyutlarındaki midye saatte ortalama 10-15 lt suyu süzme niteliğine sahip olduğu da bilinmektedir. Filtrasyon hızında midyelerin boyutu, parçacık büyüklüğü, partikülün yoğunluğu, partikül türü, su sıcaklığı ve akıntısı etkilidir (MEGEP 2008).

Kabuğun iç kısımında bulunan ince doku manto dokusu olarak adlandırılmaktadır. Manto dokusu, kabuk ve manto arasına yabancı partiküllerin girmesini engellemektedir. Manto dokusu ve kabuk arasına yabancı bir partikül girdiğinde midye onu dışarı atamazsa, partikülün kendine hasar vermesini engellemek amacıyla sedef salgılayarak sonucunda partikülü çevirir ve inci oluşumunu sağlar. İç epitel, dış epitel ve bağ doku olmak üzere manto tabakası üç bölümden meydana gelmektedir. Mantonun arka kısmını suyu içeri alan ve dışarı atan iki sifon borusu oluşturmaktadır. Besinin sindirim sistemine girmesi mantonun epidermisindeki siller, mukus ve labial palpler aracılığıyla ile sağlanır (Serdar vd. 2021).

Organizmanın 2 çift solunumda, filtrasyonda, besin türü seçiminde ve üreme gibi yaşamsal faliyetlerde rolü olan solungacı bulunmaktadır (Serdar vd. 2021). *Unio delicatus*'un iç organlarının morfolojik yapısı şekil 2.8'de verilmiştir.

Midyenin hareketi ve beslenmesi kabuğunun dışında ve vücuda bağlı olan ayağı ile sağlanmaktadır. Kaslı ve esnek bir yapıya sahip ayağını; hareket etmede, oyuk açmada, zemine ya da kaya çatlakları arasında tutunmayı sağlamak için kullanmaktadır. Çevresel koşulların olumsuz olduğu zamanlar da midye, adduktör kasları yardımıyla ayağını içine çekerek sıkı şekilde kabuklarını kapatır ve zorlu çevre şartlarına karşı kendini korumuş olmaktadır (Nedeau *et al.* 2009).



Şekil 2.8 *Unio delicatus*'un iç organlarının morfolojik yapısı

Midyelerin üreme sistemleri incelendiğinde, ayrı eşeyli sucul canlılardır nadir de olsa hermafroditlik de görülmektedir. Yetişkin dişilerde gonadlar portakal sarısı tonlarında

iken erkeklerde krem-beyaz tonlarındadır. Gelişimini manto içerisindeki dokularda tamamlayan sperm ve yumurtalar olgunlaştığında genital kanallarda bulunan kamçılar aracılığıyla erkekler üreme sırasında spermlerini suya bırakır dişiler ise döllenmek için suyu filtre ederler. Sucul sisteme, midyeler tarafından bırakılan yumurta ve spermlerin dağılıp birbirine karışmasına ve döllenmenin gerçekleşmesine dalgalar ve su hareketleri aracılık etmektedir (Haag *et al.* 1995, MEGEP 2008). Yeni oluşan embriyolar larva haline gelir ve döllenmeden yaklaşık 1 hafta sonra hareketlerini sağlamak amacıyla balıkların yüzgeç ve solungaç flamentlerine tutunarak balık dış paraziti gibi hareket ederler (Wachtler *et al.* 2001). Bu süreçte avcılar, suyun yıpratıcı etkisi, erozyon ve doğal şartlardan korunma sağlayarak büyürler. Eğer yavrular büyüme sürecinde uygun konak bulamazlarsa kendi çevrelerinde kist oluşturarak suyun sıcaklığına ve midye türüne bağlı olarak bu kist içerisinde birkaç gün ya da ay korunma sağlayabilirler (Barnhart *et al.* 2008).

2.4 Tatlı Su Midyeleri Hakkında Yapılan Çalışmalar

Sucul ekosistemdeki kirleticiler, doğrudan veya dolaylı yollardan canlılar üzerinde tehdit oluştururlar ve bazen sucul ekosistemdeki canlıların toplu ölümlerine sebep olmaktadırlar. Ayrıca sucul canlılarda uzun süre birikim sağlayabilir ve besin zincirinde üst seviyelere taşınabilirler (Serdar 2021).

Sucul ekosistemdeki çevresel kirleticileri izlemede yalnız su içeriğinin kimyasal değer analizlerinin yapılması detaylı inceleme için uygun görülmemektedir. Çünkü yapılan su analizleri, sucul canlıların organ ve dokularındaki toksik hasarı belirlemede yeterli değildir. Bu sebeple sucul ortamda bulundukları ortamın içeriğini tatlı su midyeleri yansıtabilmelerinden dolayı "biyoindikatör tür" olarak tercih edilmektedir. (Kayhan 2019). Filtrasyon yoluyla beslenmelerini sağladıklarından dolayı yüksek oranda kadmiyum, kurşun, arsenik, poliklorlu bifeniller ve pestisit kalıntıları vb. toksik maddelere maruziyet görülmektedir (Maanan 2007).

Mytilus galloprovincialis ile yapılan bir çalışmada, Çanakkale Kepez kıyılarında 11 ağır metalin (Al, As, Cd, Cu, Cr, Co, Fe, Mn, Pb, Ni ve Zn) konsantrasyonlarını tespit etmek

için hepatopankreas, solungaç ve kas dokularında süperoksit dismutaz, katalaz, malondialdehit ve total protein değerleri incelendiğinde elde edilen veriler Avrupa Komisyonu (2006) tarafından uygun görülen değerlerin üst seviyesinde olduğu bulunmuştur (Kayhan 2019).

Zebra midyesi (*Dreissena polymorpha*)' nin LC_{50} değerlerinin belirlenmesi için yapılan bir çalışmada, malathion etken maddesini içeren pestisitin farklı konsantrasyon seviyelerinin akut toksik etkisine bakılmıştır. LC_{50} deneyleri 96 saat sürede statik olarak yürütülmüş ve malathion etken maddeli pestisitin *D. polymorpha* için LC_{50} düzeyi 120,11 ± 19,32 mg/L olarak tespit edilmiştir (Akçanal Ödün ve Serdar 2022).

Zebra midyeleri ile yapılan başka bir çalışmada ticari insektisit olan cyfluthrin (siflutrin) 96 saatlik LC_{50} değerinin 553.22±27.3 µg/L olduğu sonucuna varılmıştır. Midyeler 24 ve 96 saat süresince siflutrin subletal konsantrasyonlarına (LC_{50} değerinin 1/20, 1/10 ve 1/5'i) maruz bırakılarak süperoksit dismustaz (SOD), katalaz (CAT) ve glutatyon peroksidazın (GPx) enzim aktiviteleri incelenmiştir. Midyelerin siflutrine maruziyeti sonucunda SOD aktivitesinde kontrol gruplarına göre artış görülmüştür. CAT ve GPx aktivitelerinin ise kontrol grubuna göre inhibe edildiği tespit edilmiştir. Sonuç olarak, siflutrine maruz kalan midyelerde oksidatif hasarın artmasına neden olduğu bulunmuştur (Serdar 2021).

Van Gölü'nde yapılan bir çalışma da ise, *Unio stevenianus* bireylerinde ağır metal (kurşun, kadminyum, bakır, çinko, arsenik) düzeyleri belirlenmek istenmiştir. Analiz edilen midyelerdeki arsenik 0.06±0.05 ppm, kurşun 1.43±0.81 ppm, çinko 15.93±3.26 ppm, kadmiyum 0.09±0.02 ppm ve bakır 5.83±0.73 ppm düzeylerindedir. Araştırma sonucunda *Unio stevenianus*'da ulaşılan metal yoğunluklarının, kabul edilen standart değer aralıklarında görüldüğü tespit edilmiştir (Yarsan vd. 2000).

Sucul ekosistemin omurgasız canlılardan olan midyelerin, sucul ortam kirleticilerine yönelik oluşturduğu yanıt sistemlerinden biri, bağışıklık sisteminde önemli rolü bulunan hemosit sayılarındaki değişimdir (Auffret *et al.* 2006).

Siflutrinin (cyfluthrin), tatlı su midyeleri (*Unio delicatus*) üzerindeki etkisinin araştırıldığı bir çalışmada farklı siflutrin dozlarına maruz kalan midyelerin kontrol grubu ile karşılaştırıldığında, deney gruplarının toplam hemosit sayılarının 24 saatte arttığı ve 48 saatte anlamlı olarak azaldığı saptanmıştır (P<0.05). Hemosit morfolojileri incelendiğinde ise, granüler, yarı granüler ve hyalinosit hücreleri gözlenmiştir. Sonuç olarak, toplam hemosit sayısının yanı sıra hemosit morfolojilerinin ve diferansiyel hemosit sayımlarının analizinin sucul toksikoloji araştırmalarında önemli biyobelirteçlerden olduğu bulunmuştur (Arslan 2022).

Denizsel ortamdaki kontaminantları yüksek düzeyde biriktiren Akdeniz midyelerinin (*Mytilus galloprovincialis*) 48 ve 96 saat süre ile 20 ve 40 µg/L subletal çinko pritiyona (ZnPT) maruz kalması sonucu toplam hemosit sayıları üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Çinko pritiyona maruziyet sonrası midyelerde toplam hemosit sayılarının kontrol grubuna kıyasla artma olduğu bulunmuştur (P<0,05). Çeşitli kullanım alanları bulunan ve sucul ortama karışan çinko pritiyonun düşük konsantrasyonlarının bile *Mytilus galloprovincialis*'u olumsuz etkilediği saptanmıştır (Katalay *et al.* 2019).

Bakır pritiyona (CuPT) 24 ve 96 saat süre ile 10 µg/L ve 30 µg/L maruziyet sonucunda *Mytilus galloprovincialis*' in total hemosit sayıları üzerindeki etkisi incelendiğinde ise, toplam hemosit sayılarının kontrol grubuna göre azaldığı görülmüştür (Günal *et al.* 2018).

Akrilamidin'in 1 ve 10 mg/L konsantrasyonlarına maruziyet sonucu *Mytilus galloprovincialis'* in üzerindeki etkilerin araştırıldığı bir çalışmada, sindirim bezi veya solungaçlarda anlamlı bir histolojik hasar bulunamamıştır fakat dişi gonadlarda ciddi nekroz ve oosit atrezisi görülmüştür. Sonuçlar akrilamidin midyelerde gonadotoksisiteye neden olabileceğini göstermektedir (Larguinho *et al.* 2014).

Teknolojinin gelişmesi ile birlikte, pestisitlerin tarım ve endüstriyel faaliyetler sonucu ekosisteme zarar verecek düzeyde çevreye salınımı gerçekleşmektedir. Akuatik ekosisteme giren pestisitler, akuatik flora ve fauna üzerinde toksik etki etmektedir (Akçanal Ödün ve Serdar 2022).

Unio mancus tatlı su midye türü ile yapılan bir araştırmada, 96 saat süresince dört imidakloprid (IMI) konsantrasyonuna (1.25, 12.5, 125 ve 1250 µg AI L^{-1}) maruz bırakılarak imidakloprit'in potansiyel toksik etkilerini belirlemek amaçlanmıştır. Midyelerin solungaç dokularında Na+/K+-ATPaz, Mg2+-ATPaz, Ca2+-ATPaz ve toplam ATPaz aktiviteleri değerlendirilmiştir. İmidakloprid maruziyetinin, ATPaz türlerini kontrol grubuna kıyasla önemli düzeyde inhibisyona uğrattığı görülmüştür. Sonuçlar değerlendirildiğinde, imidakloprid'in *Unio mancus*'da ATPaz'ların aktivitesini engelleyerek hücrelerde iyon homeostazını ve enerji sentezini yıkıcı etkiye sahip olması nedeniyle canlıların genel metabolizmasını etkileyebileceği söylenebilmektedir (Uçkun ve Alkan Uçkun 2021).

Mytilus edulis türüne ait midyelerle yapılan bir çalışmada, aroklor 1254 (PCB) (20 µg/L), fenantren (PAH) (150 µg/L) veya metal kurşun (Pb) (2,5 mg/L) organik kirleticilerine maruz bırakılarak hücresel patolojik değişiklikler, solungaçlarda ve sindirim bezi dokularında kimyasal birikimin hücre altı bölgeleriyle olan bağlantıları hakkında bilgi sahibi olunması amaçlanmıştır. PAH ve aroklor maruziyetinden sonra mitokondride ve otofajik lizozomlarda ve ayrıca çok katmanlı sarmallarda çok sayıda kristaloid kapanım bulunmuştur. Kimyasalların immünositokimyasal tespiti, lizozom, mitokondri ve çekirdek gibi çeşitli hücre organellerinde biriktiklerini göstermektedir. Kimyasallar, solungaç ve sindirim bezi hücrelerinin zarları, kirpikleri ve mikrovillileri ile ilişkili olarak lokalize edilmiştir. Patolojik tanı ile birlikte immüno-algılama ile kirleticilerin lokalizasyonu, kimyasalların hücresel hedefleri hakkında bilgi sahibi olunmuştur (Einsporn and Koehler 2008).

Binelli vd. yaptıkları bir araştırma da organik klorlu pestisitlerden DDT'nin zebra midyesinde nöroendokrin sistem üzerinde etki göstererek oositlerin olgunlaşmasında gecikme, dejenerasyon ve hemolitik infiltrasyona sebep olduğunu tespit etmişlerdir (Binelli *et al.* 2004).

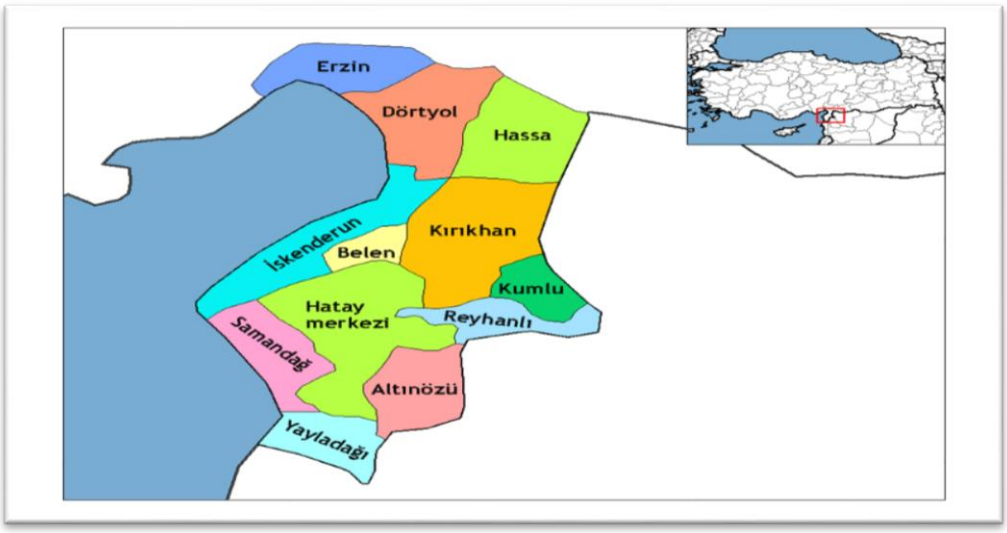
3. MATERYAL VE METOT

3.1 Materyal

Bu tez çalışması için Hatay İskenderun balıkçılarından temin edilen tatlı su midyesi *Unio delicatus*'da permetrin uygulama dozları Gazi Üniversitesi Eğitim Fakültesi Biyoloji Bölümü Laboratuvarı'nda hazırlanmıştır.

3.1.1 *Unio delicatus*'un temini

Hatay İskenderun balıkçılarından tatlı su midyeleri *Unio delicatus* temin edilmiştir (Şekil 3.1).



Şekil 3.1 Hatay bölgesel haritası (https://www.turkiye-rehberi.net/)

3.1.2 Deney düzeneği ve adaptasyon süreci

Unio delicatus, serin ve nemli ortam koşullarında laboratuvara getirilmiştir. Midyeler, laboratuvara getirilmeden 48 saat önce 15 L'lik akvaryumların içerisine 10 L şebeke suyu konularak dinlendirilmiş ve kloru giderilmiş akvaryumların hazırlanması yapılmıştır.

Laboratuvara getirilen midyeler, rastgele bu akvaryumlara yerleştirilmiştir (Şekil 3.4). Her akvaryumda 10 adet midye bulunmaktadır.

Adaptasyon sürecinde akvaryumdaki su sürekli havalandırılarak sıcaklık, pH, elektriksel iletkenlik, çözünmüş oksijen gibi su parametreleri ölçülmüştür (Şekil 3.2).



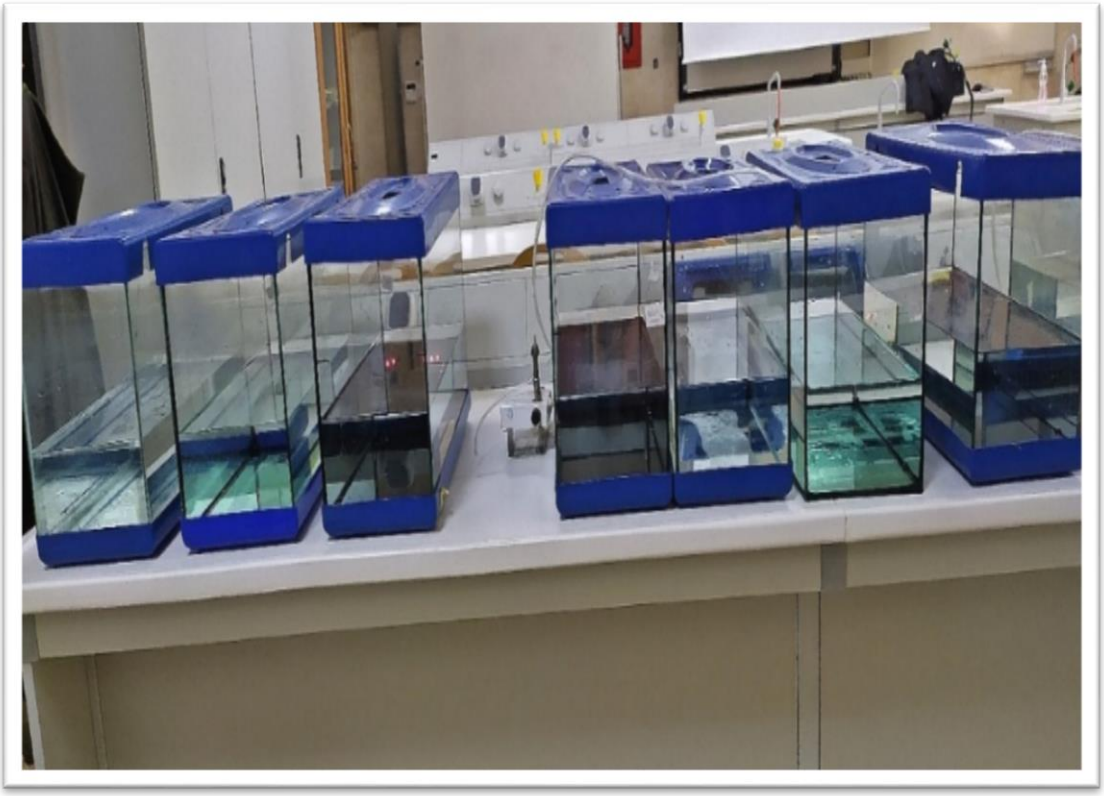
Şekil 3.2 Su parametrelerinin ölçümleri

Midyelerin beslenmeleri *Spirulina* sp. ile sağlanmıştır (Şekil 3.3).



Şekil 3.3 *Spirulina* sp.

Deneyden 24 saat önce beslenme durdurulmuştur. Deney düzeneğinde 48 saat önceden akvaryumlara konularak dinlenmesi sağlanmış ve havalandırılarak klorundan arındırılmış şebeke suyu kullanılmıştır.



Şekil 3.4 Deney için 48 saat önceden hazırlanmış akvaryumlar

3.1.3 Pestisit materyali

Bu tez çalışmasında, sentetik piretroidlerden permetrin ($C_{21}H_{20}Cl_2O_3$) kullanılmıştır.

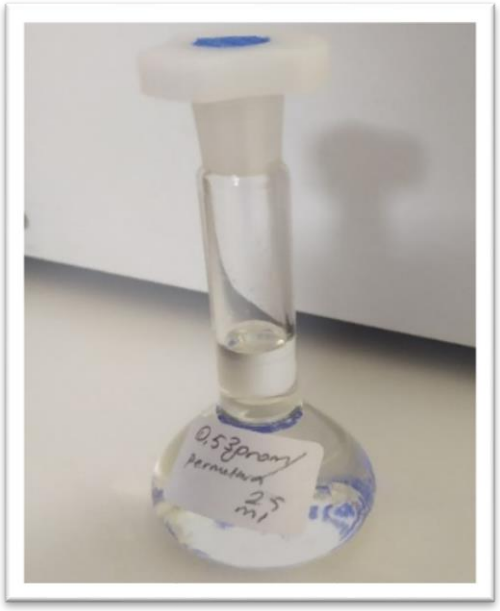
3.1.4 Permetrin çözeltisinin hazırlanması

Permetrin çözeltilerinin hazırlanmasında kullanılan maddeler, malzemeler ve koşullar çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1 Permetrin çözeltilerinin hazırlanması aşamasında kullanılan maddeler, malzemeler ve koşullar

Deney	Kullanılan madde, malzeme ve ortam
Subletal deneyinde stok çözeltileri hazırlanması için kullanılan madde ismi ve özellikleri	Katı halde Permetrin, %94
Permetrin çözeltisi hazırlamak için kullanılan çözücü	Dimetil sülfoksit (DMSO)
Permetrin çözeltisini saklama koşulları	Balon jojenin etrafı ışık almayacak şekilde muhafaza edilmesi
Dozlama yapılırken kullanılan materyaller	Balon joje, mikropipet, cam baget

Permetrin tartılarak; volumetrik bir cam balon joje içerisinde belirli hacimde (0,53 g Permetrin+25 ml DMSO) DMSO ile tamamlanmasıyla hazırlanmıştır (Şekil 3.5).



Şekil 3.5 Permetrin çözeltisi

3.1.5 Kullanılan cihazlar

Deneylerde kullanılan cihazlar çizelge 3.2'de belirtilmiştir.

Çizelge 3.2 Deneylerde kullanılan cihazlar

CİHAZ	**İŞLEV**	**MARKA**
Hassas Terazi	Tartım	Sartorıus TE313S
Kumpas Aleti	Uzunluk Ölçümü	
Derin Dondurucu	Numunelerin ve Çözeltilerin Saklanması	Wisecryo Daihan
Mikroskop	Hemositlerin Sayımı	Olympus CX21
Su Parametreleri Ölçüm Cihazı	Su Parametrelerinin Ölçümü	Professional Plus YSI
Kar Makinası	Buz Üretimi	Electrolux
Homojenizatör	Dokuların Homojenizasyonu	Miccra D-1 Mikro
Santrifüj	Süpernatant ve Pelet Eldesi	Hettich Zentrifugen Micro 220 R
pH-metre	pH Ölçümü	JENWAY 3510 Ph METER
Mikropipet	Sıvı Hacim Aktarımı	Gılson Pipet Man
Manyetik Karıştırıcı	Çözelti Hazırlanması	Heidolp Mr Hei-Standard
Su Banyosu	Reaksiyon Kontrolü	
Vorteks	Karıştırıcı	Scientific İndustries Vortex-Genıe 2
Spektrofotometre	Madde Miktarının Tespiti	Biochrom Libra S22 UV/ VIS

3.2 Metot

Bu tez çalışmasında, permetrinin tatlı su midyelerinde (*Unio delicatus*) toksik etkileri Gazi Üniversitesi Eğitim Fakültesi Biyoloji Bölümü Laboratuvarı'nda belirlenmiştir.

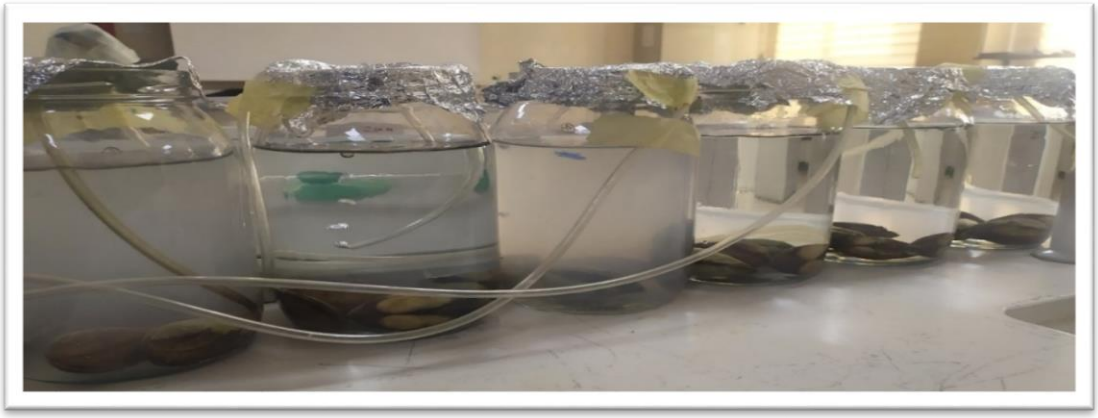
3.2.1 Deney metodu

Bu çalışma için Hatay İskenderun balıkçılardan temin edilen ortalama 36,22±7,14 g ağırlığında ve 5,22±0,46 cm uzunluğundaki *Unio delicatus* tatlı su midye türü bireyleri kullanılmıştır. Laboratuvar ortamına getirilen midyeler, deneylere başlamadan önce, iki

hafta boyunca içerisinde 10 L su bulunan 15 L'lik akvaryumlarda laboratuvar koşullarına adapte edilmiştir. Deneylerde kullanılmak üzere rastgele seçilen 10 midye içerisinde 10 L dinlendirilmiş ve sürekli olarak havalandırılan şebeke suyu bulunan 15 L'lik akvaryumlara konulmuştur.

Sentetik bir piretroid olan permetrinin LC_{50} değerleri ön deneyler ile Finney'in probit analiz yöntemi baz alınarak hesaplanmıştır (Finney 1971).

LC_{50} değerlerinin belirlenmesi için hazırlanmış biyodeney şekil 3.6'da gösterilmektedir.



Şekil 3.6 *Unio delicatus* LC_{50} biyodeney düzeneği

96 saatlik öldürücü konsantrasyon (LC_{50}) değerinin bulunmasının ardından tatlı su midyeleri bu değerin 1/10,1/50 ve 1/100 olmak üzere hazırlanmış konsantrasyonlarına 96 saat ve 7 gün süre ile maruz bırakılmıştır (Şekil 3.7). Çalışmada kontrol ve DMSO kontrol olmak üzere iki adet kontrol grubu bulundurulmuştur.



Şekil 3.7 *Unio delicatus* biyodeney düzeneği

Deney boyunca *Unio delicatus* midyelerinin kabukları her gün canlılık durumları için kontrol edilmiştir. Kabukları açılan midyelerin el yardımı ile kabukları kapatılmaya çalışılmış kabukları kapanmayan midyelerin ölmüş olduğu tespit edilmiştir. Canlılık tespitinin ardından ölü midyelerin hassas terazi ile ağırlıkları kumpas aletiyle ise uzunluk, yükseklik ve kalınlık ölçümleri yapılmıştır. Kabukları el yardımıyla kontrol edilen canlı ve ölü midyelerin tespiti şekil 3.8'de gösterilmiştir.



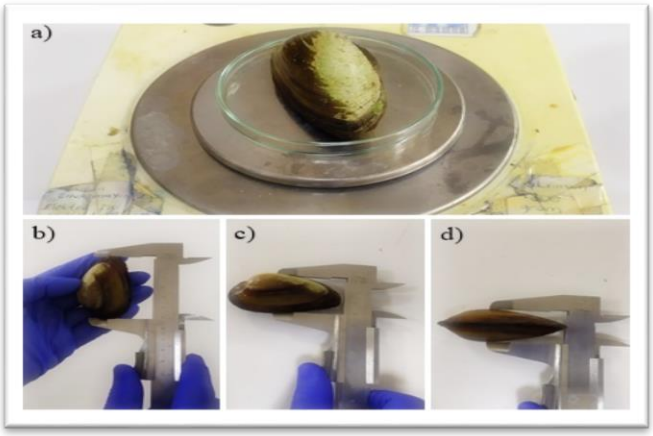
Şekil 3.8 *Unio delicatus* a) Canlı Midye b) Ölü Midye

3.2.2 Deney sonrasında yapılan uygulamalar

Bu tez çalışmasında permetrin maruziyetine bırakılan midyelerin deney süresinin sonunda ilk olarak ağırlık, uzunluk, yükseklik ve kalınlık ölçümleri yapılmıştır. Hemolenflerinin alınmasının ardından hemosit sayısı belirlenen midyelerin doku diseksiyonu yapılarak biyokimyasal deney aşamasında glutatyon, ileri oksidatif protein ürünleri ve lipid peroksidasyon değerleri tespit edilmiştir.

3.2.2.1 *Unio delicatus*'un ağırlık, uzunluk, yükseklik ve kalınlık ölçümlerinin yapılması

96 saat ve 7 günlük deney süresinin sonunda midyeler kağıt havlu ile kurulanarak fazla suyu uzaklaştırılmıştır. Midyelerin hassas terazi ile ağırlık ölçümleri, kumpas aleti ile de yükseklik, kalınlık, uzunluk parametrelerinin ölçümleri yapılmıştır (Şekil 3.9).



Şekil 3.9 *Unio delicatus* ölçümleri; a) Tartım b) Uzunluk c) Yükseklik d) Kalınlık

3.2.2.2 *Unio delicatus*'un hemolemfinin alınması ve toplam hemosit sayılarının tespitinin yapılması

Unio delicatus'un umbo kısmına yakın bir bölgesinden 2.5 ml'lik enjektör yardımıyla addüktör kası uyarılarak hemolemf dokusu alınmıştır (Şekil 3.10). Doku örneği 1:1 oranında %4'lük formaldehit ile tespit edilmiştir.



Şekil 3.10 *Unio delicatus* hemolemf sıvısı alınması

Total hemosit sayıları, ışık mikroskobu altında Thoma lamı kullanılarak toplam hemosit sayısı (THC) tüm hücreleri sayılarak belirlenmiştir (Yavuzcan ve Benli 2004, Şekil 3.11). Toplam hemosit sayısı, THC toplam hemosit sayısı/mL=Toplam hücre sayısı x 2 x 10 x 1000 / 16 formülü ile hesaplanmıştır (Sepici Dinçel vd. 2013).

$$\text{THC toplam Hemosit sayısı/mL} = \frac{\text{Toplam hücre sayısı x 2 x 10 x 1000}}{16}$$

(Sepici Dinçel vd. 2013).



Şekil 3.11 Hemositometre preparatı hazırlanması

3.2.2.3 *Unio delicatus*'un doku diseksiyonu

Tatlı su midyelerinin diseksiyon aşamasında biyokimyasal analizlerde kullanılmak üzere her tatlı su midyesinden solungaç ve sindirim bezi dokuları alınmıştır. Dokular folyoya sarılarak, etiketlenip sıvı azot içerisine atılarak şoklandıktan sonra -80°C derin dondurucuda deneylerin yapılacağı zamana kadar muhafaza edilmiştir.

3.2.2.4 Biyokimyasal analizler

Biyokimyasal analizlerin yapılacağı aşamada ise, -80°C'den çıkarılan solungaç ve sindirim bezi dokularında glutatyon, ileri oksidatif protein ürünleri ve lipid peroksidasyonu parametreleri çalışılmıştır.

3.2.2.5 Glutatyon (GSH) düzeyinin ölçülmesi

Solungaç ve sindirim bezi dokularında GSH (glutatyon) değerlerinin belirlenmesi amacıyla Ellman yöntemi kullanılmıştır (Ellman 1959). Hassas terazide 100 mg tartılan doku örnekleri homojenizatör cihazı kullanılarak 900 µL metafosforik asit ile buzlu ortamda homojenizasyonu yapılmıştır (Şekil 3.12).



Şekil 3.12 *Unio delicatus* doku örneklerinin hassas terazide tartımı

Homojenizasyon işlemi tamamlandıktan sonra 3500 rpm +4°C 10 dakika süresince santrifüj yapılarak santrifüj sonrası supernatantları alınmıştır. Spektrofotometre küvetlerine 100 µL dH_2O+300 µL KPO_4 tamponu+2400 µL DNTB tamponu sırasıyla eklenerek ve köre karşı (300 µL dH_2O+300 µL KPO_4 tamponu+2400 µL DTNB) ilk önce A_1=410 nm'de spektrofotometre cihazında ölçülmüştür. Daha sonra 200 µL numune eklenerek A_2=420 nm'de spektrofotometre cihazında ikinci ölçüm gerçekleştirilmiştir. Glutatyon değeri=A_2-A_1/Protein formülü kullanılarak hesaplanmıştır (Çizelge 3.3).

Çizelge 3.3 Glutatyon (GSH) değerlerinin belirlenmesi için çalışma metodu

	Blank	Numune
dH2O	300 µL	100 µL
Tampon	300 µL	300 µL
DTNB	2400 µL	2400 µL
Numune	-	200 µL

A1=410 nm

A2=420 nm

$$= \frac{A2-A1}{\text{Protein}} = \frac{\mu\text{mol GSH}}{\text{mg Protein}}$$

3.2.2.6 İleri oksidasyon protein ürünleri (AOPP) düzeyinin ölçülmesi

Solungaç ve sindirim bezi dokularında AOPP değerlerinin belirlenmesi amacıyla Witko-Sarsat ve arkadaşlarının uyguladığı metotla (Witko-Sarsat *et al.*1996); hassas terazide 100 mg tartılan doku örnekleri homojenizatör cihazı kullanılarak 400 µL fosfat tamponu ile buzlu ortamda homojenize edilmiştir (Şekil 3.13).



Şekil 3.13 *Unio delicatus* doku örneklerinin homojenizasyonu

Homojenizasyon işlemi tamamlandıktan sonra 5000 rpm +4˚C 10 dakika santrifüj edilmiştir. Ardından her doku için 200 µL supernatant + 800 µL fosfat tampon solüsyonu, 10 µL potasyum iyodür, 20 µL asetik asit ekledikten sonra vorteks işlemi yapılmıştır. Spektrofotometre küvetlerine aktarımı yapıldıktan sonra 340 nm dalga boyunda köre karşı (fosfat tamponu) spektrofotometre cihazında ölçümü yapılmıştır. AOPP değeri = A340/Protein mg formülü kullanılarak hesaplanmıştır (Çizelge 3.4).

Çizelge 3.4 İleri oksidasyon protein ürünleri (AOPP) değerlerinin belirlenmesi için çalışma metodu

	Numune	Blank
Supernatant	200 µL	Fosfat Tamponu
Fosfat Tamponu	800 µL	
Potasyum İyodür (KI)	10 µL	
Asetik Asit (Glasiyal Asit)	20 µL	
340 nm		

$$= \frac{A340}{\text{Protein}}$$

3.2.2.7 Malondialdehit (MDA) düzeyinin ölçülmesi

Solungaç ve sindirim bezi dokularında MDA (malondialdehit) membrandaki lipidlerin oksidatif hasarının düzeyini belirlemek için tiyobarbütrik asit (TBA) reaktif madde oluşum metodu kullanılmıştır (Mihara and Uchiyama 1978).

Hassas terazide 100 mg tartılan doku örnekleri homojenizatör cihazı kullanılarak %1,15'lik potasyum klorür (KCl) ile (100 mg doku + 900 µL %1.15 KCl) içerisinde buzlu ortamda homojenize edilmiştir. Ardından 500 µL doku homejenatından alınarak cam tüp içerisine konuldu, üzerine 3 mL %1 fosforik asit ve 1 mL %0,6 TBA ekleyip vorteks işlemi yapılmıştır. Daha sonra da kaynar su banyosunda 45 dakika bekletilen tüpler soğutulduktan sonra n-butanol eklenmiştir (Şekil 3.14).



Şekil 3.14 Su banyosunda 45 dakika bekletilen tüpler

Santrifüj cihazında 3000 rpm'de 5 dakika santrifüj edildikten sonra üsteki n-butanol fazı dokuya temas edilmeden mikropipet ile alınmıştır (Şekil 3.15).



Şekil 3.15 Santrifüjten alınan örnek

Spektrofotometre cihazında 535 nm ve 520 nm de ölçümü yapıldıktan sonra aralarındaki fark hesaplanarak TBARS düzeyi belirlenmiştir (Çizelge 3.5).

Çizelge 3.5 Malondialdehit (MDA) düzeyinin belirlenmesi için çalışma metodu

500 mL Numune + 3 mL % 1 Fosforik Asit + 1 mL % 0,6 TBA
Kaynar su banyosunda 45 dakika bekletilir.
Tüplerin soğuması beklenir.
4 mL n-butanol eklenir.
3000 rpm'de 20°C 5 dakika santrifüj yapılır.
Santrifüj sonrası n-butanol fazı alınır.
535 nm ve 520 nm' de spektrometre cihazında okutulur.

3.2.2.8 Total protein düzeyi

Solungaç ve sindirim bezi dokularında GSH ve AOPP protein düzeylerinin belirlenmek amacıyla Bradford yöntemi kullanılmıştır (Bradford 1976). Her örnek için ependorflara 100 µL numune+400 µL Bradford reaktifi (Coomassie Brillant Blue) eklenmesiyle vorteks işlemi yapılmıştır. Ardından spektrofotometre küvetlerine aktarılarak 10 dakika inkübe edilmiştir. Daha sonra kör (havaya karşı) 595 nm dalga boyunda spektrofotometre cihazında ölçümü gerçekleştirilmiştir (Çizelge 3.6).

Çizelge 3.6 Total protein düzeyinin belirlenmesi için çalışma metodu

100 mL Numune + 400 mL Brandford
Blank (Havaya Karşı)
595 nm

3.2.2.9 Deney sonuçlarının istatistiksel değerlendirilmesi

Deney sonrasında elde edilen sonuçlar, EPA probit analiz yöntemi kullanılarak LC_{50} ve %95 güvenirliği ile değerlendirilerek belirlenmiştir. Toplam hemosit sayıları, doku Glutatyon, AOPP, MDA seviyeleri ve total protein tayini sonuçlarının Microsoft Excel 2013 programına girilmesinin ardından ortalama değerleri alınarak deney grupları arasındaki farkların tespiti için; GraphPad Prism 9.4.1 istatistik programında normal dağılım ve varyansların homojenliği testleri uygulanmıştır. Koşulları sağlayanlar One-way Anova testi ile sağlamayanlar ise; bunların non-parametrik muadilleri olarak bilinen Kruskall Wallis testleri ile analiz edilerek anlamlılık düzeyleri istatiksel olarak belirlenmiştir.

4. BULGULAR

4.1 Permetrinin Tatlı Su Midyesi *Unio delicatus* Üzerine Akut Toksik Etkisi

Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerine akut toksik etkileri (LC_{50}) 24, 48, 72 ve 96 saat permetrin maruziyetinden sonra biyodeney ile belirlenmiştir. Maruziyet konsantrasyon aralığı asıl dozlama deneylerinden önce ön deneyler yapılarak belirlenmiştir.

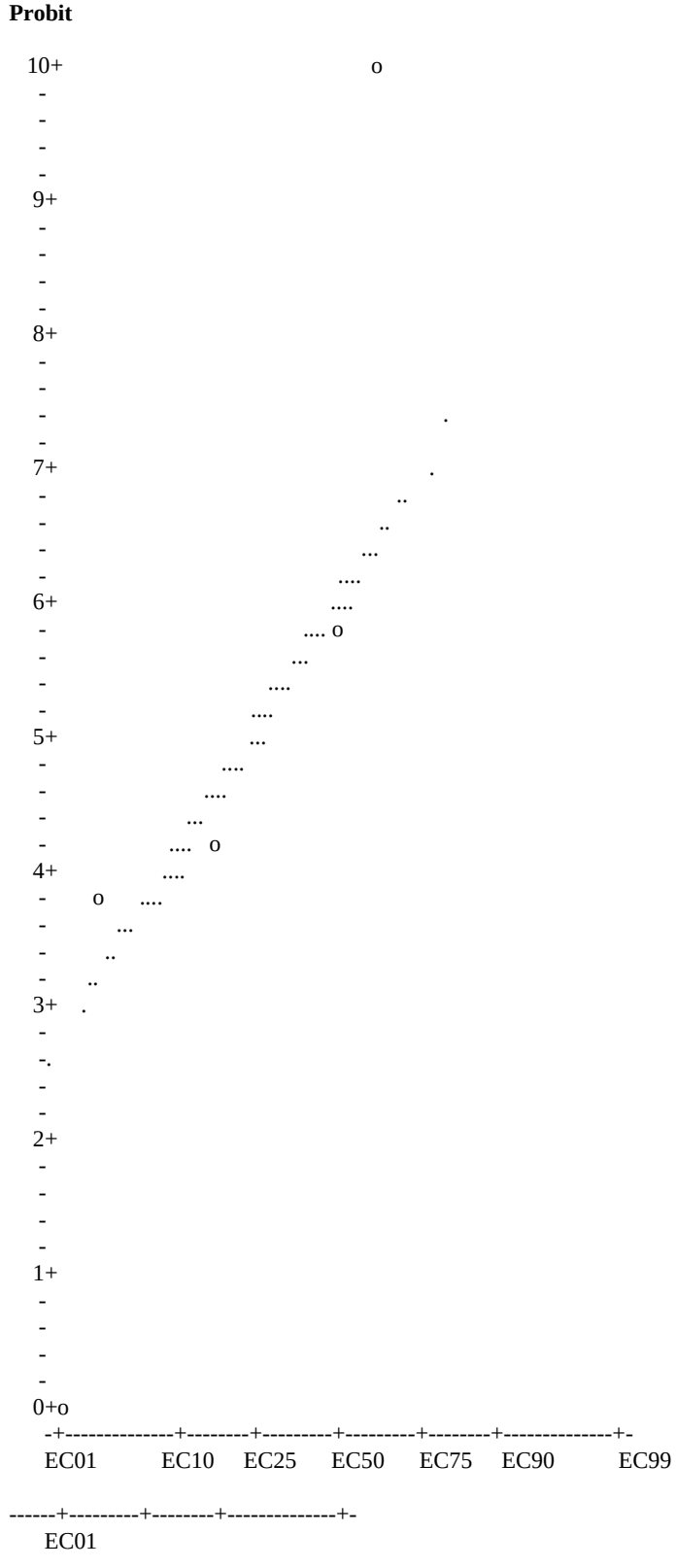
Biyodeneyde 24 saat LC_{50} değeri 181,5587 (%95 güven aralığı=131,8408-235,1056) mg/L, 48 saat LC_{50} değeri 167,1877 (%95 güven aralığı=114,7643-225,3579) mg/L, 72 saatlik LC_{50} değeri 148,7418 (%95 güven aralığı= 97,9410-202,2750) mg/L ve 96 saat LC_{50} değeri 119,4430 (%95 güven aralığı= 69,5695-168,9674) mg/L olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.1). Biyobelirteç *U. delicatus* tür midyelere permetrinin toksik olduğu tespit edilmiştir.

Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin çizelge 4.2'de 24 saatlik, çizelge 4.3'de 48 saatlik, çizelge 4.4'de 72 saatlik ve çizelge 4.5'de 96 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği gösterilmiştir.

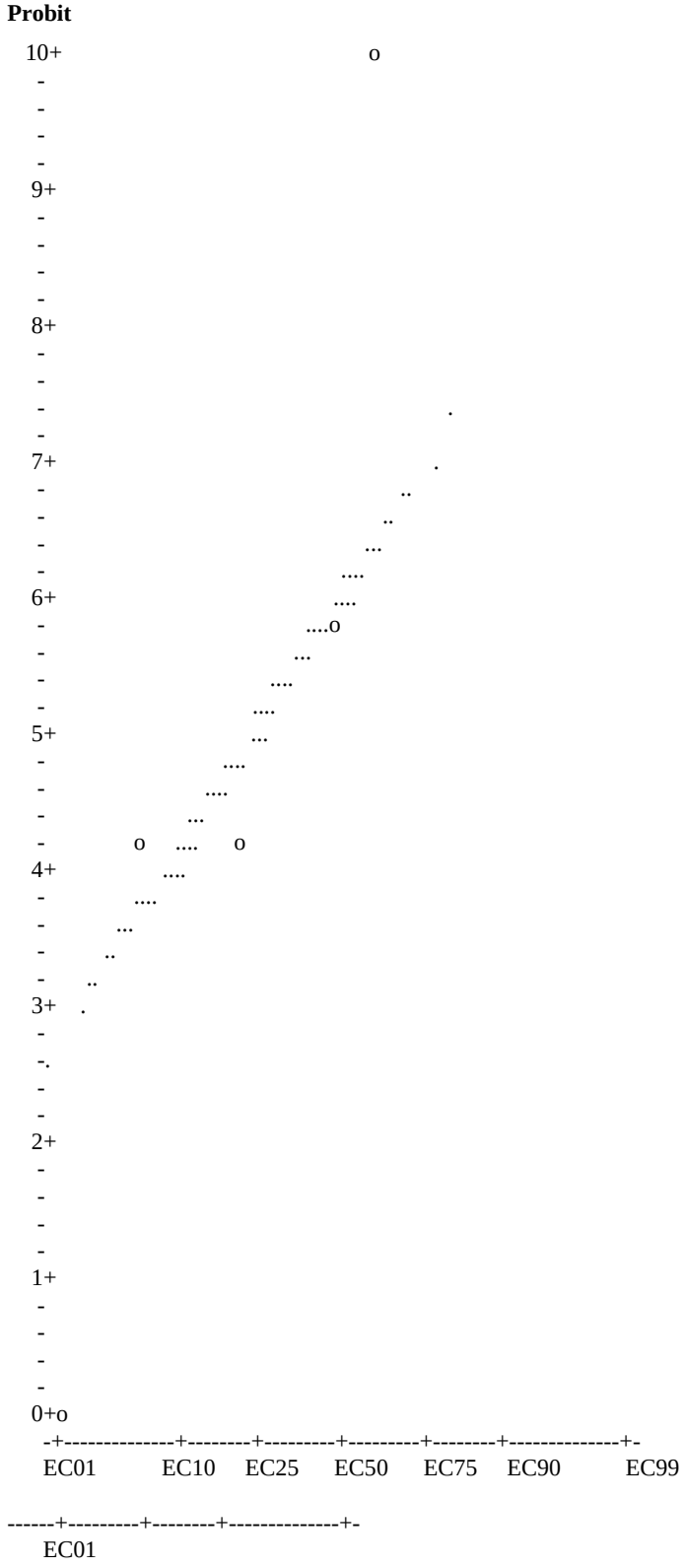
Çizelge 4.1 *U. delicatus* midyeleri üzerinde permetrinin akut toksisitesi

Permetrin Maruziyeti	**LC_{50} (mg/L)**	**Güven Aralığı %95**
24	181,5587	131,840-235,105
48	167,1877	114,764-225,357
72	148,7418	97,941-202,275
96	119,4430	69,569-168,967

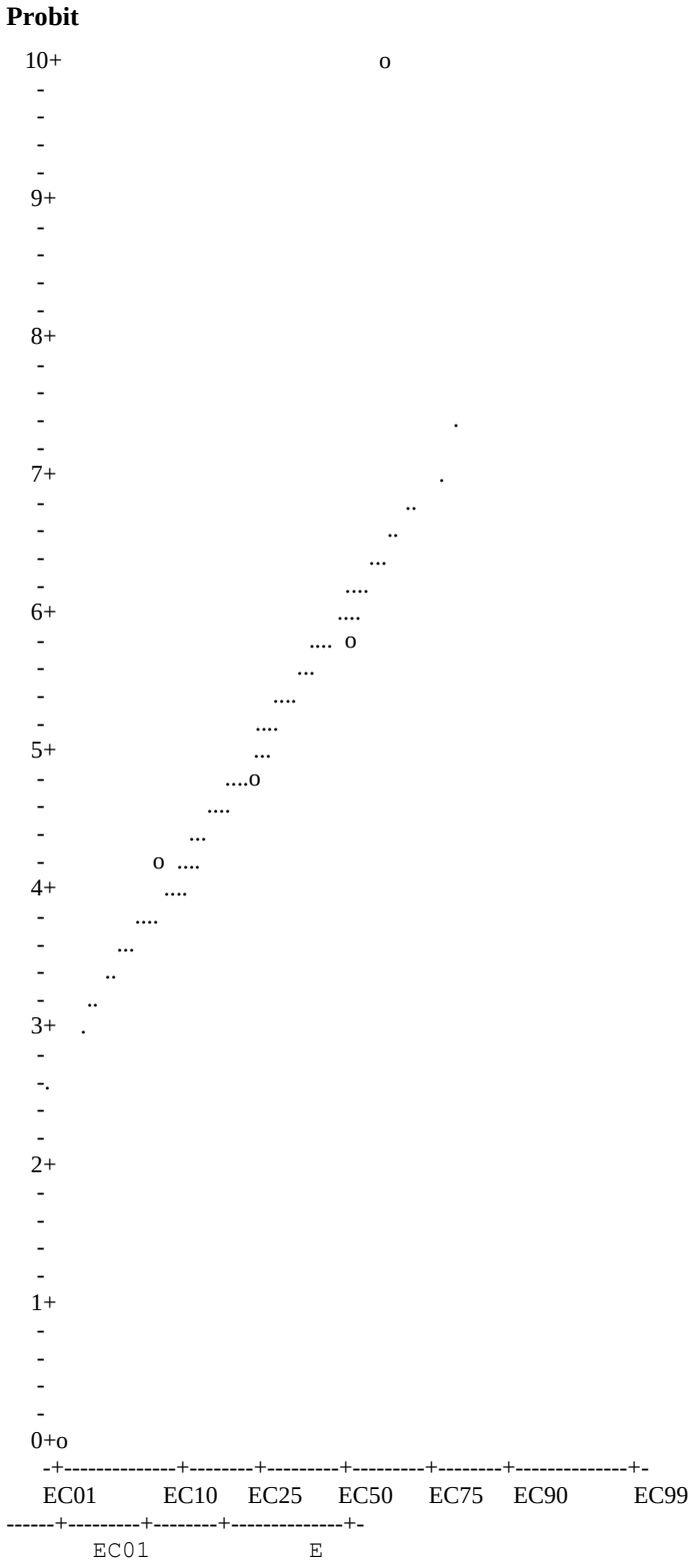
Çizelge 4.2 Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin 24 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği



Çizelge 4.3 Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin 48 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği

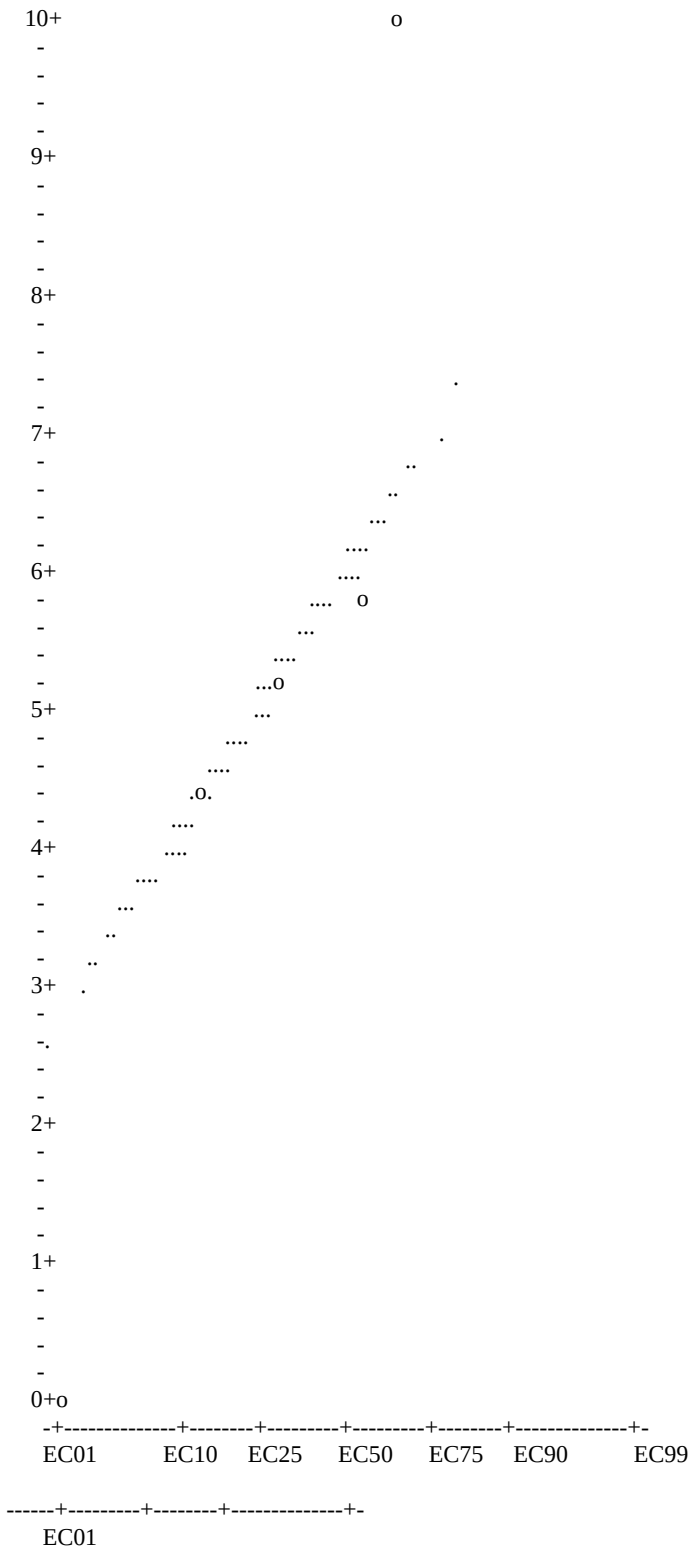


Çizelge 4.4 Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin 72 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği



Çizelge 4.5 Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*) üzerinde permetrinin 96 saatlik akut toksisitesi ve probit değerleri regresyon grafiği

Probit



4.2 Deney Ortamı ve Adaptasyon Sürecine Ait Bulgular

Deney süresince akvaryum su kalitesine ilişkin parametreler ölçülerek belirlenmiştir (Çizelge 4.6).

Çizelge 4.6 Deney süresince kullanılan akvaryum suyunun kalite değerleri

Su Parametreleri	96 Saatlik Ortalama ± SD	7 Günlük Ortalama ± SD
°C	22,1 ± 0,2	22,2 ± 0,1
MmHg	682,0 ± 0,1	686,3 ± 0,0
DO mg/L	6,1 ± 0,4	5,5 ± 0,6
SPC µS/cm	572,3 ± 136,0	606,7 ± 131,9
TDS mg/L	372,0 ± 88,2	394,3 ± 85,5
SAL ppt	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,1
pH	7,8 ± 0,5	7,5 ± 0,2

4.3 Toplam Ağırlık, Uzunluk, Yükseklik ve Kalınlık Değerlerine Ait Bulgular

96 saat ve 7 günlük deney süresince permetrinin 1,19 mg/L, 2,38 mg/L ve 11,9 mg/L'lik dozlarına maruz bırakılan *U. delicatus*'un kontrol ve deney gruplarında ortalama toplam ağırlık (g), uzunluk (cm), yükseklik (cm), kalınlık (cm) değerleri tespit edilmiştir (Çizelge 4.7).

Çizelge 4.7 *U. delicatus*'un kontrol ve deney gruplarında ortalama toplam ağırlık, uzunluk, yükseklik, kalınlık değerleri

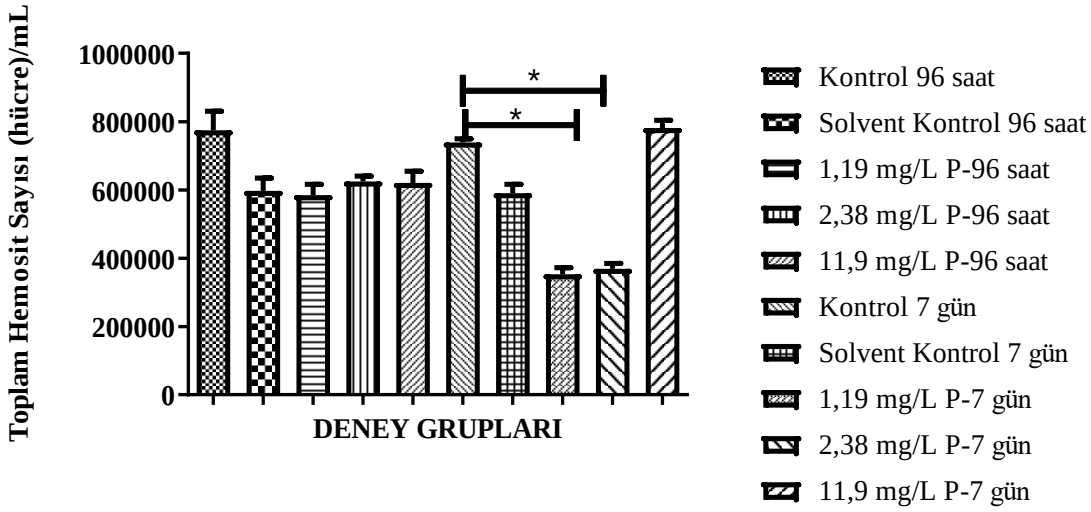
Permetrin Dozu (mg/L)	Ağırlık (g) Ortalama ± SD	Uzunluk (cm) Ortalama ± SD	Yükseklik (cm) Ortalama ± SD	Kalınlık (cm) Ortalama ± SD
Kontrol 96 saat	39,920 ± 9,263	5,44 ± 0,598	2,4 ± 0,187	1,4 ± 0,187
Solvent Kontrol 96 saat	35,37 ± 8,726	2,24 ± 0,151	2,24 ± 0,151	1,34 ± 0,240
1,19 mg/L P-96 saat	37,903 ± 5,946	5,3 ± 0,357	2,4 ± 0,244	1,333 ± 0,163
2,38 mg/L P-96 saat	41,831 ± 10,503	5,416 ±0,673	2,466 ± 0,136	1,483 ± 0,183
11,9 mg/L P-96 saat	38,647 ± 9,607	5,066 ±0,677	2,366 ± 0,314	1,6 ± 0,456
Kontrol 7 gün	31,546 ± 7,678	4,92 ± 0,454	2,16 ± 0,270	1,26 ± 0,240
Solvent Kontrol 7 gün	34,412 ± 6,614	5,12 ± 0,438	2,28 ± 0,216	1,36 ± 0,260
1,19 mg/L P-7 gün	36,826 ± 8,167	5,15 ± 0,531	2,45 ± 0,281	1,366 ± 0,150
2,38 mg/L P-7 gün	34,400 ± 3,467	5,2 ± 0,428	2,216 ± 0,230	1,233 ± 0,051
11,9 mg/L P-7 gün	42,413 ± 6,910	5,633 ±0,307	2,5 ± 0,2	1,45 ± 0,137
Toplam	36.22 ± 7,14	5,22 ± 0,46	2,33 ± 0,26	1,34 ± 0,18

4.4 Toplam Hemosit Sayısına İlişkin Bulgular

96 saat ve 7 gün deney süresince 1,19 mg/L, 2,38 mg/L ve 11,9 mg/L'lik permetrine maruz bırakılan *U. delicatus*'un kontrol ve deney gruplarının ortalama toplam hemosit sayıları THS/mL çizelge 4.8'de gösterilmiştir. Permetrine maruz kalmış deney grubunda ortalama hemosit sayısı kontrol grubuna göre istatistiksel düzeyde önemli azalış (şekil 4.1) göstermiştir (****: P<0,05).

Çizelge 4.8 *U. delicatus*'un toplam hemosit sayısı (THS/mL)

Kontrol 96 saat	Solvent Kontrol 96 saat	1,19 mg/L P 96 saat	2,38 mg/L P 96 saat	11,9 mg/L P 96 saat	Kontrol 7 gün	Solvent Kontrol 7 gün	1,19 mg/L P 7 gün	2,38 mg/L P 7 gün	11,9 mg/L P 7 gün
752000	664000	533333,3	623333,3	640000	760000	556000	373333,3	357142,9	773333,3
692000	536000	576666,7	596666,7	553333,3	728000	640000	316666,7	400000	746666,7
880000	592000	643333,3	653333,3	666666,7	728000	576000	370000	348571,4	823333,3



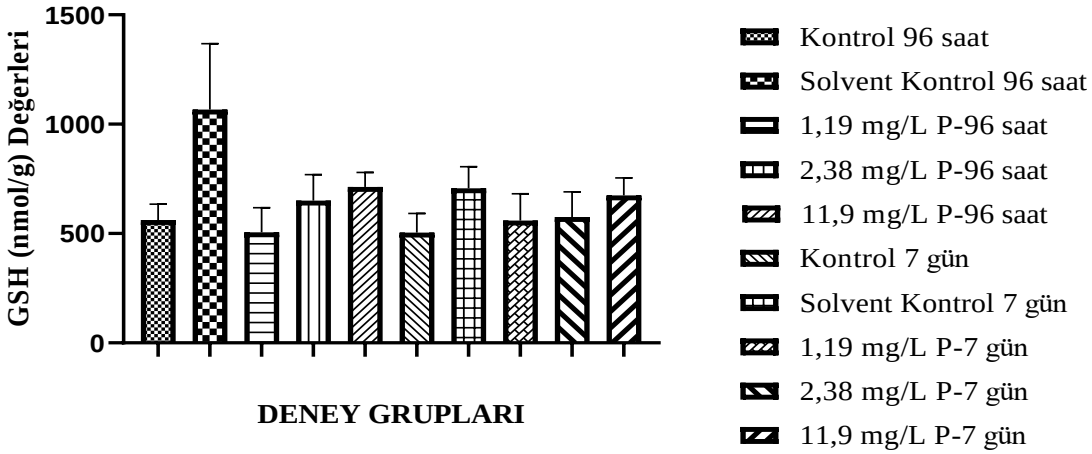
Şekil 4.1 *U. delicatus*'un toplam hemosit sayısı

4.5 Biyokimyasal Parametrelere Ait Bulgular

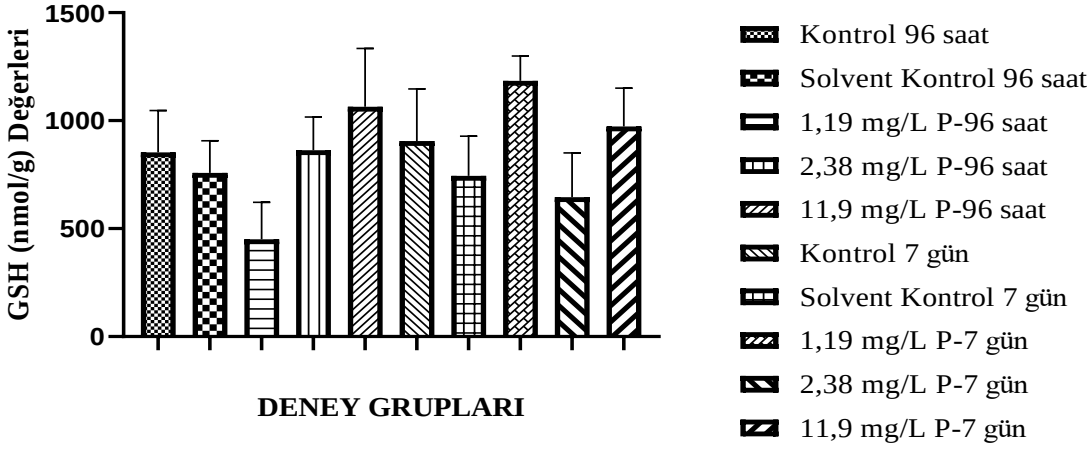
Permetrine maruz kalan *Unio delicatus*'un sindirim bezi ve solungaç dokularında GSH, AOPP, MDA ve total protein değerleri deney ve kontrol grupları arasında karşılaştırılmıştır.

4.5.1 Doku analizleri sonucunda ulaşılan GSH bulguları

96 saat ve 7 gün süresince permetrinin 1,19 mg/L, 2,38 mg/L ve 11,9 mg/L'lik dozlarına maruziyet sonrası *U. delicatus*'un kontrol ve deney gruplarının solungaç ve sindirim bezi dokularındaki GSH değerleri şekil 4.2 ve şekil 4.3'de verilmiştir.



Şekil 4.2 *U. delicatus*'un solungaç dokusundaki GSH değerleri (nmol/g doku) (*P* value: 0,4325 Anlamlı değil; *P*>0,05) Kruskall Wallis

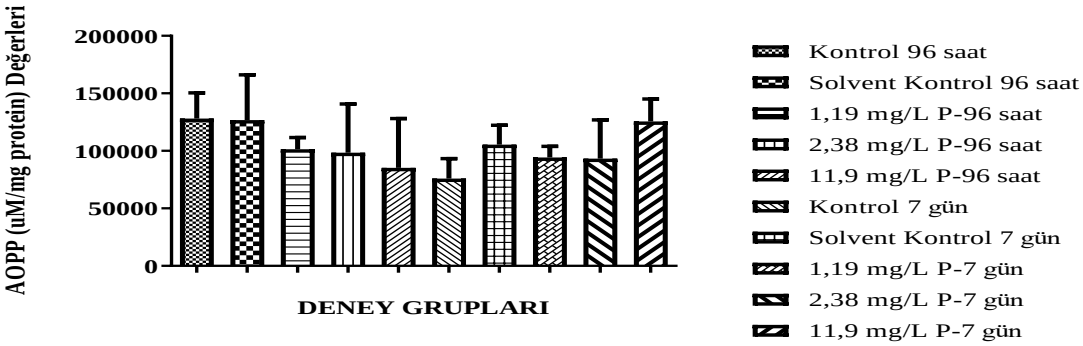


Şekil 4.3 *U. delicatus*'un sindirim bezi dokusundaki GSH değerleri (nmol/g doku) (*P* value: 0,2720 Anlamlı değil; *P*>0,05) One way Anova

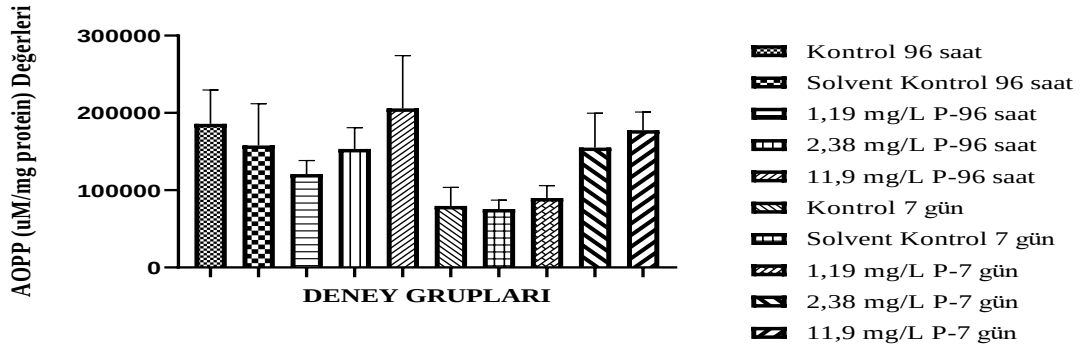
Permetrine 96 saat ve 7 gün maruz bırakılan *U. delicatus*'un doz grupları ve kontrol grupları arasındaki karşılaştırma sonucunda solungaç dokusundaki GSH değerleri (şekil 4.2) ve sindirim bezi dokularındaki GSH değerleri (şekil 4.3) arasında istatistiksel anlamlı bir sonuca ulaşılmamıştır (solungaç dokusu GSH değeri: *P*>0,05, sindirim bezi dokusu GSH değeri: *P*>0,05).

4.5.2 Doku analizleri sonucunda ulaşılan AOPP bulguları

96 saat ve 7 gün süresince permetrinin 1,19 mg/L, 2,38 mg/L ve 11,9 mg/L'lik dozlarına maruz bırakılan *U. delicatus*'un kontrol ve deney gruplarının solungaç ve sindirim bezi dokularındaki AOPP değerleri şekil 4.4 ve şekil 4.5'de verilmiştir.



Şekil 4.4 *U. delicatus*'un solungaç dokusundaki AOPP değerleri (uM/mg protein) (*P* value: 0,3944 Anlamlı değil; *P*>0,05) Kruskall Wallis

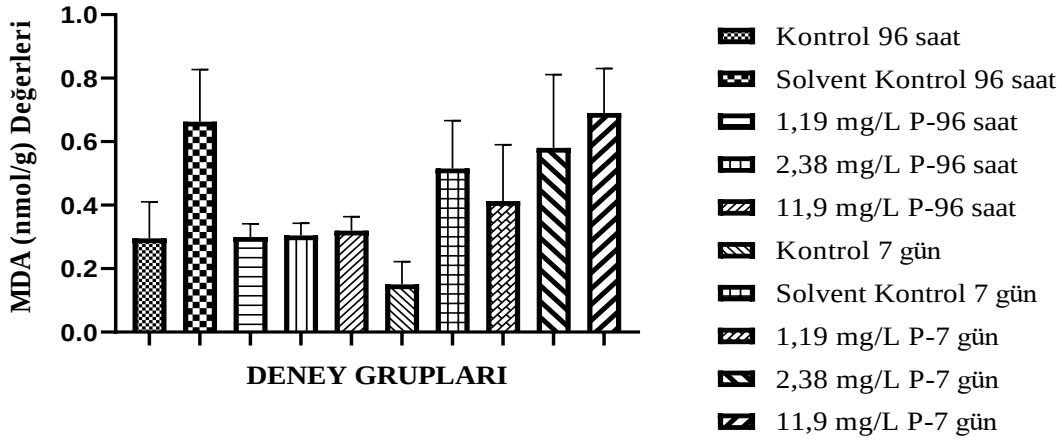


Şekil 4.5 *U. delicatus*'un sindirim bezi dokusundaki AOPP değerleri (uM/mg protein) (*P* value: 0,1106 Anlamlı değil; *P*>0,05) Kruskall Wallis

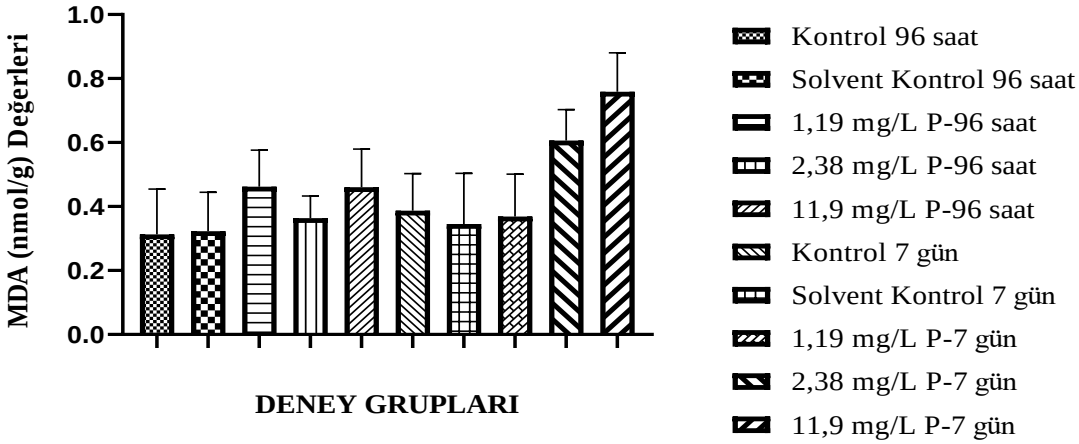
Permetrine 96 saat ve 7 gün maruz bırakılan *U. delicatus*'un doz grupları ve kontrol grupları arasındaki karşılaştırma sonucunda solungaç dokusundaki AOPP değerleri (şekil 4.4) ve sindirim bezi dokularındaki AOPP değerleri (şekil 4.5) arasında istatistiksel anlamlı bir sonuca ulaşılmamıştır (solungaç dokusu AOPP değeri: *P*>0,05, sindirim bezi dokusu AOPP değeri: *P*>0,05).

4.5.3 Doku analizleri sonucunda ulaşılan MDA bulguları

96 saat ve 7 gün süresince permetrinin 1,19 mg/L, 2,38 mg/L ve 11,9 mg/L'lik dozlarına maruz bırakılan *U. delicatus*'un kontrol ve deney gruplarının solungaç ve sindirim bezi dokularındaki MDA değerleri şekil 4.6 ve şekil 4.7'de verilmiştir.



Şekil 4.6 *U. delicatus*'un solungaç dokusundaki MDA değerleri (nmol/g doku)
(*P* value: 0,0725 Anlamlı değil; *P*>0,05) Kruskall Wallis



Şekil 4.7 *U. delicatus*'un sindirim bezi dokusundaki MDA değerleri (nmol/g doku)
(*P* value: 0,2157 Anlamlı değil; *P*>0,05) Kruskall Wallis

Permetrine 96 saat ve 7 gün maruz bırakılan *U. delicatus*'un doz grupları ve kontrol grupları arasındaki karşılaştırma sonucunda solungaç dokusundaki MDA değerleri (şekil 4.6) ve sindirim bezi dokularındaki MDA değerleri (şekil 4.7) arasında istatistiksel anlamlı bir sonuca ulaşılmamıştır (solungaç dokusu MDA değeri: $P>0,05$, sindirim bezi dokusu MDA değeri: $P>0,05$).

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu tez çalışmasında, sucul ekosistemde yaşayan omurgasız canlılardan olan tatlı su midyelerinde *(Unio delicatus*) sentetik bir piretroid olan permetrinin akut toksik değerlerinin belirlenmesinden sonra subletal toksik etkileri immünolojik olarak toplam hemosit sayımı ve biyokimyasal olarak solungaç ve sindirim bezi dokularında lipid peroksidasyonu (MDA), ileri düzey oksidasyon protein ürünleri (AOPP) ve antioksidan glutatyon (GSH) parametreleri ile incelenmiştir.

Permetrinin ve diğer piretroidlerin suda yaşayan organizmalar için son derece toksik olduğu araştırmalar sonucunda bulunmuştur. Sucul ekosistemde yaşayan standart test organizmalarından *Daphnia magna* ve *Ceriodaphnia dubia* için permetrinin öldürücü konsantrasyon değerlerinin (LC_{50}) sırasıyla 12,4 ve 8,7 µg/L olarak tespit edildiği Milam ve ark. (2015) tarafından bildirilmiştir.

Procambarus clarkii tatlı su istakozunda, permetrinin toksik etkileri 24, 48, 72 ve 96 saatlik LC_{50} değerlerinin sırayla 0,44 µg/L; 0,85 µg/L; 1,30 µg/L ve 0,81 µg/L olarak tespit edilmesiyle belirlenmiştir (Jarboe and Romaire 1991).

Çalışmamızda, *U. delicatus'*un permetrine maruziyeti sonucunda ise, 24 saatlik LC_{50} değeri 181,5587 mg/L, 48 saatlik LC_{50} değeri 167,1877 mg/L, 72 saatlik LC_{50} değeri 148,7418 mg/L ve 96 saat LC_{50} değeri 119,4430 mg/L olarak hesaplanmıştır. Deney sonuçlarına göre sentetik bir piretroid olan permetrinin *U. delicatus* için akut maruziyette az derecede toksik etkiye sahip olduğu saptanmıştır.

Tez çalışmasının sonuçları, çizelge 5.1'de örnek verilen permetrinin suda yaşayan omurgasız canlılar için toksik olduğunu bulan diğer araştırmacılar tarafından yapılan çalışma verileriyle uyum sağlamaktadır.

Çizelge 5.1 Permetrinin suda yaşayan organizmalarda akut toksisitesi (Jolly *et al.* 1978, McLeese *et al.* 1980, Kumaraguru and Beamish 1981, Holcombe *et al.* 1982, Worthing and Walker 1983, Mayer and Ellersieck 1986, Tietze *et al.* 1995, Rice *et al.* 1997)

TÜR	SÜRESİ (saat)	TOKSİSİTE (LC50)	KAYNAK
Salmo salar	96	12 µg/l	McLeese *et al.* 1980
Salmo gairdneri	96	9.0 µg/l	Worthing and Walker 1983
Salvelinus fontinalis	96	3.2 µg/l	Mayer and Ellersieck 1986
Menidia beryllina	96	0.62 µg/l	Kumaraguru and Beamish 1981
Oryzias latipes	24	24.0 µg/l	Rice *et al.* 1997
Micropterus salmoides	96	8.5 µg/l	Jolly *et al.* 1978
Gambussia holbrooki	48	4.29 µg/l	Tietze *et al.* 1995
Menidia beryllina	24	4.07 µg/l	Tietze *et al.* 1995
	48	2.86 µg/l	Tietze *et al.* 1995
Pimaphales promelas	96	5.7 µg/l	Mayer and Ellersieck 1986
	24	40.3 µg/l	Holcombe *et al.* 1982

Sucul ekosistemde yaşayan omurgasızlarda sağlık göstergesini ve stres faktörünü incelemek için kullanılan parametrelerden biri, toplam hemosit sayılarının (THS) belirlenmesidir. Çevresel kirleticilere maruziyetten etkilenen omurgasızların bağışıklık sistemlerinin zayıflaması sonucunda toplam hemosit sayılarında değişiklikler meydana gelmektedir (Auffret *et al.* 2006).

Sucul organizma olan tatlı su ıstakozunun (*Astacus leptodactylus*) 48 saat ve 96 saat permetrine maruziyetinden sonra hemolemf ve dokuların (solungaçlar, hepatopankreas ve kas) örneklenmesi yapılmıştır. 96 saat permetrin maruziyetine kalan grupta toplam hemosit sayısının önemli ölçüde arttığı görülmüştür (P<0.05). Sonuç olarak permetrinin *Astacus leptodactylus* için akut ve subletal konsantrasyonlarda toksik etkilerinin olduğu tespit edilmiştir (Günal *et al.* 2021).

Astacus leptodactylus ile yapılan başka bir çalışmada sentetik bir piretroid olan etofenprox'a 24, 48, 72 ve 96 saat maruziyette LC_{50} sonuçlarının 0.68 µg/L, 0.61 µg/L, 0.45 µg/L ve 0.41 µg/L olduğu tespit edilmiştir. Toplam hemosit sayılarında ise azalma görülmüştür (P<0.05). Etofenprox'un, hedef olmayan bir organizma *Astacus leptodactylus* için toksik olduğu bulunmuştur (Benli 2015).

Tatlı su midyeleri (*Unio delicatus*) üzerindeki siflutrin etkisinin araştırıldığı bir çalışmada farklı siflutrin dozlarına maruz kalan midyelerin kontrol grubu ile karşılaştırıldığında, deney gruplarının toplam hemosit sayılarının 24 saatte arttığı ve 48 saatte anlamlı olarak azaldığı saptanmıştır (P<0.05). Akuatik toksikoloji çalışmalarında toplam hemosit sayısının sağlık göstergesini ve stres faktörünü incelemek uygun bir biyobelirteç olduğu görülmüştür (Arslan 2022).

Bu çalışmada, 96 saat ve 7 gün deney süresince 1,19 mg/L, 2,38 mg/L ve 11,9 mg/L'lik permetrine maruziyet sonucu *U. delicatus* deney gruplarında kontrol grubuna kıyasla ortalama toplam hemosit sayısında görülen azalışın istatistiksel düzeyde anlamlı olduğu sonucuna varılmıştır (P<0,05). THS'deki azalma permetrine 96 saat ve 7 gün maruziyet sonucunda stresin yansıması olabileceğinin göstergesi olarak değerlendirilmiştir.

Benli (2015) ve Arslan (2022)'nın yapmış olduğu çalışmalar ile kıyaslandığında, 96 saat ve 7 gün deney süresince farklı permetrin dozlarına maruz bırakılan tatlı su midyesi *U. delicatus*'da tespit edilen hemosit sayısındaki azalışla benzerlik göstermektedir (P<0,05).

Sucul omurgasız türlerinin ortam kirleticilerine karşı geliştirdiği yanıt sistemlerinden biri olan bağışıklık mekanizmasında görülen hemosit sayılarındaki değişimin önemli rolünün olduğu görüşünü destekler niteliktedir.

Canlı organizmalarda canlılığın sağlıklı devam edebilmesinde oksidan ve antioksidanlar arasındaki denge durumu oldukça önemlidir. Hücre içerisindeki dengenin oksidanların lehine olması sonucunda oksidatif stres ortaya çıkmaktadır (Fedorova *et al.* 2014). Biyolojik sistemler, aerobik metabolizmaları ve enerji üretimi sürecinde endojen kaynaklı reaktif oksijen türleri (ROT) ile oksidanları meydana getirmektedir. Sucul ekosistemlerde özellikle kirliliğin bulunduğu bölgelerde yaşamsal faaliyetlerini sürdüren türlerin reaktif oksijen miktarında artış görülmektedir. Antioksidan sistemlerin ROT'u detoksifiye etmesi sonucunda oksidatif strese yönelik savunma sağlamaktadır (Dönmez ve Yılmaz 2015). Canlı organizmada ROT'lardaki artma ve enzimatik ya da enzimatik olmayan antioksidanların düzeylerindeki azalış sonucunda meydana gelen oksidatif stres sigara ve

alkol kullanımı, fazla miktarlarda oksijene maruziyet, UV ışınları ve stresli yaşam koşulları gibi nedenlerden dolayı meydana gelmektedir (Sies 1997).

Enzimatik ve enzimatik olmayan antioksidan sistemlerinin temel görevi serbest radikalleri temizlemek ve oksidatif hasara neden olan reaktif oksijen türlerinin (ROT) oluşumunu engellemektir (Dönmez ve Yılmaz 2015). Sucul organizmalardan balıklar reaktif oksijenin etkilerine karşı hassastır ve etkili antioksidan savunmalarına sahiptir (Martinez *et al.* 2005). Toksik maddelerin biyotransformasyonu sırasında ROT'ların üretimi, oksidasyon yoluyla hücreye hasar verebilmektedir (Van der Oost *et al.* 2003). Oksitleyici ajanlar organik moleküllerin tamamı üzerinde etkiye neden olsada ilk lipidler olmak üzere, protein ve nükleik asitlerin oksidasyonuna yol açmaktadır (Altınışık 2017).

Glutatyon (GSH) yapısında glutamik asit, sistein rezidüsü ve glisin bulunduran moleküler ağırlıklığı düşük bir trippeptiddir. GSH tripeptid enzimatik olmayan bir antioksidandır ve ökaryotik hücrelerde doku antioksidanı olarak bilinen önemli savunma biyobelirtecidir (Regoli and Principato 1995). Glutatyon serbest radikal temizleyicisi, hücre içi indirgeyici ve glutatyon ile bağlantılı enzimlerin substratı veya kofaktörü olarak görevli bulunduğundan reaktif oksijen türlerinin sebep olduğu oksidatif hasara karşı savunmada önemli görülmektedir. Radikal kaynaklı hasarlara karşı koymada etkilidir ayrıca substrat olarakda enzimler üzerinde görev almaktadır. Oksidatif stres sürecinde glutatyon düzeyinde azalma görülmektedir (Verma *et al.* 2007).

Parves ve Raisuddin (2006) tarafından, tatlı su balığı *Channa punctatus*'nun deltametrine maruz bırakılması sonucu enzimatik olmayan antioksidan yapıların da etkiye ve glutatyon düzeylerinde anlamlı azalışa neden olduğu tespit edilmiştir.

Gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) karaciğerindeki permetrinin etkilerinin tespitinin yapıldığı bir çalışmada, karaciğer dokusunda indirgenmiş glutatyon (GSH) değerlerinde, permetrin uygulamasına bağlı olarak önemli ölçüde azalma malondialdehit (MDA) düzeyinde ise anlamlı düzeyde ($P<0.05$) artış görülmüştür (Mozhdeganloo *et al.* 2016).

Tatlı su midyelerinin (*Unio ravoisieri),* permetrine 50 µg/L ve 100 µg/L'ye 7 gün süresince maruz bırakılması ile *U. ravoisieri*'nin solungaçlarında glutatyon (GSH) ve malondialdehit (MDA) seviyeleri belirlenmiştir. Permetrinin yüksek konsantrasyonunda (100 µg/L) GSH seviyelerinde istatistiksel olarak anlamlı düşüş, MDA düzeylerinde ise istatistiksel olarak anlamlı düzeyde bir artış görülmüştür (Khazri *et al.* 2016).

Oncorhynchus mykiss ve *Unio ravoisieri*'nin permetrin maruziyeti sonucu glutatyon (GSH) değerlerinde, permetrin uygulamasına bağlı olarak önemli ölçüde azalma savunma mekanizmasının oksidatif strese karşı çalıştığını ve redükte glutatyon düzeylerinde azalış görüldüğünü ifade etmektedir.

Oncorhynchus mykiss ve *Unio ravoisieri*'nin oksidatif strese bağlı olarak MDA düzeyinin artmasının sebebi su ortamından alınan permetrinin lipid peroksidasyonuna yol açması olabilir.

Bu çalışmada *U. delicatus'*un permetrine 96 saat ve 7 gün süresince maruziyeti sonucunda ise, doz grupları ve kontrol grupları karşılaştırıldığında solungaç ve sindirim bezi dokularındaki GSH düzeyleri arasında istatistiksel olarak anlamlı bir sonuca ulaşılmamıştır (P>0,05).

Deneysel gruplarımızda her ne kadar oksitatif stres hasar düzeyinde artış gözlensede, solungaç ve sindirim bezi dokularında GSH düzeyini yeterince uyaracak etki düzeyine sahip olmadığından GSH düzeyinde istatistiksel anlamlı artış ya da azalış gözlenmemiştir.

Channa punctatu'nun sentetik bir piretroid olan deltametrine, *Oncorhynchus mykiss* ve *Unio ravoisieri*'nin ise permetrine maruziyeti sonucunda GSH düzeylerinde anlamlı bir azalış görülürken *U. delicatus'*un permetrine 96 saat ve 7 gün süresince maruziyetinde GSH düzeylerinde istatistiksel olarak anlamlı bir sonuca ulaşılmadığından deney sonuçları benzerlik göstermemektedir.

Oksidatif stresin hasara neden olduğu biyomoleküllerin diğeri de proteinlerdir. Polipeptit omurgasında yer alan aminoasitlerden bir hidrojenin kopmasıyla protein oksidasyonu başlamaktadır ve oksitleyici ajanlar aracılığıyla proteinlerin kovalent modifikasyonu gerçekleşmektedir (Shacter 2000). Hücrede meydana gelen protein oksidasyonu, oksidasyonun tanımlayıcısı olan ileri oksidatif protein ürünleri (AOPP) analiz yöntemiyle belirlenmektedir (Witko-Sarsat *et al.*1996, Cakatay *et al.* 2003).

Bir pestisit olan klorprifos etilin tatlı su midye türlerindeki etkisi, bu türlerin primer hücre kültürleri kullanılarak 24 saatlik 1 mg/L, 10 µg/L, 100 ng/L ve 1 ng/L dozlarında klorpirifos etile maruz bırakılması sonucunda ileri oksidatif protein ürünleri (AOPP) ölçümü değerlendirilmiştir. AOPP değerlerinde solungaç dokusunda kontrol gruplarına göre farklı oranlarda azalma primer sindirim bezi hücre kültürlerinde ise 10 µg/L doza maruz kalan grupta diğer doz grupları ve kontrol grubuna göre yüksek AOPP değeri elde edilmiştir (P<0.05) (Arslan 2021).

Çalışmamızda ise, permetrine 96 saat ve 7 gün maruz bırakılan *U. delicatus*'un doz grupları ve kontrol grupları arasındaki karşılaştırma sonucunda solungaç ve sindirim bezi dokularındaki AOPP düzeylerinde istatistiksel anlamlı bir sonuca ulaşılmamıştır (P>0,05).

Yapılan bu çalışmada, solungaç ve sindirim bezi dokularında yeterince ileri düzeyde oksitatif hasar oluşmamasından dolayı istatistiksel olarak anlamlı bir sonuç bulunamamıştır.

Lipid peroksidasyonu, sucul organizmaların kirliliğe maruziyeti sonucunda ortaya çıkan oksidatif hasarı gösteren bir biyobelirteç parametresi olarak kabul görmektedir. Çoklu doymamış yağ asidinden bir hidrojenin koparılması sonucunda meydana gelen lipid radikali oksitlenerek ilk olarak lipid peroksi radikalini daha sonra da lipid hidroperoksiti oluşturmaktadır. Lipid peroksidasyonunun önemli parçalanma ürünü ise malondialdehid (MDA)'dir (Draper *et al.* 1990, Yarsan 1998). Üç karbonlu ketoaldehit yapısına sahip olan malondialdehid, normal metabolik koşullarda, asetat ya da malonata kadar okside olmaktadır ve krebs siklusu ile CO_2'e kadar indirgenerek atılmaktadır. Aşırı lipid

peroksidasyonu olduğunda ise, malondialdehid konsantrasyonunun artmasıyla dokularda hasara neden olmaktadır. Malondialdehid, proteinlerin lizin kalıntıları, fosfaditiletanolamin, fosfaditilserin gibi fosfolipitlerin amin gruplarıyla kovalent modifikasyonlar oluşturabilmektedir. Hücre membranında iyon alış-verişini etkileyerek membrandaki bileşiklerin çapraz bağlanmasına neden olmaktadır ve iyon geçirgenliğinin, enzim aktivitesinin değişimi gibi sonuçlara yol açmaktadır (Yarsan 1998).

Tatlı su istakozları üzerindeki fenitrotion etkisinin araştırıldığı bir çalışmada, 24 saat süresince 5 µg/L, 10 µg/L ve 20 µg/L fenitrotion dozlarına maruziyet sonucunda hepatopankreas da MDA düzeylerinin azaldığı tespit edilmiştir (Sarıkaya *et al.* 2011).

Hua ve arkadaşlarının (2010) yaptığı çalışmada, 0,01 µg/L dozunda deltametrine 6 saat maruz bırakılan *Procambarus clarkii*'lerin hepatopankreas dokusunda MDA seviyelerinin arttığı görülmüştür.

Güney Carolina haliçlerinde bulunan iki balık türü (*Sciaenops ocellatus* ve *Fundulus heteroclitus*) için permetrinin lipid peroksidasyonu, üzerindeki akut etkileri belirlenmiştir. Karaciğerin lipid peroksidasyon aktivitesi permetrin uygulanmış balıklarda kontrol hayvanlarına kıyasla 24 saat sonra artmış ve 96 saat maruziyet sonucunda ise azalmıştır (Parent *et al.* 2011).

Permetrin uygulanmış balıklarda (*Sciaenops ocellatus* ve *Fundulus heteroclitus*) kontrol hayvanlarına kıyasla 24 saat sonra MDA düzeyinin artmasının sebebi su ortamından alınan permetrinin lipid peroksidasyonuna yol açması olabilirken 96 saat permetrin maruziyet sonucunda ise görülen azalma süre kaynaklı olabileceği düşünülebilir.

Bu çalışmada, permetrine 96 saat ve 7 gün maruz bırakılan *U. delicatus*'un doz grupları ve kontrol grupları arasındaki karşılaştırma sonucunda ise, solungaç dokusu ve sindirim bezi dokularındaki MDA düzeylerinde istatistiksel anlamlı bir sonuca ulaşılmamıştır ($P>0,05$).

Tatlı su istakozlarında fenitrotion etkisinin araştırıldığı çalışma ve *Sciaenops ocellatus* ile *Fundulus heteroclitus* için permetrinin etkilerinin araştırıldığı çalışmada MDA düzeylerinin azaldığı, *Procambarus clarkii*'lerin deltametrine maruz bırakılması sonucunda ise MDA düzeylerinin anlamlı düzeyde arttığı görülürken *U. delicatus'*un permetrine 96 saat ve 7 gün süresince maruziyetinde MDA düzeylerinde istatistiksel olarak anlamlı bir sonuca ulaşılmadığından deney sonuçları benzerlik göstermemektedir.

Literatürde yer alan bu çalışmalarda ulaşılan sonuçların, tez çalışmasından farklı olmasında maruziyet süresindeki değişiklik, organizmaya etki eden kimyasal türü ve canlı türünün farklı olmasının etkili olabileceği düşünülebilir.

Sonuç olarak; Sentetik bir piretroid olan permetrinin sucul ekosistemdeki kirliliğin tehlikeli düzeylere ulaşmasına neden olan etkenlerden biri olduğu görülmektedir. Kontrolsüz ve bilinçsiz kullanımları organizmada birikerek ekosistemi bozmakta ve canlı organizmada toksik etkiler meydana getirebilmektedir.

Bu tez çalışmasında, permetrinin *U. delicatus*'un solungaç, sindirim ve hemolemf dokularına hasar verdiği tespit edilmiştir. Permetrin ve benzeri sentetik piretroidler alanında yapılan araştırmaların arttırılması, sucul organizmalar ve ekosistem üzerine etkilerin daha detaylı anlaşılmasını sağlayacaktır. *U. delicatus* ile ilgili daha önce bu düzeyde bir araştırma bulunmaması sebebiyle çalışma bulguları oldukça önemli görülmektedir. Sucul ekosistemde yaşayan omurgasız canlılardan olan tatlı su midyelerinde *(Unio delicatus*) permetrinin akut ve sublethal toksik etkileri belirlenerek literatüre katkı sağlanmıştır.

KAYNAKLAR

Açar Çetinkaya, Ö. 2015. Eğitim notu pestisit analizleri. T.C. Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı Ulusal Gıda Referans Laboratuvarı Kalıntı/Pestisit Birimi, Ankara.

Akçanal Ödün, N. ve Serdar, O. 2022. Zebra midye (*Dreissena polymorpha*)'de malathionun akut toksisitesi (LC_{50})'nin belirlenmesi. Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences, 7(3): 269-273.

Akdoğan, A., Divrikli, Ü., Elçi, L. 2012. Pestisitlerin önemi ve ekosisteme etkileri, Akademik Gıda, 10(1): 125-132.

Altıkat, A., Turan, T., Ekmekyapar Torun, F., Bingül, Z. 2013. Türkiye'de pestisit kullanımı ve çevreye olan etkileri. Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 40 (2): 87-92.

Altınışık, M. 2017. Serbest oksijen radikalleri ve antioksidanlar. https://www.mustafaaltinisik.org.uk/21-adsem-01b.pdf. Erişim Tarihi: 08.12.2022.

Amweg, E. L., Weston, D. P. and Ureda, N. M. 2005. Use and toxicity of pyrethroid pesticides in the Central Valley, California, United States of America. Environmental Toxicology and Chemistry, 24(4): 966-972.

Andersson, I. and Gustafsson, L. 1989. Environmental health monitoring system: A research programme based on biological ındicators. Ambio, 18(4): 244-246.

Anonymous, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition Washington. USA.

Antes, F. G., Becker, A. G., Parodi, T. V., Clasen, B., Lopes, T., Loro, V. L., Baldisserotto, B., Flores, E. M., & Dressler, V. L. 2013. Toxicity of triphenyltin hydroxide to fish. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 65(4): 733-741.

APHA, 1975. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: 14.

Arslan, P. 2021. Klorpirifos etilin in vitro tatlı su model organizmaları üzerine oksidatif stres etkisinin belirlenmesi. Yenilikçi Biyokimya ve Biyobilim Dergisi, 3(2): 50-55.

Arslan, P. 2022. Determinations of the effects of cyfluthrin on the hemocytes parameters of freshwater mussel (*Unio delicatus*). Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 39(1): 39-45.

Atamanalp, M. ve Yanık, T. 2001. Pestisitlerin Cyprinidaelere toksik etkileri. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi, 18(3-4): 555-563.

Atamanalp, M. ve Cengiz, M. 2002. Bir sentetik piretroit insektist (cypermethrin)'in sublethal dozlarının *Capoeta capota capoeta* (Güldenstaedt, 1772)'da hemoglobin, hematokrit ve sediment seviyeleri üzerine etkilerinin belirlenmesi. Su Ürünleri Dergisi, 19(1-2): 169-175.

Atasoy, A. 2019. Yeraltı sularında pestisit kirliliğinin pestisit özellikleri ve kullanım miktarları bakımından irdelenmesi. Ziraat Mühendisliği, 0(368): 46-52.

Atmaca, E. 2016. Pestisitlerin su canlıları üzerine etkileri. Turkiye Klinikleri Journal of Veterinary Sciences Pharmacology and Toxicology-Special Topics, 2: 50-57.

Auffret, M., Rousseau, S., Boutet, I., Tanguy, A., Baron, J., Moraga, D., Duchemin, M. 2006. A multiparametric approach for monitoring immunotoxic responses in mussels from contaminated sites in Western Mediterranea. Ecotoxicology and Environmental Safety, 63: 393-405.

Ay, Ö., Korkmaz C., Ak, M.H. 2014. Tatlı su midyesi *Unio terminalis'* te bakırın 96 saatlik LC_{50} değeri ile birikim düzeylerinin belirlenmesi. Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi. 10(2): 29-34.

Barata, C., Solayan, A., Porte, C. 2004. Role of B-esterases in assessing toxicity of organophosphorus (chlorpyrifos, malathion) and carbamate (carbofuran) pesticides to *Daphnia magna*. Aquatic Toxicology, 66(2): 125-139.

Barnhart, M. C., Haag, W. R., Roston, W. N. 2008. Adaptations to host infection and larval parasitism in Unionoida. Journal of the North American Benthological Society, 27: 370-394.

Benli, A. C. 2015. The influence of etofenprox on narrow clawed crayfish *(Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823). Acute toxicity and sublethal effects on histology, hemolymph parameters, and total hemocyte counts. Environmental Toxicology, 30(8): 887-894.

Binelli, A., Bacchetta, R., Mantecca, P., Ricciardi, F., Provini, A., Vailati, G. 2004. DDT in zebra mussels from Lake Maggiore (N. Italy): level of contamination and endocrine disruptions. Aquatic Toxicology, 69(2): 175-188.

Bradbury, S. P. and Coats, J. R. 1989. Toxicokinetics and toxicodynamics of pyrethroid insecticides in fish. Environmental Toxicology and Chemistry, 8(5): 373-380.

Bradford, M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of proteins, utilizing the principle of protein dye binding. Analytical Biochemistry, 72: 248-254.

Buikema, A. L. Jr., Niederlehner, B.R., Cairns, J. Jr. 1982. Biological monitoring. Part IV- Toxicity testing. Water Resource, 16: 239-262.

Buyukguzel, E. 2013. Protein oksidasyonun biyokimyasal ve moleküler mekanizması. Karaelmas Fen ve Mühendislik Dergisi, 3(1): 40-51.

Cakatay, U., Telci, A., Kayali, R., Tekeli, F., Akçay, T., Sivas, A. 2003. Relation of aging with oxidative protein damage parameters in the rat skeletal muscle. Clinical Biochemistry, 36(1): 51-55.

Casarett, L. J., Doull, J., Klaassen, C. D. 2001. Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons (6th ed.). New York: McGraw-Hill Medical Pub. Division.

Casida, J.E. 1980. Pyrethrum flowers and pyrethroid insecticides. Environmental Health Perspectives, 34: 189-202.

Christensen, B. T., Lauridsen, T. L., Ravn, H. W., Bayley, M. 2005. A comparison of feeding efficiency and swimming ability of *Daphnia magna* exposed to cypermethrin. Aquatic Toxicology, 73(2): 210-220.

Coşkun, T., Qaranjiki, A., Doğankaya, L. 2019. Sinop Karasu deresindeki tatlı su midyesi (*Unio crassus*, Linnaeus 1758)'nin bazı biyometrik parametrelerinin değerlendirilmesi. Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences, 4(2): 174-181.

Cycon, M. and Piotrowska-Seget, Z. 2016. Pyrethroid-degrading microorganisms and their potential for the bioremediation of contaminated soils: A Review. Frontiers in Microbiology, 7: 1463.

Das, B. K., Mukherjee, S. C. 2003. Toxicity of cypermethrin in *Labeo rohita* fingerlings: biochemical, enzymatic and haematological consequences. Comparative Biochemistry and Physiology Toxicology & Pharmacology: CBP, 134(1): 109-121.

Davies, T. G., Field, L. M., Usherwood, P. N., Williamson, M. S. 2007. DDT, pyrethrins, pyrethroids and insect sodium channels. International Union of Biochemistry and Molecular Biology (IUBMB) Life, 59(3): 151-162.

Denizli, A., Şener, G. ve Özgür, E. 2001. Pestisitler. Tübitak Bilim ve Teknik Dergisi, 77(5): 34-37.

Devlet Planlama Teşkilatı, 2008. Gübre ve tarım ilaçları; DPT 2711. 9. Beş Yıllık Kalkınma Planı Kimya Sanayi Özel İhtisas Komisyonu Raporu, Ankara, 20-23.

Dinçel, A. S., Benli, A. C. K., Selvi, M., Sarıkaya, R., Şahin, D., Özkul, I. A., Erkoç, F. 2009. Sublethal cyfluthrin toxicity to carp (*Cyprinus carpio* L.) fingerlings. Biochemical, Hematological, Histopathological Alterations. Ecotoxicology and Environmental Safety, (72): 1433-1439.

Dinçel, S. A., Alparslan, N. Z., Benli, A. Ç. K., Selvi, M., Sarıkaya, R., Özkul, İ. A., Erkoç, F. 2013. Hemolymph biochemical parameters reference intervals andtotal hemocyte counts of narrow clawed crayfish *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823). Ecological Indicators, 305-309.

Dönmez, A. E. ve Yılmaz, D. 2015. Sucul ortamlarda biyoindikatör ve biyobeliteçler. Yunus Araştırma Bülteni, 3: 53-64.

Draper, H. H. and Hadley, M. 1990. Malondialdehyde determination as index of lipid peroxidation. Methods in Enzymology, 186: 421–431.

Einsporn, S., Koehler, A. 2008. Immuno-localisations (GSSP) of subcellular accumulation sites of phenanthrene, aroclor 1254 and lead (Pb) in relation to cytopathologies in the gills and digestive gland of the mussel *Mytilus edulis*. Marine Environmental Research, 66(1): 185-186.

Ellman, G. L. 1959. Tissue sulfhydryl groups. Archives of Biochemistry and Biophysics, 82: 70-77.

EPA, 2006. Permethrin facts (Reregistration Eligibility Decision (RED) Fact Sheet); U.S. Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticide and Toxic Substances, Office of Pesticide Programs, U.S. Government Printing Office: Washington.

EPA, 2007.Reregistration Eligibility Decision (RED) for permethrin; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substance, Office of Pesticide Programs, U.S. Government Printing Office: Washington.

Erdoğan, B. Y. 2011. Samsun'da yaygın olarak kullanılan pestisitlerin sağlığa ve çevreye etkileri/ The health and environmental effects of the pesticides commonly used ın Samsun. Journal of Agriculture Science, 19(2): 28-35.

Fatoki, O. S., Okoro, H. K., Adekola, F. A., Ximba, B. J. and Snyman, R. G. 2012. Bioaccumulation of metals in black mussels (*Mytilus galloprovincialis*) in Cape Town Harbour, South Africa. Environmentalist 32: 48-57.

Fedorova, M., Bollineni, R. C. and Hoffmann, R. 2014. Protein carbonylation as a major hallmark of oxidative damage: update of analytical strategies. Mass Spectrometry Reviews, 33(2): 79-97.

Fınney, D.J. 1971. Probit analysis. Cambridge Univecity Pres, 3. Edition, London.

Filazi, A., Yurdakök Dikmen, B., Kuzukıran, Ö. 2016. Balık toksikolojisi. Türkiye Klinikleri Veteriner Bilimleri Farmokoloji ve Toksikoloji Özel Dergisi, 2(1): 69-84

Filazi, A. 2021. Veteriner toksikolojisi ve çevre koruma. Nobel Akademik Yayıncılık, Ankara.

Fishel, F. M. 2005. Pesticide toxicity profile: synthetic pyrethroid pesticides. Agronomy Department Series, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, July Issue, PI-54.

Franzellitti, S., Capolupo, M., Wathsala, R., Valbonesi, P. and Fabbri, E. 2019. The multixenobiotic resistance system as a possible protective response triggered by microplastic ingestion in mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*): Larvae and adult stages. Comparative Biochemistry and Physiology. Toxicology & Pharmacology, CBP, 219: 50-58.

Gey, N. ve Ersan, Y. 2020. Deltamethrin'in *Carassius gibelio* (Bloch, 1782)'nun solungaç, karaciğer ve bağırsak dokuları üzerine histopatolojik etkilerinin araştırılması. Haliç Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 3(2): 189-210.

Göksu, M. Z., Manaşırlı, M., Azgın, C. 2015. Lambda-cyhalothrin ve cypermethrin insektisitleri'nin *Oreochromis niloticus* (L., 1754) yavruları üzerine akut toksik etkisinin araştırılması (biyodeney). Aquaculture Studies, 15(1): 23-26.

Güler, M., Çoban, D. and Kırım, B. 2017. *Unio terminalis* (Bivalvia: Unionidae)' in üreme biyolojisi üzerine gözlemler. Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 34(3): 303-309.

Günal, A.Ç., Erkmen, B., Katalay, S., Ayhan, M. M., Gül, G., & Erkoç, F. 2018. Determinations of the effects antifouling copper pyrithione on total hemocyte counts of mussel (*Mytilus galloprovincialis*). Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 35(1): 15-17.

Günal, A. Ç., Tunca, S. K., Arslan, P., Gül, G., & Dinçel, A. S. 2021. How does sublethal permethrin effect non-target aquatic organisms? Environmental Science and Pollution Research International, 28(37): 52405-52417.

Güntay, O., Çay H., Durusel B., & Terzi, Y. 2021. Sentetik piretroitlere genel bakış. Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 52(2): 201-223.

Haag, W. R., Butler., R. S., & Hartfield, P.D. 1995. An extraordinary reproductive strategy in freshwater bivalves: prey mimicry to facilitate larval dispersal. Freshwater Biology, 34: 471-476.

Hartz, K. E. H., Nutile, S. A., Fung, C. Y., Sinche, F. L., Moran, P. W., Metre, P. C. V., Nowell, L. H., & Lydy, M.J. 2019. Survey of bioaccessible pyrethroid insecticides and sediment toxicity in urban streams of the northeast united states. Environmental Pollution, 254: 112931.

Holcombe, G. W, Phipps, G. L., & Tanner, D. K. 1982. The acute toxicity of kelthane, dursban, disulfoton, pydrin, and permethrin to fathead minnows *Pimephales promelas* and rainbow trout *Salmo gairdneri*. Environmental Pollution Series A., Ecological and Biological, 29(3): 167-178.

Holdway, D. A. and Dıxon, D. G. 1988. Acute toxicity of permethrin or glyphosate pulse exposure to larval white sucker (*Catostomus commersoni*) and juvenile flagfish (*Jordanella floridae*) as modified by age and ration level. Environmental Toxicology and Chemistry, 7: 63-68.

Horiguchi, T., Shiraishi H., Shimizu M., & Morita, M. 1997. Effects of triphenyltin chloride and five other organotin compounds on the development of imposex in the rock shell, Thais clavigera. Environmental Pollution, 95(1): 85-91.

Hua, W., Wu, N., Shen, H., & Wu, Y. T. 2010. Oxidative stress of deltamethrin to the liver of crayfish (*Procambarus clarkii*). Journal of Fisheries of China, 34: 733-739.

Jarboe, H. and Romaire, R. P. 1991. Acute toxicity of permethrin to four size classes of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) and observations of postexposure effects. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 20: 337-342.

Jolly, J. R., Algie, L., James, W., Avault, J. R., Kenneth, L., Koonce & Jerry B. Graves 1978. Acute toxicity of permethrin to several aquatic animals. Transactions of the American Fisheries Society, 107(6): 825-827.

Kalyoncu, L., Agca, I., & Aktumsek, A. 2009. Some organochlorine pesticide residues in fish species in Konya, Turkey. Chemosphere, 74(7): 885-889.

Kamrin, M. A. 1997. Pesticide profiles, toxicity environmental impact and fate. Florida: CRC- Lewis Publishers, 421-578.

Kara, A., Tunçsoy, B., & Özalp, P. 2020. Cu, Zn ve karışımlarının *Galleria mellonella* L. (Lepidoptera: Pyralidae) larvalarının hemosit tipleri ve sayıları üzerine etkileri. Anadolu Çevre ve Hayvancılık Dergisi, 5(1): 45-51.

Karakaya, M. ve Boyraz, N. 1992. Gıda kirlenmesinde pestisitler ve korunma yolları. Ekoloji Çevre Dergisi, 4: 11-15.

Katalay, S., Ayhan, M. M., & Günal, A. Ç. 2019. The effects of zinc pyrithione on total hemocyte counts of mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819). Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 36(2): 185-189.

Kaviraj, A. and Gupta, A. 2014. Biomarkers of type II synthetic pyrethroid pesticides in freshwater fish. BioMed Research International. Article ID 928063, 7 pages.

Kayhan, F. E. 2019. Sucul organizmalarda kurşunun (Pb) biyobirikimi ve toksisitesi. Gaziosmanpaşa Bilimsel Araştırma Dergisi, 8(3): 82-96.

Kayhan, F. E. 2020. İnsektisitlerin doğadaki döngüsü ve sucul çevreye etkileri. Selçuk Üniversitesi Fen Fakültesi Fen Dergisi, 46(2): 29-40.

Khazri, Abdelhafidh & Sellami, Badreddine & Hannachi, Amel & Mohamed, Dellali & Eljarrat, Ethel & Hamouda, Beyrem & Mahmoudi, Ezzeddine. 2016. Neurotoxicity and oxidative stress induced by permethrin in gills of the freshwater mussel *Unio ravoisieri*. Chemistry and Ecology. 33(1): 88-101.

Koç, N. D., Muşlu, M. N., & Kayhan, F. E., Çolak, S. 2009. Histopathological changes in ovaries of zebrafish (*Danio rerio*) following administration of deltamethrin. Fresenius Environmental Bulletin, 18(10): 1872-1878.

Kumaraguru, A. K. and Beamish, F. W. H. 1981. Lethal toxicity of permethrin (NRDC-143) to rainbow trout, *Salmo gairdneri*, in relation to body weight and water temperature. Water Research, 15: 503-505.

Kurutaş, E. B. ve Kılınç, M. 2003. Pestisitlerin biyolojik sistemler üzerine etkisi. Arşiv Kaynak Tarama Dergisi, 12(3).

Larguinho, M., Cordeiro, A., Diniz, M. S., Costa, P. M., & Baptista, P.V. 2014. Metabolic and histopathological alterations in the marine bivalve *Mytilus galloprovincialis* induced by chronic exposure to acrylamide, Environmental Research, 135: 55-62.

Lopes-Lima, M., Gürlek, M. E., Kebapçı, Ü., Şereflişan, H., Yanık, T., Mirzajani, A., Neubert, E., Prie, V., Teixeira, A., Gomes-Dos-Santos, A., Barros-Garcia, D., Bolotov, I. N., Kondakov, A. V., Vikhrev, I. V., Tomilova, A. A., Özcan, T., Altun, A., Gonçalves, D. V., Bogan, A. E., & Froufe, E. 2021. Diversity, biogeography, evolutionary relationships, and conservation of eastern mediterranean freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae). Molecular Phylogenetics and Evolution, 163, 107261.

Lök, A. 2006. Midye biyolojisi ve yetitirme tekniği, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi, Yetitiricilik Bölümü, Bornova, İzmir.

Maanan, M. 2007. Biomonitoring of heavy metals using *Mytilus galloprovincialis* in safi coastal waters, Morocco. Environmental Toxicology, 22(5): 525–531.

Martinez-Alvarez, R. M., Morales, A. E., & Sanz, A., 2005. Antioxidant defenses in fish: biotic and abiotic factors. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 15(1): 75-88.

Mayer, F. L. and Ellersieck, M. R. 1986. Manual of acute toxicity: interpretation and database for 410 chemicals of freshwater animals. Resource Publication 160. U. S. Fish and Wildlife Service. Department of the Interior, Washington, p 579.

Mazmancı, B., Aşkın, A., & Tamer, L. 2008. Sıçanlarda lambda siyalotrinin akut toksik etkisinin araştırılması. Mersin Üniversitesi Sağlık Bilimleri Dergisi, 1(1): 15-19.

McLeese, D. W., Metcalfe, C. D., Zitko, V. 1980. Lethality of permethrin, cypermethrin and fenvalerate to salmon, lobster and shrimp. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 25(6): 950-955.

MEB, 2012. Çevre sağlığı: Pestisitler. T.C. Milli Eğitim Bakanlığı Yayınları. Ankara.

MEGEP, 2008. Mesleki eğitim ve öğretim sisteminin güçlendirilmesi projesi yumuşakça ve eklem bacaklılar. Milli Eğitim Bakanlığı Yayınları, 31-40.

Milam, C. D., Farris, J. L., Dwyer F. J., & Hardesty, D. K. 2015. Acute toxicity of six freshwater mussel species (Glochidia) to six chemicals: implications for Daphnids and Utterbackia imbecillis as surrogates for protection of freshwater mussels (Unionidae). Archives of Environmental Contamination Toxicology 48(2): 166-173.

Mihara, M. and Uchiyama, M. 1978. Determination of malonaldehyde precursor in tissues by thiobarbituric acid test. Analytical Biochemistry, 86(1): 271-278.

Mozhdeganloo, Z., Moghadam, Jafari, A., Koohi, M. K., & Heidarpour, M. 2016. Permethrin-induced oxidative damage in liver of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and its attenuation by vitamin C. Iranian Journal of Veterinary Research, 17(1): 31-35.

Mross, K. G., Adam, G. E., Noort D., & Zimmer, J. 2007. Human exposure biomarkers-permethrin as a militarity-relevant model. Research and Technology Organisation-Tecnical Report-Human Factors and Medicine (RTO-TR-HFM), 057(4): 1-20.

Murthy, K. S., Kiran, B. R. and Venkateshwarlu, M. 2013. A review on toxicity of pesticides in fish. International Journal of Open Scientific Research, 1(1): 15-36.

National Center for Biotechnology Information, 2022. PubChem compound summary for CID 40585, Deltamethrin and CID 11442, Allethrin (Online) https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Deltamethrin and https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Allethrin. Accessed Dec. 9, 2022.

Nedeau, E., Smith, A. K., Stone, J., Sarina, J. 2009. Freshwater mussels of the pacific northwest 2nd edition. The Xerces Society, Portland, Oregon.

Orman ve Su İşleri Bakanlığı Orman Genel Müdürlüğü 2016. Orman bitkilerinde zararlı ve hastalıklarla mücadele kullanılan ilaçlar. Ankara.

Parent, L. M., Delorenzo, M. E., & Fulton, M. H. 2011. Effects of the synthetic pyrethroid insecticide, permethrin, on two estuarine fish species. Journal of Environmental Science and Health. Part. B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes, 46(7): 615-622.

Parves, S. and Rasiuddin, S. 2006. Copper modulates non enzymatic antioxidant in the freshwater fish *Channa punctata* (Bloch) exposed to deltamethrin. Chemosphere, 68: 1324-1332.

Pheiffer, W., Wolmarans N. J., Gerber, R., Yohannes, Y. B., & Pieters, R. 2018. Fish consumption from urban impoundments: What are the health risks associated with DDTs and other organochlorine pesticides in fish to township residents of a major inland city. Science of The Total Environment, 628(629): 517-527.

Phipps, G. L. and Holcombe, G. W. 1985. A method for aquatic multiple species toxicant testing: Acute toxicity of 10 chemicals to 5 vertebrates and 2 invertebrates. Environmental Pollution Series, 38: 141-157.

Regoli, F. and Principato, G. 1995. Gluatathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galloprovincialis*, exposed to metal under field and laboratory conditions: implications for the use of biochemical biomarkers. Aquatic Toxicology, 31(2): 143-164.

Reish, D. L. and Oshida, P. S. 1987. Manual of methods in aquatic environment research. Part 10. Short -Term Static Bioassays. FAO Fish Technical Paper, (247): 17-33.

Rice, P. J., Drewes, C. D., Klubertanz, T. M., Bradbury, S. P., & Coats, J. R. 1997. Acute toxicity and behavioral effects of chlorpyrifos, permethrin, phenol, strychnine, and 2,4-dinitrophenol to 30-day-old Japanese medeka (*Oryzias latipes*). Enviromental Toxicology and Chemistry, 16: 696-704.

Sarıkaya, R., Dinçel, A. S., Benli, A. Ç. K., Selvi, M., Özkul, I. A. and Erkoç, F. 2011. The acute toxicity of fenitrothion on narrow-clawed crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) in association with biomarkers of lipid peroxidation. Journal of Biochemical and Molecular Toxicology, 21(5): 388-392.

Schleier, J. J. and Peterson, R. K. D. 2011. Pyrethrins and pyrethroid ınsecticides, department of land resources and environmental sciences. Montana State University, 94-131.

Serdar, O. 2021. Determination of the effect of cyfluthrin spesticide on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) by some antioxidant enzyme activities. Journal of Anatolian Environmental and Animal Sciences, 6(1): 77-83.

Serdar, S., Yıldırım, Ş., Çoban, D. 2021. Çift kabuklu yetiştiriciliğinde temel konular, Ankara, İksad Yayınevi, ISBN: 978-625-8061-19-2.

Shacter, E. 2000. Protein oxidative damage. Methods in Enzymology, 319: 428-436.

Shafer, T. J., Meyer, D. A., & Crofton, K. M. 2005. Developmental neurotoxicity of pyrethroid insecticides: critical review and future research needs. Environmental Health Perspectives, 113(2): 123-136.

Sies, H. 1997. Oxidative stress: oxidants and antioxidants. Experimental Physiology, 82(2): 291-295.

Soderlund, D. M. 2012. Molecular mechanisms of pyrethroid insecticide neurotoxicity: recent advances. Archives of Toxicology, 86(2): 165-181.

Solomon, K. R., Giddings, J. M., & Maund, S. J. 2001. Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: I. Distributional analyses of laboratory aquatic toxicity data. Environmental Toxicology and Chemistry, 20(3): 652-659.

Svobodova, Z., Lloyd, R. and Machova, J. 1993. Ammonia "water quality and fish health". Europen Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) Technical, 54: 11-16.

Tankiewicz, M., Fenik, J., & Biziuk, M. 2010. Determination of organophosphorus and organonitrogen pesticides in water samples. Trends in Analytical Chemistry 29: 1050-1063.

Teh, S. J., Adams, S. M. and Hinton, D. E. 1997. Histopathological biomarkers in freshwater fish populations exposed to different types of contaminant stress. Aquatic Toxicology, 37: 51-70.

Thatheyus, A. J. and Deborah Gnana Selvam, A. 2013. Synthetic pyrethroids: Toxicity and biodegradation. Applied Ecology and Enviromental Sciences, 1: 33-36.

Tietze, N. S., Hester P. G., & Shaffer, K. R. 1995. Acute effects of permanone 31-66 (permethrin-piperonyl butoxide) on nontarget minnows and grass shrimp. Journal of the American Mosquito Control Association, 11(4): 476–479.

Tiryaki, O., Canhilal, R. & Horuz, S. 2010. Tarım ilaçları kullanımı ve riskleri. Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fen Bilimleri Dergisi, 26(2): 154-169.

Toynton, K., Luukinen, B., Buhl, K., & Stone, D. 2009. Permethrin technical fact sheet. National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services.

TSE, 1988. Su kirliliği kontrolü, metod ve kuralları, zehirlilik denemeleri, Ankara: Türk Standardları Enstitüsü (TSE) Yayınları, 5676.

Uçkun, M. ve Alkan Uçkun, A. 2021. Tatlı su midyelerine (*Unio mancus*) imidakloprid uygulanmasının solungaç Atpaz aktiviteleri üzerine etkisi. Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Fen Bilimleri Dergisi, 37(1): 91-98.

Ullah, S., Li, Z., Zuberi, A., Arifeen, M. Z. U., & Baig, M. M. F. A. 2019. Biomarkers of pyrethroid toxicity in fish. Environmental Chemistry Letters, 17(2): 945-973.

Ünsal, M. 1998. Kirlilik deneyleri, yöntemler ve sonuçların değerlendirilmesi. Erdemli/ Mersin: ODTÜ Deniz Bilimleri Enstitüsü, 120-142.

Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N.P. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology, 13(2): 57-149.

Verma, R.S., Mehta, A. and Srivastava, N. 2007. In vivo chlorpyrifos induce doxidative stress: Attenuation by antioxidant vitamins. Pesticide Biochemistry and Physiology, 88: 191-196.

Viran, R., Erkoç, F. Ü., Polat, H., & Koçak, O. 2003. Investigation of acute toxicity of deltamethrin on guppies *Poecilia reticulata*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 82-85.

Vural, N. 2005. Toksikoloji. Ankara Üniversitesi Eczacılık Fakültesi Yayını, No: 73. s.659, Ankara.

Wachtler, K., Dreher-Mansur, M. C., & Richter, T. 2001. Larval types and early postlarval biology in naiads (Unionoida). In Bauer, G., K. Wachtler (eds), Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 93-125.

WHO, 1990. Environmental health criteria 94. Permethrin; International Programme on Chemical Safety, World Health Organization: Geneva, 26-33.

Williams, J. D., M. L. Warren Jr., K. S., Cummings, J. L., Harris, R. J., & Neves 1993. Conservation status of freshwater mussels of the united states and canada. Fisheries 18(9): 6-22.

Witko-Sarsat V., Friedlander M., Capeillere-Blandin C., Nguyen-Khoa T., Nguyen A. T., Zingraff J., Jungers P., & Descamps-Latscha, B. 1996. Advanced oxidation protein products as a novel marker of oxidative stress in uremia. Kidney International, 49(5): 1304-1313.

Worthing, C. R. and Walker, S. B. 1983. Pesticide manual. Croydon, British Crop Protection Council, 161.

Yarsan, E. 1998. Lipid peroksidasyon olayı ve önlenmesine yönelik uygulamalar. Yüzüncü Yıl Üniversitesi Veteriner Fakültesi, 9: 89-95.

Yarsan, E., Bilgili A., & Türel, İ. 2000. Van Gölü' nden toplanan midye (*Unio stevenianus Krynicki*) örneklerindeki ağır metal düzeyleri. Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences, 24(1): 93-96.

Yıldırım, M. Z., Karasu Benli, A. Ç., Selvi, M., Özkul, A., Erkoç, F. and Koçak, O. 2006. Acute toxicity, behavioral changes and histopathological effects of deltamethrin on tissues (gills, liver, brain, spleen, kidney, muscle, skin) of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus L.*) fingerlings. Environmental Toxicology, 21(6): 614-620.

Yıldız, M., Gürkan, O., Turgut, C., Kaya, Ü. and Ünal, G. 2005. Tarımsal savaşımda kullanılan pestisitlerin yol açtığı çevre sorunları. Ankara: Türk Mühendis ve Mimar Odaları Birliği (TMMOB), Ziraat Mühendisleri 6. Teknik Kongresi, 1-22.

https://www.turkiye-rehberi.net/hatay-haritasi.asp. Erişim Tarihi: 26.12.2022.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Adı ve Soyadı : Reyhan GENÇER

Eğitim

Yüksek Lisans	Çankırı Karatekin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı	2021-2023
Lisans	Bilecik Şeyh Edebali Üniversitesi Fen Fakültesi Moleküler Biyoloji ve Genetik	2014-2019
Ön Lisans	Eskişehir Anadolu Üniversitesi Açıköğretim Fakültesi Sosyal Hizmetler	2016-2019

Akademik Aktiviteler

1. Tatlı su midyesi (*Unio delicatus*, Lea, 1863) üzerinde amonyağın toplam hemosit sayısına etkisinin araştırılması. Gençer R., Yıltırak A. F., Yehouenou Tessi D., Arslan P., Günal A. Ç. 9. Ulusal Limnoloji Sempozyumu, Burdur, Türkiye, 4-6 Ağustos 2021, ss.53.

2. Tiametoksamın *Unio delicatus* (Lea, 1863) üzerindeki akut toksik etkisinin araştırılması. Yıltırak A. F., Gençer R., Yehouenou Tessi D., Arslan P., Günal A. Ç. 9. Ulusal Limnoloji Sempozyumu, Burdur, Türkiye, 4-6 Ağustos 2021, ss.54.