



T.C.

ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ



**DENİZ KESTANESİ EMBRİYOLARINA LAMBDA-
CYHALOTHRİNİN ETKİLERİ**

Didem ÖZTÜRK

Biyoloji Anabilim Dalı

ÇANAKKALE

T.C.
ÇANAKKALE ONSEKİZ MART ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
YÜKSEK LİSANS TEZİ

**DENİZ KESTANESİ EMBRİYOLARINA LAMBDA-
CYHALOTHRİNİN ETKİLERİ**

Didem ÖZTÜRK

Biyoloji Anabilim Dalı

Tezin Sunulduğu Tarih: 12/11/2018

Tez Danışmanı:

Prof. Dr. Sibel HAYRETDAG

ÇANAKKALE

Didem ÖZTÜRK tarafından Prof. Dr. Sibel HAYRETDAG yönetiminde hazırlanan ve 12/11/2018 tarihinde aşağıdaki jüri karşısında sunulan “Deniz Kestanesi Embriolarına Lambda-Cyhalothrinin Etkileri” başlıklı çalışma, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **Biyoloji Anabilim Dalı**’nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak oybirliği/oyçokluğu ile kabul edilmiştir.

JÜRİ

Prof. Dr. Sibel HAYRETDAG

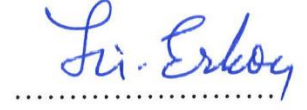
Başkan

Prof. Dr. Figen ERKOÇ

Üye

Prof. Dr. Herdem ASLAN

Üye



Prof. Dr. Levent GENÇ

Müdür

Fen Bilimleri Enstitüsü

Sıra No:.....

İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI



Bu tezde görsel, işitsel ve yazılı biçimde sunulan tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uyularak tarafımdan elde edildiğini, tez içinde yer alan ancak bu çalışmaya özgü olmayan tüm sonuç ve bilgileri tezde kaynak göstererek belirttiğimi beyan ederim.

Didem ÖZTÜRK

TEŞEKKÜR

Bu tezin gerçekleŐtirilmesinde, çalıŐmam boyunca benden bir an olsun yardımlarını esirgemeyen saygı değer danışman hocam Prof. Dr. Sibel HAYRETDAGĐ baŐta olmak üzere, istatistiksel analizlerde etkin bilgileri ile yardımını esirgemeyen saygı değer Prof. Dr. Figen ERKOÇ, alıŐma süresince tüm zorlukları benimle göğüsleyen her durumda manevi desteklerini esirgemeyen saygı değer arkadaşlarım Ezgi TAŐCI, Oęulcan GÜRBÜZ, Bahar KÖKÜ, Merve MARAŐ, ve hayatımın her evresinde bana destek olan değerli babam Mustafa ÖZTÜRK, annem Habibe ÖZTÜRK ve abim Erhan ÖZTÜRK'e sonsuz teŐekkürlerimi sunarım.

Didem ÖZTÜRK
anakkale, Kasım 2018

SİMGELER VE KISALTMALAR

KCl	Potasyum klorür
FDS	Filtrelenmiş deniz suyu
C ₂₃ H ₁₉ ClF ₃ NO	Lambda-cyhalothrin
%	Yüzde oranı
EC ₅₀	%50 etki eden değer
N	Normal pluteus
G	Gelişme geriliği gösteren pluteus
P ₁	İskelet deformasyonu gözlenen pluteus
P ₂	Eksik iskelet bulunduran pluteus
m	Metre
mm	Milimetre
ml	Mililitre
ppm	Milyonda bir kısım
µl	Mikrolitre
p	İstatistiksel önem derecesi
M	Molar
L	Litre
g	Gram
mg	Miligram
µg	Mikrogram
LC ₅₀	Deney popülasyonunun %50'sinde ölüm meydana getiren konsantrasyon
OECD	Ekonomik kalkınma ve işbirliği örgütü
WHO	Dünya sağlık örgütü
U.S.EPA	Amerika Birleşik Devletleri çevre koruma ajansı

ÖZET

DENİZ KESTANESİ EMBRİYOLARINA LAMBDA-CYHALOTHRİNİN ETKİLERİ

Didem ÖZTÜRK

Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi

Danışman: Prof. Dr. Sibel HAYRETDAG

12/11/2018, 49

Bu çalışmada; senterik piretroit grubundan lambda-cyhalothrin ($C_{23}H_{19}ClF_3NO$) insektisitinin deniz kestanesi embriyolarının gelişimi üzerine olası toksik etkilerinin karşılaştırılması olarak ortaya konulması amaçlanmıştır. Çalışmada *Paracentrotus lividus* ve *Arbacia lixula* olmak üzere farklı iki deniz kestanesi türü kullanılmıştır. Bu türlerden elde edilen embriyolara, laboratuvar koşullarında 3, 14,9, 5,6, 30,7, 50,6, 133 ve 267 $\mu\text{g/L}$ konsantrasyonlarda lambda-cyhalothrin uygulanmıştır. Kimyasala maruz bırakılan embriyolardan 48-72 saat sonunda gelişen larvalar; normal pluteus (N), iskelet sistemi bozukluğu gösteren pluteus (P), pluteus safhasına ulaşmayan ve boyutları $\leq 1/2$ normal gelişimli embriyo (G) larva parametreleri dikkate alınarak değerlendirilmiştir. Yapılan incelemeler sonucunda artan lambda-cyhalothrin konsantrasyonlarına bağlı olarak, her iki türün embriyolarında iskelet deformasyonları ve gelişme geriliğinde artış tespit edilmiştir. Embriyotoksosite testlerinde *Paracentrotus lividus* için EC_{50} değeri 72,52 $\mu\text{g/L}$ (64,83-82,82) iken; *Arbacia lixula* için EC_{50} değeri 61,20 $\mu\text{g/L}$ (54,31-67,31) olarak belirlenmiştir. Hem embriyoların mikroskopik değerlendirilmesi hem de EC_{50} değerlerinden yola çıkılarak *Arbacia lixula* larvalarının lambda-cyhalothrin pestisitine karşı *Paracentrotus lividus* larvalarına oranla hassasiyetinin daha yüksek olduğunu söylemek mümkündür.

Anahtar sözcükler: *Arbacia lixula*, *Paracentrotus lividus*, Lambda-cyhalothrin, Embriyotoksosite.

ABSTRACT

IMPACTS OF LAMBDA-CYHALOTHRIN ON THE EMBRYOS OF SEA URCHINS

Didem ÖZTÜRK

Çanakkale Onsekiz Mart University

Graduate School of Natural and Applied Science

Master of Science Thesis in Biology

Advisor: Prof. Dr. Sibel HAYRETDAG

12/11/2018, 49

The objective of this this research is to provide a comparison of the toxic impacts of the lambda-cyhalothrin (C₂₃H₁₉ClF₃NO) insecticide of the synthetic pyrethroid group on the embryo developmesnt of sea urchins. Two different sea urchin species, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, have been used in the study. Lambda-cyhalothrin has been applied in vitro to the embryo obtained from these species in concentrations of 3, 14.9, 5.6, 30.7, 50.6, 133 and 267 µg/L. Larvae that have developed from the chemically exposed embryos at the end of 48-72 hour periods were evaluated considering larvae parameters such as normal pluteus (N), pluteus that show musculoskeletal deformation (P), and normally developed embryo that were not able to reach the pluteus phase with a dimension of $\leq 1/2$ (G). As a result of the assessments, an increase in the musculoskeletal deformation and growth deficiency in the embryo of both species have been identified depending on the amount of increased lambda-cyhalothrin concentrations. While the EC₅₀ value for *Paracentrotus lividus* was 72.52 µg/L (64.83-82.82), the EC₅₀ value for *Arbacia lixula* was estimated as 61.20 µg/L (54.31-67.31) in the embryo toxicity tests. Considering both the microscopic evaluations of the embryo and the EC₅₀ values, it is possible to say that the *Arbacia lixula* larvae have higher sensitivity to lambda-cyhalothrin concentrations than *Paracentrotus lividus* larvae.

Keywords: *Arbacia lixula*, *Paracentrotus lividus*, Lambda-cyhalothrin, Embriyotoxicity.

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

TEZ SINAVI SONUÇ FORMU	Error! Bookmark not defined.
İNTİHAL (AŞIRMA) BEYAN SAYFASI	ii
TEŞEKKÜR.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	v
ÖZET.....	vi
ABSTRACT.....	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	x
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xi
BÖLÜM 1	
GİRİŞ.....	1
BÖLÜM 2	
ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	3
2.1. Pestisitlere Genel Bakış.....	3
2.1.1. Pestisitlerin Sınıflandırılması	4
2.1.2. Pestisitlerin Ekosistem İçindeki Dağılımı.....	5
2.1.3. Lambda cyhalothrin.....	6
2.2. Deniz Kestanelerinin Biyolojik Özellikleri	8
2.3. Deniz Kestaneleri Üzerine Yapılan Çalışmalar (<i>Paracentrotus lividus</i> , <i>Arbacia lixula</i>)	12
BÖLÜM 3	
MATERYAL VE YÖNTEM.....	17
3.1. Materyal.....	17
3.1.1. Deniz Kestanelerinin Toplanması	17
3.1.2. Uygulanan Kimyasal	18
3.1.3. Maruziyet Konsantrasyonlarının Hazırlanması.....	18
3.1.4. Gametlerin Elde Edilmesi	18
3.2. Yöntem.....	20
3.2.1. Embriyotoksisite Uygulamaları.....	20
3.2.2. Verilerin İstatistiksel Analizi	20
BÖLÜM 4	
ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	22
4.1. Bulgular	22
4.1.1. <i>Paracentrotus lividus</i> İçin Embriyotoksisite Bulguları.....	22
4.1.2. <i>Arbacia lixula</i> İçin Embriyotoksisite Bulguları	26

4.2. Tartışma.....	35
BÖLÜM 5	
SONUÇ VE ÖNERİLER.....	39
KAYNAKLAR	40
ÖZGEÇMİŞ	I



ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa No

Şekil 2.1. Lambda-cyhalothrin'in kimyasal formülü (Fetoui ve ark., 2008).....	5
Şekil 2.2. <i>Paracentrotus lividus</i> 'un genel görünümü (özgün).....	10
Şekil 2.3. <i>Arbacia lixula</i> 'nın genel görünüm (özgün).....	10
Şekil 3.1. Çanakkale-Güzelyalı mevki <i>Paracentrotus lividus</i> örneklerinin toplanması (özgün).....	17
Şekil 3.2. Çanakkale-Bozcaada mevki <i>Arbacia lixula</i> örneklerinin toplanması (özgün)...	18
Şekil 3.3. <i>Arbacia lixula</i> gamet sekresyonunun gözlenmesi (özgün)	19
Şekil 3.4. <i>Paracentrotus lividus</i> gamet sekresyonunun gözlenmesi (özgün)	20
Şekil 4.1. Normal <i>Paracentrotus lividus</i> pluteus örneği (N) (özgün)	24
Şekil 4.2. <i>Paracentrotus lividus</i> embriolarında normal gelişim (N) gösteren bireylerin konsantrasyona bağlı olarak dağılımı	24
Şekil 4.3. <i>Paracentrotus lividus</i> embriolarında gelişme geriliği (G) gösteren bireylerin konsantrasyona bağlı olarak dağılımı	26
Şekil 4.4. <i>Paracentrotus lividus</i> larvalarında iskelet sistemi bozukluğunun (Patolojik: P1) konsantrasyona bağlı olarak dağılımı	27
Şekil 4.5. <i>Paracentrotus lividus</i> embriyogenezi boyunca 50,6 µg/ L lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan larvalardaki iskelet sistemi bozuklukları (P1) (özgün).....	28
Şekil 4.6. 267 µg/ L lambda-cyhalothrin'e maruz kalan embriolarda prizma evresi (<i>Paracentrotus lividus</i>) (G) (özgün).....	28
Şekil 4.7. Normal <i>Arbacia lixula</i> pluteus örneği (N) (özgün)	30
Şekil 4.8. <i>Arbacia lixula</i> embriolarında normal gelişim (N) gösteren bireylerin konsantrasyona bağlı olarak dağılımı	31
Şekil 4.9. <i>Arbacia lixula</i> embriolarında gelişme geriliği (G) gösteren bireylerin konsantrasyona bağlı olarak dağılımı	32
Şekil 4.10. <i>Arbacia lixula</i> larvalarında iskelet sistemi bozukluğunun (Patolojik: P1) konsantrasyona bağlı olarak dağılımı	34
Şekil 4.11. <i>Arbacia lixula</i> embriyogenezi boyunca 50,6 µg/ L lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan larvalardaki iskelet sistemi bozuklukları (P1) (özgün)	34
Şekil 4.12. 267 µg/ L lambda-cyhalothrine maruz kalan embriolarda prizma evresi (<i>Arbacia lixula</i>) (G) (özgün).....	35

ÇİZELGELER DİZİNİ

	Sayfa No
Çizelge 2.1. Etki gösterdikleri zararlı gruplarına göre sınıflandırılması (Tiryaki ve ark., 2010)	4
Çizelge 2.2. <i>Paracentrotus lividus</i> ve <i>Arbacia lixula</i> 'nın sistematikteki yerleri (Kroh ve Mooi, 2018)	9
Çizelge 2.3. Türkiye sularında bulunan deniz kestaneleri türleri (Öztoprak ve ark., 2014)	12
Çizelge 3.1. Gelişimsel bozukluklarda kullanılmakta olan morfolojik gelişim kriterleri (Cairns, 1986'dan değiştirilerek)	21
Çizelge 4.1. Farklı konsantrasyonlarda lambda-cyhalothrine maruz kalan <i>Paracentrotus lividus</i> embriyolarının gelişimsel analizi (aritmetik ortalama (\pm) standard hata). Kısaltmalar: N (normal pluteus), G (gecikmiş gelişim gösteren larvalar), P1 (iskelet sistemi bozukluğu gösteren larvalar), P2 (gelişim durması gözlenen bireyler). $P < 0,05$	22
Çizelge 4.2. <i>Paracentrotus lividus</i> örneklerinin embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan normal gelişim analiz sonuçları	23
Çizelge 4.3. <i>Paracentrotus lividus</i> 'un embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan gelişme geriliği analiz sonuçları	25
Çizelge 4.4. <i>Paracentrotus lividus</i> 'un embriyogenezi boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan iskelet sistemi bozukluğu (P1) larval analiz sonuçları	27
Çizelge 4.5. Farklı konsantrasyonlarda lambda-cyhalothrine maruz kalan <i>Arbacia lixula</i> embriyolarının gelişimsel analizi (aritmetik ortalama (\pm) standard hata). Kısaltmalar: N (normal pluteus), G (gecikmiş gelişim gösteren larvalar), P1 (iskelet sistemi bozukluğu gösteren larvalar), P2 (gelişim durması gözlenen bireyler). $P < 0,05$	29
Çizelge 4.6. <i>Arbacia lixula</i> örneklerinin embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan normal gelişim (N) analiz sonuçları	30
Çizelge 4.7. <i>Arbacia lixula</i> örneklerinin embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan normal gelişim (N) analiz sonuçları	31
Çizelge 4.8. <i>Arbacia lixula</i> 'nın embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan iskelet sistemi bozukluğu (P1) analiz sonuçları	33

BÖLÜM 1

GİRİŞ

Dünya nüfusunun hızlı artışı ile sanayi gelişimi de hızlanmıştır. Bu gelişmelerle bağlantılı olarak insanların üretim ve tüketim ihtiyaçları da artmıştır. Hızlı nüfus artışı, plansız kentleşme ve kimya endüstrisinde meydana gelen gelişmeler; doğal dengenin olumsuz etkilenmesine neden olmakla birlikte çevre kirliliğini de beraberinde getirmiştir (Karslıoğlu ve ark., 2004; Palabıyık ve ark., 2006).

Çeşitli insan faaliyetleri sonucunda zararlı artık maddelerin canlı ve cansız çevre üzerinde olumsuz etki oluşturması, bu atık maddelerin su, hava, toprak gibi ortamlarda yayılması, çevre kirliliği olarak tanımlanmaktadır. Çevre kirliliği içerisinde yer alan deniz kirliliği de ekolojik denge için büyük önem taşımaktadır (Çiftlikli, 1990; Çepel, 2003; Evcı ve ark., 2008).

Ülkemizde 1988 yılında çıkarılan 2872 sayılı çevre yasası ile deniz kirliliğinin tanımı yapılmıştır. Bu tanıma göre denizin ekolojik yapısında bozulmalara neden olan, insan sağlığını olumsuz yönde etkileyen, su kalitesinin azalmasına sebep olan, doğrudan ya da dolaylı yollarla madde ve enerji atıklarının denize bırakılması deniz kirliliği olarak tanımlanmıştır (IMO, 1992).

Birden fazla etken deniz kirliliğinin oluşmasına neden olabilir. Tarım alanlarında kullanılan kimyasalların, nehir ya da yer altı suları ile denizlere ulaşması, endüstriyel faaliyetler sonucu oluşan atıkların arıtılmadan denizlere bırakılması gibi bazı etkenler deniz kirliliğine yol açabilmektedir. Bununla birlikte, yerli olmayan türlerin girişi, küresel ısınma, deniz suyu asitleşmesi, kıyı yapılaşmaları, yetiştiricilik faaliyetleri, gürültünün neden olduğu kirlilik, petrol sızıntıları, nükleer faaliyetler, madencilik gibi daha pek çok deniz kirliliği nedenleri vardır (Taylan ve Özkoç, 2007; Alkan ve ark., 2008; Evcı ve ark., 2008).

Tarım ve hayvancılık sektöründe uzun yıllar boyunca çeşitli nedenlerden dolayı kimyasal ilaçlara ihtiyaç duyulmuş ve kullanılmıştır. Ürünlerin üretimi sırasında olduğu kadar, saklanması için de pestisitler yoğun olarak kullanılmaktadır. Bu anlamda, kullanılan pestisitler tarımsal üretim için önemli destek sağlarken, bilinçsiz ve aşırı kullanım kimyasal birikime neden olup, besin zinciri aracılığı ile insan sağlığı için de önemli tehdit oluşturabilmektedir (Ekebaş ve ark., 2000; Bayer, 2013).

Bu yüzden zararlı organizmalar üzerinde kullanılacak olan pestisitlerde uygulanacak doz miktarı büyük önem taşımaktadır. Yüksek dozlarda kullanılan pestisitler belirli bir

süreden sonra zararlı popülasyonların direncinin giderek artmasına ve çok sayıda faydalı türün ortadan kalkmasına neden olmaktadır (Çakır ve Yamanel, 2005).

Hedef olmayan organizmaları da olumsuz etkileyen, toksik etkiye sahip olan pestisitler çevre ve canlılar üzerinde birikime neden olmaları, zor ayrışmaları gibi faktörlerden dolayı kullanılırken dikkat edilmesi gereken biyositlerdir. Herhangi bir amaçla kullanılan pestisitlerin su ekosistemine karışması kaçınılmazdır. Su kaynaklarına yoğun olarak karışan pestisitler, suda oksijen miktarının azalmasına neden olabilir. Su kirliliğine neden olan pestisitler, sucul organizmalar üzerinde ciddi zararlara yol açabilir (Çelikel, 2011).

Su kaynaklarında varolan pekçok canlı, kirliliğe karşı fizyolojik, metabolik ve gelişimsel tepkiler gösterebilmektedir. Bu nedenle de kirlilik ve bunun etkilerini ortaya koymak amacıyla biyotestler için pekçok denizel organizmadan yararlanılmaktadır. Özellikle gelişim biyolojisi çalışmaları için model organizma olarak kabul edilen deniz kestaneleri, kirliliğin yol açtığı etkilerin ortaya konulabilmesi amacıyla, bilimsel çalışmalarda sıklıkla kullanılan organizmalardır (Cesar ve ark., 2004; Falugi ve ark., 2005; Bellas ve ark., 2005).

Güçlü bir biobelirteç olan bu canlıların gerek ergin örnekleri gerekse bunlardan toplanan gametler ve elde edilen embriyolar, değişen deniz suyu kalitesinin bu canlılar üzerindeki genetik, gelişimsel ve üreme üzerindeki etkenlerinin belirlenmesi amacıyla birçok çalışmada kullanılmıştır (Pagano ve ark., 1986; Oral ve ark., 2010).

Tüm bu bilgilerden yola çıkılarak planlanan bu çalışmada, sentetik piretroid grubunda yer alan ve tarımda sıklıkla kullanılmaya devam eden bir insektisit olan lambda-cyhalothrinin tarımda kullanımının hedef olmayan denizel organizmalar üzerindeki olası etkilerinin neler olabileceğinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Yapılan literatür çalışmalarında, denizlerimizde yaygın olarak görülen ve bazı ülkelerde gıda olarak tüketilen, deniz kirliliğine karşı toleransı yüksek bir deniz kestanesi türü olan *Paracentrotus lividus* ile kirliliğe toleransı daha düşük olan *Arbacia lixula* deniz kestanesi türlerine lambda-cyhalothrinin etkisine yönelik bir çalışmaya rastlanmamıştır. Bu sebeple yapmış olduğumuz bu çalışmada 7 farklı dozda uygulanan lambda-cyhalothrinin, *Paracentrotus lividus* ve *Arbacia lixula* embriyolarının gelişimi üzerine etkilerinin, karşılaştırmalı olarak araştırılması amaçlanmıştır.

BÖLÜM 2

ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

2.1. Pestisitlere Genel Bakış

Zararlıları etkisiz hale getirmek için kimyasallara duyulan ihtiyaç uzun yıllar öncesine dayanmaktadır (WHO, 1990). Çinliler MS 900 yılında ağaçlardaki böceklerden kurtulabilmek için arsenik kullanmışlardır. Botanik kökenli nikotin maddesinin dumanı MS 1690 yılında fumigant olarak kullanılmaya başlanmış, fungusit olarak da kükür kullanılmıştır. Isırıcı böceklere karşın 19.yy'da krizantem çiçeğinden elde edilen pyrethrum uygulaması yapılmıştır. Patates böceklerine karşı mücadele edilmesi civa ve kurşun bileşikleri ile gerçekleştirilmiştir. Sentetik pestisitlerin ortaya çıkmasıyla beraber zararlılara karşı kullanılan organik ve inorganik maddelerin kullanım yoğunluğu artış göstermiştir (Ağar ve ark., 1991).

Müller 1939 yılında, DDT (dikloro difenil trikloroethan)'nin insektisit olarak (zararlı böceklere karşı) kullanılması için çalışmaları başlatmıştır. DDT, 1942 yılında İtalya'da meydana gelen tifüs salgınına engellemek için kullanılmıştır. II. Dünya Savaşı sırasında bilim insanlarının yürüttüğü çalışmalar sonucunda 1943 yılında parathion (fosforlu insektisit) keşfedilmiştir. İlk kez 1947 yılında ABD'de pestisit yasası çıkarılmıştır (Güler ve Çobanoğlu, 1997).

Her geçen yıl yeni kimyasal maddeler üretilerek ve kullanılmak üzere satışa sunulmaktadır. Günümüzde kullanımı kaçınılmaz olan pestisitlerin biyosfer üzerindeki etkileri kaygı verici düzeydedir (Fernandez-Alba ve ark., 2002).

2.1.1. Pestisitlerin Sınıflandırılması

Pestisitlerin özellikleri dikkate alındığında;

1. Etki süreleri
2. Kimyasal formülleri
3. Etki gösterdikleri canlı grubuna göre farklı şekillerde sınıflamaları

yapılabilmektedir (Moltmann ve Rawson, 1996).

Çizelge 2.1. Etki gösterdikleri zararlı gruplarına göre sınıflandırılması (Tiryaki ve ark., 2010)

Pestisit Grupları	Zararlı Grupları
İnsektisit	Böcekleri öldüren
Akarisit	Akarları öldüren
Nematisit	Nemotodları öldüren
Molluskusid	Yumuşakçaları öldüren
Rodentisit	Kemirgenleri öldüren
Avisit	Kuşları öldüren
Afisit	Yaprak bitlerini öldüren
Fungusit	Fungusları öldüren
Bakterisit	Bakterileri öldüren
Herbisit	Otları öldüren
Algisit	Algleri öldüren
Fungustatik	Fungusların faaliyetini durduran
Repellentler	Kovucular
Akraktanlar	Çekiciler

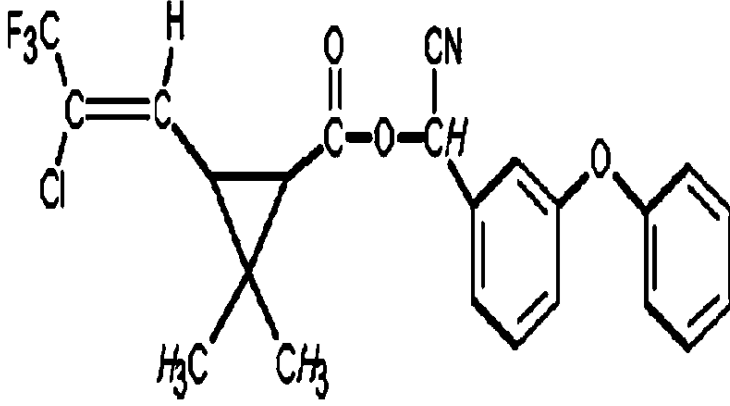
Geniş kullanım alanlarına sahip olan pestisitler, etkilerini de uzun süre devam ettirmektedirler. Kullanım şekillerine göre hedef olmayan canlılar üzerindeki etkileri farklılık göstermektedir. Örneğin; toprak üzerine yapılan uygulamalarda hedef olmayan canlılar %10-%30 oranında etkilenirken, püskürtme yöntemi uygulandığında bu oran %50-%75 oranlarına kadar ulaşmaktadır (Ribeiro ve ark., 2005).

2.1.2. Pestisitlerin Ekosistem İçindeki Dağılımı

Ekosistem içerisinde pestisitler su aracılığı ile yayılım gösterdiği gibi hava ve toprak aracılığı ile de döngü içerisinde dağılımlarını gerçekleştirmektedir. Pestisitlerin yer altı sularına karışarak sucul ekosistem içerisine ulaşması, bu ekosisteme dahil organizmalar üzerinde akut ve kronik zehirlenmelere yol açabilmektedir. Bunun sonucunda organizmaların büyüme hızları ve üreme yetenekleri de olumsuz etkilenebilir (Öncüler, 2000). Bu nedenle pestisitlerin kullanım şekline ve dozuna azami özen gösterilmelidir (Güler ve Çobanoğlu, 1997).

2.1.3. Lambda-cyhalothrin

Lambda-cyhalothrin fiziksel özellik olarak beyaz ve katı hâlde bulunan, sentetik piretroid grubundan bir insektisittir (Öncüler, 2000).



Şekil 2.1. Lambda-cyhalothrin'in kimyasal formülü (Fetoui ve ark., 2008)

Kimyasalın formülü (α -cyano-3-phenoxybenzyl 3-(2-chloro-3,3,3-trifluoro-1-propenyl)-2,2 dimethylcyclopropanecarboxylate) şeklindedir (WHO, 1990). Tip II ve tip I ester grupları bulunmaktadır. Bu grupların toksik etki oranları birbirinden farklılık göstermektedir. İki tip kıyaslanacak olursa tip II, tip I ester grubuna oranla daha toksiktir (Mazmancı, 2003).

Sentetik piretroidler; koyun, köpek gibi canlıların veya insanların üzerinde asalak olarak yaşayan, bulaşıcı hastalıklara neden olan böceklerden kurtulmak için kullanılmaktadır (Soderlund ve ark., 2002). Sucul ekosistem içerisinde yer alan balık ve omurgasız canlılar üzerinde sentetik piretroidlerin nörotoksik etkilerinin olduğu bilinmektedir (Moore ve Waring, 2001).

Yapılan bir çalışmada *Garra rufa* (Heckel, 1843)'nın (kangal balığı) eritrositleri üzerine lambda-cyhalothrin'in etkisi araştırılmıştır. Araştırmada balıklar, 36 saatlik bir süre boyunca üç farklı konsantrasyona (0,0005, 0,01, 0,05 $\mu\text{g/L}$) maruz bırakılmıştır. Sonuçta lambda-cyhalothrin'e maruz kalan *Garra rufa*'nın eritrositlerinde mikronükleus sıklığının arttığı gözlemlenmiştir (Çavaş ve Ergene-Gözükara, 2003).

Başka bir çalışmada, sıçanların iç karın zarına (intraperitoneal) lambda-cyhalothrin uygulanmış, kromozom ve eritrositlere etkisi incelenmiştir. Uygulama sonucunda yapısal kromozomal sapma yüzdesinde artış gözlemlenmiş ve eritrositler de mikronükleus

sayısında artış meydana geldiği belirtilmiştir (Çelik ve ark., 2003). Sıçanlar üzerinde yapılan başka bir çalışmada lambda-cyhalothrin'nin doğrudan damar yoluyla verilmesi sonucunda kandaki yarı ömrü ve ortalama bulunma süresinin 7.55-8.55 saat olduğu belirlenirken oral yolla verilmesi durumunda ise 10.27-14.43 saat olduğu görülmüştür (Anadon ve ark., 2006).

Yapılan bir diğer çalışmada lambda-cyhalothrin'in tavşan eritrositleri üzerine etkisi araştırılmıştır. Beş farklı konsantrasyonda uygulanan lambda-cyhalothrin'nin yağların yükseltgenerek bozulmasında artışa sebep olduğu, süperoksit dismutaz (SOD), glutatyon S-transferaz (GST), katalaz (CAT) enzimlerinin aktivitelerinde azalmaya yol açtığı görülmüştür (El-Demerdash, 2007).

Oral yol ile sıçanlara yapılan lambda-cyhalothrin uygulaması sonucunda sıçan beyinde katalaz enziminin aktivitesinde artış gözlemlenirken, süperoksit dismutaz, glutatyon S-transferaz, GR ve GPx enzimlerinin aktivitelerinde azalmaya sebep olduğu belirlenmiştir. Bunların yanında beyindeki glutatyon (GSH) miktarında azaldığı veriler arasında yer almıştır (Fetoui ve ark., 2008).

Sıçan beyni üzerinde yapılan bir çalışmada %2,5 lambda-cyhalothrin, %25 fenitrothion, %6 piperonil butoksit piretroid karışımı kullanılmıştır. Belirli zaman aralıkları içerisinde (0, 30, 60, 120, 180 ve 240 dk) 37°C'de homojenizasyon yöntemi kullanılarak beyin homojenatı hazırlanmış ve belirlenen konsantrasyonlardaki kimyasal karışıma maruz bırakılmıştır. İncelemeler sonucunda CAT, GST, SOD, AChE, enzim aktivitelerinde azalma ve oksidatif hasar belirlenmiştir (El-Demerdash, 2011).

Erkek sıçanların böbrekleri üzerinde yapılan lambda-cyhalothrin uygulamasında, böbreklerde meydana gelen değişiklikler, oksidatif stres nedenleri, enzim aktivitesinin incelenmesi ve bu etkiye C vitaminin etkisi araştırılmıştır. Uygulama erkek sıçanların üç hafta kimyasala maruz kalması ile başlamıştır. Bu süreç sonucunda böbreklerdeki protein karbonil seviyesinde artış görülürken, CAT, GPx, GR, SOD, GST aktivitelerinde az oranda da olsa azalma belirlenmiştir. C vitamini kullanılarak yapılan uygulamalarda ise aspartat aminotranferaz ve alanin aminotransferaz aktivitesinde, üre ve keratin seviyelerinde ilerleme görülmüştür (Fetoui ve ark., 2010).

Yapılan bir çalışmada *Capoeta capoeta umbla* (Heckel, 1843) (siraz) böbrek dokusunda lambda-cyhalothrin ve imidacloprid pestisitlerinin glikoz 6-fosfat dehidrogenaz (G6PD) enzimi üzerine etkisi incelenmiştir. Sonuçlar incelendiğinde G6PD enzimi lambda-cyhalothrin ve imidacloprid'in engellediği belirlenmiştir. İki pestisit karşılaştırıldığında lambda-cyhalothrin'in imidacloprid'e kıyasla G6PD enzimi daha çok

engellediği gözlemlenmiştir (Kırıcı ve ark.,2015).

Yapılan diğer bir çalışmada lambda-cyhalothrin'in *Capoeta capoeta* (Guldestaedt, 1773) üzerine etkileri moleküler ve biyokimyasal yöntemlerle araştırılmıştır. *Capoeta capoeta* 'dan üç grup oluşturulmuştur. Bu üç gruptan ilki kontrol grubu olarak belirlenmiş diğer iki grup sırasıyla 0,012 µg/L⁻¹ ve 0,025 µg/L⁻¹ lambda-cyhalothrin bulunan tanklar içerisinde 6 saat bekletilmiştir. Kimyasala maruz kalan balıklardan kan ve karaciğer dokusu örnekleri alınarak moleküler ve biyokimyasal analizler gerçekleştirilmiştir. Lambda-cyhalothrin uygulanan gruplar da kontrol grubuna kıyasla 8-Hidroksi-2'-deoksiguanozin düzeylerinin azaldığı belirlenmiştir (p < 0,01). Kimyasala maruz kalan karaciğer doku örneklerinde süperoksit dismutaz, katalaz, glutatyon redüktaz, glutatyon peroksidaz ve glutatyon S-transferaz enzimlerinin sentezlenme düzeylerinin kontrol grubuna kıyasla artış gösterdiği belirlenmiştir (Koç ve Akçay, 2018).

Sentetik piretroitler içerisinde yer alan fluvalinate'nin *Mola mola* (Linnaeus, 1758) (güneş balığı) üzerindeki etkisi incelenmiştir. Yapılan çalışmada fluvalinate'nin 96 saatlik etkisi gözlemlenmiş ve LC₅₀ değeri 0,9 µg/L olarak bulunmuştur. Yapılan diğer gözlemlerde *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) (gökkuşuğu alabalığı) için LC₅₀ değerinin 2,9 µg/L olduğu, *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) (sazan) 'da da bu değerinin yine 2,9 µg/L olduğu belirtilmiştir (Kidd ve James, 1991).

Sentetik piretroid grubunda yer alan bir başka pestisit olan deltametrinin *Cyprinus carpio* (sazan balığı) üzerindeki toksik etkisi incelenmiştir. Çalışmada belirlenen saat periyotlarında (24, 48, 72 ve 92) yedi farklı dozda (0,25, 0,50, 1,00, 2,00, 4,00, 8,00, 16,00 µg/L) deltametrinin uygulaması yapılmıştır. Belirlenen dozların uygulanması sonucunda LC₅₀ değeri %95 güven aralığı ile 24 saat için 9,14 µg/L, 48 saat için 4,47 µg/L, 72 saat için 2,37 µg/L ve 96 saat için 1,65 µg/L olarak bulunmuştur (Çalta ve Ural, 2004).

Bir diğer çalışmada farklı konsantrasyonlarda deltametrinin *Silurus glanis* (Linnaeus, 1758) (Küçük Avrupa yayın balığı) üzerine etkisi incelenmiştir. Farklı dozlarda uygulanan (0,25, 0,50, 0,75, 1, 2, 3, 4 µg/L) deltametrinin belirlenen saat aralıklarında (1, 24, 48, 72 ve 96) LC₅₀ değerleri sırasıyla 2,497, 1,446, 1,215, 0,866 ve 0,686 µg/L olarak gözlemlenmiştir (Köprücü ve ark., 2006).

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) (Nil Tilapyası) yavruları üzerine statik yöntem (APHA, AWWA, WEF, 1998), kullanılarak lambda-cyhalothrin'in ve cypermethrin'in (insektisit) etkileri incelenmiştir. Lambda-cyhalothrin'in ve cypermethrin'in 24 saatlik *Oreochromis niloticus* yavruları üzerine öldürücü konsantrasyon sonuçları karşılaştırılmıştır. Cypermethrin için LC₅₀ 15 (±) 0,65 µg/L⁻¹ iken

lambda-cyhalothrin'in LC₅₀ 6,80 (±) 0,63 µg/L⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Bu hesaplama sonucu lambda-cyhalothrin'in cypermethrin'e göre daha öldürücü etki gösterdiği görülmüştür (Azgın ve ark.,2015).

Lambda-cyhalothrin'nin öldürücü olmayan derişimlerinin *Cirrhinus mrigala*'nın karaciğer, sindirim kanalı, böbrek ve solungaçları üzerine etkisi incelenmiş ve organlarda toksik hasar meydana getirdiği saptanmıştır (Velmurugan ve ark., 2007).

Diğer bir çalışmada lambda-cyhalothrin'in toksik etkisinin *Gambusia affinis* (Baird & Girard, 1853) (sivrisinek balığı)'nın davranışına etkisi incelenmiştir. Belirlenen 3 farklı doz 0,1, 0,5, 0,75 ppm *Gambusia affinis* uygulanmış ve video destekli hareketleri kaydedilerek analiz edilmiştir. İncelenen davranış hareketleri; ortalama hız, hareket mesafesi, uygulama noktasına göre katettiği yol, toplam anılan mesafe, kontrol ve uygulama grupları için ortalama hız süreleridir. Araştırma sonucunda lambda-cyhalothrin'in *Gambusia affinis* davranışlarında önemli derecede değişme yarattığı gözlemlenmiştir (p < 0,05) (Güner, 2016).

2.2. Deniz Kestanelerinin Biyolojik Özellikleri

Echinodermata (Derisidikenliler) filumu içerisinde birçok canlı yer almaktadır. Deniz zambakları (Crinoidea), Deniz keşanesi (Echinoidea), Deniz yıldızı (Asteroidea), Yılan yıldızları (Ophiuroidea), Deniz hıyarı (Holothuroidea) beş klassiste yer alan derisi dikenli canlılar, su ekosistemi içerisinde yer almakta ve incelenmektedir (Brusca ve Brusca 2003).

Echinodermata şubesinde yer alan deniz keşaneleri omurgasızlar grubu içinde büyük bir yer kaplamaktadır. Bu grubun 940 türe sahip olduğu düşünülmektedir. Kıyı şeridinden yaklaşık 5000 m derinliklere varan dağılım alanlarının bulunabildiği görülmektedir. Bu canlılara ait kalıntıların incelenmesi sonucu ilk izlerin 450 milyon yıl önceye ait olduğu ve bu dönemin ordovisiyen dönemine denk geldiği görülürken, devoniyen döneminde kalıntıların çeşitlilik gösterdiği veriler üzerinde yapılan araştırmalar ile ispatlanmıştır (Kato ve Schroeter, 1985; Lawrence, 2007; Guidetti ve Dulcic, 2007).

Echinidae familyasına ait olan deniz keşanelerinin savunma amaçlı olarak da kullandıkları dikenli vücut yapıları bulunmaktadır. Vücutlarının yapısını oluşturan ve tamamını kaplayan kalker plakların bir birine katmanlar halinde eklenmesiyle oluşan bir kabuklu yapıya sahiptirler. İki açıklık hariç tüm kısımları katmanlı kabuk yapı ile çevrelenmiştir. Bu iki kısımdan biri oral açıklığın bulunduğu kısımdır. Bu kısma oral kutup adı verilmektedir. Bir diğeri ise anüs açıklığıdır. Burada bulunan kısma ise aboral kutup

adı verilmektedir. Ağız ve anüsün bulunduğu konuma bağlı olarak da farklı isimler kullanılmaktadır. Eğer anüs ve ağız açıklıkları karşılıklı olarak yer alıyorlar ise ışımsal simetri gösterdiği görülmektedir (Demirsoy, 1998).

Çizelge 2.2. *Paracentrotus lividus* ve *Arbacia lixula*'nın sistematikteki yerleri (Kroh ve Mooi, 2018)

Phylum:	Echinodermata	Echinodermata
Subphylum:	Echinozoa	Echinozoa
Class:	Echinoidea	Echinoidea
Subclass:	Euechinoidea	Euechinoidea
Superorder:	Echinocea	Echinocea
Order:	Camarodonta	Arbacioida
Family:	Echinidae	Arbaciidae
Genus:	<i>Paracentrotus</i>	<i>Arbacia</i>
Species:	<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)

Çalışmamızda ele aldığımız *Paracentrotus lividus* ve *Arbacia lixula* deniz kestanelerinin vücut yapılarının karakteristik özellikleri incelendiğinde regularia grubunda yer aldıkları belirlenmiştir. Oral kutupta 5 tane diş görevi gören çıkıntılar yer almaktadır. Çiğneme görevini üstlenen bu yapılara Aristo Feneri denilmektedir. Bu yapılar sürekli olarak yenilenme göstermektedir. Deniz kestanelerinde solunum olayı ağız çevresine yakın bölgede yer alan ince zarlı solungaçları sayesinde gerçekleşmektedir. Canlının hareketini dikenler ve ambulakral plaklar üzerinde yer alan porlar arasından uzanan tüp ayaklar sağlamaktadır (Brusca ve Brusca, 1990; Kozloff, 1990; Demirsoy, 1998; Lawrence, 2007).



Şekil 2.2. *Paracentrotus lividus*'un genel görünümü (özgün)



Şekil 2.3. *Arbacia lixula*'nın genel görünüm (özgün)

Duyu hücrelerinin çoğu yaygın olarak epidermiste bulunmakla birlikte, pedisellerde ve tüp ayaklarda da rastlanmaktadır. Ağız kısmında yoğun olarak duyu hücreleri bulunmakla birlikte tüp ayaklar üzerinde ışığa tepki gösteren hücrelerin bulunduğu ifade edilmektedir (Demirsoy, 1998).

Deniz kestanelerinde büyüme kabukta bulunan plakların üzerine yeni plakların eklenmesi sonucu hacim olarak genişlemesiyle gerçekleşmektedir. Hasar gören kısımların onarım, dişlerin büyümesi gibi olaylarda senkronize bir şekilde büyüme sürecince devam etmektedir. Bu süreç içerisinde canlılar ihtiyaç duyduğu kalsiyumu buldukları ortamdaki sudan ve tükettikleri besinlerden elde etmektedirler (Le Gall, 1990).

Deniz kestaneleri hareket yeteneği olan canlılardır. Bu hareketi onlara sağlayan ise savunma amaçlı olarak da kullandıkları dikenleri ve tüp ayaklarıdır. Denizin daha çok dalgalı bölgelerinde konumlandıkları için dikenlerini açarak ve tüp ayaklarını zemine yapıştırarak tutunmayı sağlarlar (Demir, 1952).

Dişi ve erkekleri bulunan deniz kestaneleri ayrı eşeyli canlılardır. Sperm ve yumurtaların suya bırakılması ile yaşamsal döngüleri başlar. Dişi denizkestaneleri üreme dönemi geldiğinde yaklaşık 1-2 milyon yumurtayı deniz suyu içerisine bırakır ve spermlerinde bırakılması ile birlikte döllenme deniz suyu içerisinde gerçekleşir. Özellikle ilkbahar ve yaz aylarında yumurtalarının olgunluğa ulaştığı görülmektedir (Demirsoy, 1998; Larry ve Herrera, 1999; Stricker, 1999; Jacquin ve ark., 2006).

Yaşam alanlarına göre deniz kestanelerinin üreme dönemleri farklılık göstermekte birlikte yumurtlamanın en çok görüldüğü aylar temmuz ile ağustos aylarıdır. Yumurta ve spermlerin deniz suyu içerisine salınımı ambulakral plaklar üzerinde yer alan porlardan gerçekleşir. Bir mm çapında bulunan döllenmiş yumurtalar 48 saat geçtikten sonra pluteus larvalarını oluştururlar. Zigotlar 6-8 haftalık bir süreç sonrasında ise genç deniz kestanelerinin oluşumunu gerçekleştirmiş olurlar (King ve ark., 1994).

Deniz kestaneleri embriyonel safhalardan başlayarak erişkin bir birey haline gelene kadar başkalaşım süreci geçirerek aşamalar halinde gelişim sürecine devam ederler. İlk olarak larval dönem içerisinde bileteral simetriye sahip olurlarken başkalaşım aşamaları sonucuna gelindiğinde ilk aşamalarda görülen bileteral simetri yerine erişkin bireyler radial simetri gösterirler (Pinna ve ark., 2006).

2.3. Deniz Kestaneleri Üzerine Yapılan Çalışmalar (*Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula*)

Geniş bir çeşitlilik ve yayılım alanına sahip deniz kestaneleri, buldukları bölgelerdeki su kirliliği hakkında bilgi veren bir tür olması dolayısıyla oldukça önemli bir organizmadır. Ekolojik açıdan ciddi bir önem teşkil etmesinin yanında, gonadlarının gıda sektöründe tüketilmesi deniz kestanelerinin dünya çapında önemli bir yer oluşturmasını sağlamaktadır (Guidetti ve ark., 2004; Gianguzza ve ark., 2006).

Birçok ülkede tüketimi gerçekleşen deniz kestaneleri özellikle Uzakdoğu ülkelerinden Japonya’da gıda sektöründe tüketilmektedir. Ülkemizde ise hayvansal protein alımları farklı canlılardan sağlandığı için deniz kestanesi tüketimi oldukça az olmaktadır (Artüz, 1991; Yokota, 2002; Guidetti ve ark., 2004; Chiantore ve ark., 2008).

Derisidikenliler biyolojik, jeolojik ve ekolojik araştırmalarda sıklıkla kullanılan canlılar içerisinde yer almaktadırlar. Bunun yanısıra üreme, gelişim, büyüme ve hücrel araştırmalar da bu canlılar üzerinde yapılabilmektedir. Bu organizmaların yüksek oranda rejenerasyon yetenekleri bulunmaktadır. Hassasiyetleri yüksek oranda olmasından dolayı deniz kirliliğinin tespit edilmesi ve etkilerinin incelenmesi gibi çalışmalarda tercih edilmektedirler. Besin zincirindeki değişimlerin belirlenmesi için indikatör olarak deniz kestanelerinin kullanılması, ekolojik araştırmalar içinde çalışma konusu oluşturmuştur (Hereu Fina 2004; Sala 2004; Tuya ve ark., 2004; Hereu ve ark., 2005; Zito ve ark., 2005; Tuya ve ark., 2006).

Yapılan çalışmalar sonucunda deniz kestanelerinin genomları incelenmiş ve insan genomu ile bazı bölgelerinin benzerlik içerdiği gözlemlenmiştir. Elde edilen sonuçlardan yola çıkılarak insanlarda görülen bağışıklık sistemi rahatsızlıklarının belirlenmesinde kullanılabilecekleri öne sürülmüştür (Smith ve ark., 2006; Sodergren ve ark., 2006).

Türkiye’de deniz kestaneleri ile ilgili bir çok çalışma yapılmıştır. Ülkemizde derisidikenliler ile yapılan çalışmaların ilk kayıtlarının 150 yıl kadar geriye dayandığı görülmektedir. Kaydedilen çalışmalar içerisinde Forbes’in raporunda Ege Denizi ve Türkiye’nin güneyindeki bazı bölgelerde deniz kestanelerinin dağılım gösterdiği kaydedilmiştir. *Paracentrotus lividus* ve *Arbacia lixula* türlerinin Ege Denizi’nin 290 ile 700 m ye kadar olan derinliklerinde yaşamsal faaliyet göstermedikleri belirtilmiştir (Özaydın, 1991). Yapılan bir başka çalışma ile Türkiye suları içerisinde deniz kestanelerinin 20 türü bulunduğu saptanmıştır (Öztoprak ve ark., 2014).

Çizelge 2.3. Türkiye sularında bulunan deniz kestaneleri türleri (Öztoprak ve ark., 2014)

Türler	Buldukları Bölgeler			
	Ege	Marmara	Doğu Akdeniz	Karadeniz
<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	-

Çizelge 2.3'ün devamı

<i>Brissopsis atlantica mediterranea</i> (Mortense, 1913)	+	+	+	-
<i>Brissopsis lyrifera</i> (Forbes, 1841)	+	+	+	-
<i>Brissus unicolor</i> (Leske, 1778)	+	+	-	-
<i>Centrostephanus longispinus</i> (Philippi, 1845)	+	+	+	-
<i>Cidaris cidaris</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	-
<i>Diadema setosum</i> (Leske, 1778)	-	-	+	-
<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant, 1777)	+	+	+	-
<i>Echinocardium mediterraneum</i> (Forbes, 1844)	+	+	-	-
<i>Echinocyamus pusillus</i> (O.F.Müller, 1776)	+	+	+	+
<i>Echinus melo</i> (Lamarck, 1816)	-	+	-	-
<i>Genocidaris maculata</i> (A.Agassiz, 1869)	+	+	-	-
<i>Gracilechinus acutus</i> (Lamarck, 1816)	+	+	-	-
<i>Ova canaliferus</i> (Lamarck, 1816)	+	+	-	-
<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	+	+	+	-
<i>Psammechinus microtuberculatus</i> (Blainville, 1825)	+	+	+	-
<i>Spatangus purpureus</i> (O.F.Müller, 1776)	+	+	+	-
<i>Spatangus subinermis</i> (Pomel, 1887)	+	-	-	-
<i>Sphaerechinus granularis</i> (Lamarck, 1816)	+	+	+	-
<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)	+	+	+	-

Yapılan bir başka çalışmada *Paracentrotus lividus*'un tüm besin ihtiyacının yem rasyonu (hayvanların tüm besin ihtiyacını karşılayan yem karışım oranı) oluşturularak karşılanması halinde gonad dizinlerinde yükselme gözlenebileceği ileri sürülmüştür (Fernandez ve Perberg, 1998).

Bununla birlikte dalgalı ve dalga almayan bölgelerde bulunan *Paracentrotus lividus* örnekleri incelendiğinde ise dalga almayan bölgede hayat döngüsünü sürdürenlerin gonadlarının daha büyük olduğu ve yumurtlama dönemi için daha çabuk olgunlaştıkları

görülmüştür (Byrne, 1990).

Arbacia lixula ile yapılan bir çalışmada canlının yaşam alanı içerisinde var olan alg çeşitliliğine bağlı olarak deniz kestanesi yumurtalarındaki protein ve yağ içeriklerinin değiştiği bulunmuştur (George ve ark., 1990).

Gonadlarda gerçekleşen bu değişimlerin dışında Tunus Körfezi'nin bulunduğu bölgede yaşayan *Paracentrotus lividus*'un büyüme hızının ilkbahar dönemi ile yaz dönemi içerisinde çok olduğu sonbahar ve kış dönemi sürecinde ise büyüme hızının azaldığı görülmüştür. En uzun yaşama süresinin 8 yıl olduğu tespit edilmiş ve bu zaman dilimi içerisinde kabuklarında görülen maksimum çapın ise 53 mm'ye ulaştığı belirlenmiştir. Akdeniz bölgesinde bulunan farklı populasyonlar ile kıyaslama yapıldığında ise Tunus Körfezi içerisinde yer alan deniz kestanesi populasyonların gelişimlerinin daha hızlı olduğu belirlenmiştir (Sellem ve ark., 2000).

Ege Üniversitesi'nde 1997 yılında *Paracentrotus lividus* gamet ve embriyoları üzerinde selenat (SeO_4), seleno-DL-metionin ($\text{C}_5\text{H}_{11}\text{NO}_2\text{Se}$), selinit (SeO_3) kimyasal formlarının embriyotoksik ve genotoksik etkileri karşılaştırmalı olarak çalışılmıştır. *Paracentrotus lividus* spermelerinde selenyumun kullanılan formları için fertilizasyon oranının %17 civarında arttığı gözlemlenirken, 72 saatlik süreçte kullanılan bu spermelerden elde edilen döllerin kontrol grubu ile karşılaştırılması yapıldığında ise oluşan pluteus larvalarında meydana gelen iskelet bozuklukları oranında önemli artış gözlemlenmiştir (Oral, 1997).

Başka bir çalışmada nonilfenol (0,001-0,002 mg/L), bisfenol-A (0,3-3,5 mg/L), oktilfenol (0,005-0,16 mg/L) kimyasalların artan konsantrasyonlarının *Paracentrotus lividus* embriyoları üzerindeki olumsuz etkileri incelenmiştir. Uygulanan üç kimyasalın da spermelerin döllenme oranını düşürdüğü, embriyolarda gelişim bozukluğu (iskelet sistemi deformasyonu) görülme oranının yüksek olduğu belirlenmiştir (Arslan, 2005).

İki kağıt fabrikasından elde edilen atık suların *Paracentrotus lividus* embriyoları üzerine etkisini incelemek için bir çalışma yapılmıştır. Çalışmada fabrikalardan alınan ham atık suları ve arıtılmış atık sular kullanılmıştır. Elde edilen verilere göre ham atık suların arıtılmış atık sulara oranla deniz kestanesi embriyoları üzerindeki toksik etkisinin daha fazla olduğu gözlemlenmiştir (Beyazkaya, 2007).

Yapılan bir başka çalışmada denizcilik alanında daha önceden yaygın olarak kullanılan Tribütülin kalaylı bileşiklerinin (TBT) *Paracentrotus lividus* embriyo ve spermeleri üzerindeki etkisi incelenmiştir. TBT'ler antifouling boyalarda biyosit olarak kullanılmaktadır. Antifouling boyalar teknelerin karinalarına uygulanmakta ve deniz

organizmalarının tekneye tutunup burada çoğalmasını engellemekle birlikte teknenin deniz organizmalarından dolayı zarar görmesini önlemektedir. *Paracentrotus lividus* embriyo ve spermleri üzerine farklı konsantrasyonlarda uygulanan TBT'nin düşük konsantrasyonlarından itibaren dölleme yeteneğinin azalmasına neden olduğu gözlemlenmiştir. Yüksek konsantrasyonlarda ise embriyo gelişiminde yavaşlama görülmüştür. Embriyonik gelişim 5 µg/L konsantrasyonunda pluteus evresine ulaşamazken, 10 µg/L konsantrasyonda ise embriyoların gastrula evresinde kaldığı görülmüştür (Marin ve Moschino, 2001).

Paracentrotus lividus ve *Arbacia lixula* embriyoları üzerine sodyum hipoklorit, formaldehit dezenfektanları ve amfisilin, amoksisilin, FLU, OTC, ST, seftazidim antibiyotiklerinin etkisi araştırılmıştır. Her iki türün de embriyoları benzer tepkiler göstermiş ve dezenfektanların antibiyotiklere kıyasla daha toksik olduğu belirlenmiştir. Sodyum hipoklorit için LC₅₀ değeri 11,1 mg/L iken formaldehit için 10,15 mg/L olarak bulunmuştur (Carballeira ve ark., 2012).

Arbacia lixula embriyoları üzerinde yapılan çalışmada inorganik formlarından sodyum selenit (Se⁺⁴), sodyum selenat (Se⁺⁶)'ın etkisi incelenmiştir. 5 µg/L Se⁺⁴ ve 10 µg/L Se⁺⁶ konsantrasyonları incelendiğinde *Arbacia lixula* embriyolarında gelişim bozukluğu gözlenmiştir. *Arbacia lixula* spermleri üzerinde uygulama yapıldığında ise spermlerin dölleme başarısı için kimyasalların toksisite sınırları 20 µg/L Se⁺⁴, 50 µg/L Se⁺⁶ olarak belirlenmiştir. Embriyonik gelişim üzerine etkisi incelendiğinde Se⁺⁶'nın Se⁺⁴ den daha az toksik olduğu görülmüştür (Oral ve Uysal, 1997).

Kadmiyum elementinin *Paracentrotus lividus* embriyoları ve spermleri üzerine etkisinin araştırıldığı bir çalışmada yüksek konsantrasyonda kadmiyuma maruz kalan spermlerin dölleme başarısında azalma gözlenirken düşük kadmiyum konsantrasyonlarında dölleme başarısının arttığı gözlenmiştir. Embriyoların gelişimi incelendiğinde gelişim bozukluğu görülen anormal birey sayısında artış olduğu görülmüştür (Pagano ve ark., 1982).

Başka bir çalışmada kurşunun *Paracentrotus lividus* spermleri ve embriyoları üzerindeki etkisi incelenmiştir. Uygulanan kurşun (3×10^{-5} M - 3×10^{-4} M) konsantrasyonlarının tümünde döl kalitesinin olumsuz etkilendiği ($p < 0,005$) görülürken, 10^{-4} M kurşun değeri üzerindeki tüm konsantrasyonlar da embriyolarda blastomerik kohezyon artışı ve asimetric bölünmenin gerçekleştiği saptanmıştır (Warnau ve Pagano, 1994).

Toprakta bulunan seryum (Ce) elementinin ve lantan (La) elementinin *Paracentrotus*

lividus embriyo ve spermeleri üzerine etkilerini incelemek için bir araştırma yapılmıştır. Yapılan laboratuvar çalışmaları sonucunda 10^{-5} M seryuma maruz kalan embriyolarda %100 oranında ölüm gerçekleştiği görülürken, 10^{-5} M lantanın embriyolar da ölüme sebep olmadığı fakat iskelet sistemi bozukluklarının başladığı gözlemlenmiştir. Değişen seryum konsantrasyonlarına bağlı olarak embriyoların bölünme evrelerinde sorunlar gözlenirken her iki metal içinde sperme toksik etkisi olmadığı belirlenmiştir (Oral ve ark.,2010).



BÖLÜM 3

MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Deniz Kestanelerinin Toplanması

Bu çalışmada kullanılan *Paracentrotus lividus* örnekleri Çanakkale-Güzelyalı mevkinden ve *Arbacia lixula* örnekleri Çanakkale-Bozcaada mevkinden el ile toplanmışlardır.



Şekil 3.1. Çanakkale-Güzelyalı mevki *Paracentrotus lividus* örneklerinin toplanması (özgün)



Şekil 3.2. Çanakkale-Bozcaada mevki *Arbacia lixula* örneklerinin toplanması (özgün)

3.1.2. Uygulanan Kimyasal

Çalışmada uygulanan kimyasal lambda-cyhalothrin ($C_{23}H_{19}ClF_3NO$) aseton içinde çözülerek kullanılmıştır. Lambda-cyhalothrin (CAS no: 91465-08-6 molekül ağırlığı= 449,85 g/mol, %95 saflık).

3.1.3. Maruziyet Konsantrasyonlarının Hazırlanması

Çalışma gruplarına uygulanacak olan lambda-cyhalothrin'nin inhibe edici değerlerinin en yüksek ve en düşük derişim aralığı literatür çalışmaları ile belirlenmiştir. Bu aralıkta hazırlanan 3 $\mu\text{g/L}$, 5,6 $\mu\text{g/L}$, 14,9 $\mu\text{g/L}$, 30,7 $\mu\text{g/L}$, 50,6 $\mu\text{g/L}$, 133 $\mu\text{g/L}$, 267 $\mu\text{g/L}$, konsantrasyonlar asetonla seyreltilmiş lambda-cyhalothrin'den elde edilerek belirlenmiştir (Cairns, 1986'dan değiştirilerek).

3.1.4. Gametlerin Elde Edilmesi

Deneyde kullanılacak olan gametleri elde etmek için arazi çalışması esnasında toplanan deniz kestaneleri laboratuvara getirilmiş ve akvaryumlara yerleştirilmiştir. Deniz kestanelerinin vücut boşluklarından içeriye enjeksiyon yardımı ile 0,5 M KCl 2-5 ml enjekte edilmiştir. Deniz kestanelerinin anal kısımları beher içerisine gelecek şekilde konumlandırılmış ve gamet sekresyonunun gerçekleşmesi ile gametler toplanmıştır. Spermilerin salınımı beherler içerisine gerçekleştikten sonra mikropipet yardımı ile deniz suyu olmadan kuru olarak eppendorf tüplerinde toplanmıştır. Yumurta salınımı beher içinde bulunan 25 ml filtre edilmiş deniz suyu (FDS) içerisine gerçekleştirilmiştir (Schroeder, 1986).



Şekil 3.3. *Arbacia lixula* gamet sekresyonunun gözlenmesi (özgün)



Şekil 3.4. *Paracentrotus lividus* gamet sekresyonunun gözlenmesi (özgün)

3.2. Yöntem

3.2.1. Embriyotoksisite Uygulamaları

Embriyotoksisite uygulamaları için erkek ve dişi bireylerden elde edilen gametler kullanılarak 3 tekrardan meydana gelen kontrol ve doz gruplarından oluşan deney düzenekleri hazırlanmıştır. Filtre edilmiş 250 ml deniz suyu erlenmayer içerisine konulmuş içerisine 25 ml yumurta solüsyonu ilave edilmiştir. Bu karışımın üzerine 20 µl kuru sperm mikropipet yardımı ile eklenmiştir. Oluşturulan solüsyon hafif bir şekilde dairesel hareketlerle çalkalanmış ve zigot oluşumu için (15 dk) beklenilmiştir. Kuyucuklardan oluşan plaklar içerisine (27 kuyucuk içerisine) öncelikle 9 ml FDS konulduktan sonra üzerlerine sırası ile 3 µg/L, 5,6 µg/L, 14,9 µg/L, 30,7 µg/L, 50,6 µg/L, 133 µg/L, 267 µg/L, konsantrasyonlarından seyreltilmiş lambda-cyhalothrin eklenmiştir. Son olarak da hazırlanan zigot solüsyonundan 1 ml çekilerek tüm kuyucukların üzerine ilave edilmiştir. Kurulan deney düzeneği uygun şartlar altında (18-20°C'de soğutmalı etüv içerisinde) muhafaza edilerek embriyoların gelişimi larval aşamaya kadar (yaklaşık 48-72 saat) beklenilmiştir. Daha sonrasında her bir kuyucuktan 100'er embriyo ışık mikroskobu altında sayılmış ve gelişimsel deformasyonlara göre sınıflandırılarak incelenmesi gerçekleştirilmiştir. Morfolojik gelişim bozuklukları kriterleri aşağıdaki Çizelge 3.1'de gösterilmektedir (Cairns, 1986'dan değiştirilerek).

Çizelge 3.1. Gelişimsel bozukluklarda kullanılmakta olan morfolojik gelişim kriterleri (Cairns, 1986'dan değiştirilerek)

Gelişim Bozukluğu	Morfolojik Gelişim Kriteri
N (Normal)	Normal pluteus
P1 (Patolojik 1)	İskelet sistemi bozukluğu gösteren pluteus larvası
P2 (Patolojik 2)	Pluteus safhasına ulaşamayan embriyolar
G (Gecikmiş)	Boyutları $\leq 1/2$ normal gelişimli larva

3.2.2. Verilerin İstatistiksel Analizi

İstatistiksel analizler embriyotoksisite için kontrol ve uygulama grupları arasındaki farkın istatistiksel önem seviyesi $\alpha = 0,05$ 'e ayarlanmış, ortalamalar arası fark non-parametrik Kruskal-Wallis H testi ile yapılmıştır. Fertilizasyon ve embriyotoksisite deneylerinden elde edilen sonuçların EC_{25} ve EC_{50} değeri U.S.EPA tarafından geliştirilen The Linear Interpolation Method "ICPIN" versiyon 2.0 programı ile hesaplanmıştır.

BÖLÜM 4

ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. Bulgular

4.1.1. *Paracentrotus lividus* İçin Embriyotoksosite Bulguları

Paracentrotus lividus örneklerine ait normal gelişim gösteren larvalarının kontrol grubundaki ortalaması %88 olarak hesaplanmıştır. Lambda-cyhalothrin'in *P. lividus* embriyoları üzerine EC₅₀ değeri 72,52 µg/L (%95 güven aralığı, CI 64,83-82,82) olarak hesaplanmıştır. Lambda-cyhalothrin'e maruz kalan larvalarında konsantrasyona bağlı olarak gelişimsel anomalilerde artış (p= 0,00), normal gelişim gösteren (N) embriyoların yüzdesinde ise azalma tespit edilmiştir. Uygulamada en yüksek konsantrasyon olan 267 µg/L'de normal gelişim gösteren hiçbir larva tespit edilmemiştir.

P. lividus embriyolarının en düşük konsantrasyon olan 3 µg/L'de normal gelişim gösteren larva ortalaması 75,33 iken, gelişim geriliği anomalisi bulunmamıştır. Diğer yandan 5,6 µg/L konsantrasyonunda ise normal gelişim gösteren larva oranı %70,33'e düşmüş; gelişim geriliği ise %1,33 olarak hesaplanmıştır. Bu bulgulara göre embriyoların artan konsantrasyona bağlı olarak normal gelişim gösteren larva ortalamalarının düştüğü, gelişim geriliği ortalamalarının ise konsantrasyon artışına bağlı olarak arttığı tespit edilmiştir. En yüksek doz olan 267 µg/L'de *P. lividus* embriyolarının P1 anomalisi %87'dir. Bulunan bu veriler içerisinde P2'nin gözlenmediği belirlenmiştir (Çizelge 4.1).

Çizelge 4.1. Farklı konsantrasyonlarda lambda-cyhalothrine maruz kalan *Paracentrotus lividus* embriyolarının gelişimsel analizi (aritmetik ortalama (±) standard hata). Kısaltmalar: N (normal pluteus), G (gecikmiş gelişim gösteren larvalar), P1 (iskelet sistemi bozukluğu gösteren larvalar), P2 (gelişim durması gözlenen bireyler). P < 0,05

Konsantrasyon (µg/L)	N	P1	G	P2
Kontrol	88,33±2,44	11,67±2,44	0,00±0,00	0,00±0,00
3	75,33±0,88	24,67±0,88	0,00±0,00	0,00±0,00
5,6	70,33±1,20	28,33±2,02	1,33±0,88	0,00±0,00
14,9	60,67±1,45	35,67±3,48	3,67±2,02	0,00±0,00
30,7	56,00±1,52	39,67±2,60	4,33±1,33	0,00±0,00

Çizelge 4.1'in devamı

50,6	49,67±1,52	43,33±2,60	7,33±2,02	0,00±0,00
133	29,00±1,52	62,00±1,00	9,00±0,57	0,00±0,00
267	0,00±0,00	87,00±1,52	13,00±1,52	0,00±0,00

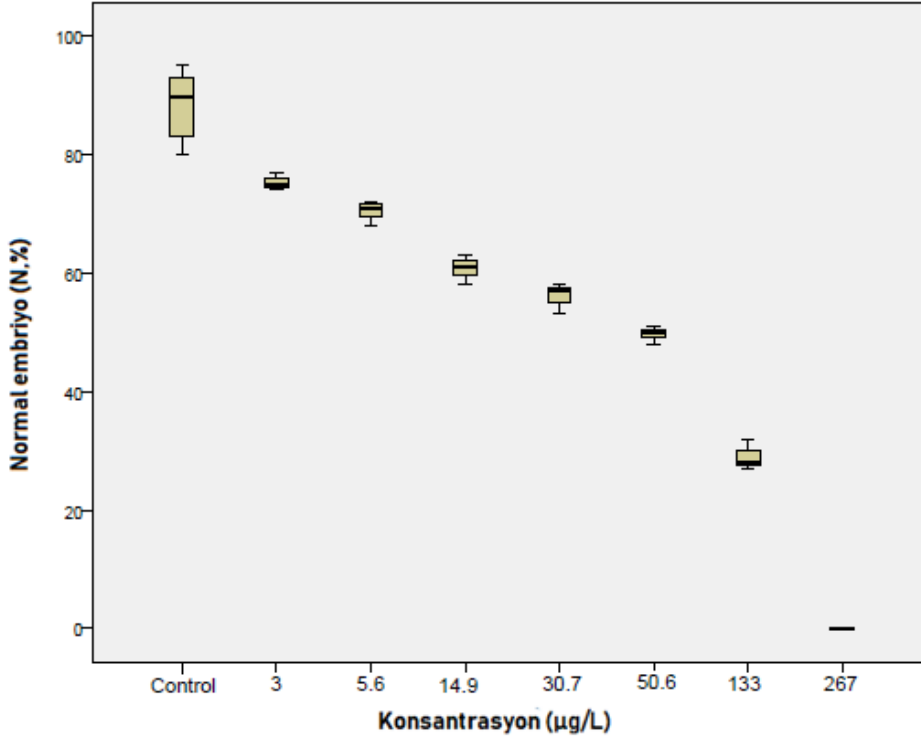
P. lividus embriyolarının gelişim özellikleri kontrol grubu ile 3 µg/L konsantrasyonda görülen normal gelişim gösteren larvalar karşılaştırıldığında yaklaşık %13 oranında azalarak %75,33'e düştüğü, 5,6 µg/L konsantrasyonunda ise yaklaşık %18 oranında azalma ile normal gelişim gösteren larva oranının %70,33'e düştüğü ve artan konsantrasyona bağlı olarak bu oranın azaldığı görülmüştür (Çizelge 4.2). En yüksek konsantrasyon olan 267 µg/L'de normal gelişim gösteren larvaların hiç görülmediği belirlenmiştir (Çizelge 4.2).

Çizelge 4.2. *Paracentrotus lividus* örneklerinin embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan normal gelişim analiz sonuçları

Normal Gelişim Konsantrasyon (µg/L)	Ortalama	Standard Sapma	Standard Hata	Ortalama için %95 Güven Aralığı Alt Sınır - Üst Sınır		Min.	Max.
Kontrol Grubu	88,33	5,98	2,44	82,05	94,62	80	95
3	75,33	1,52	0,88	71,54	79,13	74	77
5,6	70,33	2,08	1,20	65,16	75,50	68	72
14,9	60,67	2,51	1,45	54,42	66,92	58	63
30,7	56,00	2,64	1,52	49,43	62,57	53	58
50,6	49,67	1,52	0,88	45,87	53,46	48	51
133	29,00	2,64	1,52	22,43	35,57	27	32
267	0	0	0	0	0	0	0



Şekil 4.1. Normal *Paracentrotus lividus* pluteus örneği (N) (özgün)

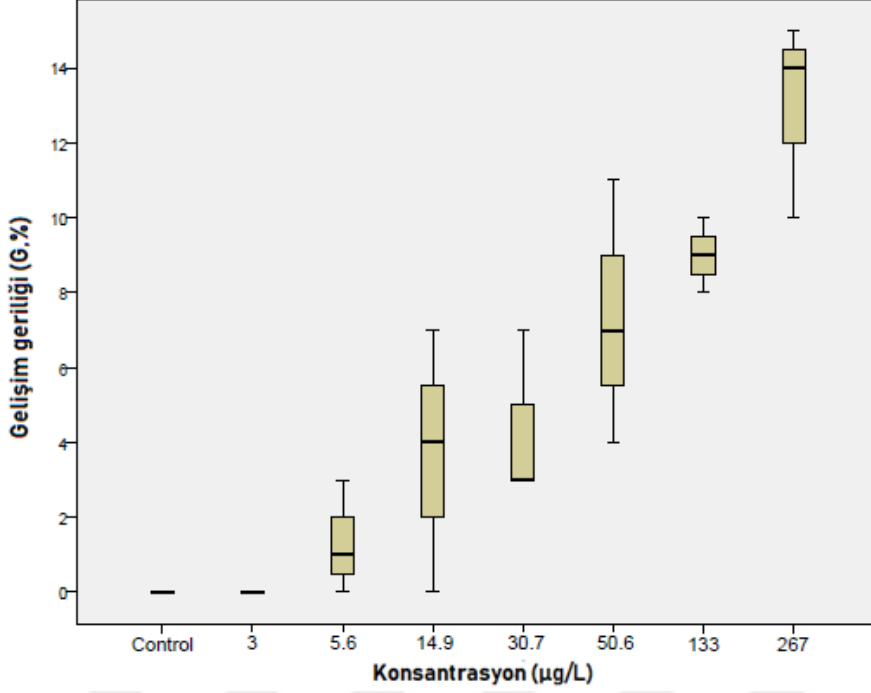


Şekil 4.2. *Paracentrotus lividus* embriyolarında normal gelişim (N) gösteren bireylerin konsantrasyona bağlı olarak dağılımı

P. lividus embriyolarının gelişimi 5,6 µg/L lambda-cyhalothrin'e maruz kalması ile birlikte gecikmeye başladığı gözlenmiş ve artan konsantrasyonlarda gelişme geriliğinin önemli farklılıklar göstermeden artarak devam ettiği belirlenmiştir (Çizelge 4.3).

Çizelge 4.3. *Paracentrotus lividus*'un embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan gelişme geriliği analiz sonuçları

Gecikmiş Gelişim Konsantrasyon (µg/L)	Ortalama	Standard Sapma	Standard Hata	Ortalama için %95 Güven Aralığı		Min.	Max.
				Alt Sınır	Üst Sınır		
Kontrol Grubu	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0
5,6	1,33	1,52	0,88	-2,46	5,13	0	3
14,9	3,67	3,51	2,02	-5,06	12,39	0	7
30,7	4,33	2,30	1,33	-1,40	10,07	3	7
50,6	7,33	3,51	2,02	-1,39	16,06	4	11
133	9,00	1,00	0,57	6,52	11,48	8	10
267	13,00	2,64	1,52	6,43	19,57	10	15

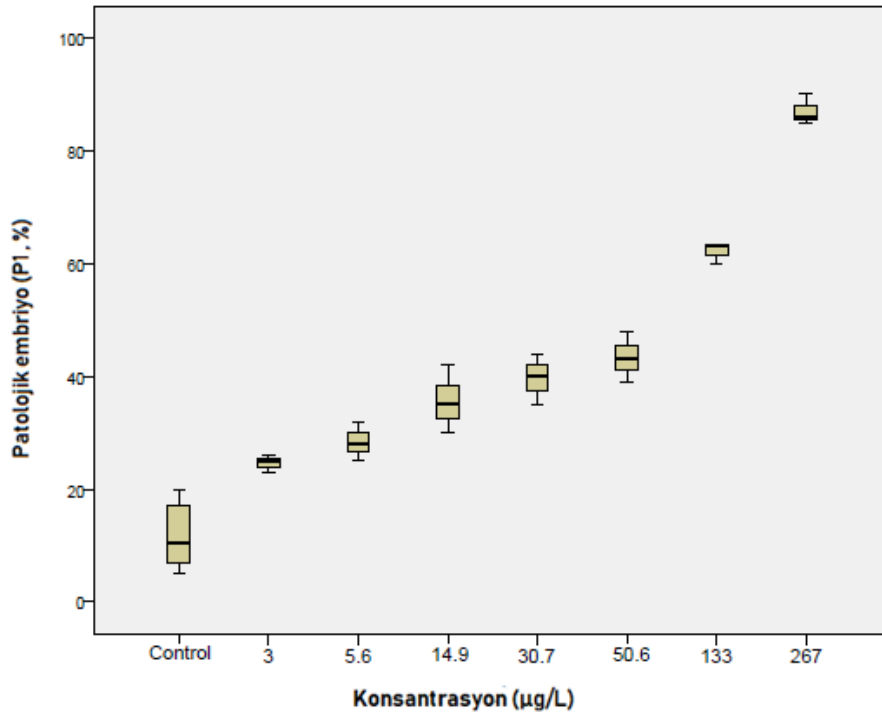


Şekil 4.3. *Paracentrotus lividus* embriyolarında gelişme geriliği (G) gösteren bireylerin konsantrasyona bağlı olarak dağılımı

P. lividus embriyolarının gelişimi sırasında iskelet sistemi bozuklukları (P1) dozların artmasıyla birlikte artış gösterdiği, pluteus safhasına ulaşmamış embriyolar (P2)'ın ise gözlenmediği görülmüştür. Kontrol grubuyla karşılaştırıldığında 3 µg/L konsantrasyonda iskelet sistemi deformasyonlarının %13 artış göstererek %24,67 olduğu görülmektedir. Bu oranın 5,6 µg/L konsantrasyonda %16,66 artış ile %28,33'e yükseldiği görülmektedir. En yüksek konsantrasyon olan 267 µg/L de ise kontrol grubuna oranla % 75,33 artış göstererek % 87 olduğu görülmüştür (Çizelge 4.4).

Çizelge 4.4. *Paracentrotus lividus*'un embriyogenezi boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan iskelet sistemi bozukluğu (P1) larval analiz sonuçları

İskelet sistemi bozukluğu (P1) Konsantrasyon (µg/L)	Ortalama	Standard Sapma	Standard Hata	Ortalama için %95 Güven Aralığı Alt Sınır - Üst Sınır		Min.	Max
Kontrol Grubu	11,67	5,98	2,45	5,38	17,95	5	20
3	24,67	1,52	0,88	20,87	28,46	23	26
5,6	28,33	3,51	2,02	19,61	37,06	25	32
14,9	35,67	6,02	3,48	20,69	50,64	30	42
30,7	39,67	4,50	2,60	28,47	50,87	35	44
50,6	43,33	4,50	2,60	32,13	54,53	39	48
133	62,00	1,73	1,00	57,70	66,30	60	63
267	87,00	2,64	1,52	80,43	93,57	85	90



Şekil 4.4. *Paracentrotus lividus* larvalarında iskelet sistemi bozukluğunun (Patolojik: P1) konsantrasyona bağlı olarak dağılımı



Şekil 4.5. *Paracentrotus lividus* embriyogenezi boyunca 50,6 µg/ L lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan larvalardaki iskelet sistemi bozuklukları (P1) (özgün)



Şekil 4.6. 267 µg/ L lambda-cyhalothrin'e maruz kalan embriyolarda prizma evresi (*Paracentrotus lividus*) (G) (özgün)

4.1.2. *Arbacia lixula* İçin Embriyotoksosite Bulguları

Arbacia lixula örneklerine ait normal gelişim gösteren larvalarının kontrol grubundaki ortalaması %90 olarak hesaplanmıştır. Lambda-cyhalothrin'in *A. lixula* embriyoları üzerine EC₅₀ değeri 61,20 µg/L (%95 güven aralığı, CI 54,31-67,31) olarak hesaplanmıştır. Uygulamanın en yüksek konsantrasyonu olan 267 µg/L lambda-cyhalothrin uygulanan grupta hiç normal gelişim gösteren larva bulunmamıştır.

Arabacia lixula embriyolarının en düşük konsantrasyon olan 3 µg/L’de normal gelişim gösteren larva ortalaması 70,67 iken, gelişim geriliği görülmemiştir. En düşük ikinci doz olan 5,6 µg/L konsantrasyonunda ise larva ortalamasının %67,00’ye düşmüş; gelişim geriliği ortalaması ise %1,00 olarak hesaplanmıştır. En yüksek doz olan 267 µg/L konsantrasyon da *A. lixula* embriyolarının P1 ortalaması %90 olarak tespit edilmiştir. Elde edilen veriler içerisinde P2’nin gözlenmediği belirlenmiştir (Çizelge 4.5).

Çizelge 4.5. Farklı konsantrasyonlarda lambda-cyhalothrine maruz kalan *Arabacia lixula* embriyolarının gelişimsel analizi (aritmetik ortalama (±) standard hata). Kısaltmalar: N (normal pluteus), G (gecikmiş gelişim gösteren larvalar), P1 (iskelet sistemi bozukluğu gösteren larvalar), P2 (gelişim durması gözlenen bireyler). P < 0,05

Konsantrasyon (µg/L)	N	P1	G	P2
Kontrol Grubu	90,83±1,83	9,17±1,83	0,00±0,00	0,00±0,00
3	70,67±0,66	29,33±,66	0,00±0,00	0,00±0,00
5,6	67,00±0,57	32,00±,57	1,00±0,57	0,00±0,00
14,9	58,67±0,88	41,33±0,88	0,00±0,00	0,00±0,00
30,7	54,33±0,66	42,33±0,33	3,33±0,88	0,00±0,00
50,6	48,33±0,88	44,67±1,45	7,00±1,52	0,00±0,00
133	25,67±0,66	65,00±1,15	8,67±1,33	0,00±0,00
267	0,00±0,00	90,00±1,15	10,00±1,15	0,00±0,00

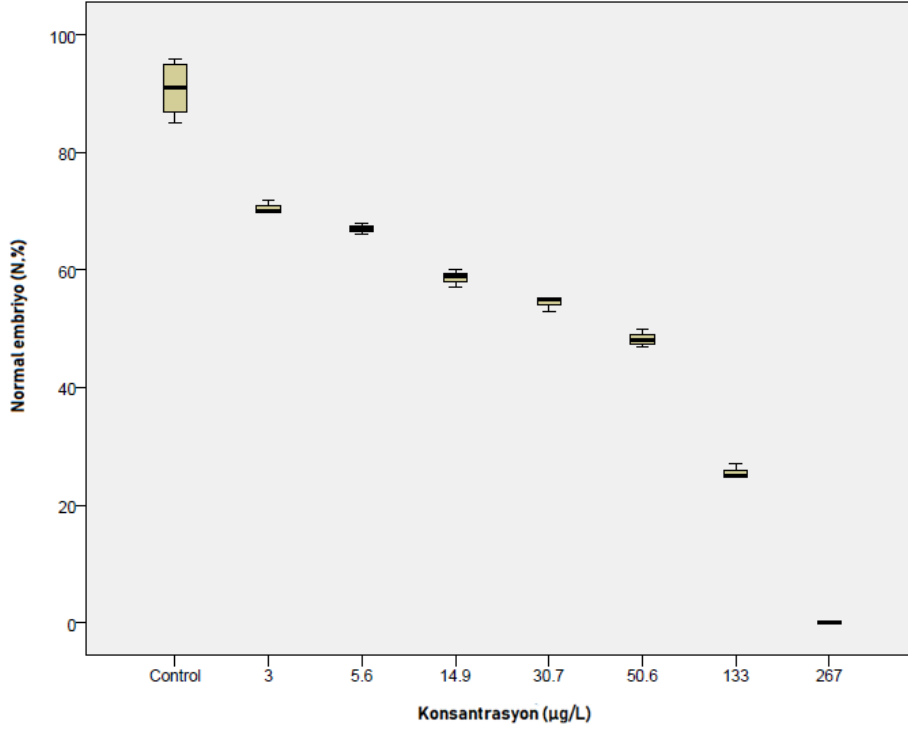
Bunun yanı sıra normal gelişim göstermekte olan *A. lixula* larvalarının 3 µg/L konsantrasyonda kontrol grubuna oranla %20 oranında azalarak %70,67 düştüğü, 5,6 µg/L konsantrasyonunda ise yaklaşık %23 oranında azalma ile normal gelişim gösteren larva oranının %67,00’a düştüğü ve artan konsantrasyona bağlı olarak bu oranın azaldığı görülmüştür. Normal gelişim gösteren larvaların en yüksek konsantrasyon olan 267 µg/L’de hiç görülmediği belirlenmiştir (Çizelge 4.6).

Çizelge 4.6. *Arbacia lixula* örneklerinin embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan normal gelişim (N) analiz sonuçları

Normal Gelişim (N) Konsantrasyon (µg/L)	Ortalama	Standard Sapma	Standard Hata	Ortalama için %95 Güven Aralığı Alt Sınır - Üst Sınır		Min.	Max.
Kontrol Grubu	90,83	4,49	1,83	86,12	95,55	85	96
3	70,67	1,15	0,66	67,80	73,54	70	72
5,6	67,00	1,00	0,57	64,52	69,48	66	68
14,9	58,67	1,52	0,88	54,87	62,46	57	60
30,7	54,33	1,15	0,66	51,46	57,20	53	55
50,6	48,33	1,52	0,88	44,54	52,13	47	50
133	25,67	1,15	0,66	22,80	28,54	25	27
267	0	0	0	0	0	0	0



Şekil 4.7. Normal *Arbacia lixula* pluteus örneği (N) (özgün)



Şekil 4.8. *Arbacia lixula* embriyolarında normal gelişim (N) gösteren bireylerin konsantrasyona bağlı olarak dağılımı

Arbacia lixula larvalarının gelişimi 5,6 µg/L lambda-cyhalothrin'e maruz kalması ile birlikte gecikmeye başladığı gözlemlenmiş ve artan konsantrasyonlarda gelişme geriliğinin 14,9 µg/L'de görülmemesi haricinde önemli farklılıklar göstermeden artarak devam ettiği belirlenmiştir (Çizelge 4.7).

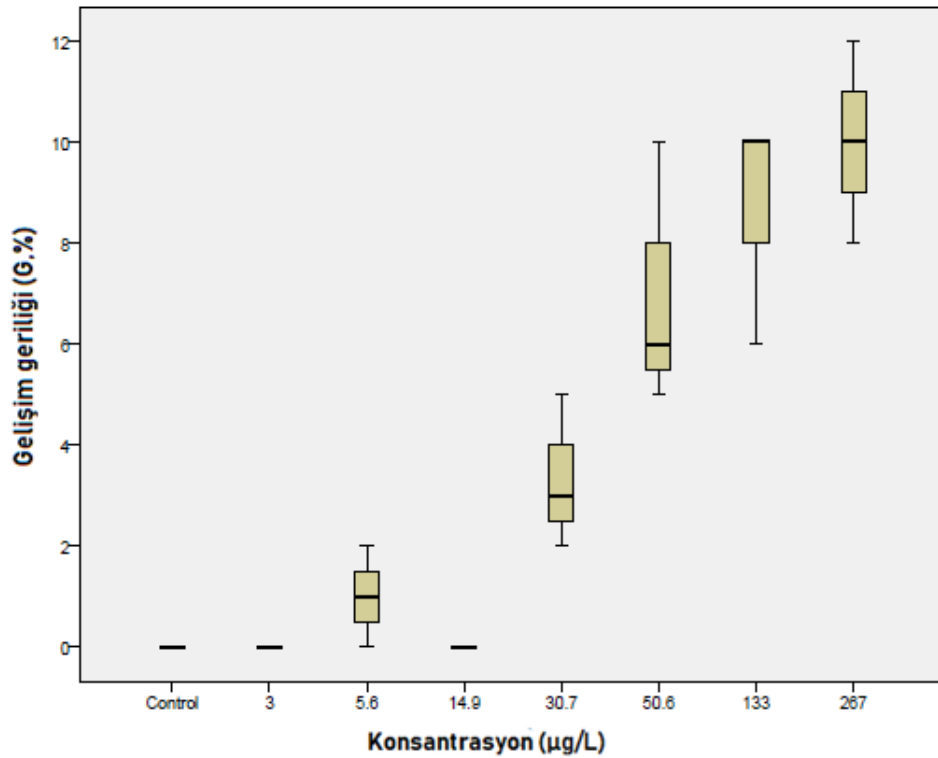
Çizelge 4.7. *Arbacia lixula* örneklerinin embriyogenez boyunca farklı dozlarda lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan normal gelişim (N) analiz sonuçları

Gecikmiş Gelişim (G) Konsantrasyon (µg/L)	Ortalama	Standard Sapma	Standard Hata	Ortalama için %95 Güven Aralığı Alt Sınır - Üst Sınır	Min.	Max.
Kontrol Grubu	0	0	0	0 0	0	0
3	0	0	0	0 0	0	0

Çizelge 4.7'nin devamı

5,6	1,00	1,00	0,57	-1,48	3,48	0	2
14,9	0	0	0	0	0	0	0
30,7	3,33	1,52	0,88	-0,46	7,13	2	5
50,6	7,00	2,64	1,52	0,43	13,57	5	10
133	8,67	2,30	1,33	2,93	14,40	6	10
267	10,00	2,00	1,15	5,03	14,97	8	12

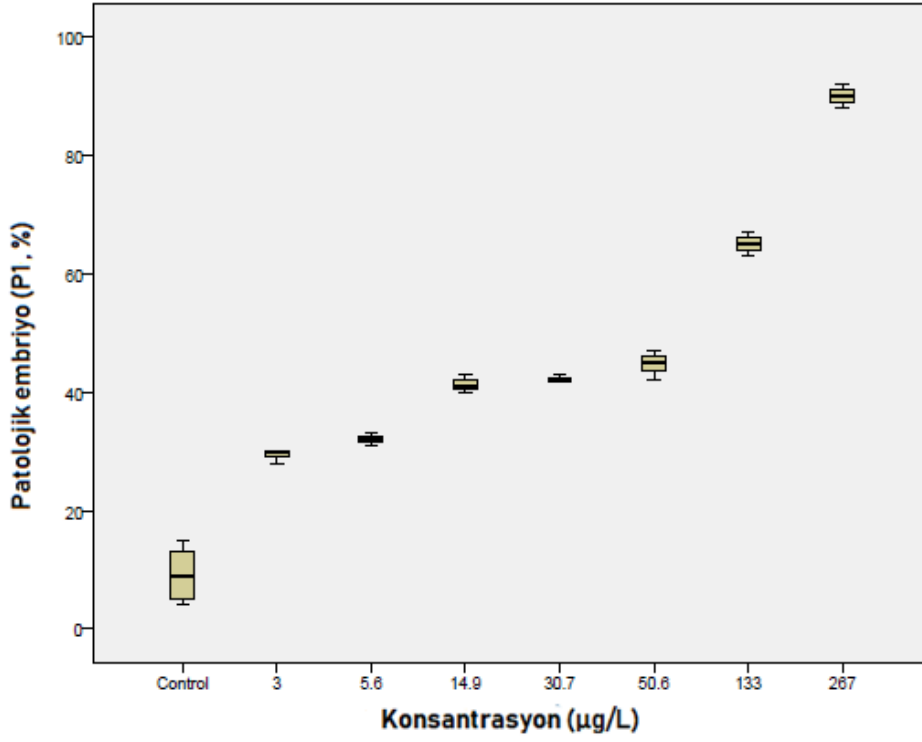
Arbacia lixula embriyo gelişimi sırasında görülen iskelet sistemi bozuklukları (P1), 3 µg/L konsantrasyonda kontrol grubuna oranla %20,16 artış göstererek %29,33 olduğu görülürken 5,6 µg/L konsantrasyona bakıldığında %22,83 artış ile iskelet sistemi bozukluğunun %32 olduğu görülmektedir. En yüksek konsantrasyon olan 267 µg/L de ise kontrol grubuna oranla iskelet bozukluğu %80,83 oranında artış göstererek %90 olduğu görülmüştür. Buna göre *Arbacia lixula* embriyolarında iskelet sistemi bozukluğunun konsantrasyon artışı ile birlikte arttığı belirlenmiş, pluteus safhasına ulaşmamış embriyolar (P2)'ın gözlenmediği görülmüştür (Çizelge 4.8).



Şekil 4.9. *Arbacia lixula* embriyolarında gelişme geriliği (G) gösteren bireylerin konsantrasyona bağlı olarak dağılımı

Çizelge 4.8. *Arbacia lixula*'nın embriyogenez boyunca farklı dozlarda lamda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan iskelet sistemi bozukluğu (P1) analiz sonuçları

İskelet Sistemi Bozukluğu (P1) Konsantrasyon (µg/L)	Ortalama	Standard Sapma	Standard Hata	Ortalama için %95 Güven Aralığı		Min.	Max.
				Alt Sınır	Üst Sınır		
Kontrol Grubu	9,17	4,49	1,83	4,45	13,88	4	15
3	29,33	1,15	0,66	26,46	32,20	28	30
5,6	32,00	1,00	0,57	29,52	34,48	31	33
14,9	41,33	1,52	0,88	37,54	45,13	40	43
30,7	42,33	0,57	0,33	40,90	43,77	42	43
50,6	44,67	2,51	1,45	38,42	50,92	42	47
133	65,00	2,00	1,15	60,03	69,97	63	67
267	90,00	2,00	1,15	85,03	94,97	88	92



Şekil 4.10. *Arbacia lixula* larvalarında iskelet sistemi bozukluğunun (Patolojik: P1) konsantrasyona bağlı olarak dağılımı



Şekil 4.11. *Arbacia lixula* embriyogenezi boyunca 50,6 µg/ L lambda-cyhalothrin'e maruz kalması sonucunda oluşan larvalardaki iskelet sistemi bozuklukları (P1) (özgün)



Şekil 4.12. 267 µg/ L lambda-cyhalothrine maruz kalan embriyolarda prizma evresi (*Arbacia lixula*) (G) (özgün)

4.2. Tartışma

Kalıcı organik kirleticiler son yıllarda sucul ekosistemi tehdit etmektedir (OECD, 2002a). Modern tarım uygulamalarının kullanımının artması, endüstrinin giderek gelişmesi, insan nüfusunda artışın gözlenmesi ile birlikte kirleticilerin sucul ekosisteme katılma oranı yükselmiştir (Wepener ve ark., 2001).

Kirliliğe sebep olan bu kimyasallar canlılar üzerinde hücre bölünmesinde gecikmelerin yaşanmasına, beslenmelerinde değişikliklerin görülmesine, balıklarda yumurtlama düzenlerinde ve yumurta oluşum dönemlerinde düzensizliklerin görülmesine neden olmakla birlikte, canlıların nesillerini devam ettirmelerini de tehdit etmektedir (Walker, 1992). Sucul ekosistemde meydana gelen kirliliğin belirlenmesinde suda yaşayan canlılar ve besin zincirinde yer alan canlılar kullanılarak araştırmalar yapılmaktadır (Dobrowolski ve Skowronska, 2001).

Tarımsal alanda zararlılarla mücadele amaçlı insektisitlerin üretime katkısı düşünüldüğünde birçok yararının olması yanında kullanımıyla birlikte sucul ortamların kirlenmesine bağlı olarak canlıların yaşamlarını olumsuz yönde etkilemektedir (Ansari ve ark., 2014). Bu çalışmada da sucul ekosistem içerisinde kirliliğin belirlenmesi için önemli indikatör olan deniz kestaneleri kullanılmıştır. *Paracentrotus lividus* ve *Arbacia lixula* embriyoları üzerine lambda-cyhalothrin'in toksik etkisinin araştırıldığına dair literatürde herhangi bir çalışmaya rastlanılmamıştır. Embriyotoksisite deneylerimiz sonucu *Paracentrotus lividus* embriyoları üzerine lambda-cyhalothrin'in EC₅₀ değeri 72,52 µg/L

iken; *Arbacia lixula* için EC₅₀ değeri 61,20 µg/L olarak hesaplanmıştır.

Permetrinin *Paracentrotus lividus* embriyolarının gelişimi üzerine etkisini ortaya koymak üzere yapılmış bir çalışmada, artan permetrin konsantrasyonuna bağlı olarak normal gelişim gösteren pluteus oranında azalma olduğu gözlenmiştir. Embriyotoksisite çalışmasında IC₂₅ değerinin, 0,195 µg/L olduğu IC₅₀ değerinin ise 0,346 µg/L olduğu tespit edilmiştir. Bu çalışmada permetrinin *Paracentrotus lividus* sperm ve embriyoları üzerinde toksik etki gösterdiği belirlenmiştir (Erkmen, 2015). Bu sonuçlar yapmış olduğumuz çalışmadaki bulgularımızı destekler niteliktedir. Sentetik piretroidlerin indikatör tür olan deniz kestaneleri embriyoları üzerinde toksik etkisi çok yüksektir.

Yavru sazanlar (*Cyprinus carpio*) üzerinde sentetik piretroid olan α -cypermethrin'in etkisi incelenmiş, 96 saatlik maruziyet sonrasında letal konsantrasyon hesaplanmıştır. İki tekrardan oluşan deney düzeneği su sıcaklığının 20 (\pm) 1 °C ve pH 8,31 olduğu ortamda gerçekleştirilmiştir. Yavru sazanların 96 saat sonunda LC₅₀ değerlerinin 1,034 µg/L (0,136-12,181) olduğu α -cypermethrin'in toksik etki gösterdiği belirtilmiştir (Güner, 2017). Lepistes balığı (*Poecilia reticulata*) üzerinde α -cypermethrin'in etkisi incelenmiş, 96 saatlik sonunda LC₅₀ değerinin 9,43 µg/L olduğu belirlenmiştir (Yılmaz ve ark., 2004).

Sekiz balık türünde permetrinin 96 saatlik LC₅₀ değerini, 2,2-23 µg/L; 12 farklı deniz omurgasızlarında ise bu değerin 0,018-824 µg/L olduğu tespit edilmiştir. Başka bir çalışmada piretroid insektisit permetrinin *Palaemonetes pugio* (Holthuis, 1949) türü karideslerin 96 saatlik kimyasala maruz kalmaları sonucunda LC₅₀ değerinin larvalar için; 0,05 µg/L, erginler için; 0,25 µg/L ve embriyolar için; 6,4 µg/L olduğu belirlenmiştir. (Delorenzo ve ark., 2006).

İsrail sazanı (*Carassius gibelio*) balıklarına uygulanan cypermethrin'in oksidatif stres parametreleri üzerine etkisi 96 saat boyunca üç farklı dozda (1, 1,5, 2 µg/L) incelenmiş ve oksidatif stres belirteçlerinden olan malondialdehit (MDA) ile glutatyon (GSH) ve süperoksit dismutaz (SOD) gibi antioksidanların seviyelerinde değişiklikler olduğu MDA'nın karaciğer ve kas dokularında (tüm gruplarda; p<0.001 düzeyinde), serum örneklerinde (sırasıyla; p<0,01, p<0,001, p<0,001) artırdığını belirtilmiştir. SOD seviyelerinin karaciğerde (sırasıyla; p<0,05, p<0,01, p<0,001), kas dokularında (orta ve yüksek dozlarda; p<0,001 düzeyinde) olduğu, serum örneklerinde ise (yüksek dozda; p<0,01 düzeyinde) bu değerin azaldığı belirlenmiştir. Ayrıca GSH seviyelerinin de kas (sırasıyla; p<0,001, p<0,001, p<0,05), serum örneklerinde (yüksek dozda; p<0,01 düzeyinde) değerlerin azaldığı görülmüştür (Uslu ve ark., 2016).

Başka bir çalışmada gökkuşığı alabalığı üzerinde lambda cyhalothrin uygulanması

sonucunda GPx (glutasyon peroksidaz) ve GSH (glutasyon S-transferaz) düzeylerinde konsantrasyona bağlı artış gösterdiği ve CAT (katalaz) aktivitesinde azalma olduğu gözlenmiştir (Kutluyer ve ark., 2015).

Balıklar dışında lambda-cyhalothrin'in ratlarda üreme sistemi üzerindeki etkisi hakkında çeşitli araştırmalar yapılmıştır. Erkek ratlarda kısırlığa yol açmadığı fakat seksüel aktiviteyi düşürdüğü belirlenmiştir (Ratnasooriya ve ark.,2002).

Memelilerde de yapılan çalışmalarda lambda-cyhalothrin'in canlının genetik materyaline toksik etki gösterdiği saptanmıştır. Farelere oral yoldan verilmesi sonucunda tüm deney gruplarında kontrol grubuna oranla kardeş kromatid oranı artığı görülmüştür (Fahmy ve Abdalla, 2001). Gerçekleştirdiğimiz çalışmada lambda-cyhalothrin deniz kestanesi embriolarına farklı konsantrasyonlarda uygulanmış ve belirlenen tüm grupların kontrol grubuna oranla embriyonik gelişimlerdeki deformasyonların konsantrasyona bağlı olarak arttığı belirlenmiştir.

Ratlar üzerinde yapılan bir başka çalışmada yaygın olarak kullanılmakta olan 15 çeşit insektisitten oluşan bir karışım uygulanmış ve sonuç olarak GPx (glutasyon peroksidaz), GR (glutasyon redüktaz), GST (glutasyon S-transferaz) enzim aktivitelerinde azalmanın gözleendiğı belirtilmiştir (Lodovici ve ark., 1994).

Erkek ratların böbreklerdeki enzim aktivitesine lambda-cyhalothrin'in etkisi incelendiğinde, CAT (katalaz), SOD (süperoksit dismutaz), GPx (glutasyon peroksidaz) GR (glutasyon redüktaz) ve GST (glutasyon S-transferaz) düzeylerinde önemli derecede azalma gözlenmiştir (Fetoui ve ark., 2010).

Lambda-cyhalothrin sentetik piretroid insektisit olarak bilinen canlılar üzerinde asalak olarak yaşıyan böceklerden kurtulmak için kullanılmıştır (Öncüer, 2000; Soderlund ve ark., 2002). Blattellidae ve Blattidae familyalarında bulunmakta olan çekirgeler üzerinde yapılan bir çalışmada lambda-cyhalothrinin, diğer gruplarda yer alan chlorpyrifos ve propoxur insektisitlerinden daha toksik olduğu saptanmıştır (Toth ve Sparks, 1990; Valles ve ark., 1999).

Sentetik piretroid insektisit lambda-cyhalothrinin etkileri canlılar üzerinde birçok çalışmayla belirlenmiştir. Bu çalışmada da deniz kestanesi türlerinden *Paracentrotus lividus* ve *Arbacia lixula* lavralarının kimyasalın belirlenen konsantrasyonlarında embriyotoksik etkisi araştırılmıştır. Çalışmada sperm yoğunluğunda değişim gözlenmeden yedi farklı konsantrasyonda lambda-cyhalothrin canlıların embrioları üzerine uygulanmıştır. Uygulama esnasında dozlar 3, 14,9, 5,6, 30,7, 50,6, 133, 267 µg/L olarak uygulanmıştır.

Uygulamalar sonucunda *Paracentrotus lividus* larvalarına uygulanan 50,6, 133, 267 µg/L konsantrasyonlar için iskelet sistemi bozukluğu görülen larva ortalamalarının sırasıyla %43,33, 62,00, 87,00 olduğu gözlenirken aynı konsantrasyonlar için *Arbacia lixula*'da gözlenen iskelet sistemi bozukluğu larva ortalamalarının ise sırasıyla %44,67, 65,00, 90,00 olduğu gözlemlenmiştir. Bu verilere bağlı olarak *Arbacia lixula* larvalarının lambda-cyhalothrine karşı *Paracentrotus lividus* larvalarına oranla daha çok hassasiyet gösterdiği bununla birlikte her iki tür için de lambda-cyhalothrin uygulanan dozlarda embriyotoksik olduğu bulunmuştur. Kimyasalın diğer canlı türüne göre deniz kestaneleri üzerindeki toksik etkisi daha düşük konsantrasyonlarda başladığı, aynı maddenin farklı sucul türler üzerindeki toksik etkisinin değişiklik göstermesi çevresel ve biyolojik faktörlerden kaynaklanmakta ve lambda-cyhalothrin'in canlı grupları üzerine etkilerinin değiştiğini ancak toksisitesinin kaçılmaz olduğu görülmektedir. Bu nedene daha fazla canlı türü üzerinde toksisite çalışmalarının yapılmasına ihtiyaç duyulmaktadır.

BÖLÜM 5

SONUÇ VE ÖNERİLER

Tarımsal alanda kullanılmakta olan sentetik piretroit insektisit grubu olarak bilinen lambda-cyhalothrinin akuatik uygulamalar sonucunda toksik etki yarattığı çeşitli çalışmalar sonucunda gözlenmiştir. Aşırı ve bilinçsizce kullanılan kimyasallar çeşitli taşıyıcılar vasıtasıyla sucul ekosisteme aktarılır ve ekosistem içerisinde yaşayan canlıları olumsuz etkilemektedir. Bunlar göz önüne alınarak hazırlanan bu çalışmada embriyolojik toksisite çalışmalarında sıklıkla yer alan deniz kestaneleri kullanılmıştır. Bu canlılar Çanakkale kıyı ekosisteminde yaşayan *Paracentrotus lividus* Güzelyalı mevki, *Arbacia lixula* Bozcaada mevkilerinden elde edilmiştir. Lambda-cyhalothrinin deniz kestaneleri embriyolarının gelişimi üzerinde doza bağlı etkileri incelenmiştir.

İnceleme sürecinde *Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula* türleri larvaları kullanılmış ve kimyasalın olumsuz etkileri yapılan çalışma ile ortaya koyulmaya çalışılmıştır. İncelenen her iki türün larvalarında en yüksek dozda etkinin en fazla gözleendiği görülmüştür. Türler arasında önemli farklılıkların olmasına rağmen *Arbacia lixula* larvalarının etkilenme oranının *Paracentrotus lividus* larvalarının etkilenme oranından daha yüksek olduğu görülmüştür. Düşük doz gruplarında da benzer etkilerin görülmesi dikkat çekmektedir.

Zararlıları etkisiz hale getirmek için kullanılan kimyasallar ekosistem içerisindeki canlıları da olumsuz etkilemektedir. Bilinçsizce kullanılan kimyasallar denizlere karışarak sucul ekosistem içerisinde hedef olmayan canlılar içinde tehdit oluşturmaktadır. Kimyasalların kullanılmasının yasaklanması ihtimali bulunmamakla birlikte iyi bir çözüm de değildir. Bundan dolayı toksisite çalışmaları ve sonuçları göz önünde bulundurularak, yetkili kurumların denetimi ile insektisit kullanımı denetim altına alınmalıdır. Tarımsal alanda çalışan kişilerin insektisitlerin hedef canlılar dışında diğer canlıları da olumsuz etkilediği konusunda bilgilendirilmeleri gerekmektedir. Yapılan araştırmalara göre üretim esnasında da hedef canlı dışında diğer canlı ekosisteme zarar vermeyecek ve doğa ile uyum sağlayabilecek kimyasal üretimleri için çalışılmalı aksi takdirde ilerleyen yıllarda kaliteli yaşam alanları bulunamayacağı göz ardı edilmemelidir.

KAYNAKLAR

- Ağar S., Aydınoğlu H., Temel O., İkişüenal K., Ece H., 1991. Pestisit Kullanımının Tarihçesi, Bugünü ve Geleceđi. Türk Entomol Derg., 15 (4): 247–56.
- Alkan A., Serdar S., Fidan D., 2008. SÜMAE Yunus Araştırma Bülteni, 8:1, Mart
- Anadon A., Martinez M., Martinez M.A., Diaz M.J., Martinez Larranaga M.R., 2006. Toxicokinetics of Lambda-Cyhalothrin in Rats. Toxicology Letters, 165: 47-56.
- Ansari S., Ansari B.A., 2014. Temporal Variations of CAT, GSH, and LPO in Gills and Livers of Zebrafish, Danio Rerio, Exposed to Dimethoate. Arch Pol Fish, 22, 101-9.
- APHA, AWWA, WEF, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 20th edit. p.614-743 Washington, D.C.
- Arslan Çakal Ö., 2005. Nonilfenol, Oktilfenol ve Bisfenol'ün Deniz Kestanesi. (*Paracentrotus lividus*) Embriyo Gelişimi Üzerine Etkisi (Doktora Tezi). Su Ürünleri Fakültesi Temel Bilimler Anabilim Dalı. 171s., Ege Üniversitesi, Türkiye.
- Artüz M.L., 1991. "Petrol Kirlenmesi Açısından Denizlerimizde Durum", M.B.B. Natural Resorces, 12/1.
- Azgın C., Göksu M.Z.L., Manaşırılı M., 2015. Lambda-Cyhalothrin ve Cypermethrin İnsektisitleri'nin *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1754) Yavruları Üzerine Akut Toksik Etkisinin Araştırılması (Biyodenedey). Çukurova Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi, 01330 Balcalı, Türkiye. Yunus Araştırma Bülteni, (1): 23-26.
- Bayar A.S., 2013. Tatlı Su Balığı *Oreochromis niloticus*'un Gonad Histolojisi Üzerindeki Piretroid Pestisit Deltamethrinin Etkileri ve E vitaminin Etkisi. Yüksek Lisans Tezi. Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Türkiye.
- Bellas J., Beiras R., Marinõ-Balsa J., Fernáandez N., 2005. Toxicity of Organic Compounds to Marine İnvertebrate Embryos and Larvae: A Comparison Between the Sea Urchin Embryogenesis Bioassay and Alternative Test Species. Ecotoxicology, 14 (3): 337–353.
- Beyazkaya B., 2007. Kâğıt Endüstrisi Atık Sularının Denizkestanesi Embriyonik Gelişimi Üzerine Etkilerinin Araştırılması Yüksek Lisans Tezi. Ege Üniversitesi, Türkiye.

- Brusca R.C., Brusca G.J., 1990. "Invertebrates", Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA, 922 s.
- Brusca R.C., Brusca G.J., 2003. Invertebrates - Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, xix + 936 pp.
- Byrne M., 1990. Annual Reproductive Cycles of the Commercial Sea Urchin *Paracentrotus lividus* From an Exposed Interdial and a Sheltered Subtidal Habitat on the West Coast of Ireland. Mar. Biol., 104: 275-289.
- Cairns J., 1986. Community Toxicity Testing. American Society for Testing and Materials. pp. 66-92. ISBN: 0-8031-0488-X.
- Carballeira C., De Orte M.R., Viana I. G., DelValls T. A., Carballeira A., 2012. Assessing the Toxicity of Chemical Compounds Associated With Land-Based Marine Fish Farms: the Sea Urchin Embryo Bioassay With *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, Arch Environ Contam Toxicol. 63: 249–261.
- Cesar A., Marín A., Marín-Guirao L., Vita I., 2004. Amphipod and Sea Urchin Tests to Assess the Toxicity of Mediterranean Sediments: the Case of Portmaín Bay. Sci Mar, 68 (1): 205–213.
- Chiantore M., Vielminib I., Privitera D., Mangialajo L., Cattaneo-Vietti R., 2008. Habitat Effects on the Population Structure of *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, Chemistry and Ecology. 24 (S1): 145-157.
- Çakır Ş., Yamanel Ş., 2005. Böceklerde İnsektisidlere Direnç. Gazi Üniversitesi Kırşehir Eğitim Fakültesi. Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi Derg., Cilt 6 Sayı. 1 21-29.
- Çalta M., Ural M. Ş., 2004. Acute Toxicity of the Synthetic Pyrethroid Deltamethrin to Young Mirror Carp, *Cyprinus Carpio*, Fresenius Environmental Bulletin, Germany, 13 (11a): 1179 – 1183.
- Çelik A., Mazmancı B., Çamlıca Y., Aşkın A., Çömelekoglu U., 2003. Cytogenetic Effects of Lambda-Cyhalothrin on Wistar Rat Bone Marrow. Mutati. Research, 539: 91-97.
- Çelikel Y., 2011. Alpha-Cypermethrin'in *Daphnia magna* (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea). Üzerine Akut Toksik Etkisinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi. Ankara Üniversitesi, Türkiye.

- Çepel N., 2003. Ekolojik Sorunlar ve Çözümleri. TÜBİTAK Popüler Bilim Kitapları. ISBN: 975-403-290-4, 183 sf.
- Çiftlikli M., 1990. Çevre Kirliliğinin Ekonomik Boyutları. Çevre Dergi., s, 46-48.
- Demir M., 1952. Boğazlar ve Adalar Sahillerinin Omurgasız Dip Hayvanları. İstanbul Üniversitesi, Fen Fakültesi Hidrobiyoloji Araştırma Enst. Yay. 3: 615 s, Türkiye.
- Demirsoy A., 1998. Yaşamın Temel Kuralları Omurgasızlar (Invertebrata), Metekson Basımevi, Cilt-II, Kısım-I, Ankara, 1210 s.
- Dobrowolski R., Skowronska M., 2001. Distribution and Environmental Mobility of Selected Trace Metals in the Zemborzyce Reservoir, Polish Journal of Environmental Studies: 10: 383-388.
- Delorenzo M.E., Serrano L., Chung K.W., Hoguet J., Key P.B., 2006. Effects of the Insecticide Permethrin on Three Life Stages of the Grass Shrimp, *Palaemonetes Pugio*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 64 (2): 122-127.
- Erkmen B., 2015. Spermioxicity and Embryotoxicity of Permethrin in the Sea Urchin *Paracentrotus lividus*. Bull Environ Contam Toxicol DOI 10.1007/s00128-015-1482-z.
- Ekebas S., Cakir S., Ertugrul O., Kence A., 2000. The Detection of Mutagenic Activity of Some Chemicals (Azamethypos, Dichlorvos, Methyl Parathion, Aflatoxin B1) by the SMART Test in *Drosophila melanogaster*, Turkish J. Vet. Animal Sci. 24 (6): 563-569.
- El-Demerdash F.M., 2007. Lambda-Cyhalothrin Induced Changes in Oxidative Stress Biomarkers in Rabbit Erythrocytes and Alleviation Effects of Some Antioxidants. Toxicology in Vitro, 21: 392-397.
- El-Demerdash F.M., 2011. Lipid Peroxidation, Oxidative Stress and Acetylcholinesterase in Rat Brain Exposed to Organophosphate and Pyrethroid Insecticides, Food Chemi. Toxicol. 49: 1346-1352.
- Evcı E.D., Oğuz Z., Özdemir M., 2008. Deniz ve Kıyı Kirliliği Avrupa Birliği Uyum Çalışmaları.
- Falugi C., Dolcini V., Pesando D., Huitorel P., Angelini C., Guidetti P., 2005. Biological

- Targets of Neurotoxic Pesticides Analysed by Alteration of Developmental Events in the Mediterranean Sea Urchin, *Paracentrotus lividus*. *Marine Environmental Research* 55: 39-57.
- Fahmy M.A., Abdalla E.F., 2001. Cytogenetic Effects Induced by the Natural Pyrethrins and the Synthetic Lambda Cyhalothrin in Mice in Vivo, *Cytologia*, 66: 139-149.
- Fernandez-Alba A.R., Hernando Guil M.D., Diaz Lopez G., Chisti Y., 2002. Comparative Evaluation of the Effects of Pesticides in Acute Toxicity Luminescence Bioassays, *Analytica Chimica Acta*, 451: 195–202.
- Fernandez C., Pergent G., 1998. Effect of Different Formulated Diets and Rearing Conditions on Growth Parameters in the Sea Urchin *Paracentrotus lividus*. *Journal of Shellfish Research* 17 (5): 1571-1581.
- Fetoui H., Makni M., Garoui E.M., Zeghal N., 2010. Toxic Effects of Lambda-Cyhalothrin, a Synthetic Pyrethroid Pesticide, on the Rat Kidney: Involvement of Oxidative Stress and Protective Role of Ascorbic Acid, *Experimental and Toxicologic Pathology*, 62: 593–599.
- Fetoui H., Garoui E.M., Makniyadi F., Zeghal, N., 2008. Oxidative Stress Induced by Lambda-Cyhalothrin (LTC) in Rat Erythrocytes and Brain: Attenuation by Vitamin C, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 26: 225–231.
- George S.B., Cellario., Fenaux L., 1990. Population Differences in Egg Quality of *Arbacia lixula* (Echinodermata: Echinoidea): Proximate Composition of Eggs and Larval Development. *Journal of Exp. Mar. Biol. Ecol.* 141: 107-118.
- Gianguzza P., Chiantore M., Bonaviri C., Cattaneo-Vietti R., Vielmini I., Riggio S., 2006. The Effects of Recreational *Paracentrotus lividus* Fishing on Distribution Patterns of Sea Urchins at Ustica Island MPA (Western Mediterranean, Italy), *Fisheries Research*, 81: 37–44.
- Guidetti P., Dulcic J., 2007. Relationships Among Predatory Fish, Sea Urchins and Barrens in Mediterranean Rocky Reefs Across a Latitudinal Gradient, *Marine Environmental Research*, 63 (2): 168-184.
- Guidetti P., Terlizzi A., Boero F., 2004. Effects of the Edible Sea Urchin, *Paracentrotus lividus*, Fishery Along the Apulian Rocky Coast (SE Italy, Mediterranean Sea)",

- Fisheries Research, 66: 287–297.
- Güler Ç., Çobanoğlu Z., 1997. Pestisitler, Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No:52, Sağlık Bakanlığı Sağlık Projesi Genel Koordinatörlüğü, Ankara.
- Güner U., 2016. Behavioral Differentiation Induced by Insecticide Lambda-Cyhalothrin'in Mosquito Fish, *Gambusia affinis*. LIMNOFISH-Journal of Limnology and Fresh Water Fisheries Research, 2 (1): 11-17.
- Güner U., 2017. Yavru Sazanlarda (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) α –Cypermethrin'in Akut Toksik Etkisi. Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Derg., 13 (2): 173-178.
- Hereu B., Linares C., Diaz D., Dantart L., Garrabou J., Sala E., Ballesteros E., Harmelin J.G., Zabala M., 2005. Indicateurs de Biodiversité en Milieu Marin: Les Echinodermes. Fluctuations Temporelles Des Peuplements d'Échinodermes a Port-Cros 1982-2003. Technical Report for the Port-Cros National Park (France), 25 pp.
- Hereu Fina B., 2004. The Role of Trophic Interactions Between Fishes, Sea Urchins and Algae in the Northwest Mediterranean Rocky Infralittoral. Ph.D. Thesis, Department d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, 287 pp.
- International Maritime Organization (IMO)., 1992. MARPOL 73/78, Consolidated Edition, London, A.895–21p.
- Jacquín A., Donval, A., Guillou, J., Leyzour, S., Deslandes E., Guillou M., 2006. “The Reproductive Response of the Sea Urchins *Paracentrotus lividus* and *Psammechinus miliaris* to a Hyperproteinated Macrophytic Diet”, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 339: 43–54.
- Karşlıoğlu E., Baba A., Deniz O., 2004. Çanakkale İlinin Çevre Problemleri. V. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi, Bolu; 513-538.
- Kato S., Schroeter S.C., 1985. “Biology of the Red Sea Urchin, *Strongylocentrotus Franciscanus*, and its Fishery in California”, Marine Fisheries Review, 47 (3) :1-20.
- Kırıcı M., Kırıcı M., Işık M., Atamanalp M., 2015. İmidacloprid ve Lambd-cyhalothrin'in *Capoeta capoeta umbla* Böbrek Dokusunda Glikoz 6-Fosfat Dehidrogenaz Enzimi Üzerine In Vitro Etkileri, Türkiye Tarımsal Araştırmalar Derg., 2:8-14 TÛTAD

ISSN:2148-2306.

- Kidd H., James, D.R., 1991. The Agrochemicals Handbook, Third Edition, Royal Society of Chemistry Information Services, Cambridge, UK, 2-13.
- King C.K., Hoegh- Guldberg O., Byrne M., 1994. Reproductive Cycle of *Centrostephanus rodgersii* (Echinoidea), with Recommendations for the Establishment of a Sea Urchin Fishery in New South Wales, *Marine Biology*, 120, 95-106.
- Koç E., Akçay M., 2018. *Capoeta capoeta*'da Lambda-Cyhalothrin'in Biyokimyasal ve Moleküler Karakterizasyonu, *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Derg.*, 8 (2): 57-63.
- Kozloff E.N., 1990. Invertebrates: Chapter 21, Phylum Echinodermata, Saunders College Publishing, 866 s., Philadelphia, PA.
- Köprücü S. S., Köprücü, K., Ural, M. S., 2006. Acute Toxicity of the Synthetic Pyrethroid Deltamethrin to Fingerling European Catfish, *Silurus Glanis L*, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 76: 59–65.
- Kroh A., Mooi R., 2018. Dünya Echinoidea Veritabanı. *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) and *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758). Erişim: Deniz Ürünleri Dünya Kayıtları: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=124249>,2018-10-05.
- Kutluyer F., Erişir M., Benzer F., Öğretmen F., İnanan B.E., 2015. The in Vitro Effect of Lambda-Cyhalothrin on Quality and Antioxidant Responses of Rainbow Trout *Oncorhynchus Mykiss* Spermatozoa. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 40, 855-60.
- Larry R.M., Herrera J. C., 1999. "Body Form and Skeletal Morphometrics During Larval Development of the Sea Urchin *Lytechinus Variegatus*", *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 232: 151-176.
- Lawrence J.M., 2007. Edible Sea Urchins: Use and Life-History Strategies, *Edible Sea Urchins: Biology and Ecology*, 1st ed.(Editör: Lawrence, J.M), Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands, 1-9.
- Le Gall P., 1990. Culture of Echinoderm. *Aquaculture*. 1, 443-462. Ellis Harwood Water Research Center, U.K.

- Lodovici M., Aiolfi S., Monserrat C., Dolara P., Medica A., Di Simplicio P., 1994. Effect of a Mixture of 15 Commonly used Pesticides on DNA Levels of 8- hydroxy-2-Deoxyguanosine and Xenobiotic Metabolizing Enzymes in Rat Liver. *Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology: Official Organ of the International Society for Environmental Toxicology and Cancer*, 13, 163-8.
- Marin M.G., Moschino V., 2001. Spermatotoxicity and Embryotoxicity of Triphenyltin in The Sea Urchin *Paracentrotus lividus* Lmk. *Applied Organometallic Chemistry* 2002; 16: 175-181.
- Mazmancı B., 2003. Lambda-Cyhalothrin'in Swiss Albino Ratlarda Biyokimyasal ve Hematolojik Etkileri, Doktora Tezi, Mersin Üniversitesi, Türkiye.
- Moltmann J.F., Rawson D.M., 1996. *Applied Ecotoxicology*. CRC Press, Germany.
- Moore A., Waring C.P., 2001. The Effects of a Synthetic Pyrethroid Pesticide on some Aspects of Reproduction in Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.), *Aquatic Toxicology*, 52: 1-12.
- OECD (Organisation for economic cooperation and development), 2002a. Co-Operation on Existing Chemicals Hazard Assessment of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and its Salts, Environment Directorate, Joint Meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology
- Oral R., Bustamante P., Michel W., D'Ambra A., Guida M., Pagano G., 2010. Cytogenetic and Developmental Toxicity of Cerium and Lanthanum to Sea Urchin Embryos. *Chemosphere*, 81: 194–198.
- Oral R., 1997. Selenat, Selenit ve Seleno-DL-Metionin'in *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) Üzerine Embriyotoksik ve Genotoksik Etkilerinin Araştırılması (Doktora Tezi). Ege Üniversitesi, Biyoloji Anabilim Dalı, Türkiye.
- Oral R., Uysal H., 1997. Toxic Effects of Selenium on Embryonic Development of Sea Urchin, *Arbacia lixula*. *Su Ürünleri Derg.*, 13: 273-284.
- Öncüer C., 2000. Tarımsal Zararlılarla Savaş Yöntemleri ve İlaçları, 4. Baskı, Adnan Menderes Üniversitesi yayımları, Türkiye.
- Özaydın O., 1991. Ege Denizi Derin Deniz Echinodermelerinin Ekolojisi ve Sistematığı,

- Dokuz Eylül Üniversitesi. Deniz Bilimleri Teknolojisi Enst., Deniz Bilimleri Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, 49 s.
- Öztoprak B., Doğan A., Dağlı E., 2014. Checklist of Echinodermata From the Coast of Turkey. *Turkish Journal Zoology*, 38: 892-900.
- Palabıyık H., Yavaş H., Önder Ü., 2006. Çanakkale’de Çevre: Stratejik Çevresel Değerlendirme Yaklaşımı. Uluslar Arası Çanakkale Kongresi, 17-19 Mart, İstanbul.
- Pagano G., Esposito A., Giordano G.G., 1982. Fertilization and Larval Development in Sea Urchins Following Exposure of Gametes and Embryos to Cadmium, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 11: 47-55.
- Pagano G., Cipollaro M., Corsale G., Esposito A., Ragucci E., Giordano G.G., Trieff N.M., 1986. The Sea Urchin: Bioassay for the Assessment of damage from Environmental Contaminants: In: Cairns J, Jr (ed) *Community Toxicity Testing*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, 67-92.
- Pinna S., Ceccherelli G., Sechi N., 2006. Investigating on the Occurrence of *Paracentrotus lividus* in Rocky and Posidonia Oceanica Habitat. 16th Meeting of the Italian Society of Ecology.
- Ratnasooriya W.D., Ratnayake S.S.K., Jayatunga Y.N.A., 2002. “ Effects of Pyrethroid Insecticide ICON (Lambda Cyhalothrin) on Reproductive Competence of Male Rats”, *Asia journal of Andrology*, 4(1): 35-41.
- Ribeiro Oliveira C.A., Vollaire Y., Sanchez-Chardi A., Roche H., 2005. Bioaccumulation and the Effects of Organochlorine Pesticides, PAH and Heavy Metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. *Aquatic Toxicology*, 74: 53–69.
- Sala E., 2004. The Past and Present Topology and Structure of Mediterranean Subtidal Rocky-Shore Food Webs. *Ecosystems*, 7: 333-340.
- Sellem F., Langar H., Pesando D., 2000. Age and Growth of *Paracentrotus lividus* Lamarck, 1816 (Echinodermata: Echinoidea) in the Gulf of Tunis Mediterranean Sea). *Oceanologica Acta*, 23 (5): 607-613.
- Schroeder T.E., 1986. *Methods in Cell Biology*, Volume 27 Echinoderm Gametes and

- Embryos, United Kingdom Edition by Academic Press. Pp. 2-10. ISBN: 0-12-564127-3.
- Smith C.L., Rast J.P., Brockton V., Terwilliger D.P., Nair S.V., Buckley K.M., Majeske A.J., 2006. "The Sea Urchin Immune System", *Invertebrate Survival Journal*, 3: 25-39.
- Sodergren E., Shen Y., Song X., Zhang L., Gibbs R.A., Weinstock G.M., 2006. "Shedding Genomic Light on Aristotle's Lantern", *Developmental Biology* 300: 2-8.
- Soderlund D.M., Clark J.M., Sheets L.P., Mullin L.S., Piccirillo V.J., Sargent D., Stevens J.T., Weiner M.L., 2002. Mechanisms of Pyrethroid Neurotoxicity: Implications for Cumulative Risk Assessment, *Toxicology*, 171: 3-59.
- Stricker S. A., 1999. "Comparative Biology of Calcium Signaling During Fertilization and Egg Activation in Animals", *Developmental Biology*, 211: 157-176.
- Taylan Z.S., Özkoç H.B., 2007. Potansiyel Ağır Metal Kirliliğinin Belirlenmesinde Akuatik Organizmaların Biokullanılabilirliği. BAÜ FBE Derg., cilt: 9, sayı: 2, 17-33, Aralık.
- Tiryaki O., Canhilal R., Horuz S., 2010. Tarım İlaçları Kullanımı ve Riskleri, Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Derg., 26 (2): 154-169.
- Toth S.J.Jr., Sparks T.C., 1990. "Effects of Temperature on Toxicity and Knockdown Activity of Cis-Permethrin, Esfenvalerate, and Cyhalothrin in the Cabbage Looper (Lepidoptera: Noctuidae)". *J.Econ Entomol.*, 83: 342-346.
- Tuya F., Boyra A., Sanchez-Jerez P., Barbera C., Haroun R., 2004. Can one Species Determine the Structure of the Benthic Community on a Temperate Rocky Reef the Case of the Long-Spined Sea-Urchin *Diadema Antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) in the Eastern Atlantic. *Hydrobiologia*, 519: 211-214.
- Tuya F., Hernández J.C., Clemente S., 2006. Is there a Link between the Type of Habitat and the Patterns of Abundance of Holothurians in Shallow Rocky Reefs *Hydrobiologia*, 571: 191-199.
- Uslu H., Atila G., Ersan Y., Özden Z., 2016. İsrail Sazanı (*Carassius gibelio* Bloch, 1782) Balıklarına Uygulanan Cypermethrin'in Oksidatif Stres Parametreleri Üzerine Etkileri. *GÜFBED/GUSTIJ*, 6 (1): 41-46. Research Araştırma.

- Valles S.M., Koehler P.G., Brenner R.J., 1999. Comparative Insecticide Susceptibility and Detoxification Enzyme Activities Among Pestiferous Blattodea” Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 124: 227-232.
- Velmurugan B., Selvanayagam M., Cengiz., E.I., Unlu E., 2007. Histopathology of Lambda-Cyhalothrin on Tissues (Gill, Kidney, Liver and Intestine) of *Cirrhinus mrigala*. Environmental Toxicology and Pharmacology. 24: 286-291.
- Walker C.H., 1992. Biochemical Responses as Indicators of Toxic of Chemicals in Ecosystems, School of Animal and Microbial Sciences, University of Reading., UK.
- Warnau M., Pagano G., 1994. Developmental Toxicity of PbCl₂ in the Echinoid *Paracentrotus lividus* (Echinodermata), Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 53: 434-441.
- Wepener V., J.H.J., Van V., Preez H., 2001. Uptake and distribution of a copper, iron and zinc mixture in gill, liver and plasma of a freshwater teleost, *Tilapia sparmanii*, Water SA, 27:99-108p.
- WHO. 1990. Public Health Impact of Pesticides in Agriculture. World Health Organization, Geneva.
- World Health Organization (WHO). 1990. International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria, 99, Cyhalothrin. Geneva, Switzerland.
- Yılmaz M., Gül A., Erbaşlı K., 2004. Acute toxicity of Alpha-Cypermethrin to Guppy (*Poecilia reticulata*, Pallas, 1859). Chemosphere 56 (4): 381-385.
- Yokota Y., 2002. Fishery and Consumption of the Sea Urchin in Japan, the Sea Urchin: From Basic Biology to Acuaculture, (Editörler: Yokota, Matranga & Smolenicka), A.A. Balkema Publishers, Netherlands, 129-138.
- Zito F., Costa C., Sciarrino S., Cavalcante C., Poma V., Matranga V., 2005. Cell Adhesion and Communication: A Lesson from Echinoderm Embryos for the Exploitation of New Therapeutic Tools. In: V.Matranga (Editor), Progress in Molecular and Subcellular Biology, Subseries Marine Molecular Biotechnology, Echinodermata, Springer-Verlag, 7-44 pp, Berlin, Heidelberg.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Didem ÖZTÜRK

Doğum Yeri : Çanakkale

Doğum Tarihi : 25.01.1990

EĞİTİM DURUMU

Lisans Öğrenimi : Ahi Evran Üniversitesi Eğitim Fakültesi (2010-2014)

Yüksek Lisans Öğrenimi : Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. Biyoloji Anabilim Dalı.(2015-2018)

İLETİŞİM

E-posta Adresi : ddm_ztrk@hotmail.com

BİLİMSEL FAALİYETLERİ

Öztürk D., Hayretdağ S., 2017. Lambda-cyhalothrin'in *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758)

Deniz Kestanesi Türü Üzerindeki Embiriyotoksik Etkisi. “ XIII. Uluslararası Katılım Ekoloji ve Çevre Kongresi, Edirne, Türkiye, 12-15 Eylül 2017, ss. 527.