**T.C.**
**MANİSA CELAL BAYAR ÜNİVERSİTESİ**
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS**
**BİYOLOJİ ANABİLİM DALI**
**HİDROBİYOLOJİ BİLİM DALI**

# ATRAZİNİN *ARTEMIA SALINA* (LINNAEUS,1758) ÜZERİNE TOKSİK ETKİLERİNİN BELİRLENMESİ

**Nida ARSLAN**

**Danışman**
**Yrd. Doç. Dr. Fatma KOÇBAŞ**

**MANİSA–2017**

| | | |
|---|---|---|
| **Nida ARSLAN** | **ATRAZİNİN *ARTEMIA SALINA* (LINNAEUS,1758) ÜZERİNE TOKSİK ETKİLERİNİN BELİRLENMESİ** | **2017** |

**TEZ ONAYI**

**Nida ARSLAN** tarafından hazırlanan **"Atrazinin *Artemia salina* (Linnaeus,1758) Üzerine Toksik Etkilerinin Belirlenmesi "**adlı tez çalışması 04/08/2017 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri önünde Celal Bayar ÜniversitesiFen Bilimleri Enstitüsü **Biyoloji Anabilim Dalı**'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak başarı ile savunulmuştur.

**DanışmanYrd. Doç. Dr. Fatma KOÇBAŞ** .....
Celal Bayar Üniversitesi

**Jüri Üyesi Prof. Dr. Rahime ORAL** .....
Ege Üniversitesi

**Jüri Üyesi Prof.Dr. Kamil KOÇ** .....
Celal Bayar Üniversitesi

**TAAHHÜTNAME**

Bu tezin Celal Bayar Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Biyoloji Bölümü'nde, akademik ve etik kurallara uygun olarak yazıldığını ve kullanılan tüm literatür bilgilerinin referans gösterilerek tezde yer aldığını beyan ederim.

**Nida ARSLAN**

**İÇİNDEKİLER**

**Sayfa**

İÇİNDEKİLER .....I
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ .....III
ŞEKİLLER DİZİNİ.....V
TABLO DİZİNİ .....VI
TEŞEKKÜR.....VII
ÖZET.....VIII
ABSTRACT.....IX
1. GİRİŞ .....1
2. GENEL BİLGİLER .....6
2.1.Pestisit .....6
2.1.1.Pestisitlerin Kullanım Alanları.....6
2.1.2.Pestisitlerin sınıflandırılması .....6
2.1. 3.Pestisitlerin etki mekanizmaları.....9
2.1.4. Pestisitlerin Türkiye ve Dünyadaki yeri .....10
2.1.5. Pestisitlerin Toksisitesi.....12
2.1.6.Pestisitlere Maruz Kalma Etkilerinin Sınıflandırılması.....12
2.1.7. Pestisit Kirliliğinin Nedenleri.....13
2.1.8.Pestisit Kirliliğinin Nedenleri Pestisitlerin Çevredeki Davranışları ve Sonları.....13
2.1.9.Pestisitlerin Hedef Olmayan Canlılar Üzerine Etkileri.....14
2.1.10.Pestisit Çevresel Etkilerini Azaltmak Amacıyla Kullanılan Yöntemler.....15
2.2.Herbisitler.....17
2.2.1. Triazinler.....17
2.2.2. Atrazin.....17
2.2.2.1. Atrazin Etki Mekanizması.....19
2.2.2.2.Atrazin ile Yapılan Çalışmalar.....29
2.2.2.3.*Artemia*' nın Toksisite Testlerindeki Yeri.....37
3. DENEYSEL KISIM .....39
3.1. Materyal .....39
3.1.1.*A. salina*'nın Genel Özellikleri.....39
3.1.2. Kimyasallar.....44

3.2.Yöntem .....45
3.2..*A.salina* Toksisite Testi…….....45
3.2.2.Kuluçkalama (İnkübasyon) ……..……46
4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA…….50
4.1.Bulgular…….57
4.2.Tartışma…….57
5. SONUÇ VE ÖNERİLER .....61
KAYNAKLAR .....62
ÖZGEÇMİŞ……...70

## SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

**µg** Mikrogram

**µm** Mikrometre

**CAS** Chemical Abstracts Service (Kimyasal Kuramlar Servisi)

**cm** Santimetre

**DAC** Diaminoklorotriazin

**DDT** Diklorodifeniltrikloroetan

**DEA** Dietilatrazin

**DEHA** Dietilhidroksiatrazin

**DIA** Diizopropilatrazin

**DIHA** Diisohidroksipropilatrazin

**DMSO** Dimetilsülfoksit

**DNA** Deoksiribonükleik asit

**ECC** European Economic Council (Avrupa Ekonomi Konseyi)

**EPA / USEPA** United States of Environmental Protection Agency (Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı)

**FDS** Filtre Edilmiş Denizsuyu

**GSH** Glutatyon

**GST** Glutatyon –S- Transferaz

**GTHB** Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı

**HA** Hidroksiatrazin

**ha** Hektar

**HCH** Hekzaklorohekzen

**L** Litre

**$LC_{50}$** Lethal Concentration (Ölümcül Doz)

**M** Molar

**MCL** Maximum Contaminant Level (Maksimum Kirletici Seviyesi)

**mg** Miligram

**MRL** Maximum Residue Level (Maksimum Kalıntı Limiti)

**O** Oksijen

**$^{o}C$** Santigrat

**PAH** Poliaromatik hidrokarbon

**PCB** Poliklorlubifeniller

| | |
|---|---|
| **ppb** | Milyarda bir |
| **ppm** | Milyonda bir |
| **ppt** | Binde bir |
| **TCDD** | Tetraklorodibenzo-p-dioksin |
| **TÜİK** | Türkiye İstatistik Kurumu |
| **UDP** | Üridindifosfat |
| **WHO** | World Health Organisation (Dünya Sağlık Örgütü) |

## ŞEKİLLER DİZİNİ

**Sayfa**

Şekil 2.1. Atrazin sentezlenmesi…….18
Şekil 2.2. Atrazin genel görünüşü……...18
Şekil 2.3. Doğal hayatın atrazine maruz kalmasının muhtemel yolları ……20
Şekil 3.1. *A. salina* yumurtaları……. ....40
Şekil 3.2. a) *A. salina* kist evresi b) Şemsiye evresi c) *A. salina* nauplii Evresi (İnstarIII) …….....41
Şekil 3.3.*A. salina* kısımları ……..……....42
Şekil 3.4. *A. salina* Yaşam Döngüsü …… …43
Şekil 3.5. Denemelerde kullanılan *A.salina* çatlatma düzeneği ve ortam şartlarının genel görüntüsü……..45
Şekil 3.6. Nauplius larva çatlatma düzeneği ve larvaların toplanması .....…...47
Şekil 3.7. Konsantrasyonların hazırlanması ve deneme ortamı……..47
Şekil 3.8. DMSO' nun farklı konsantrasyonlarında normal *A.salina* nauplius larvası canlılık düzeyleri ……48
Şekil 4.1. Optimum şartlarda Kontrol grubunda *Artemia* nauplius larvası…….....50
Şekil 4.2. Atrazinin farklı konsantrasyonlarda *A.salina*' nın canlılık düzeyleri…….52
Şekil 4.3. Atrazinin konsantrasyon artışına bağlı olarak *A. salina* Nauplius larvalarında görülen anomaliler…… …….52
Şekil 4.4. Atrazin konsantrasyon artışına bağlı olarak Normal, Kuyruk kıvrılması(Anormali 1), Genital segment uzunluğu kıvrılması (Anormali 2), Metanauplius(Anormali 3)…….. …….....53
Şekil 4.5. Kontrol grubunda bulunan *A.salina* (Instar I ve Metanauplius)…….....53
Şekil 4.6. Atrazinin $10^{-5}$ M konsantrasyonda görülen Metanauplius larva…….....54
Şekil 4.7. Atrazinin $2{,}5x10^{-5}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler…….54
Şekil 4.8. Atrazinin $5x10^{-5}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler(a,b)…….....55
Şekil 4.9. Atrazinin $10^{-4}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler(a,b,c)……...55
Şekil 4.10. Atrazinin $2{,}5x10^{-4}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler(a,b,c)…….56
Şekil 4.11. Atrazinin $5x10^{-4}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler (a,b,c)……..56

## TABLO DİZİNİ

**Sayfa**

Tablo 1. Helfrich (2009)'a göre Pestisitler için toksik derecelendirme kriterleri……5
Tablo 2.1. Delen ve Tiryaki (2015)'e göre Türkiye'de yıllara göre pestisit tüketimi (e.m.)…….11
Tablo 2.2.Ulusoy ve Özden(2015)'e göre Türkiye' de pestisit kullanımı(ton)…....12
Tablo 2.3. Kurutaş ve Kılınç (2003)'e göre Pestisitlerin insanlar üzerine kronik etkileri……15
Tablo 2.4. Leblanc(2004)'e göre Bazı pestisitlerin çevresel yarı ömürleri……21
Tablo 2.5. WHO(2009)'a göre Pestisitlerin Toksik Derecelerinin Sınıflandırılması…….....27
Tablo 2.6. WHO(2009)'a göre Pestisitler içinde Atrazinin Hafif Toksik (Sınıf: III) teknik aktif malzemeler içindeki konumu……27
Tablo 2.7. Dikshit ve Pathak (2011)'e göre Atrazin uzaklaştırma yöntemleri ve dezavantajları ……28
Tablo 3.1. FAO(2002)'e göre Büyük Tuz Gölü'nde bulunan *A.salina* nauplius formlarının biyokimyasal kompozisyonunun ve süper yoğunlaştırılmış kültür sistemlerinden hasat edilen yetişkinlerin karşılaştırılması(%)……..44
Tablo 3.2. Denemelerde kullanılan ortam şartları…….46
Tablo 3.3. DMSO' nun farklı konsantrasyonlardaki normal *A.salina* nauplius larvası canlılık düzeyleri……..48
Tablo 4.1. Atrazinin farklı konsantrasyonlarda *A.salina* nauplius larvalarının canlılık düzeyleri……..51
Tablo 4.2. Atrazinin farklı konsantrasyonlarda görülen *A.salina* nauplius larvaları üzerine toksik etkisi ile görülen anormaliler…….51

**TEŞEKKÜR**

Çalışmamın her aşamasında bana destek olan, bilgi ve deneyimleri ile yol gösteren danışman hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Fatma KOÇBAŞ'a, verilerin istatistiksel değerlendirilmesi konusunda her yönden yardımcı olan Prof. Dr. Rahime ORAL' a, öğrenim hayatım boyunca beni maddi ve manevi olarak destekleyen ve hep yanımda olan aileme yürektenteşekkür ederim.

Nida ARSLAN
Manisa, 2017

# ÖZET

**Yüksek Lisans**

**Atrazinin *Artemia salina* (Linnaeus,1758) Üzerine Toksik Etkilerinin Belirlenmesi**

**Nida ARSLAN**

**Manisa Celal Bayar Üniversitesi**
**Fen Bilimleri Enstitüsü**
**Biyoloji Anabilim Dalı**

**Danışman: Yrd. Doç. Dr. Fatma KOÇBAŞ**

Deniz ve akvaryum balıkları için en önemli canlı yem olarak kullanılan *Artemia* türleri de çevredeki değişikliklerden etkilenmektedir. Son yıllarda *Artemia salina* ekotoksikolojik sorunların çözümünde sucul canlı olarak kullanımı yaygın hale gelmiştir. Bu çalışma da *Artemia* nauplius larvaları üzerine atrazinin toksik etkilerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Kontrol grubunda deney süresince herhangi bir davranış bozukluğu, anormali ve ölüme rastlanılmamıştır. Atrazinin yüksek konsantrasyonlarında *Artemia* nauplius larvaları üzerinde toksik etkiler ve anormaliler gözlenmiştir. 24 saat sonunda $5x10^{-4}$ M atrazin konsantrasyonu Artemia nauplius larvalarında letal bir etki gösterdiği bulunmuştur. Atrazinin düşük konsantrasyonlarında larvalarda gelişim bozuklukları gözlenmeye başlanmıştır.



**Anahtar Kelimeler:** *Artemia salina*, atrazin, toksisite, nauplius larva.

**2017, 70 sayfa**

## ABSTRACT

**M.Sc.**

**Determination of AcuteToxicity of Atrazine to *Artemia salina* (Linnaeus,1758)**

**Nida ARSLAN**

**Manisa Celal Bayar University**
**Graduate School of Applied and Natural Sciences**
**Department of Biology**

**Supervisor: Yrd. Doc. Dr. Fatma KOÇBAŞ**

Artemiaspecies, which are used as the most important live feed for marine and aquarium fish, are also affected by changes in the environment. In recent years, the use of the *Artemia salina* as an aquatic organism for there solution of ecotoxicological problems has become wide spread. This study aimed to determine the toxic effects of atrazine on Artemia nauplius larvae. No behavioral abnormality, abnormality an death were observed during the experiment in the control group. Toxic effects and abnormalities on Artemia nauplius larvae were observed at high concentrations of atrazine. After 24 hours a concentration of $5x10^{-4}$ M atrazine found a lethal effect in the larvae of Artemia nauplius larvae. At low concentrations of atrazine, skeletal disorders in the larval have begun to be observed.



**Keywords:** *Artemia salina*, atrazine, toxicity, nauplius larvae.

**2017, 70 pages**

# 1. GİRİŞ

Dünyada her geçen gün yeni kimyasallar çevreye girmekte olup ekosistem üzerine etkileri gittikçe önem kazanmaktadır. Petrol hidrokarbonları, ağır metaller, pestisit gibi birçok kirletici sucul ekosisteme girerek çeşitli etkiler meydana getirebilmektedir. Bu kirleticiler, su ortamına ulaştıklarında çeşitli etkilere sebep olabilmektedir. Örneğin; hassas türlerde sublethal veya öldürücü etki ortaya çıkabilmektedir. Toleranslı yüksek türlerde ise ortamda meydana gelebilecek farklılıklara karşı daha dayanıklı olabilmektedir [1].

Çevre kirliliğine ek olarak günümüzün en büyük problemlerin başında nüfus artışına bağlı olarak, besin ihtiyaçlarının artmasıdır. Ürünlerin yetiştirilmesi ve ürün kalitesinin artırılması amacıyla çeşitli kimyasallar kullanılmaktadır. Ülkemizde ve diğer ülkelerde birim alan başına elde edilen ürün miktarını artırmak için pestisit kullanımı önemli rol oynamaktadır [2].

Pestisitlerin kullanımının artmasına bağlı olarak asıl amacının hedef organizmaların üzerine etki etmesi gerekirken, hedef olmayan organizmalar üzerine etkileri ve problemleri beraberinde getirmiştir.

Pestisit kullanımının başlıca avantajları; uygulamanın basit, ucuz, hızlı ve geniş alanlara etki edebilmesi iken dezavantajları ise; toksik olması, su kullanımının sınırlandırması, canlı ölümleri, uzun süre kalıcılığı, atıkların meydana gelmesi ve koku problemleri başlıca etmenlerdendir [3, 4].

Tarım arazisine uygulanan pestisitler, pestisitlerin çevresel faktörlere ve fizikokimyasal özelliklerine göre farklı çevresel etkileşimler oluşum göstermektedirler. Örneğin pestisitlerin çoğu püskürtüldüğü zaman ürüne ve toprağa ulaşırken, bir kısmı ise havaya yayılarak tüm çevreye etki edebilmektedir [3].

Organoklorlu pestisitlerin kalıcılığının güçlü olması, besin ağı boyunca birikimleri sayesinde uzun mesafelere taşınması ile etkili olmaktadır [2].

Pestisitlerin istenmeyen canlı organizmaları öldürmek amacıyla kullanılan kimyasallar olarak üretildiğinden sucul ekosistem için büyük tehlike arzetmektedir [5].Amacına uygun olarak yeterli miktarlarda ve zamanlarda uygulandığında olumlu etkiler gözlemlendiği gibi, dikkatsiz ve aşırı kullanımları sonucu toprak ve sucul ekosistem dahil olmak üzere tüm canlıları etkileyebilmektedirler [6].

Pestisitlerin su içerisinde hareketliliği suda çözünürlüğüne ve kullanılacak ham maddelerin oranlarının hesaplanmasına bağlı olarak değişkenlik gösterebilmektedir. Pestisitlerden suda eriyebilme özelliği olanlar su içerisinde dağılım gösterebilirken, toz ya da granül halinde olanlar ise daha uzun süre askıda kalarak kalıcılığını arttırabilmektedirler [5].

Pestisitlerin çoğu organik kökenli olup su ile çözünmediğinden deniz ve göl diplerinde birikerek dip canlıları açısından risk oluşturmaktadır. Bu sebeplerden dolayı dip canlıları pelajik bölge canlıları açısından maruziyetleri daha fazla olmaktadır [6].

Pestisit kalıntıları ile kirlenmiş suların canlı organizmaya giriş yolları ise deri içerisine nüfuz ederek, solungaçlardan doğrudan girerek, pestisit kalıntıları bulunan tortuları tüketerek veya daha önceden pestisit bulaşmış organizmaların tüketimi ile gerçekleşmektedir. Pestisitler organizmaya girdiklerinde dokularında birikme eğilimi gösterirler vepestisite maruz kalan organizmaların tüketilmesi ile pestisitler bir organizmadan diğerine geçebilirler. Dikloro difenil trikloroetan (DDT), benzan hekzaklorid (BHC) ve izomerleri, endosülfan, aldrin, metoksiklor, klordan, endrin, heptaklor ve PCB (Poliklorlu bifenil)'leri içeren organik klorlu böcek öldürücüleri çevre içinde kalıcı olup, aynı zamanda insan ve diğer hayvan dokularında uzun mesafeli taşınım yoluyla ve biyoakümülasyon ile de etki edebilmektedir. Fosfolipit membranlarından geçen kalıcı yüksek derecede sentetik bileşikler, farklı organizmaların organlarında ve dokularında birikerek gıda zinciri boyunca insanlara iletilebilmektedir [2].

Pestisit kalıntıları sahil sedimentlerinde, açık okyanus sularında ve tatlı su ekosistemlerinde yüksek miktarlarda bulunabilmektedir. Pestisit kalıntıları, doğrudan sızarak bulaştığı gibi, pestisit bulundurulan boş kapların dikkatsizce çöpe atılması, kirlenmiş endüstriyel malzemelerin yıkanması, suların kontrolsüz boşaltılması

yoluyla su ortamına ulaşmasına neden olabilmektedir. Pestisitin çevreye dağılımı; kimyasal yapısına, fiziksel özelliklerine, uygulama yöntemlerine, iklim ve toprak koşullarına bağlı olarak değişebilmektedir [2].

Doğal çevrenin büyük bir bölümünü oluşturan sucul ekosistem, pestisit kirliliği tehlikesi ile karşı karşıya kalmaktadır. Pestisitler besin zincirine girerek, organizmalarda yüksek trofik seviyede birikim gösterebilmektedir [7].

Pestisitlerin çevrede ve canlılar üzerine birikimlerini ifade ederken çeşitli terimler kullanılmaktadır [6] :

- **Biyoyararlanım**: Herhangi bir bileşiğin biyolojik olarak yararlanılan kısmı bileşiğin bulunduğu ortamdaki toplam miktarından herhangi bir canlı tarafından alınan ve organizmaya dahil edilen kısmını ifade eder. Bileşiğin yapısı, sedimentin niteliği ve organizmanın türüne göre değişmekle beraber kontaminantların sedimentlerdeki biyoyararlanılabilir oranı genel olarak %16-50 aralığındadır.

- **Biyoakümülasyon**: Herhangi bir kimyasalın mümkün olan tüm yollarla (temas, solungaçlar, sindirim vb.) organizmaya alınmasını ifade eder.

- **Biyomagnifikasyon**: Herhangi bir maddenin besin zinciri boyunca artankonsantrasyonunu ifade eder.

Pestisitlerin sucul ekosistemde etkileri yüksek olabilmektedir. Amerika Birleşik Devleti (ABD)' nde böcek ilacı kullanımına bağlı olarak balık, kurbağa, kaplumbağa, midye ve su kuşlarında ölümler gözlendiği rapor edilmiştir. Balık ve diğer yaban hayatı türleri, *Falco peregrinus* (Doğan), *Haliaeetus leucocephalus* (Kel kartal), *Pandion haliaetus* (Balık kartalı) gibi ender ve nesli tükenmekte olan türler üzerinde de pestisit zehirlenmesinin etkileri görülmüştür [4].

Bir böcek ilacının balıklara ve sucul hayvanlara zarar verme kapasitesi toksisitesi, maruz kalma süresi, doz oranı ve çevredeki kalıcılığının bileşimidir [4].

**Kalıcılık**, böcek ilacının çevrede ne kadar kalacağı anlamına gelmektedir. Bu, kimyasal bileşimine ve bozunma süresine bağlı olarak değişmektedir. **Dayanıklılık,** bir böcek ilacının " yarı ömrü ($T_{1/2}$) " olarak ifade edilir. **Yarılanma ömrü**, böcek ilacının yarısının kaybolması için gereken süredir. Pestisitlerin yarılanma ömrü; saat, gün veya yıl olarak farklılık gösterebilmektedir. Pestisitleri; güneş ışığı (fotodekompozisyon), su-hava sıcaklıklarının yüksek olması (termal bozulma), nem şartları, biyolojik etki (mikrobiyolojik bozunma) ve toprak koşulları (pH) etkilemektedir. Uzun ömürlü pestisitlerin parçalanma süreleri daha uzundur [4].

**Doz oranı**, vücut ağırlığının birim başına toksik madde ağırlığı "mg pestisit/kg" vücut ağırlığı veya suda veya besin kaynağındaki toksik madde konsantrasyonu (ppm veya ppb) olarak ölçülebilmektedir [4].

**Pestisit toksisitesi**, pestisitin ne kadar zehirli olduğu anlamına gelmektedir. Bazı pestisitler toksik iken bazıları toksik değildir [4].

**Maruz kalma,** canlının zehirli madde ile temas süresinin uzunluğunu belirtmektedir. Bazı kimyasalların kısa bir süre maruz kalmasında balıkların üzerinde çok az etkisi olabileceği gibi uzun süreli maruziyette ise olumsuz etkiler gözlenebilmektedir [4].

**Ölümcül bir doz** ise, pestisit miktarına bağlı olarak ölümle sonuçlanan miktar olarak ifade edilmektedir. Canlılar aynı dozda ölmediğinden (bazıları diğerlerinden daha hoşgörülüdür) bir tür için, %50' sini öldüren doz (Lethal Concentration50=$LC_{50}$) olarak adlandırılan standart bir toksisite doz değeridir. Bu değer, bir test populasyonunun belirli bir zaman süresi içinde, genellikle 24-96 saat arasında değişebilen, %50'sini öldüren pestisit konsantrasyonudur [4]. $LD_{50}$ değeri ne kadar düşükse kimyasal o kadar toksik etkilidir[8].

Helfrich (2009)' a göre pestisit toksisite derecelendirilme kriterleri minimumdan süper toksisiteye değişen kategoride tehlike derecelendirmeleri bulunmaktadır (Tablo 1.) [4].

Pestisitlere maruz kalan sularda balıklar ve diğer sucul hayvanlar deri, solungaçlar ve absorpsiyon yolu ile doğrudan alma şeklinde maruz kalmaktadır. Aynı

zamanda pestisite maruz kalan kirlenmiş suyun tüketilmesi veya pestisit ile beslenmiş avın tüketilmesi şeklinde de maruz kalabilmektedir. İnsektisit (Böcek öldürücü pestisit) ile zehirlenen canlıyı başka bir hayvanın tüketmesi ile zehirlenme durumuna"**sekonder zehirlenme**" olarak ifade edilmektedir [4].

**Tablo 1.**Helfrich (2009)'a göre Pestisitler için toksik derecelendirme kriterleri.

| **Toksisite** | **$LC_{50}$ (mg/L)** |
|---|---|
| Minimum | >100 |
| Hafif | 10-100 |
| Orta derece | 1-10 |
| Yüksek | 0.1-1.0 |
| Aşırı | 0.01-0.1 |
| Süper | <0.01 |

Pestisit kullanımı balık ve diğer sucul türlerin azalmasına sebep olan birçok faktörden biridir. Bu sebepten dolayı pestisit gibi toksik maddeler kullanıldığında ise doğal yaşam ve su kalitesinin kontrolü sağlanmış olmalıdır. Toksik maddeler uygun seçilip ve güvenli bir şekilde uygulanırsa, yüzey sularının kirliliği ve sucul ekosisteminin kirlenmesinin önüne geçilebilmektedir [4].

Pestisitler *Lymantria dispar* (Çingene güvesi) gibi tahrip edici orman böceklerinin yayılmasını azaltmak için kullanıldığı gibi sıtma, ensefalit ve bumbik salgını gibi böcek kaynaklı birçok insan hastalığının kontrolünde de etkili olmaktadır [4].

Atrazinin *A.salina* üzerine toksik etkileri hakkında çalışmaya rastlanılmamıştır. Bu nedenle bu çalışmamızın amacı, atrazinin farklı konsantrasyonlarda *A.salina* üzerine toksik etkilerini araştırmaktır. Bu amaçla atrazinin; a) *A.salina* üzerine toksik konsantrasyonu, b) *A.salina*'nın gelişimi üzerine etkileri araştırılacaktır.

# 2. GENEL BİLGİLER

## 2.1.Pestisit

Pestisitler; orman ve tarım alanlarındaki zararlılara karşı korumak ve daha verimli gıda üretimine katkı sağlamak amacıyla kullanılan kimyasal maddelerdir [4]. İdeal bir pestisit; yalnızca hedef organizmayı etkileyen, kalıcılığı olmayan ve çevresel zararlar meydana getirmeyen kimyasal olarak tanımlanabilir [8].

### 2.1.1. Pestisitlerin Kullanım Alanları

Pestisitlerin başlıca kullanım alanları aşağıdaki gibidir[9]:

**1.**Tarımsal kullanım

**2.**Tarımsal olmayan kullanım: Kereste kullanımı, yapısal böcek kontrolü, çim ve diğer alanların kontrolü.

**3.**Halk sağlığı

**4.**Yapısal

**5.**Evsel ve endüstiyel kullanım

### 2.1.2. Pestisitlerin Sınıflandırılması

Pestisitlerin sınıflandırılması farklı şekillerde yapılmaktadır [9]:

1. **Aktif oldukları etkene göre**

   a) **İnsektisitler** :Böcek öldürücüler (karıncalar, böcekler, tırtıllar, hamam böcekleri, sivrisinekler vb.)
   b) **Herbisitler** :Ot öldürücüler (yabani otlar, bitkiler, yosunlar)
   c) **Fungisitler** :Mantar öldürücüler (bitkisel hastalık mantarları, diğer mantar cinsleri vb)
   d) **Akarisitler** :Akar öldürücüler (Keneler, halı böcekleri, toz böcekleri vb)
   e) **Rodentisitler** :Fare öldürücüler, kemirici öldürücüler
   f) **Pisisitler** :Balık öldürücüler
   g) **Avisitler** : Kuş Öldürücüler

h) **Mollusisitler** : Yumuşakça öldürücüler

i) **Nematisitler** : Nematodlar, topraktaki segmentsiz kurtlar

**2. Kimyasal yapısına göre**

**a)** Organofosfatlar

**b)** N-metil karbamatlar

**c)** Klorlu hidrokarbonlar

**d)** Bisditiyokarbamatlar

**e)** Organokalaylar

**f)** Botanik kökenli maddeler

**g)** Arsenikler

**h)** Fenoksialifatik asitler

**i)** Piretroitler

**j)** Fenol türevleri

**k)** Mikrobiyaller

**3. Kalıcılıklarına göre**

**a) Kalıcı olmayanlar:** Birkaç günden 12 haftaya kadar etkisini sürdürenler

**b) Orta derecede kalıcı**: 1-18 ay arasında dayanabilenler

**c) Kalıcı olanlar (persistent):** Birçok klorlu hidrokarbon bu gruba girmektedir. DDT, aldrin, dieldrin gibi maddeler 20 yıl kadar dayanabilmektedir.

**d) Sürekli kalıcılar (permanent):** Civa, kurşun, arsenik

**4. Etki ettikleri gelişim evrelerine göre**

**a) Larvisit** : Larvaları öldüren

**b) Ovisit** : Yumurtalara zarar veren

**c) Adultisit** : Erişkin böcekleri öldürenler

**5. Zararlılara etki yollarına göre**

**a) Mide zehirleri**

**b) Değme zehirleri** : Vücut duvarından geçme özelliği olanlar

**c) Fumigantlar** **:** Böceğin solunum deliklerinden girerek etkileyenler

**d) Desikantlar :**Vücut dış duvarını parçalayarak veya yararak vücuda girenler

**6. Toksik özelliklerine göre**

Canlılarda meydana getirdiği zehirlenmeler dikkate alınarak yapılan sınıflandırma aşağıdaki gibidir [10]:

**a)** Fiziksel zehirler
**b)** Protoplazma zehirleri
**c)** Sinir sistemi zehirleri
**d)** Solunum sistemi zehirleri
**e)** Antikoagulantlar

**7. Formülasyon şekillerine göre**

**a)** Toz ilaçlar
**b)** Islanabilir toz ilaçlar
**c)** Suda çözünen toz ilaçlar
**d)** Kuru tohum ilaçları
**e)** Solüsyonlar ve sulu çözeltiler
**f)** Emülsiyon konsantre ilaçlar
**g)** Yağlar
**h)** Tabletler
**i)** Granüller
**j)** Pelletler
**k)** Aerosoller
**l)** Zehirli yemler
**m)** Kapsül şekli verilmiş formülasyonlar
**n)** Gübre karışımları
**o)** Yağ konsantreleri ve yağ solüsyonları
**p)** Çok düşük hacimli ilaçlamaya uygun sulandırılmadan kullanılan sıvı ilaç formülasyonları
**r)** Gaz halinde olanlar
**s)** Diğerleri

### 2.1.3. Pestisitlerin Etki Mekanizmaları

Pestisitlerin etki mekanizması aşağıda açıklanmıştır [11]:

Pestisitler diğer ksenobiyotikler gibi vücutta bir takım enzimatik olaylara katılmaktadır. Enzimatik olaylar, kimyasal değişimin türüne göre 4 ana grupta toplanırlar. Bunlar, oksidasyon, redüksiyon, kopma ve konjugasyondur. Bunlardan ilk üçü Faz I aşaması iken, konjugasyon ise Faz II aşamasıdır. Pestisitler, Faz I aşamasında karaciğerde Sitokrom P450 monooksijenazlar tarafından oksidasyona uğrayarak biyolojik yarı ömrü kısa olan polar bileşiklere dönüşmektedir. Faz II aşamasında ise değişime uğrayan pestisitler sudaki polariteleri yüksek olan glukuronik asitle ya da glutatyon (GSH) ile konjuge edilmektedir. Pestisit biyotransformasyonu sonucunda biyoaktivasyona uğrayan pestisit metabolitleri doku makromoleküllerine (DNA, protein) kovalent olarak bağlanarak biyolojik yarı ömürlerini artırırlar. Pestisit metabolitlerinin DNA gibi önemli hücresel makromoleküle ya da nörolojik önemi olan esterazlara bağlanmasıyla onkojenik ya da nörotoksik anormallikleri hızlandırmaktadır.

Pestisit toksikolojisinde biyotransformasyonunöneminini artıran üç önemli enzim yer almaktadır. Bunlar;

1. **Sitokrom P450 Rediktaz:** Birçok memeli ve böceklerde bulunan hemoprotein ailesidir. Hepatositlerde özellikle santrlobüler bölgedeki hücrelerde yoğun bulunmaktadır. Sitokrom P450 redüktaz enzimi ilaç ve kimyasal maddelerin (pestisit, poliaromatik hidrokarbonlar vb.) biyotransformasyonunda rol oynamakta ve reaktif oksijen türlerinin üretiminde önemli bir kaynak oluşturması ile dikkat çekmektedir. Birçok pestisit sınıfları poliklorlubifeniller ve siklodienler (DDT aldrin/dieldrin klordan, toksafen, heptaklor, lindan, endosulfan ve mireks) sitokrom P450'yi indüklemektedir.

2. **Glutatyon-S-transferaz (GST):**Sitotoksik ve karsinojenik ajanlara karşı hücreyi korumada önemli rol oynayan izoenzimlerin bir ailesidir. Pestisit metabolitleri, GSH ile konjuge edilerek inaktif hale getirilmektedir.

Pestisitler GST enziminin “mü” izoenzimine bağlanma yetenekleri yüksektir.

3. **UDP-glukuroniltransferaz:** Glukuronik asitle konjugasyonda, glukoranat dönörü üridindifosfat (UDP) glukuronik asittir. Reaksiyon UDP-glukuroniltransferaz enzimi tarafından kataliz edilir. Enzim ilaçlar, bilirubin, steroidhormonlar, vb. gibi maddelerin glukoronik asitle konjugasyonunda rol almaktadır.

### 2.1.4. Pestisitlerin Türkiye ve Dünyadaki Yeri

Pestisit eski zamanlardan günümüze kadar çeşitli amaçlarla kullanılmaktadır. M.Ö. 2500’ lü yıllarda Sümerler kükürt ve bileşiklerinin kötü kokusundan dolayı vücutlarına kullanarak böcek ve akarları uzaklaştırmak için kullanmışlardır. 1800’ lü yıllarda tarımda ve insan sağlığını korumak amacıyla pestisitler kullanılmaya başlanmıştır. 1860’larda böcek, bakteri ve mantarlarda kontrolü sağlamak amacıyla fumigant olarak hidrojen siyanür kullanılmıştır. Diğer kullanılan pestisitler ise Bordo Bulamacı olarak bilinen bakırsülfat, kireç ve su karışımından oluşan kükürt bileşiğidir. İlk sentetik organik pestisit 1873 yılında Alman bilim adamı Ziedler tarafından bulunan Diklorodifeniltrikloroetan (DDT)’ dir. 1939 yılında İsveçli bilim adamı Paul Müller tarafından da DDT’ nin sektisit olduğu bulunmuştur. DDT 1972 yılında Amerikan Çevre Koruma Ajansı (U.S. Environmenteal Protection Agency, EPA) tarafından yasaklanmıştır. Çoğu organoklorluinsektisitlerin kullanımı 1980’lerde yasaklanmıştır [12].

Dünyada pestisit kullanımı açısından ilk sırayı Latin Amerika ülkeleri daha sonra Avrupa’ da Hollanda ve İtalya yer almaktadır. Dünyada pestisit satışı 2000-2010 yılları arasında %239 artmıştır. 2011-2016 yılları arasında ise %5 oranında artış görülmüştür. 2017 yılında pestisit satışının 68,5 milyon Dolara çıkması beklenmektedir. Pestisit artışa neden olan etkenler; nüfusun artması, verimli tarım arazilerinin kalitesinde azalma, küresel ısınma ve zararlı canlıların sayısında artış gösterilmektedir [12].

Dünya çapında yılda böcek ilacı kullanımı yaklaşık 2 milyon tondur [13].

Türkiye' de etki madde (e.m) olarak yıllara göre pestisit tüketimi Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı (GTHB) ve Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) verilerine göre oluşturulduğu rapor edilmiştir (Tablo 2.1.) [14].

Türkiye ekonomisinde tarım önemli bir sektördür. 38,247 hektar olan toplam tarım arazisinin 20,539 hektarında üretim gerçekleşmektedir. Dünyada pestisit kullanımında Türkiye'nin payı yaklaşık %0.6' dır. Türkiye' de pestisit kullanımı geçmişten günümüze artış göstermektedir (Tablo 2.2.) [2].

**Tablo 2.1.** Delen ve Tiryaki (2015)'e göre Türkiye'de yıllara göre pestisit tüketimi(e.m.).

| Yıllar | Tüketim (Ton) | Birim Alana Tüketim(g/ha) |
|---|---|---|
| 1978 | 8 396 | 506 |
| 1983 | 12 146 | 708 |
| 1989 | 10 875 | 571 |
| 1993 | 12 566 | 663 |
| 1997 | 13 083 | 703 |
| 2000 | 12 458 | 683 |
| 2004 | 13 146 | 726 |
| 2006 | 18 258 | 1047 |
| 2007 | 18 944 | 1118 |
| 2008 | 20 032 | 1209 |
| 2009 | 15 412 | 950 |
| 2010 | 20 121 | 1234 |
| 2011 | 27 521 | 1752 |
| 2012 | 25 460 | 1071 |
| 2013 | 24 565 | 1032 |

**Tablo 2.2.** Ulusoy ve Özden(2015)'e göre Türkiye' de pestisit kullanımı (ton).

| | **1998** | **1999** | **2000** | **2001** | **2002** | **2003** | **2004** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **İnsektisitler** | 10.450 | 9.089 | 11.788 | 11.544 | 9.159 | 11.492 | 13.793 |
| **Herbisitler** | 5.743 | 7.408 | 6.958 | 6.192 | 7.416 | 11.352 | 8.707 |
| **Fungusitler** | 8.613 | 7.036 | 7.777 | 5.909 | 8.075 | 9.859 | 10.394 |
| **Diğerleri** | 9.605 | 8.058 | 7.025 | 4.691 | 6.667 | 3.221 | 2.549 |
| **Toplam** | 34.411 | 31.591 | 33.548 | 28.336 | 31.317 | 35.924 | 35.443 |

Türkiye' de II. Dünya Savaşı sonrasında 1960' larda DDT kullanımı başlamıştır. 1971-1989 yılları arasında ise Organoklorlu pestisitler (OCP) içeren ürünler aldrin, eldrin, DDT, dieldrin, hekzaklorohekzen (HCH), heptaklor, klordan, klorohekzan, heptaklor ve tokzafen gibi pestisitlerin kullanımı yasaklanmıştır. Ancak bazı pestisitlerin yasal olmayan yollardan kullanımına devam edilmektedir [2].

Türkiye' de yıllık toplam pestisit kullanımı 1998-2004 yılları arasında 33,000 tondur. Pestisitlerin yoğun kullanıldığı yerler Akdeniz, Ege ve Marmara Bölgesi' dir [2]. Bu bölgelerin hem beslenme açısından hem de ihracat açısından önemli yer tutan sebze ve meyvelerin yetiştirilen bölgeler olmasına ek olarak TÜİK (2013)' e göre nüfus yoğunluğu bakımından en fazla olan bölge olması açısından kaynaklanmaktadır [14].

### 2.1.5. Pestisitlerin Toksisitesi

Pestisitlerin hedef organizmalara farklı şekilde etki etmesinin nedenleri kimyasalların akut ve kronik süreçlerden kaynaklanmaktadır [8].

### 2.1.6. Pestisitlere Maruz Kalma Etkilerinin Sınıflandırılması

Kimyasallara maruz kalma şekilleri farklı zamanlara (kısa süreli veya uzun süreli) ve maruz kalma tiplerine (letal ya da subletal) bağlı olarak değişmektedir. Kısa süreli maruz kalma 96 saatten az olabileceği gibi, uzun süreli maruz kalmalar

ise 96 saatten fazla olanlardır. Letal maruz kalmada ölümler (hareketsizlik, dejenerasyon, renk giderme) ile sonuçlanırken, subletal maruz kalma da ise büyümeyi (uzunluk, ağırlık ve tüy dökme), üreme (embriyo ve gonadlar) ve biyokimyasal (asetilkolinesteraz) olmak üzere hücresel,moleküler ve biyokimyasal düzeyde sonuçlanır [15].

### 2.1.7. Pestisit Kirliliğinin Nedenleri

Pestisit kirliliğinin nedenleri; pestisitlerin yüzey ve yeraltı sularına, toprağa, ve hedef dışı organizmalara doğrudan bulaşması ayrıca pestisitlerin kalıntıları ile bulaşmasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca belirli pestisitlerin çok tekrarlı olarak kullanılması zararlı organizmalarda seleksiyon sonucu kısa yaşam döngülü ve yavru sayıları fazla olan dirençli bireyler meydana gelmesi ve bu zararlı organizmalardan kurtulmak amacıyla yüksek dozda pestisitlerin kullanılması hem zararlı organizmaların direçliliğinin artmasına hemde çevresel kirliliğe neden olmaktadır [8].

### 2.1.8. Pestisitlerin Çevredeki Davranışları ve Sonları

Pestisitlerin kirletici olarak tanımlanabilmesinin nedeni onların çevredeki davranışları ve sonları belirlemektedir [8].

Pestisit uygulanmasının ardından pestisitlerde biyolojik ve kimyasal olarak parçalanmalar meydana gelir. Bazıları bu parçalanmalara direnç göstererek kalıcılığını sağlayabilir ve ana kimyasaldan daha toksik ürünlere dönüşebilmektedirler [8].

Pestisitlerin çevredeki davranışlarını belirleyen en önemli belirteç; onların suda çözülebilirlikleri ve dağılım katsayıları (Kow)'dır. Kow değerinin logaritması büyük ise; hidrofobik ve organik moleküllere kolaylıkla bağlanabileceğini gösterir. Eğer dağılım katsayısı 7 den büyük ise bu bileşikler fazla hareketli olmayıp organik moleküllere bağlanarak toprakta ya da sedimentte birikim gösterebilmektedirler. Dağılım katsayısı 4-7 arası olanlar lipofilik olup yağlı dokularda birikebilmektedir. Kow değeri arttıkça biyokonsantrasyon riskinin artmasına neden olmaktadır [8].

### 2.1.9. Pestisitlerin Hedef Olmayan Canlılar Üzerine Etkileri

**Toprak solucanlarına etkisi**

Toprak solucanları toprağın fiziksel özelliklerini düzenleyip, organik maddelerin ayrışmasına ve humus oluşumuna yardımcı olan ve de toprağın verimliliğini arttıran en önemli canlılardan biridir. Toprak solucanının aktivitesi toprağın sıcaklığı ve nemi ile yakından ilişkili olup, ilkbahar aylarında daha üst kısımlarda iken, sıcakların artmasıyla derinlere inmektedir. Kullanılan pestisitlerin yağışlarla birlikte toprağın derinliklerine inmesi sonucu bu canlıları olumsuz etkileyebilmektedir [8].

**Arılara etkisi**

Dünyada ve ülkemizde bal arıları pestisitlerden en fazla etkilenen böcek türü olup, pestisitlerin aşırı ve kontrolsüz kullanımı sonucu her yıl binlerce bal kovanlarında zararlar meydana gelebilmektedir [8].

**İnsanlara etkisi**

Tarımsal mücadele ilaçları hedef olmayan canlıları, insanları da etkisi altında bırakmaktadır. İnsanlarda meydana gelen zehirlenmeler, deri, solunum veya sindirim yolu ile geçmektedir. Özellikle uzun süre kalıcılığı olan DDT, hekzaklorobenzen (HCB), endrin, aldrin gibi kimyasallar insanlarda kronik etkiler meydana getirebilmektedir (Tablo 2.3.) [11].

**Tablo 2.3.** Kurutaş ve Kılınç (2003)'e göre pestisitlerin insanlar üzerine kronik etkileri.

| Organ/Sistem | Etki |
|---|---|
| Sinir Sistemi | Vejetatif sendrom, polinöropati, radikülopati,ensefalopati,retrobulbernevrit, distoni ve retinal anjiyopati |
| Solunum Sistemi | Kronik trakeit, pneumofibroz başlangıcı, akciğer anfizem, bronşial astım |
| Kardiyovasküler Sistem | Kronik miyokard toksisitesi, kronik koroner yetmezlik, hipertoni ve hipotoni |
| Karaciğer | Kronik hepatit, kolesistit, hepatokolesistit, detoksifikasyon ve diğer fonksiyonlarda bozulma |
| Böbrekler | Albuminüri, noktüri, üre ve kreatinin artışı, salgı fonksiyonunda azalma ve düşük klerens |
| Gastrointestinal Sistem | Kronik gastrit, duedonit, ülser, kronik kolit (hemorajik, spastik ve polipoit oluşumlar), hipersekresyon ve hipoasitide |
| Dolaşım Sistemi ve kan | Lökopeni, retikülositlerde artma, lenfositler, eosinopeni, lenfopeni, monositoz ve hemoglobinde değişimler |
| Deri | Dermatit, egzama |
| Gözler | Konjuktivit, blefarit |

### 2.1.10. Pestisit Çevresel Etkilerini Azaltmak Amacıyla Kullanılan Yöntemler

Pestisitlerin çevresel etkilerini azaltmak amacıyla birçok yöntem vardır [8]:

a) **İyi Tarım Uygulamaları:** Çevresel kirliliği azaltıcı yöntemlerden biri modern tarım çalışmalarıdır. Birçok ülkede pestisit kullanımını hakkında çiftçilere, üreticilere ve ilgili olanlara bilgiler verilmesidir.

b) **Kullanıcıların Eğitimi:** Çoğu ülkede pestisit kullanıcılarılarının eğitimi, ilaçlama aletlerinin uygun kullanılması, güvenlik önlemleri ve pestisitlerin çevreye ve hedef dışı organizmalara olan etkisi gibi konuları kapsamaktadır.

c) **Planlama ve hazırlık:** Tarımsal savaş hakkında yeterli bilgi birikimine sahip bitki koruma uzmanlarından bilgi alınmalıdır.

d) **Pestisit Atıkları:** Dikkat gerektiren konulardan birisi de pestisit kullanımı sonrasında atıkların, tankların yıkanması ve boş kutuların yok edilmesidir.

e) **Kayıt tutulması:** Pestisitlerin uygulanması, depolanması ve atıklar hakkında kayıt tutulması gerekmektedir.

f) **Yeni İlaçlama Teknolojileri:** Pestisit kullanımının azaltmasının yöntemlerinden biri ilaçlama aletlerinde kullanılan hidrolik memenin çapının küçültülmesidir. Son yıllarda üretilen yeni teknoloji memelerden bazıları: Vibrasyonlu jet dağıtım memeleri,kontrollü damla uygulayan memeler,elektrostatik memeler'dir.

g) **Formülasyonlar:** Formülasyon "Pestisitlerin aktif bileşenlerle birleşerek preparat haline gelerek satışa sunulan şeklidir" veya "Formülasyon; insan ve çevre sağlığına daha az zararlı ve ekonomik kullanım sağlamak amacıyla yapılan işlemlerden biridir" olarak tarif edilebilir [9,16].

h) **Formülasyona eklenen bileşenler**[9]:

**Solventler:** Ürünün sıvı hale gelmesini sağlamak üzere kullanılan bileşiklerdir. Bunların çoğu günümüzde su esaslı hale getirilmiştir.

**Sürfektanlar:** Yüzeysel gerilimi azaltma, emülsifikasyonu azaltma, sıvı formüllerin ıslatıcı özelliğini arttırma amacıyla kullanılan maddelerdir.

**Taşıyıcılar:** Kullanımını kolaylaştırmak amacıyla pestisitin içerisine katılan sıvı veyakatı maddelerdir.

**Zarar gidericiler, güvenlik maddeleri:** Pestisitin kendisinin ürüne zarar vermesini engellemek amacıyla katılan maddelerdir (safeners).

**Artı katkı maddeleri (adjuvants):** Pestisitin etkinliğini arttırmak amacıyla katılan maddelerdir. Bunlar pestisitin etkin maddesi olmaksızın etkileri bulunmamaktadır.

## 2.2. Herbisitler

Bitki (Yabancı ot, çalı ve istenmeyen otlar, ağaçlar) büyümesinin engellenmesi ve kontrolünü sağlamak amacıyla kullanılan kimyasallardır [8].

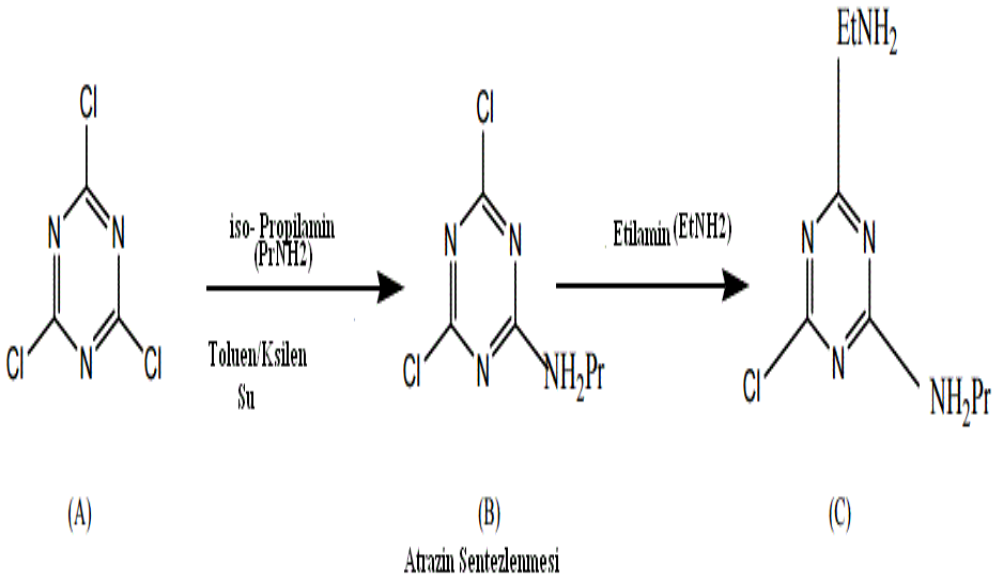
### 2.2.1. Triazinler

Genel formülü $C_3H_3N_3$ olan heterosiklik yapıda bileşiklerdir. 1,2,4-Triazin ve türevleri biyolojik yönden çeşitli aktivitelere sahip olup antifungal, anti-HIV, antikanser, nöroleptik, analjezik, antihipertansiyon, kardiyotonik, antiviral ve antihistaminerjik gibi etkileri vardır [17].

### 2.2.2. Atrazin

Atrazin dünyada en etkili, yaygın ve ucuz herbisit olup diğer herbisitlerden daha fazla kullanılmaktadır [18]. Mısır, şekerkamışı, ananas ve bazı peyzaj bitkilerinde [19,20] ve Kuzey Amerika' da özellikle mısırda üreticileri tarafından yoğun olarak tercih edilmektedir [23]. Tarım alanlarında yabani otların kontrolü için tekrarlanan uygulamalardan biri olan atrazinin etki biçimi ise Fotosistem II' deki elektron taşınımını engelleyerek klorofil yıkımına ve de fotosenteze engel olmasıdır [21].

1948 yılında atrazin ilk olarak siyanürik klorid (A) ve izo-propilaminden sentezlenmiştir ( Şekil 2.1.) [13].




**Şekil 2.1.**Atrazin sentezlenmesi [13].

Saf atrazin kokusuz, beyaz bir toz aynı zamanda çok uçucu olup reaktif veya yanıcı değildir. Konsantre, ıslanabilir toz, granül ve kullanıma hazır formülasyonlar halinde bulunabilmektedir (Şekil 2.2.) [13].



**Şekil 2.2.** Atrazinin genel görünüşü.

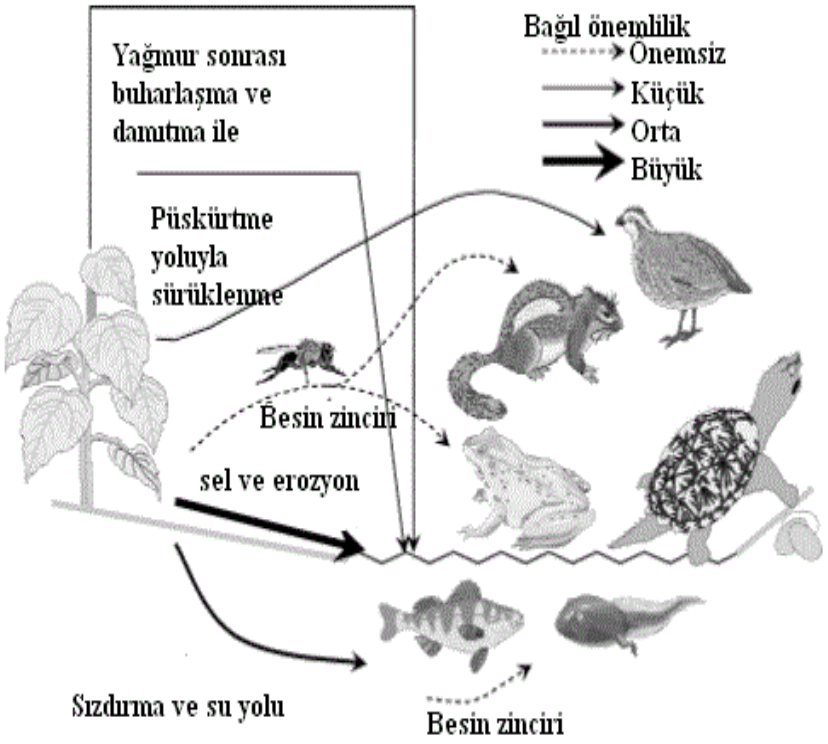
Atrazin, alaklor, asetonitril, klor, ametrin, amitrol, benoxacor, bentazon, bromoksinil, siyanazin, 2,4-Diklorofenoksiasetik asit, dikamba, potasyum tuzu, diklobenil, diuron, glifosat, imazapir, imazetapir, metolaklor, pendimetalin, piridat ve simazin, gibi çeşitli herbisitlerle oluşum göstererek ve diğer karışımlarla da kullanılabilmektedir [22].

Atrazin herbisit olarak çeşitli ticari isimler altında dietilatrazin(DEA), diizopropilatrazin (DIA), diaminoklorotriazin (DAC), hidroksiatrazin (HA), dietilhidroksiatrazin (DEHA), diisohidroksipropilatrazin (DIHA) toz, suda çözülebilir, granüllü yapıda etkin madde olarak suda çözülerek veya sıvı gübre şeklinde uygulanmaktadır [20].

#### 2.2.2.1.Atrazin Etki Mekanizması

Atrazin, bitkilere özgü bir etki mekanizması aracılığıyla fitotoksin olarak geliştirilen bir özel herbisittir. Bundan dolayı atrazinin toksik potansiyel gücü, bitkilerde hayvanlardan daha yüksektir. Hedef bitkiler üzerinde atrazin, Fotosistem II'deki elektron taşıma sürecindeki bağlanma yerinde bulunan Plastokinon II ile rekabet yoluyla fotosentez yapmalarını engellemektedir. Bu engelleme karbonhidrat sentezinin durdurulmasına sebep olur, bu da karbon havuzunda daha sonra azalmaya ve bitki hücresinde $CO_2$'in birikmesine yol açmaktadır. Bitkilerde stres ettirici etmenlerin (atrazin) bulunduğu ortamdan uzaklaştırılması, bitkilerin iyileşmesine sebep olmaktadır. Atrazine maruz kalan bitkiler kirlenmemiş ortamlara taşındıklarında bu nedenlerden ötürü fotosentetik aktivitelerinde artışlar görülebilmektedir [23].

Atrazin uygulandıktan sonra, bir kısmı havaya (buharlaşma yoluyla), bir kısmı ise yağış yoluyla topraktan yıkanabilir, dereler, göller veya diğer su yolları dahil olmak üzere çevreleyen alanlara girebilir ve kalan kısım üst toprak yüzeyinden daha derin toprak katlarına göç ederek yeraltı sularına girebilmektedir. Çoğu durumda ise atrazin, bir yetiştirme mevsiminin bir döneminde toprağın içinde parçalanabilmektedir [24]. Sucul hayat için birçok maruz kalma yolu olsa da bazıları diğerlerinden daha önemli olmaktadır ( Şekil 2.3.) [23].




**Şekil 2.3.** Doğal hayatın atrazine maruz kalmasının muhtemel yolları [23].

Karasal yaban hayatında yaşayan canlılar da kontamine olan yiyecek veya su tüketimi ile atrazine maruz kalabilmektedirler. Atrazinin yüzey sularına girişinin başlıca etmenleri erozyon ve akıntı yolu iken, toprak veya künk ile hareket ise ikinci akış yoludur. Atrazinin tipik kullanım yöntemlerinden biri olan püskürtme şeklinde kullanım ise hafif miktarda olup yağmur yağmasının ardından buharlaşma ve damıtma ile maruz kalma yoludur. Akarsu ve deniz ortamları, amfibiler için önemli yaşam alanları olmadığından ve yalnızca balık ve birkaç sürüngen ile ilgilendirmektedir. Akarsu ve denizel ortamlarda seyreltme olması nedeniyle maruz kalma olasılıkları çok düşük olduğundan ve dolaylı veya dolaysız bir risk oluşturamamaktadır [23].

Amfibi, sürüngenler ve çoğu balıkların maruz kalma rejimlerinde birbirlerinden farklı olabilmektedir [23].

Göller, rezervuarlar, göletler ve havuzlardaki maruziyetler muhtemelen akarsuların maruz kalmalarından farklıdır. Atrazinin nispeten uzun süre sulu ortamdaki kalıcılığı ve lentik sistemlerde akışın olmamasından, daha uzun maruz kalmalara neden olmaktadır [23].

Doğada, zehirli kimyasalların yok edilmesi (indirgenmesi) için birlikte çalışan birçok abiyotik ve biyotik süreç vardır. Buna göre, çevreye salınan birçok kimyasal, çevreye sınırlı ömürleri nedeniyle tehlike oluşturmaktadır. Tarihsel olarak çevresel tehlike oluşturan kimyasallar (DDT, PCB'ler, TCDD) bozunma süreçlerine direnip ve buna bağlı olarak çok uzun süreler boyunca çevrede kalmaya devam edebilmektedir [24].

Kimyasalların çevrede kalıcılığının devam etmesi, çevresel düzeyde toksisite oluşturmaya ve uzun süre sonra bile canlıları tehlikeye atmak için yeterli sonuç oluşturabilmektedir (Tablo 2.4.) [24].

**Tablo 2.4.** Leblanc(2004)'e göre Bazı pestisitlerin çevresel yarı ömürleri.

| Kirletici | Yarı ömrü | Ortam |
|---|---|---|
| DDT | 10 yıl | Toprak |
| TCDD | 9 yıl | Toprak |
| Atrazin | 25 ay | Su |
| Benzopiren(PAH) | 14 ay | Toprak |
| Fenantrin (PAH) | 138 gün | Toprak |
| Karbofuran | 45 gün | Su |

Çevredeki pestisitin kimyasal yapısını etkileyebilecek **abiyotik bozunma** işlemi ışığın fotoliz ve suyun hidroliz etkilerinden meydana gelmektedir. Bu işlemler aşağıdaki gibidir [24]:

**Fotoliz;** Işık, öncelikle ultraviyole aralığında kimyasal bağları kırma potansiyeline sahiptir ve bu nedenle bazı kimyasalların parçalanmasına önemli ölçüde katkıda bulunabilmektedir. Fotolizin büyük olasılıkla, ışık şiddetinin en fazla olduğu atmosferde veya yüzey sularında gerçekleşmesi beklenmektedir. Fotoliz,

ışığın yoğunluğuna ve kirletici moleküllerin ışığı emme kapasitesine bağlıdır. Polisiklik aromatik hidrokarbonlar gibi doymamış aromatik bileşikler, ışık enerjisini emme kapasitelerinin yüksek olması nedeniyle fotolize oldukça duyarlı olma eğilimindedir. Işık enerjisi, çevre kirleticilerinin hidrolitik veya oksidatif süreçler yoluyla oksijenlenmesini kolaylaştırabilmektedir.

**Hidroliz** ise, genellikle ışık enerjisi veya ısı ile kombinasyon halinde kimyasal bağları bozabilmektedir. Hidrolitik reaksiyonlar, molekülün bir kısmının orantılı bir şekilde kaybedilmesi ile birlikte bir oksijen atomunun molekül içine sokulmasıyla gerçekleşmektedir. Organofosfatlı böcek ilacında bulunan ester bağları, bu kimyasalların çevresel yarılanma ömürlerini önemli ölçüde düşüren hidroliz duyarlılığına sahiptir. Kimyasalların hidrolitik oranları sulu ortamın sıcaklığı ve pH'ından etkilenmektedir. Hidroliz oranları sıcaklık arttıkça ve aşırı pH değerleri ile artmaktadır [24].

Toksik maddelerin birikimleri çevre açısından tek başına kimyasal bir sorun oluşturmamaktadır. Kimyasallar, organizmaların vücuduna giremezse, toksik etki oluşturmamaktadır. Ancak emildikten sonra vücutta yeterli miktarlarda birikiminin olmasıyla kimyasal toksisite oluşabilmektedir. Çevresel kimyasallar, organizmalar tarafından pasif difüzyon ile alınmaktadır. Birinci olarak ilk alım yerleri arasında akciğerler, solungaçlar ve gastrointestinal kanal membranlarıdır. Deri (cilt) ve ilişkili yapılar (pullar, tüyler, kürk vb.) birçok çevresel hasara karşı koruyucu bir bariyer oluştururken, bazı kimyasalların deri yoluyla alımı gerçekleşebilmektedir. Kimyasal maddeler, vücuda girmek için zarların lipit ikili katmanında bulunduğundan, kimyasalların biyoakümülasyon potansiyeli, lipid çözünürlüğü (lipofilisite) ile pozitif yönde ilişkili olduğu vurgulanmaktadır [24].

Toksik madde başlangıçta lipit yapılarında tutulabilmekte, ancak bu lipit depolar kullanıldığında toksisite hedef bölgelerine hareket edebilmekte ve biyoakümülasyonda gecikmiş bir toksisiteye neden olabilmektedir. Örneğin, lipit depoları genellikle çoğalmaya yardımcı olarak işlev görmektedir. Lipit kaybı, lipofiliktoksik maddelerin serbest kalmasına ve bunun sonucunda ise toksik etki göstermesine neden olabilmektedir. Bu tür sonuçlar da yetişkin organizmaların üreme olgunluğuna yaklaşırken ölümüne neden olabilmektedir. Lipofilik kimyasallar, yumurta sarısı veya memelilerin sütü ile ilişkili lipitlerle yavrulara da

aktarılabilmekte bu da ebeveyn organizmalarında belirgin olmayan etki yavrular için toksik etkiye neden olmaktadır [24].

Su ortamı, lipofilik kimyasalların abiyotik çevre ve biyota arasındaki engeli aştığı ana yer olmaktadır. Bunun nedeni, göllerin, nehirlerin ve okyanusların bu kimyasallar için birikim işlevi görmesi ve sudaki organizmaların solunum membranlarından (örneğin; solungaçlar) büyük miktarlarda su geçmesiyle, kimyasalların sudan verimli bir şekilde çıkarılmasını sağlamasından kaynaklanmaktadır. Sucul organizmalarda, lipofilik kimyasallar biyolojik olarak birikebilmekte ve çevrede bulunan kimyasalın konsantrasyonundan daha büyük vücut konsantrasyonlarına ulaşabilmektedir. Suda yaşayan organizmaların çevreden gelen ksenobiyotik biriktirme miktarları organizmanın lipit içeriğine bağlıdır. Bu sebepten dolayı vücut lipitlerinin kimyasalların tutulması için ilk yer olarak işlev gördüğü rapor edilmektedir [24].

Atrazin sulu ortamlarda mikrobiyal saldırılara karşı dirençli olmasını sağlayan s-triazin halkasından kaynaklanmaktadır. Bu özellik nedeniyle, çevredeki kimyasal bozunma biyolojik bozunmadan daha fazla önemlidir. Laboratuvar çalışmalarında kimyasal bozunma, Karbon 2' de hidroliz yoluyla, Karbon4’ te N-dealkilasyon ve triazin halkasını bozunmasıyla meydana gelmektedir. 25$^{o}$C ve pH 4’ te çevresel yarılanma ömrünün 244 gün olduğu bildirilmiştir. Bununla birlikte, %2’ lik humik asidin eklenmesi ile yarı ömrü 1,73 güne indiği görülmüştür. Bunun sonucu atrazinin hidrolizinin katalize olabileceği varsayılmıştır. 5 mg/L fulvik asit (doğal olarak yüzey sularında bulunan bir konsantrasyon) ilave edilmesiyle pH değerleri sırasıyla 2,9, 4,5, 6,0, 7,0 ve yarı ömürleri sırasıyla 34,8, 174, 398 ve 742 gün olduğu bildirilmiştir [20].

300 nm' den büyük dalga boylarındaki atrazin fotolizleri suda görülmemektedir. Bazı araştırmacılar tarafından, 290 nm'lik bir dalga boyunda 158°C' de 10 mg/L'lik konsantrasyonda atrazinin fotoliz yarılanma ömrü 25 saat olduğu bildirilmiştir [20].

Atrazinin muhtemel yarıömrü yüzey topraklarında 77-101 gün değişmekle beraber yer altı topraklarında ise yarı ömrü 900 güne kadar yükselebilmektedir. Bunun nedeni artan derinlikle beraber, atrazinin indirgeyicileri olarak bilinen mikroorganizmaların atrazineyaklaştıkça mikrobik aktivitelerinin azalmasından kaynaklanmaktadır [25].

Toprağın su tutma kapasitesi atrazinin bozunması için önemli bir etkendir. Kumlu toprak için %4, %35 ve %70 su tutma kapasitesilerinde yarı ömürleri sırasıyla 151, 37 ve 36 gün olabilmektedir [23].

Atrazinin toprakta uzun süre kalmasının nedenleri su içeriğine bağlı olarak değiştiği ve su içeriği az olan topraklarda mineralizasyonunun çok düşük olmasından atrazinin toprakta bozunma süresi daha uzun sürede gerçekleşmektedir [25].

Toprağın atrazin tarafından kirlenmesi çevre için büyük risk oluşturmaktadır. Pestisitin aşırı kullanımı, uzun süre bulunmasından dolayı atrazin ve zehirli metabolitlerinin toprağa birikmesine sebep olmaktadır [25].

1991 yılındaki WHO Raporunda; atrazinin toprakta mikrobiyal süreçler ve abiyotik koşullar tarafından bozunmakta ve dietilatrazin, diisopropilatrazin, hidroksiatrazin ve tam olarak nitelendirilemeyen ürünler meydana geldiği rapor edilmiştir. Dietilatrazin 1989 yılında Kansas Nehir Vadisi (ABD) 'nde killi balçık ve ince kumlu balçık bölgelerde ana bozunma ürünü ve daha düşük konsantrasyonlarda dietilatrazinden diisopropilatrazin meydana gelmiştir.

1993 yılında Valensia (İspanya)'da yapılan çalışmada atrazinin bozunma yarı ömrü 11 gün olup en yüksek dağılım toprağın en üst tabakasında (0-0,05m) olduğu gözlemlenmiştir. 4 farklı pestisit (atrazin, simazin, kloropirifos ve tetrafidon) ile yapılan çalışmada atrazinin su içerisinde en çözülebilir ve en hareketli olduğu ve kalıntıların hareketliliği ve kalıcılığı hem iklimsel koşullara hemde tarımsal uygulamalarla ilişkili olduğu gözlemlenmiştir [22].

Atrazinden etkilenen risk altındaki ekosistemleri belirlemek için, atrazinin nerede, ne zaman ve hangi miktarlarda kullanıldığı, mevcut yüzey suyu izleme

verileri ile değerlendirilmesi gerektiği ifade edilmiştir [20]. En yüksek atrazin konsantrasyonları uygulamadan sonraki ilk yağışta gözlemlendiği rapor edilmiştir [18].

Aşırı kullanımı, yüksek dirençliliği ve hareketliliğinden dolayı atrazin ve onun metabolitlerinin yüzeysularında, yer altı sularında, nehirlerde, içme sularında, yağmur suyunda ve hatta kurbağalarda bile rastlanabilmektedir. Yeraltı sularında 22 mg/L atrazin ölçülürken, içme sularında izin verilen limit ise ppb seviyesindedir. Kanada'da içme sularında kabul edilebilir atrazin limiti 0,06 mg/L'dir. Atrazin için WHO tarafından kabul edilen sınır değer 2 µg/L ve EPA İçme Sularının Güvenliği Maksimum Kirletici Seviyesi (Maximum Contaminant Level=MCL)' nde 3 µg/L, Avrupa Ekonomi Konseyi (European Economic Council= EEC)' de içme sularında 0,1 µg/L olarak belirlemiştir. Hindistan Standartlarına göre ise, içme sularında hiç pestisit bulunmamalıdır [26].

Atrazin uçucu olmayan ve nötr haldeki yarılanma ömrü 200 gün ancak çeşitli çevresel koşullara (pH, nem içeriği, sıcaklık ve mikrobiyal aktiviteler) bağlı olarak 4-57 hafta arasında değişebilmektedir. Sudaki çözünürlüğü 20$^{o}$C'de 33 mg/L iken, metanol, etilasetat, diklorometan ve kloroform içerisinde sırasıyla çözünürlükleri 18, 24, 28 ve 52 g/L' dır [26].

Herbisitlerin denizel ortamlarda bulunma miktarları, herbisit konsantrasyonu, sıcaklık, ışık/UV, deniz suyuna ve sürelerine bağlı olarak değişebilmektedir. Atrazinin 5000 µg/L konsantrasyonda deniz suyu içerisinde 20 °C sıcaklıkta deniz suyunun ışık alan bölgesinde yarılanma ömrü 79 gün iken, deniz suyunun karanlık bölgelerinde ise yarılanma ömrü 206 gün olabilmektedir. Atrazinin yaklaşık 8500 µg/L konsantrasyonda ise 22°C de ise yarılanma ömrü 56 gün olabilmektedir. Örneğin; Herbisit konsantrasyonlarının denizel ortamda miktarı 10 µg/L'den düşüktür. Trofik sistemlerde yoğun herbisit konsantrasyon periyotları deniz suyunun sıcaklığının 24-31°C olduğu durumlarda görülmektedir. Işığın olması mikrobiyal bozunma ve fotodegredasyona katkı sağladığından kalıcılığını değiştirebilmektedir [27].

Tatlı sular ile yapılan toksisite çalışmaları tuzlu sulardakinden daha fazladır. Tuzlu su türleri için, özellikle organik bileşiklerle karşılaştırıldığında, tuzlu

su türlerine göre daha az toksisite verisi bulunmaktadır. Bunun nedeni, tuzlu su türleri için daha az standart test yöntemi olduğu ve en azından Avrupa'da tatlısu sistemleri için, su riski testlerine odaklanmaya yönelik çalışmalar göstermiş olmasından kaynaklanmaktadır [28].

1994 yılında USEPA tarafından atrazinin çevresel ve insan sağlığını olumsuz yönde etkileme potansiyeli olduğundan uzun yıllar süren çalışmalar sonucunda atrazin kullanımı için önerilen konsantrasyon değerlerinin tatlı su için 12,35 µg/L ve tuzlu su için 26,71 µg L olduğu rapor edilmiştir [29].

Atrazinin ekotoksikolojik etkisi özellikle sucul ekosistemlerde çoğunlukla fitoplankton, zooplankton, makrofit, bentozda yaşayan canlılar ve balıklarda olan etkileri araştırılmış olup Zebra balığı (*Danio rerio*) ile yapılan çalışmada atrazininteratojenik etkisinin ilk 48 saatlik sürede embriyonik gelişim, mikrozomal ve Glutatyon-S-transferaz enzimi üzerine etkisinin atrazinin 4 mg/L' de olduğunda normal gelişim süresinin uzattığı, 10-20 mg/L'de ise normal organogenez oluşumunu yavaşlattığı, hareketlerde yavaşlamalar görüldüğü, kalp ve dolaşım sistemlerinde fonksiyonel rahatsızlıklar meydana geldiği, tüm gelişim evresinde mikrozomal ve Glutatyon-S-transferazın atrazinden etkilendiği rapor edilmiştir [30].

Atrazin etkin ve düşük maliyetli olması nedeniyle yaygın olarak 80 ülkede kullanılmaktadır. Asya dışında diğer ülkelerde zamanla kullanımı azalmıştır. 2003 yılından itibaren Avrupa Birliği tarafından atrazin yerine glifosat kullanımı artmıştır. Atrazinin çevrede, yüzey ve yeraltı sularında bol miktarda bulunması ve kirletmesinedeni ile Bitki Koruma Ürünleri Listesinden çıkartılmış ve Avrupa' da yasaklanmıştır [31].

Atrazin, endokrin bozucu olarak sınıflandırılan bir pestisittir [32]. Atrazin genellikle sucul ortamlarda ölçülmektedir. Sucul ortamda üreme ve populasyon yapısını etkilediği ifade edilmiştir. Atrazin sucul ortama girer girmez sucul organizmalarda strese neden olduğu ve populasyonların yapısını değiştirebileceği bildirilmiştir [18].

Atrazin sucul ekosistemde yer alan omurgasızlar ve diğer canlılar için toksik bir madde olduğundan çevreye verilmesinin kontrol altında tutulması

gerekmektedir. Son yıllarda yapılan araştırmalarda atrazinin ileri elektrokimyasal oksidasyon yöntemleri kullanılarak bozunumu ile ilgili çalışmalar yapılmaktadır [32].

Atrazin, pestisitlerin toksik etkilerinin sınıflandırılmasında III. sınıfta yer alıp hafif toksik olarak değerlendirilmektedir (Tablo 2.6.,Tablo 2.7.)[33].

**Tablo 2.5.** WHO(2009)'a göre Pestisitlerin Toksik Derecelerinin Sınıflandırılması.

| **Sınıf** | **Toksik derecesi** |
|---|---|
| **1a** | Aşırı Toksik |
| **1b** | Yüksek Toksik |
| **II** | Orta Toksik |
| **III** | Hafif Toksik |
| **U** | Normal kullanımda akut tehlike göstermesi düşük |
| **FM** | Fumigant, sınıflandırılmayan |
| **O** | Kullanılmayan, sınıflandırılmayan |

**Tablo 2.6.** WHO(2009)'a göre pestisitler içinde atrazinin hafif toksik (Sınıf: III) teknik aktif malzemeler içindeki konumu.

| **Kimyasal** | **CAS no** | **Fiziksel hali** | **Ana kullanım** | **$LD_{50}$ (mg/kg)** |
|---|---|---|---|---|
| Asetoklor | 34256-82-1 | Sıvı | Herbisit | 2950 |
| Alloxydim | 55634-91-8 | Katı | Herbisit | 2260 |
| Amonyum sülfamat | 7773-06-0 | Katı | Herbisit | 3900 |
| Ancymidol | 12771-68-5 | Katı | PGR(Bitkibüyümesini düzenleyici) | 4500 |
| Asulam | 3337-71-1 | Katı | Herbisit | 4000 |
| Atrazin | 1912-24-9 | Katı | Herbisit | 2000 |

Atrazini su, atık su ve kirlenmiş topraktan arındırılmak için uygun birçok yöntemler kullanılmaktadır. Yaygın olarak kullanılan teknikler şu şekilde sıralanmaktadır [26, 13].

1. Kimyasal Bozunma
2. Yakma İşlemi
3. Adsorbsiyon
4. Bitki Islahı
5. Biyolojik Bozunma

Atrazin içeren atık suyun iyileştirilmesi için en çok kullanılan kimyasal yöntemler ise fotoliz, hidroliz, dehalojenasyon ve oksijenasyondur (Tablo 2.8.) [13].

**Tablo 2.7.** Dikshit ve Pathak (2011)'e göre atrazin uzaklaştırma yöntemleri ve dezavantajları.

| **Yöntem** | **Dezavantaj** |
|---|---|
| Yakma | Aşındırıcı ve toksik gazların oluşumu |
| Ters osmoz | Pahalı yöntem |
| Elektrodiyaliz | Metal hidroksit oluşumu ile tıkanmış zar |
| Kimyasal bozunma | Farklı toksik madde oluşumu ve istenmeyen ürünler, pahalı yöntem |
| Hareketsiz enzim temelli teknoloji | Enzimlerin kararlılığını etkilemesi ve difüzyonda meydana gelen problemler |
| Bitki ıslahı | Yüzey ve yer altı topraklarının sınırlı olması ve zaman alması |

### 2.2.3. Atrazin ile Yapılan Çalışmalar

Atrazin ilk olarak 1952' de İsviçre' nin Basel şehrindeki " Geigy Chemical Company " tarafından başlatılan triazin türevleri üzerine yapılan araştırmalarda geliştirilmiştir. Atrazin, 1958'de İsviçre' de patent almış 1959' da ABD' de ticari kullanım için tescil edilmiştir. Atrazin, o zamandan beri dünya çapında kullanılan önemli bir herbisit olmuştur [20].

Sucul omurgasız yaşam döngüsü çalışmalarında, kabul edilebilir maksimum toksik konsantrasyonlar organizmaya bağlı olarak 0,06-0,25 ppm arasında değiştiği bildirilmiştir [34].

Wiegand ve ark., (2000) " Zebra balığı (*Danio rerio*) embriyolarında atrazin ve trifloroasetatın detoksifikasyon enzimleri üzerindeki etkisi, toksisitesi ve alınımı " adlı çalışmada 48 saatlik maruz kalma sonucunda $LC_{50}$ 36,8 mg/L olduğu rapor edilmiştir [35].

Jia ve ark., (2001) "Atrazinin *Orechromis niloticus fingerlings* üzerine Akut Toksisitesinin belirlenmesi" adlı çalışmada Nil Tilapyası olarak bilinen *Orechromis niloticus fingerlings* balıklarında 6 farklı atrazin konsantrasyonlarında (5, 10, 15, 20, 25, 30mg/L) kontrol grubu ile birlikte 3 tekrarlı olarak yapılan çalışmada 24, 48, 72 ve 96 saatlerde $LC_{50}$ değerleri 5,6, 14, 11 ve 9,4 mg/L olarak belirlenmiştir [36].

Bringolf ve ark., (2004) "Atrazinin kısa süreli üreme tahlilinde Fathead minnow (*Pimephales promelas*) üzerine etkisi" adlı çalışmada *P.promelas* balığının yavrularında atrazinin üremeleri üzerine etkilerinin belirlenmesi amacıyla yaptıkları çalışmada 21 gün boyunca 5-50 µg/L atrazin konsantrasyonlarına maruz kaldıklarında testis uzunluklarında,testis olgunluğunda ve embriyo üreme yüzdelerinde azalmaların görüldüğü rapor edilmiştir [37].

Waring ve Moore (2004) " Atlantik somon balığının (*Salmo salar*) önce tatlı suda daha sonra deniz suyuna taşınmasında atrazinin etkilerinin belirlenmesi " adlı çalışmada atrazinin 2, 5 ve 10 µg/L konsantrasyonlarda solungaçlarda $Na^+K^+$ATPaz aktivitesinde azalmalar görüldüğü, plazma kortizol konsantrasyonlarında yükselmenin dışında 5 µg/L'nin üzerinde, iyon

konsantrasyonunda değişimlerin gözlemlendiği ancak, önce tatlı su içerisinde 1, 2, 5, 10 ve 22,7 µg/L atrazin konsantrasyonlarına maruz kaldıktan sonra deniz suyu içerisinde ölümler görüldüğü, hayatta kalanlarda ise plazma kortizol, tiroksin, ozmolalite ve tek değerli iyon konsantrasyonlarında fizyolojik streslerin görüldüğü ve atrazinin kas veya plazma su içeriğinde herhangi bir değişime sebep olmadığı bildirilmiştir [38].

Alvarez ve Fuiman (2005) "Atrazinin çevresel seviyeleri ve bozunma ürünlerinin işkine balığı larvalarının hayatta kalma becerilerini ve büyümesi üzerine etkileri " adlı çalışmada atrazinin büyüme hızını düşüren bir herbisit olması nedeniyle, 4 gün boyunca 0, 40 ve 80 µ/L Konsantrasyonlarda atrazine maruz kaldıklarında İşkine balığı (*Sciaenops ocellatus*=Red drum) larvaların yüzme hızlarında, yüzme şekillerinde daha çok aktif hareketlilik görülmesi ve hiperaktiviteye neden olması, larval periyot evresinde gelişim süresini arttırdığı ve yavru populasyonunu düşürdüğü rapor edilmiştir [39].

Alvarez ve Fuiman (2005) timsah ve kurbağalarda yaptıkları çalışmada atrazinin Aromataz enzimini harekete geçirmesinin yanında aşırı östrojen üretimini sağlayan bir endokrin bozucu olması ve streoid yapıda hormon oluşumunu etkilediğini bulmuşlardır [39].

Solomon ve ark., (2008) "Atrazinin Balık, Amfibi ve Su Sürüngenleri Üzerindeki Etkileri: Eleştirel Bir Gözden Geçirme " adlı çalışmada Amfibiler için, atrazinin en küçük $LC_{50}$ değerinin 410 µg/L olduğu, *Xenopus laevis*' te en düşük gözlemlenen atrazin etki konsantrasyonu (Lowest Observed Effect Concentration=LOEC) 100 µg/L olduğu bildirilmiştir [23].

Ezemonye ve Tongo (2009) "Atrazinin Amfibi larvalarına letal ve subletal etkilerinin belirlenmesi " adlı çalışmada *Ptychadena bibroni* (Geniş bantlı kurbağa) larvasının farklı gelişim evrelerinde (1, 2, 3 ve 4.haftalarda ) 96 saat sonra atrazinin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakıldığında akut (200, 400, 600 µg/L) ve kronik (3, 30, 100 µg/L) $LC_{50}$ değerleri 230,058-431,323 µg/L aralıklarında görüldüğü ifade edilmiştir. Artan konsantrasyonlara ve maruz kalma sürelerine bağlı olarak ölüm yüzdelerinde artışbuna bağlı olarak larvaların olgunlaşmalarında azalmalar tespit edildiği bildirilmiştir [40].

Nwani ve arkadaşları 2010 yılında "*Channa punctatu*'unantioksidan enzim aktivitelerininlipit peroksidasyonu ve aktiviteleri üzerine atrazinin toksik etkilerinin incelenmesi'' adlı çalışmada 25, 32, 39, 46, 53 ve 60 mg/L konsantrasyonlarda 3 tekrarlı olarak 12, 24, 48, 72 ve 96 saatlik denemelerde $LC_{50}$ değerleri 77,091, 64,053, 49,100, 44,412 ve 44,381 mg/L olarak rapor edilmiştir [21].

Yang ve ark.(2010) "*Gobiocypris rarus* balıklarının böbrek ve adrenal hormonları ilgilendiren genler üzerine atrazinin etkileri " adlı çalışmada atrazinin eşey hormonlarının engellendiği kanıtlandığı bilinse de atrazinin adrenal hormonlar üzerine etkilerinin belirlenmesi amacıyla 0, 3, 10, 33, 100 ve 333 µg/L konsantrasyonlarda 28 gün boyunca 10 µg/L' den az konsantrasyonlara maruz bırakıldıklarında böbrek ve solungaçın histopatolojisi ve adrenal hormonlarla ilişkili genleri içeren $Na^+$,$K^+$-ATPaz, glikokortikoid reseptör (gr), ısı şok proteini(hsp70), böbrek ve solungaçlarda bulunan ısı şok proteininin (hsp90) histopatolojik gözlemler sonucunda solungaçlarda hiperglasia içeren lezyonlar oluştuğu, epitelium bölgesinde doku ölümleri, kan damarlarında genişleme, yapraksı birleşmeler meydana geldiği, böbreklerde lümen içerisinde aşırı genişleme, tübüler epiteliumde doku ölümleri ve yok olması, glomerulusun küçülmesi ve Bowman boşluğunun büyümesi, dişilerin böbreklerinde $Na^+$, $K^+$-ATPaz, gr, hsp70 ve hsp90' ın bütün konsantrasyonlarda azaldığı erkeklerde ise böbreklerin hsp90' ın gen ifadesinde ilişkinin azaldığı yönde iken, gr'nin bütün konsantrasyonlarda ve hsp70' ın 10, 33 ve 100µg/L konsantrasyonlarda ilişkinin arttığı yönde olduğu, solungaçlarda ise bütün gen ifadelerinin kontrol grubundan farklı olmadığı bulunmuştur. Bu sonuçlar ışığındaatrazin konsantrasyonlarına bağlı olarak balığın böbrek ve solungaçlarda bozulmaların meydana geldiği histopatolojik lezyonların böbrek adrenal hormonlarla ilişkili genlerin değişimine neden olduğu bu sebeplerden dolayı da atrazin böbreklerde potansiyel adrenal hormon bozucusu ve balığın böbreklerinde bulunan adrenal hormonları ve ilişkili genlerin moleküler biyobelirteç olarak kullanılabilirliği olduğu sonucuna varmışlardır [41].

Sparling ve ark.,(2010) "Kurbağalar ve sürüngenlerin ekotoksikolojilerinin belirlenmesi " adlı çalışmada atrazin konsantrasyonlarının kurbağa larvalarında daha yüksek değerlerde olduğu, 96 saatlik atrazin konsantrasyonlarına maruz kalan erken gelişim embriyoları ve yumurtlama sonrası *Rana pipiens* larvalarının $LC_{50}$ değerleri

7680 µg/L, *Rana catesbeinna* için $LC_{50}$ değeri 410 µg/L olduğu buna rağmen $LC_{50}$ değerlerinin hayatta kalma ve oluşum bozukluklarını da içerdiği söylenmektedir.Aynı zamanda atrazinin *R. pipiens* iribaşlarının yüzme hızlarında herhangi bir değişimin meydana getirmediği rapor edilmiştir [42].

Tillit ve ark.(2010)"Yassı kafalı golyan balığı (*Pimephales promelas*)'nın üremelerinin azalması" adlı çalışmada yumurta üreme, gonad gelişimi,hormon üretimi üzerine atrazinin etkilerinin incelenmesinde yetişkin bir erkek ve iki dişinin 0, 0,5, 5,0, 50µg/L konsantrasyonlarda 14-30 gün aralığında atrazine maruz kaldıklarında kontrol grubu ile karşılaştırılmalar sonucunda yumurta üretiminin %19-39 oranında azalmalar görüldüğü, gonadlarda hem dişi hem erkek bireylerde anormaliklerin meydana geldiği,oositlerin olgunlaşmaları değiştiğinden dolayı yumurta üretiminin azalmasına sebep olduğu rapor edilmiştir [43].

Hayes ve ark., (2011) " Atrazin ile erkek gonadların demasülinizasyonu ve feminizasyonu: Omurgalı sınıfları arasında tutarlı etkilerin belirlenmesi " adlı çalışmada atrazin varlığında balık, kurbağa, sürüngen ve memelilerde erkeklik özelliği, Sertoli hücre sayılarında azalma, sperm üretimi ve androjen salgılanmasının azalması olduğu rapor edilmiştir [44].

Shoaib ve ark., (2012) "Organofosfat ve sentetik piretroit pestisitlerin *Metapeneeus monoceros* (Benekli karides) yavru formlarına akut toksik etkilerinin belirlenmesi " adlı çalışmada organofosfatlı pestisitlerden olan metil parathion ve piretroid pestisit (fenvalerat)' ın *A.salina* üzerine toksik etkileri incelediklerinde $LC_{50}$ değerlerinin metilparathion 0,11 ppm, fenvalerat için 0,18 ppm olduğu rapor edilmiştir [7].

Abdali ve ark., (2011) "Çim sazanı olarak bilinen *Ctenopharhyngo denidella* üzerine atrazinin akut ve kronik toksik etkilerinin belirlenmesi " adlı çalışmada 0, 10, 100, 1000, 10,000 µg/L konsantrasyonlarda 3 tekrarlı kan biyokimyasal değerlerinin akut olarak 96 saatlik süre sonunda atrazinin $LC_{50}$ değeri 80 mg/L olarak bulunmuştur [45].

Marzouk ve ark., (2012) "Karabalık olarak bilinen yetişkin dişi *Clarias gariepinus* üzerine davranış, haematolojik ve biyokimyasal yönleri üzerine

etkilerinin belirlenmesi" adlı çalışmada atrazinin 2,5, 5, 10, 20 and 40 mg/L konsantrasyonlarda yapılan çalışmada $LC_{50}$ değerlerinin 96 saatlik süre sonunda 13,75 mg/L olarak bulunduğu,iştahsızlık, halsizlik,yüzmede huzursuzluk, hızlı soluk alma, cilt şeklinde anormal cilt pigmentasyonu gözlemlendiği, balığın uzun süre suyun orta seviyesinde hareketsiz kalığı, aynı zamanda atrazin maruziyeti ile kandaki etkisi ise hematokrit değerinin artarken, eritrosit, lökosit sayılarında hemoglobin içeriğinde ve kan indekslerinde belirgin bir azalma gösterdiği ve ayrıca serum glikoz seviyesinde belirgin bir artış olduğu sonucu rapor edilmiştir [46].

"*Danio rerio* (Zebra balığı)' nın erken gelişim evresinde klorpirifos toksisitesi üzerine atrazin ve terbütilazinin neden olduğu sinerjistik etkilerinin belirlenmesi" adlı çalışmada hem tek kullanım halinde hemde atrazin ve terbütilazinin beraber kullanılması ile ölüm oranları, yüzme davranışları ve anormallikler incelendiğinde zebra balığının larvalarında hem tek kullanım hemde ikili karışım halinde kullanıldığında benzer sonuçların gözlemlendiği, buna rağmen asetilkolinesteraz (AChE) aktivitesinin engellenmesinde bu herbisitlerin etkisinin olmadığı, chloroprifos ile birlikte kullanıldığında sinerjistik etkilerin görüldüğü, yüzme hareketleri ile AChE aktivitesinin engellenmesi bir işbirliği halinde olduğu sonucuna varılmıştır [47].

Velisek ve ark., (2013)"Triazin böcek ilacının yavru *Pacifastacus leniusculus* kerevitlerine akut toksisitesinin belirlenmesi " adlı çalışmada *P. leniusculus* (kerevit=tatlı su istakozu) üzerine atrazin, hekzazinon, metribuzin,prometrin, simazin ve terbutrin ile yapılan akut toksisite denemelerinde atrazinin 1, 10, 40, 70 ve 100 mg/L konsantrasyonlarına maruz bırakıldıklarında 96 saatlik süre sonunda $LC_{50}$ değerlerinin 12,1mg/L bulunduğu rapor edilmiştir [48].

Blahova ve ark., (2013) "Zebra balığının (*D.rerio)* atrazine subkronik olarak maruz kaldıktan sonra oksidatif stres etkilerinin belirlenmesi " adlı çalışmada Zebra balığına subkronik olarak 28 gün boyunca 0,3, 3, 30, 90 µ/L konsantrasyonlarda yapılan çalışmada kontrol grubu ile karşılaştırdıklarında en fazla etkinin en yüksek konsantrasyonda görüldüğü, glutatyon-s-transferazı azalttığı, süperoksitdismutazın da sadece 30 µ/L'de arttığı bunun sonucu olarak da atrazininoksidatif stres belirteçlerini ve detoksifiye enzimleri büyük ölçüde etkilediği sonucuna varılmıştır [49].

Trancantong ve ark., (2013)“Atrazin herbisitin *Hoplobatrachus rugulosus*' un metamorfozu ve gonadal gelişimi üzerindeki etkilerinin belirlenmesi ” adlı çalışmada *H. rugulosus* (Çin yenilebilir kurbağası)’ un metamorfoz ve gonadal gelişimleri üzerinde atrazinin etkilerinin belirlenmesi amacıyla yapmış oldukları çalışmada 14 günlük ergin larvaların boyunca atrazinin farklı konsantrasyonlarında (0,25, 2,50 ve 25,0 ppb) ve 40 gün boyunca maruz kalmalarında hayatta kalma, boy uzunlukları, kuyruk uzunlukları, ekstremitelerin görünümleri ve gonodal gelişimleri incelenmiş, herbisitin larva büyümesini ve metamorfozunu önemli ölçüde geciktirdiği bildirilmiştir [50].

Mela ve ark.,(2013) “ Neotropik yayın balığı (*Rhamdia quelen*) üzerine atrazinin toksik etkilerinin belirlenmesi ” adlı çalışmada 96 saat boyunca 2, 10,100 µg/L konsantrasyonlara maruz bırakıldıklarında karaciğer lökosit infiltrasyonunda, steatoz ve nekroz benzeri hepatosit oluşumu ve bütün konsantrasyonlara bağlı olarak lezyonların oluştuğu,serbest melanomakrofajların arttığı,osmoregülatör sistemlerinde rahatsızlıkların meydana gelmesi, 10 µg/L’ da plazmada magnezyum konsantrasyonunda artmalar, 100 µg/L solungaçlarda karbonik anhidraz aktivitesinin azalması, sadece 2 µg/L konsantrasyonda böbreklerde karbonik anhidraz aktivitesinin azalması nedeniyle atrazinin potansiyel ekotoksikolojik risk olarak değerlendirildiği ve düşük konsantrasyonlarda bile hepatotoksik ve nefrotoksik olduğu sonucuna varılmıştır [51].

“Yavrubalık (*Caspiankutum=Rutilus frisii kutum*) üzerine herbisitlerden olan atrazinin toksik etkilerinin belirlenmesi” adlı çalışmada 96 saatlik süre sonunda 20, 22, 24, 28ve 30 mg/L konsantrasyonlarda yapılan çalışmada $LC_{50}$ değeri 24,95 ppm olduğu belirlenmiştir [52].

“ Küçük ölçekli pacu olarak bilinen *Piaractus mesopotamicus* balığı üzerine atrazinin toksik etkilerinin belirlenmesi ”adlı çalışmada 7 gün boyunca çeşitli konsantrasyonlara (15, 20, 25, 35 ve 45 µg/L) maruz bırakıldıklarında $LC_{50}$/100, $LC_{50}$/50, $LC_{50}$/10 ve $LC_{50}$/5 değerleri sırasıyla 0,265, 0,530, 2,650 ve 5,290 mg/L olduğu görülmüştür [53].

Shahamat ve ark., (2015)“ Ot sazanı olarak bilinen *Ctenopharyngodon idella*’nın bazı oksidatif stres biyobelirteçler ile çeşitli dokularında atrazinin subletal konsantrasyonlarının etkilerinin belirlenmesi” adlı çalışmada *C.idella* (Ot sazanı) 3,6 ve 15 mg/L konsantrasyonlarda 10, 20 ve 30 gün boyunca maruz bırakıldıklarında deneysel süreç içerisinde balığın böbreğinde toplam antioksidant (TA) miktarında artmaların gözlemlendiği, 15 mg/L’de balığın böbreğinde kontrole kıyasla büyük artışlar gözlemlendiği ancak Katalaz aktivitesi (CAT) (10 ve 20 gün) ve glutatyon (GSH) (30 gün) seviyesinde karaciğerde ve böbrekte artmalar görüldüğü CAT aktivitesindeki ve GSH seviyelerindeki artışın solungaçlarda önemli olmadığı, buna rağmen malondialdehit (MDA) seviyeleri karaciğer ve böbrekte önemli değişimler olmadığı halde 15 mg/L atrazin konsantrasyonlarında balığın solungaçlarındaki seviyenin arttığı bunun da yonca ile beslenen balıkların antioksidan savunma sisteminin oksidatif strese karşı etkinliğini arttırabileceği sonucuna varmışlardır [54].

Alishahi ve ark., (2016) “ 5 farklı herbisitin (paraquat,2,4-D, trifluralin, glifosat ve atrazin) Mangar balığı (*Luciobarbus esocinus*) üzerine akut toksisitesini belirlenmesi ” amacıyla yapmış oldukları çalışmada her bir herbisitin 6 ve daha fazla tekrarlı olarak farklı konsantrasyonlarda paraquat (128, 100, 64, 32, 16, 0, 256), 2,4-D (200, 100, 50, 25, 0 , 800, 400), trifularin (2,5, 1,25, 0,65, 0,32, 0, 15, 10, 7,5,5 ), glifosat (640, 320, 160, 80,0 , 5120, 2560, 1280), atrazin için (160,80,40,20,10,0) konsantrasyonlarda yapılan denemelerde 96 saatin sonunda $LC_{50}$ değerleri 54,66, 138,8, 1,09, 716,83 ve 44,30 mg/L olduğu rapor edilmiştir [55].

Loughlin ve ark.,(2016) yılında “ Tatlı Su Kırmızı Kil Kerevitinin (*Cherax quadricarinatus*) üzerine atrazinin eşeysel farklılaşma ve büyümede etkilerinin incelenmesi” adlı çalışmada kontrol grubu karşılaştırılarak ile atrazinin 3 farklı konsantrasyonda (0,1, 0,5 ve 2,5 mg/L) 4 hafta boyunca maruz bırakıldıklarında ne bir ölüm ne de deri değişimi gözlemlenmediği ancaken yüksek atrazin konsantrasyonunda kontrole kıyasla ağırlık artışında ve abdominal kanın protein içeriğinde önemli ölçüde azalmalar görüldüğü ifade edilmiştir. Atrazin konsantrasyonu arttıkça dişilik oranında artma, cinsel farklılaşmadan sorumlu endokrin hormonal sisteminde bozulma larva gonad yapısı bozmadan dişilik oranında artış olduğu bildirilmiştir [56].

Yüksek konsantrasyonlarda kemirgenlerde dişilerde düşük doğumlar, meme bezlerinin gelişmesinde değişimler, düşük ağırlıkta doğum, vajina açılmasında gecikme, yetişkin erkek sıçanlarda ise testis morfolojisinde değişim, sinir ve bağışıklık sistemlerini etkilediği görülmüştür [57].

Arılarda β-karoten sentezinde düşme ve A vitamini seviyesinin etkilediği [57].

İnsanlarda ise epidemiyolojik çalışmalarda, atrazin maruz kalma sonrasında rahim içi büyüme geriliği, gebelik diyabeti, erken doğum, abdominal duvar kusurlar, burun boşluğu kusurları, erkek genital bölgede malformasyonlar, kadınlarda adet döngüsünde değişikliklerin görüldüğü rapor edilmiştir [57].

Snyder ve ark., (2017)“ Amerikan kurbağası olarak bilinen *Anaxyrus americanus* ve gri ağaç kurbağası olarak bilinen *Hyla versicolor* iribaşlarının atrazine maruz kaldıktan sonra biyobelirteçler yardımıyla etkilerinin belirlenmesi” deneyinde Gosner fazında (22-24) iribaşların 0 (Kontrol), 10,50,250 ve 1250 µg/L konsantrasyonlarda 48 saat boyunca atrazine maruz kaldıklarında hem *A. americanus* hemde *H.versicolor*’da gözlenen biyokimyasal akışlar yağ asitleri, aminoasitler, pürin nükleozitleri, pirimidinler ve (mono–di) sakkaritler olmak üzere biyolojik makromoleküllerin bir kısmında değişikliklerin meydana geldiği,maruziyetlerden dolayı hedef olmayan türlerinde enerji ve aminoasit metabolizmalarında bozulmalarının meydana geldiği diğer çalışmalarla kıyaslandığında tutarlı olduğu rapor edilmiştir [58].

McMahon ve ark.,(2017) “ Küba ağaç kurbağası olarak bilinen *Osteopilus septentrionalis* iribaşlarında atrazinin stres hormonu olan Kortikosterona olan etkilerini belirlenmesi” adlı çalışmada 4 farklı konsantrasyonda ve 2 farklı kontrol (aseton ve su) ile 3 farklı zamanlarda (4, 28 ve 100 saat) maruz bırakıldığında atrazin konsantrasyonu süreye bağlı olmaksızın tüm vücut kortikosteron üzerinde doğrusal olmayan etkiler gözlemlendiği,kontrol grubu ile kıyaslandığında orta derece konsantrasyonlarda (10,2 ve 50,6 µg/L) Kortikosteronu düşürdüğü, en düşük (0,1 µg/L) ve en yüksek atrazin konsantrasyonlarında (102 µg/L) ise yüksek kortikosteron olduğu,bu sonuçlara bağlı olarak atrazinin etkileri omurgalı bağışıklığında,nörogenezisi ve kortikosteronu düzensizleştirdiği bildirilmiştir [59].

### 2.2.4. *Artemia*' nın Toksisite Testlerindeki Yeri

Omurgasızlar, sudaki ekosistemlerdeki faunanın büyük bir kısmını oluşturmaktadır. Ekolojik açıdan, su omurgasızları, sucul ekosistemde besin zincirindeki gıda transferinde veya enerji akışında önemli bir rol oynamaktadır [60].

Zooplanktonik organizmalar sucul çevrenin en zayıf halkası olup besin ağı içerisinde önemli rol oynamaktadırlar. Bol miktarlarda olmaları, fizyolojileri ve davranışları ekosistemler için önemli bir basamak oluşturmaktadır. Biyolojik özellikleri, davranışları kirletici etkilerin çalışılması açısından idealdir. Çünkü duyarlılıklarının yüksek olması, fizyolojik ve ekolojik süreçlerin birbiri ile bağlantılı olması açısından önemli bir olaydır [61].

Kimyasal karışımlardaki ve çevresel örneklerdeki toksikolojik kaynaklarının araştırılması, kimyasalların akut etkilerinin araştırılması, gıda maddelerinde ve farmasötiklerde doğal toksinlerin tespitinde, madde modellerinin incelenmesi ve kirleticilerin trofik(besinsel) transferinin incelenmesinde kullanılmaktadır. *A.salina*'nın tek tür toksisite testlerinde, özellikle de diğer endemik türlerle çalışıldığında, çok yönlü ve değerli organizmalar olduğunu kanıtlamaktadır [62].

*A.salina,* dünya çapında ekotoksikolojik çalışmalarda ve uygulamalarda yaygın olarak kullanılan bir türdür [60]. *A.salina* yaygın olarak bilinen adıyla tuzlu su karidesi pek çok bilimsel alanlarda, Ekoloji, Fizyoloji, Ekotoksikoloji, Sucul Ekosistem ve Genetik gibi alanlarda kullanılmaktadır [63].

*A.salina* toksisite testleri için uygun test organizmasıdır [60]. *A.salina*'nın toksikolojik çalışmalarda önemli bir tür olmasının başlıca nedenleri aşağıdaki gibidir [63].

1. Geniş tuzluluk aralığına adaptasyonu (5-250 g/L)
2. Geniş sıcaklık aralığına adaptasyonu (6-35 $^{o}$C)
3. Kötü çevresel koşullara karşı yüksek adaptasyonu
4. Yüksek verimlilik
5. Kısa yaşam döngüsü
6. Ayrı eşeyli/partenogenetik üremeye sahip olması

7. Küçük vücut boyu
8. Çeşitli besin kaynaklarına adapte olabilirliği
9. Güvenirlik garantisi
10. Biyolojisinin iyi bilinmesi
11. Literetatürün fazla bulunması
12. Maliyetinin düşük olması

# 3. DENEYSEL KISIM

## 3.1.Materyal

Kültürü yapılan deniz ve akvaryum balıkları beslenmesinde canlı yem olarak kullanılan *Artemia salina* (Linnaeus,1758) nauplii larvası üzerine trazinin toksik ve biyolojik etkileri araştırılmıştır. *A.salina* yumurtaları ticari olarak satın alınmıştır.

### 3.1.1. *A.salina*' nın Genel Özellikleri

İlk olarak *Cýncer salinus* olarak tanımlanan *A. salina*' nın sistematik yeri şu şekildedir [64]:

Alem : Animalia
Şube :Arthropoda
Altşube :Crustaceae
Sınıf :Branchiopoda
Takım :Anostraca
Familya :Artemiidae
Cins :*Artemia*
Tür :*Artemia salina* ( Linnaeus,1758 )

Tuzlu su karidesi olarak bilinen *A.salina* kozmopolit bir türdür [60]. *A.salina* türünün en karakteristik özelliği; aşırı tuzlu ortamlara; tuz göllerine, kıyısal lagünlere ve yapay tuzlaların olduğu yerlerdeki deniz suyunun buharlaşması sonucu yüksek sodyum klorür konsantrasyonlarına büyük uyum sağlayabilmesidir [63].

Yetişkinlerde renk çeşitliliği sudaki tuz konsantrasyonuna bağlı olarak yeşil veya kırmızıdır. Yüksek tuz konsantrasyonlarda ise kırmızı olurlar. Artemia kanında pigment içeren hemoglobin bulunur [64].

Üreme ortamdaki ısı, güneş ışığı, geniş tuz konsantrasyonları için uygun olduğunda büyük populasyonlar meydana gelir [64].

Artemia detritus, mikroskobik algler ve bakterilerle beslenebildiğinden seçici beslenen bir tür değildir. Artemia dağılımı rüzgar ve su kuşları ile özellikle

flamingoların tüylerine ya da besinlerine yapışarak önemli dağılımlar gerçekleştirmektedirler [66].

*A.salina* tarafından üretilen kistler doğal ortamda batmadan su yüzeyinde kalabilmektedir (Şekil 3.1.). Bu kistler rüzgar ve dalga yoluyla karaya ulaşmakta olup metabolik olarak pasif durumda olup kuru oldukları sürece gelişemezler [66].



**Şekil 3.1.** *A. salina* yumurtaları.

Kurutulmuş kistler 200-270 µ büyüklüğünde ve ortalama 3,5 µg ağırlığındadır. Kistler, aşırı kuruluk, oksijen eksikliği gibi koşullarda hayatta kalabilmektedirler. Örneğin 1976 yılında Utah (ABD) Büyük Tuz Gölü' nde yapılan sondaj çalışması sırasında iki tabaka tuz arasındaki toprak örtüsünde *A. salina* kistleri bulunmuş olup yapılan Karbon analizi ile yaş tayininde kistlerin 10.000 yıl oldukları sonucuna varmışlardır [64].

*A.salina*'nın yüksek yaşam adaptasyonlarını sağlayan şartlar ise aşağıdaki gibidir [66]:

**a)**Çok verimli osmoragulatör sisteme sahip olması

**b)**Yüksek tuzlulukta düşük $O_2$ seviyesi ile çok verimli solunum pigmentlerinin sentezlenme kapasitesi

**c)**Uygun olmayan çevresel koşullara karşı uyku kistleri meydana getirebilmeleridir.

Bu kistler oksijensiz koşullar altında ya da kuru ortamlarda çok uzun süre "diapause" evresinde kalabilirler. Bikonkav şekilli kistler deniz suyu içerisine şişerek küresel şekil olurlar. Embriyo kabuğu içerisinde parçalanmış kalıntıları bulunur. 20 saat sonra kistin dış membranı parçalanır ve kuluçka membranı ile çevrelenmiş embriyo görünür. Şemsiye safhasında iken boş kabuğun altında nauplius larvası gelişimini tamamlar ve serbest yüzen nauplii meydana gelir (Şekil 3.2. )[66].




**Şekil 3.2.** a) *A. salina* kist evresi b) Şemsiye evresi c) *A. salina* nauplius evresi (İnstarIII).

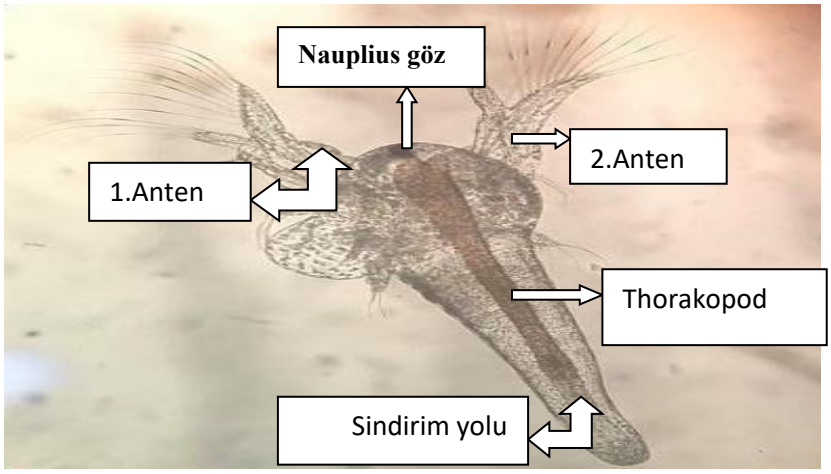
Kistler 80ºC sıcaklık gibiekstrem koşullara karşı dirençlidir. Hidrolize olan kistler ise 0 ºC' nin altında ve 40ºC 'nin üstünde sıcaklıklarda ölürler. 70 ppt yüksek tuzluluk derecesinde ozmotik değişim çok yüksek olması nedeniyle açılmaz 5 ppt' den az tuzluluk derecesinde ise kistler ortaya çıkmasına rağmen oluşan nauplii ölür [64].

Nauplius larvası boy uzunluğu 400-500 µm arasında olan ilk larval evrede kahverengi turuncu renkte, baş kısmında kırmızı nauplius gözü ve 3 çift uzantıdan (**1.anten:** Duyusal fonksiyon, **2.Anten:** Besin alım ve hareket fonksiyonu, **Mandibul:** Besin alım fonksiyonu) oluşmaktadır. Ventral kısmı geniş bir labrum ile kaplıdır. İnstar I evresinde sindirim sistemleri fonksiyonel açısından yeterli olmadığı için besin alımı gerçekleşmez.Beslenmesi vitellus kesesinden olur [66].

Nauplius larvası yaklaşık 8 saatin sonunda deri değişimi gerçekleştirerek İnstar II evresine geçer.İnstar II evresinde 1-50 µm arasında değişen nauplius larva, alg hücreleri, bakteri ve detrituslar ile beslenmeye başlar [66].

Besin alımı sadece ikinci larva aşamasında (İnstar II) gerçekleşir. İnstar I, II ve III evrelerinde yumurta sarısı rezervine sahiptir. Artemia protein açısından zengin bir türdür. Yetişkin kuru ağırlığının %60'ı, nauplius ve İnstar I evresindeise %40 protein içermektedir [67].

Deri değişimi yeni bir dış iskeletin büyümesi ve eskisinin dökülmesi ile meydana gelir. Yaklaşık 15 deri değişimi sonunda Nauplius larvası büyür ve farklılaşır. Her bir aşama bir sonraki deri değişimi ile gerçekleşmektedir (Şekil 3.3.) [60]. 10.deri değişimi sonunda ise dişi veya erkek olarak farklılaşır. 10.İnstar evresinden sonra önemli morfolojik değişiklikler meydana gelir. Eşleştirilmiş lobüler ekler gövde bölgesinde thorakopodlarda farklılaşmalar görülür. Naupliusun her iki yanında lateral birleşik gözler gelişir. Antenler hareket fonksiyonlarını kaybedip eşeysel farklılaşmaya uğrar. Erkeklerde "Klasper" adı verilen yapıya dönüşürken, dişilerde antenler duyusal uzantılar olarak özelliğini kaybederler. Thorakopod işlevleri bakımından 3 parçaya (Telepodit, endopodit ve membranexopodit) ayrılırlar ( Şekil 3.3.) [66].




**Şekil 3.3.** *A.salina* kısımları.

Yetişkin *A.salina* 2 saplı bileşik göz, duyusal anten ve 11 parçadan oluşan fonksiyonel "thoracopod" bulunmaktadır. Erkeklerde gövde bölgesinin arka

kısmında penis, dişilerde ise kolaylıkla tanımlanabilen 11 segmentten oluşan thorakopodun arkasında yumurta kesesi ya da uterus vardır [66]. Çiftleşme başladığı zaman erkek birey dişiyi farklılaşmış olan anteni ile yakalar [66].

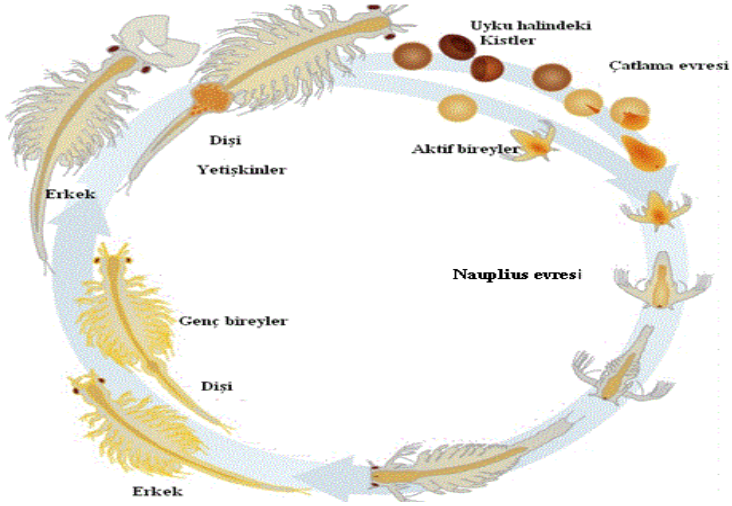
*A.salina*' da eşeyli üreme 2 tipte gerçekleşmektedir [67]:

**a) Ovipar Üreme**

Döllenmiş yumurtalar gastrula evresine kadar gelişir. Bu evrede su kaybeder vemetabolik olarak uyku haline geçerek kist haline gelir. Kabuk bezleri tarafından üretilen hameatin, lipoprotein ve kitinden oluşan kahverengi kabuk, uyku halindeki kisti çevreler [67].

**b) Ovovivipar Üreme**

Döllenmiş yumurta gastrula evresine kadar gelişir. Ovovivipar üreme tipinde kist oluşumu gerçekleşmez, gastrula evresi gelişir. Dişi Artemia'nın kesesinde gastrula farklılaşarak Nauplius larvasını meydana getirir. Ovovivipar üremede dişiler yüzen nauplius larvalar meydana getirir. Yumurtalar kabukla çevrilmez ve beyazımsı renkte olurlar [67].




**Şekil 3.4.** *A. salina* Yaşam Döngüsü [68]**.**

Yetişkin *Artemia* 1-1,2 cm büyüklüğünde olup uygun koşullarda 7 gün içerisinde yetişkin olur. Yetişkin olan erkek ve dişileri morfolojik olarak kolaylıkla

ayırt edilir. Erkeklerin başın ön kısmında çiftleşme aşamasında dişiyi tutmak amacıyla büyük klasper bulunur. Dişilerde ise karın tarafında yumurta kesesi bulunmaktadır. Büyüme sırasında " thoracopod " adı verilen uzantılar gelişir ve bu uzantılar yüzme, beslenme ve solunum da görev alırlar. Nauplius larvası yetişkin forma geçerken boy uzunlukları 20 kat, ağırlıkları 500 kat (2 µg- 1 mg) artabilmektedir [66].

Yetişkin Artemia; İnstar I ve nauplius evresindeki larvaya göre protein içeriği yetiştirme koşulları veya besinden bağımsız olarak yüksek, esansiyel aminoasitler açısından ise zengindir (Tablo 3.1.) [69].

**Tablo 3.1.** FAO(2002)'e göre Büyük Tuz Gölü'nde bulunan *A.salina* farklı formlarının biyokimyasal kompozisyonunun ve süper yoğunlaştırılmış kültür sistemlerinden hasat edilen yetişkinlerin karşılaştırılması(%).

| **Artemia özellikleri** | **Protein içerikleri** | **Lipit içerikleri** | **N-içermeyen özüt** | **Kül** |
|---|---|---|---|---|
| Instar-I-Nauplius | 41.6 -47.2 | 20.8 –23.1 | 10.5 – 22.79 | 0.5 |
| Kültüre edilmiş Genç ve ergin | 49.7 -62.5 | 9.4-19.5 | - | 9.0-21.6 |
| Yabani ergin | 50.2 -69.0 | 2.4-19.3 | - | 8.9-29.2 |

### 3.1.2. Kimyasallar

Bu çalışmada kimyasal olarak kullanılan Atrazin ($C_8H_{14}ClN_5$) (Sigma-Aldrich CAS No: 1912-24-9) Molekül ağırlığı: 215,68 g/mol' dur.

Dimetilsülfoksit (DMSO=$(CH_3)_2SO$)(>%99Merck,CASNo:67-68-5) Molekül ağırlığı: 78,13 g/mol' dür. DMSO, organik polar molekül olupbu çalışmada çözgen olarak kullanılmıştır.

## 3.2.Yöntem

### 3.2.1. *A.salina* Toksisite Testi

Artemia nauplius larvaları ile letal test çalışmaları Vanhaecke ve Persoone ( 1984) tarafından tanımlanan metot kullanılarak yapılmıştır[69].

*A.salina* yumurtaları ticari olarak satın alınmıştır. Çalışmada nauplius larvaları elde etmek için 500 mg yumurtayı filtre edilmiş deniz suyunda ($‰_0$35) (FDS) 24 saat, $25^0$C ± 1 sıcaklık, pH 8 - 8,5, 2000 lüks aydınlatmada devamlı havalandırılarak inkübe edilmiştir (Şekil 3.5., Tablo 3.2.). Elde edilen nauplius larvaları yeni kaba alınarak ekotoksikolojik denemede kullanılmıştır.

Kontrol olarak FDS kullanılmış ve kontrol grubuna hiçbir kimyasal eklenmemiştir. Bu çalışma kontrol grubu ile karşılaştırılarak 6 tekrarlı olarak Atrazinin($C_8H_{14}ClN_5$–Sigma-Aldrich) için farklı test konsantrasyonları ($10^{-5}$, $2{,}5x10^{-5}$, $5x10^{-5}$, $10^{-4}$,$2{,}5x10^{-4}$ ve $5x10^{-4}$ M) denenmiştir. Farklı atrazin konsantrasyonlarındaki nauplius larvalarında morfolojik değişimler ve ölümler 24 saat sonunda stereo mikroskopta belirlenmiştir. Deneme süresince larvalar beslenmemiştir. Kontrol grubunda 60 adet *A.salina* larvası ve Test grubunda ise toplam Kontrol grubu ile beraber toplam 420 adet *A. salina* larvası eklenmiştir.



**Şekil 3.5.** Denemelerde kullanılan *A.salina* çatlatma düzeneği ve ortam şartlarının genel görüntüsü.

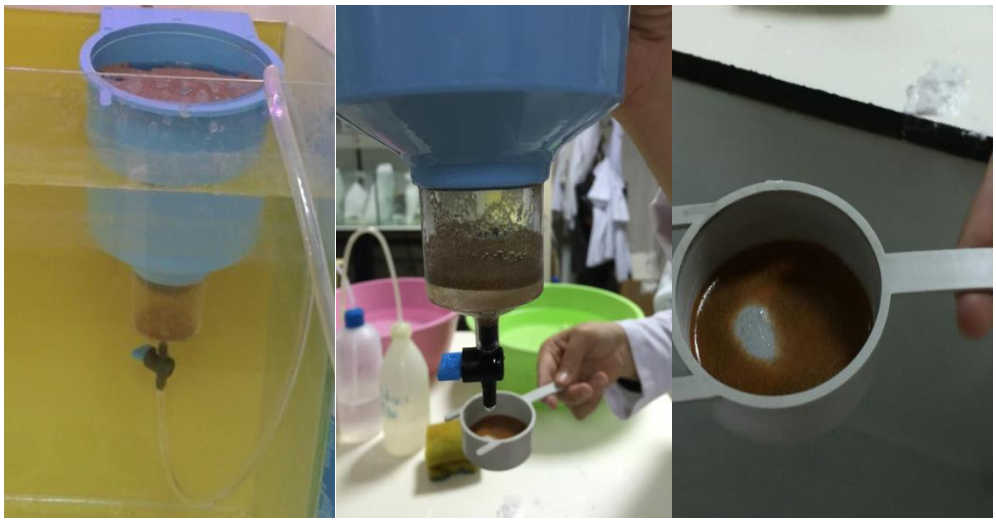
*A.salina* ile toksisite denemesi 6 tekrarlı olarak yapılmıştır. Kontrol grubunda ölüm %10' u geçmemiştir.

**Tablo 3.2.** *A.salina* denemelerinde kullanılan ortam şartları.

| **Parametre** | **Değer** |
|---|---|
| Havalandırma | Sürekli |
| Oksijen miktarı | 5 mg/L |
| Oksijen doygunluğu | % 90 ve üzeri |
| Sıcaklık | 25 $^{0}$C±1 |
| Tuzluluk | %o35±1 |
| pH | 8 - 8.5 |
| Kist yoğunluğu | 2 g/L |
| Işık yoğunluğu | 2000 lüx |

### 3.2.2. Kuluçkalama (İnkübasyon)

Bu çalışmada inkübasyon aşamasında Artemia çıkarma düzeneği kullanılmıştır (Şekil3.5.). Düzeneğin konik alt kısmından küçük hava motorları ile sürekli havalandırılan filtre edilmiş deniz suyunun (FDS) oksijen içeriği 5 mg/L, kist yoğunluğu 2 g/L, pH 8-8,5, sıcaklık 25°C ± 1, aydınlık 2000 lüks olacak şekilde ayarlanmıştır (Tablo 3.2.). 24 saat sonunda Nauplius larvaları düzeneğin altında bulunan vana yardımıyla toplanmıştır (Şekil 3.6.).



**Şekil 3.6.** Artemia çatlatma düzeneği ve larvaların toplanması.

Denemelerde kap olarak multiwellller kullanılmıştır. Her bir petri kabına Pasteur pipet yardımı ile 10 tane nauplius larva eklenmiştir. Aktarma sırasında aktarılan deniz suyunun hacminin 0,05 mL' yi geçmemesine dikkat edilmiştir. Denemede ana konsantrasyonlar olarak $10^{-7}$, $10^{-6}$, $10^{-5}$, $10^{-4}$ M (0,021, 0,215, 2,156, 21,568 mg/L) atrazin denenmiştir.

Ön deneme sonucunda çalışmada kullanılacak konsantrasyonlar ise $10^{-5}$, $2{,}5x10^{-5}$, $5x10^{-5}$, $10^{-4}$, $2{,}5x10^{-4}$ ve $5x10^{-4}$ M (2,156, 5,392, 10,784, 53,920 ve 107,84 mg/L) atrazin olarak belirlenmiştir (Şekil 3.7.).



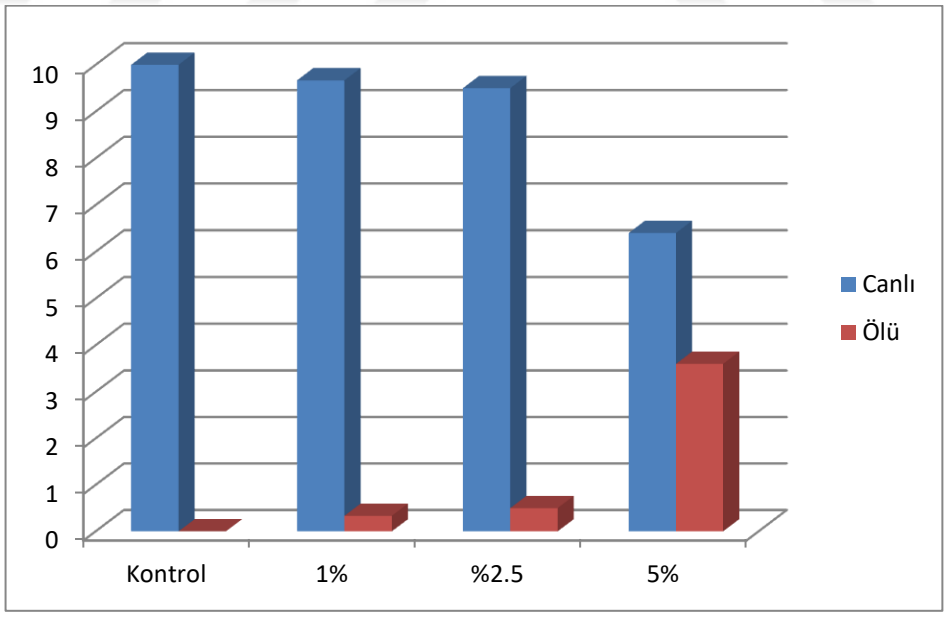
**Şekil 3.7.** Konsantrasyonların hazırlanması ve deneme ortamı.

Deneme havalandırma ve beslenme yapılmadan karanlık ortamda 25°C± 1' de gerçekleştirilmiştir. 24 saat sonunda her bir petri kabındaki ölü ve canlı larvalar mikroskop altında sayılmıştır. 10 saniye süre içinde nauplius larvalarının uzantılarında bir hareket gözlenmediğinde ölü olarak kabul edilmiştir.

Denemede çözgen olarak kullanılan Dimetilsülfoksit (DMSO) toksisitesini belirlemek amacıyla denemeler (%1, 2,5 ve 5' lik DMSO) yapılmıştır (Tablo3.3., Şekil 3.8.). Yapılan denemeler sonucunda çözgen olarak kullanıldığında DMSO' nun *A.salina* için toksik olmadığı bulunmuştur.

**Tablo 3.3.** DMSO' nun farklı konsantrasyonlardaki normal *A.salina* nauplius larvalarında görülen canlılık düzeyleri.

| DMSO Konsantrasyonu | Canlı (Ortalama) | Ölü (Ortalama) |
|---|---|---|
| **Kontrol** | **10** | **0** |
| **%1** | **9.7** | **0.3** |
| **%2.5** | **9.5** | **0.5** |
| **%5** | **6.4** | **3.6** |




**Şekil 3.8.** DMSO' nun farklı konsantrasyonlarında normal *A.salina* nauplius larvalarında görülen canlılık düzeyleri.

Elde edilen veriler kullanılarak 24 saatlik Letal Konsantrasyon 50 ($LC_{50}$) değerleri Probit analiz ile değerlendirilmiştir.

# 4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

## 4.1. Bulgular

Deniz ve akvaryum balıkları için en önemli canlı yem olarak kullanılan Artemia türleri de çevreden gelen değişkenlere karşı etkileşim içinde olmaktadır. *Artemia salina* (Linnaeus, 1758) ekotoksikolojik sorunları çözmek için sucul canlı olarak (model organizma) kullanımı son yıllarda yaygın hale gelmiştir [70]. Artemia nauplius larvaları üzerinde atrazinin toksik düzeylerinin belirlenmesi şeklinde bu çalışma planlanmıştır.

Bu çalışmanın her atrazin konsantrasyonunu belirlemek için altı tekrarlı iki deneme sonuçları esas alınmıştır. Buna göre her atrazin konsantrasyonunun etkisini belirlemek için 120 Artemia nauplius larvası Stereo Mikroskopta incelenmiştir. Artemia nauplius larvalarının tekrarlar arasında benzer doz-cevap ilişkisini gösterdiği bulunmuştur. Kontrol grubunda yani FDS içindeki normal canlı Artemia nauplius larvası %98 olarak bulunmuştur (Şekil 4.1.). Bu tür çalışmalar için gereken "%90 normal larva " şartını sağladığı görülmüştür.



**Şekil 4.1.** Optimum şartlarda Kontrol grubunda *A.salina* nauplius larvası.

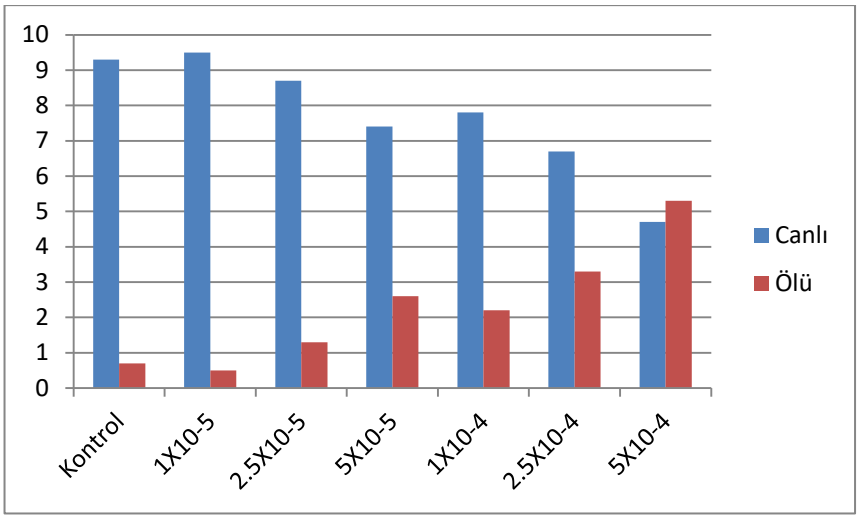
Vanhaeche ve Persoone (1984)' ın belirtttiği ARC test metoduna göre ön deneme yapılmıştır. Ön denemede $10^{-7}$, $10^{-6}$, $10^{-5}$, $10^{-4}$ M atrazin konsantrasyon aralıkları denenmiştir. Bu ön deneme sonucunda ana deneme konsantrasyonları olarak; $10^{-5}$, $2{,}5x10^{-5}$, $5x10^{-5}$, $10^{-4}$, $2{,}5x10^{-4}$ ve $5x10^{-4}$ M atrazin konsantrasyonları denenmiştir. Belirlenen konsantrasyonlar 6 tekrarlı olarak yapılmış olup her konsantrasyonda Canlı – Ölü oranları hesaplanmıştır (Şekil 4.2., Tablo 4.1.). *A. salina* nauplius larvalarında ölümler veanormaliler değerlendirilmiştir [69]. *A.salina* nauplius larvası, 24 saat atrazine maruz bırakıldıktan sonra atrazin konsantrasyon artışına bağlı olarak Normal, **Abdomen kıvrılması** (Anormali1), **Abdomen kalınlaşması** (Anormali 2),**Metanauplius larva** (Anormali 3) ve ölü Nauplius larva sayısında artış gözlenmiştir (Şekil 4.3., Şekil 4.4.). Atrazinin farklı konsantrasyonlarında görülen *A.salina* nauplius larvaları üzerine toksik etkisi ve görülen anormaliler Tablo 4.2.' de verilmiştir.

**Tablo 4.1.** Atrazinin farklı konsantrasyonlarda *A.salina* nauplius larvalarında canlılık düzeyleri.

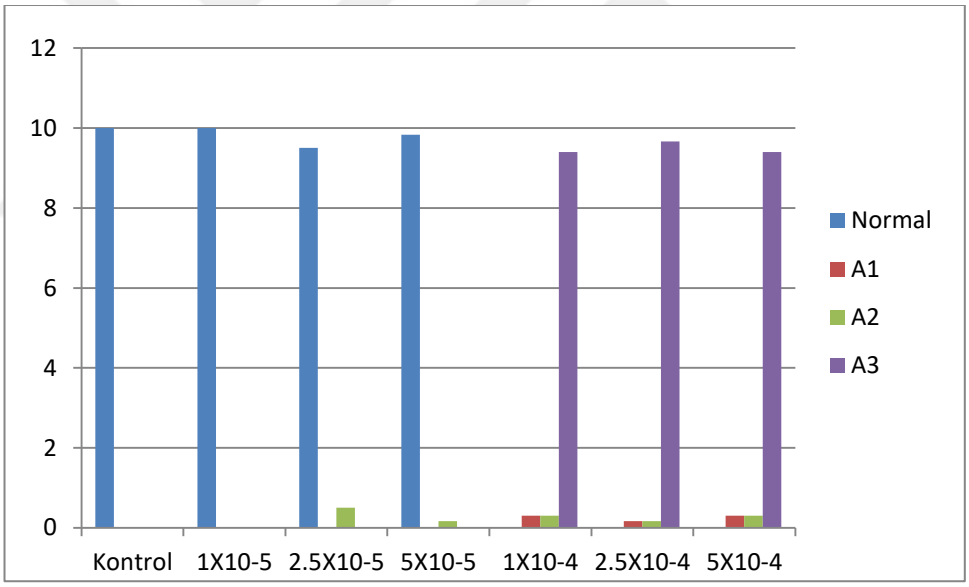
| **Atrazin (M)** | **Canlı (Ortalama)** | Ölü **(Ortalama)** |
|---|---|---|
| Kontrol | 9.3 | 0.7 |
| $10^{-5}$ | 9.5 | 0.5 |
| $2.5x10^{-5}$ | 8.7 | 1.3 |
| $5x10^{-5}$ | 7.4 | 2.6 |
| $10^{-4}$ | 7.8 | 2,2 |
| $2.5x10^{-4}$ | 6.7 | 3.3 |
| $5x10^{-4}$ | 4.67 | 5.3 |

**Tablo 4.2.** Atrazinin farklı konsantrasyonlarında görülen *A.salina* nauplius larvaları üzerine toksik etkisi ile görülen anormaliler.

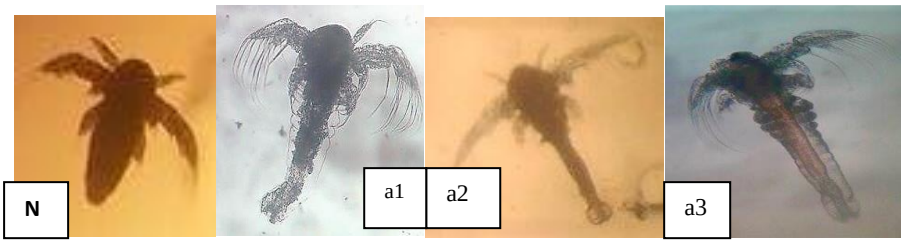
| **Gözlenen Anormaliler** | |
|---|---|
| Normal =Instar I | N |
| Anormali 1 =Abdomen kıvrılması | A1 |
| Anormali2 =Abdomen kalınlığı | A2 |
| Anormali3 =Metanauplius Evresi | A3 |




**Şekil 4.2.** Atrazinin farklı konsantrasyonlarında *A.salina* nauplius larvalarında görülen canlılık düzeyleri.

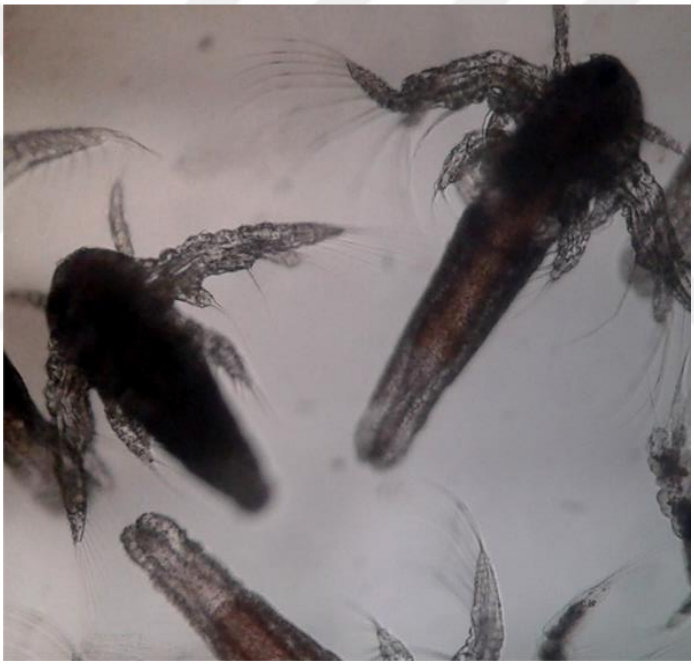



**Şekil 4.3.** Atrazinin konsantrasyon artışına bağlı olarak *A. salina* nauplius larvalarında görülen anormaliler.




**Şekil 4.4.** Atrazin konsantrasyon artışına bağlı olarak görülen yapısal bozukluklar Normal (N), Abdomen kıvrılması Anormali 1(a1), Abdomen kalınlaşması Anormali 2(a2), Metanauplius larva Anormali 3(a3)

Kontrol grubunda görülen değişimler şu şekilde sınıflandırılabilir: %93 Canlı, %7 Ölü ve Metanauplius evreye geçen larvalar gözlemlenmiştir (Şekil 4.5.).



**Şekil 4.5.** Kontrol grubunda bulunan *A.salina* (Instar I ve Metanauplius).

Atrazinin $10^{-5}$ M konsantrasyonda *A.salina* larvalarında görülen toksisite ve anormaliler ise şu şekildedir: %95 canlı, %5 ölü şeklindedir. Bu konsantrasyonda Instar I larvasına rastlanılmamış olup %100 Metanauplius larvası şeklinde bulunmuştur (Şekil 4.6.). Bu konsantrasyonda nauplius larvaları üzerinde hormetik etki görülmüştür.



**Şekil 4.6.** Atrazinin $10^{-5}$ M konsantrasyonda görülen Metanauplius larva.

Atrazinin $2.5x10^{-5}$ M konsantrasyonda *A.salina* nauplilarvalarında görülen toksisite ve anomalliler ise şu şekildedir: %87 Canlı, %13 Ölü, %100 Metanauplius larvası, Instar I evresine göre vücutlarında boylarında artış ve %5 abdomen kalınlaşması şeklinde görülmüştür (Şekil 4.7.).



a:a2 b: a3

**Şekil 4.7.** Atrazinin $2.5x10^{-5}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler (a,b).

Atrazinin $5x10^{-5}$ M konsantrasyonda *A.salina* nauplius larvalarında görülen toksisite ve anormaliler ise şu şekildedir: %85 Canlı, %15 Ölü, Instar I evresine göre vücutlarında boylarında artış ve abdomen segmentte kalınlaşma %1,7 oranında görülmüştür (Şekil 4.8.).



a:a2 b: a3

**Şekil 4.8.** Atrazinin $5x10^{-5}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler (a,b).

Atrazinin $10^{-4}$ M Konsantrasyonda *A. salina* nauplius larvalarında görülen toksisite ve anomaliler ise şu şekildedir: %78 Canlı, %22 Ölü, %100 metanauplius larva, %3 abdomen kalınlaşması ve %3 abdomen kıvrılması görülmüştür (Şekil 4.9.).



a:a1 b: a2 c:a3

**Şekil 4.9.** Atrazinin $10^{-4}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler (a,b,c) .

Atrazinin $2.5x10^{-4}$ M konsantrasyonda *A.salina* larvalarında görülen toksisite ve anormaliler ise: %67 Canlı, %33 ölü, %3 Abdomen kalınlaşmasıve %3 Abdomen kıvrılması olarak bulunmuştur (Şekil 4.10.).



a:a1 b:a2 c:a3

**Şekil 4.10.** Atrazinin $2.5x10^{-4}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler (a,b,c).

Atrazinin $5x10^{-4}$M konsantrasyonda *A.salina* larvalarında toksisite ve anormalileri ise şu şekildedir: %47 Canlı, %53 Ölü, %100 Metanauplius larva, %3 Abdomen kıvrılması ve %3 Abdomen kalınlaşması olarak görülmüştür (Şekil 4.11).



a:a1 b:a2 c:a3

**Şekil 4.11.** Atrazinin $5x10^{-4}$ M konsantrasyonda görülen anormaliler (a,b,c).

Bu çalışmada *A.salina* için atrazinin farklı konsantrasyonlarında 24 saatlik LC değerleri probit analizi ile hesaplanmıştır. $LC_{10}$ $3,4x10^{-4}$ M, $LC_{50}$ $5,0x10^{-4}$ M ve $LC_{90}$ ise $7,4x10^{-4}$ M olarak bulunmuştur. Bulunan sonuçlar ışığında atrazinin *A.salina* nauplius larvası üzerinde hafif toksik olduğu ve canlıyı etkileyen konsantrasyonlarında yapısal bozukluklara sebep olduğu bulunmuştur.

## 4.2.Tartışma

Bulunan sonuçlar Ezemonye ve Tongo (2009)'nun çalışmasında bulunan $LC_{50}$ değeri 0,23 mg/L - 0,43 mg/L ,Gutierrez ve ark., (2012)'nın çalışmasında bulunan $LC_{50}$ değeri 1,5mg/L , Sparling ve ark.,(2010)'nın çalışmasında bulunan $LC_{50}$ değeri 7,68 mg/L - 0,41 mg/L ,Khoshnood ve ark.,(2014)'nın çalışmasında bulunan $LC_{50}$ değeri 0,02 mg/L ve Nwani ve ark., (2010)'nın çalışmasında ise bulunan $LC_{50}$ değeri 49,100 mg/L [40, 61, 42, 52, 21] olup bizim bulduğumuz $LC_{50}$ değeri ise 107,84 mg/L' dir. Bu sonuçlara göre bizim bulduğumuz değer, Ezemonye ve Tongo (2009), Gutierrez ve ark., (2012), Sparling ve ark.,(2010), Khoshnood ve ark.,(2014) ve Nwani ve ark., (2010)'nin çalışmalarına göre yüksektir.

Giddings (2002)' in "Atrazinin Su Çerçeve Direktifi uyarınca Kalıcılık, Biyoakümülasyon ve Zehirlilik Sınıflandırması ve Önerilen Kalite Standartları " adlı çalışmadabazı sucul organizmalar için Atrazin için $LC_{50}$ Akut toksisite değerlerin *Tigriopus brevicornis* (Kopepod) 0,12 mg/L,*Acartia tonsa* (Kopepod) 0,33 mg/L, *Eurytemora affinis* (Kopepod) 0,50 mg/L,*Penaeus aztecus* (Çalı karidesi) 1 mg/L, *Mysidopsis bahia*(Karides) 2,23 mg/L, *Crassostrea virginica* (Doğu Yengeci) 5,5mg/L, *Penaeus duorarum* (Pembe karides) 6,90 mg/L, *Acartia clausii* (Kopepod) 7,95 mg/L, *Palaemonetes pugio* (Çim karidesi)9 mg/L, *Crangon crangon*(Avrupa kahverengi karidesi) 10 mg/L, *Uca pugilator* (Kumluk avcısı yengeci) 75,7 mg/L, *Cardium edule*(Avrupa midyesi) 100 mg/L, *Neopano petexana* (Çamur yengeci) 1000 mg/L oldukları tespit edilmiştir. Aynı çalışmada tuzlu su formlarındaki bazı algler için $EC_{50}$ değerleri, *Minutocellus polymorphus* (48s) 0,020 mg/L, *Isochrysis galbana* (120s) 0,047 mg/L, *Chlamydomonas sp.*(72s) 0,060 mg/L, *Skeletonema costatum* (48-120s) 0,069 mg/L, *Chlorococcum sp.*0,100 mg/L, *Platymonas* (72s) 0,102 mg/L, *Chlorella sp.*(24-96s) 0,143 mg/L, *Phaeodactylum tricornutum* 0,200 mg/L, *Dunaliella tertiolecta* 0,272 (120s) mg/L oldukları tatlı su formlarında ise $EC_{50}$ değerleri ise; *Chlorella fusca* (24s) 0,015 mg/L, *Scenedesmus obliquus* (24s) 0,038 mg/L, *Chlamydomonas reinhardi* (24-96s) 0,059 mg/L, *Navicula pelliculosa*(120s) 0,060 mg/L, *Ankistrodesmus braunii* (24s) 0,061 mg/L, *Scenedesmus subspicatus* (72-96s) 0,076 mg/L, *Selenastrum capricornutum* (24-168s) 0,084 mg/L, *Chlorella vulgaris* (24-96s) 0,088 mg/L, *Microcystis sp.*

(120-144s) 0,090 mg/L, *Synechococcus leopoliensis* (72s) 0,130 mg/L, *Scenedesmus quadricauda* (96s), 0,169 mg/L, *Anabaena cylindrica* (24s) 0,178 mg/L, *Chlamydomonas nostigana* (72s) 0,33 mg/L, *Cyclotella sp.* (144s) 0,43mg/L, *Cryptomonas pyrinoidifera* (144s) 0,500 mg/L oldukları ifade edilmiştir [69]. Bu sonuçlara göre bulduğumuz sonucun yüksek değer olduğu görülmektedir.

Giddings (2002) 'in Atrazinin Su Çerçeve Direktifi uyarınca Kalıcılık, Biyoakümülasyon ve Zehirlilik Sınıflandırması ve Önerilen Kalite Standartları " adlı çalışmaya göre tuzlu su ve tatlı su formlarının her birinin $LC_{50}$ değerlerine bakılarak atrazinin toksik etkileri incelendiğinde türler arası ve türlerin içinde farklılıkların olduğu, bu farklılıkların canlıların yaşam alanları, türüne, dokularda birikmesine, maruz kalmasına süresine, ortam koşullarına (tuzlu su – tatlı su) bağlı olarak değiştiği ve atrazinin kimyasal özelliğine dayandırabilir [70].

1998 yılında Forget ve arkadaşlarının yapmış olduğu çalışmada Crustaceae sınıfına bağlı kopepodlardan *Tigriopus brevicornis*üzerine atrazinin $LC_{50}$ değerinin (0,15mg/L) olduğu rapor edilmiştir. Ayrıca diğer pestisitlerle karşılaştırıldığında diklorvosun en toksik olduğuve daha sonra malathion, karbofuran ve en son olarak atrazin olduğu rapor edilmiştir [71].

Rao ve arkadaşlarının 2007 yılında " Organofosforlu insektisitlerin (CPP: Chloropyrifos, ACEP: Acephate, MCP: Monocrotophos ve PF: Profenofos) *A. salina*' nın hareket ve morfolojileri üzerine toksik etkilerinin belirlenmesi " adlı çalışmada CPP' ya maruz kalanlarda yüzme hareketlerinde azalma ve morfolojilerinde farklılıkların olduğu $LC_{50}$ değerleri CPP (0,385±0.08 mg/L), PF (7,71±1.48 mg/L), MCP (262,68±17.30 mg/L) ve ACEP (2350,07±131 mg/L) toksisiteleri kıyaslandığında en toksik insektisitin CPP olduğu ve toksik dereceleri ise CPP>PF>MCP>ACEP oldukları bildirilmiştir [66]. Bu yapılan çalışmaya göre organofosforlu insektisitlerle atrazinin $LC_{50}$ değeri kıyaslandığında atrazinin toksik derecesinin daha minimum seviyede olduğu görülmüştür [72].

Shoaib ve ark., (2012) " Tuzlu su karidesive keseli karides üzerine pestisitlerin akut toksisitelerinin belirlenmesi" adlı çalışmada organopestisitlerden olan metil paratyon ve piretroit insektisit olan fenvaleratın *A. salina* ve *Mysis diluviana* üzerine toksik etkilerinin belirlenmesinde *A. salina* $LC_{50}$ değerleri metil

paratyon için $LC_{50}$ 0,1mg/L iken, fenvalerat için $LC_{50}$ değeri 0,18 mg/L olduğu bu değerler ile atrazin kıyaslandığında atrazinin 107,4 mg/L olduğundan sıralamanın metil paratyon>fenvalerat>atrazin olduğu ve atrazinin toksisitesinin değerlendirme derecesinde minimum düzeyde olduğu görülmektedir [7].

Neelambari ve Annadurai (2013)'nin "Organoklorlu insektisitlerden olan endosülfanın *A.salina* üzerine toksik etkilerinin incelenmesi" adlı çalışmasında 24 saatin sonunda $LC_{50}$ değerinin 2 ppmolduğu atrazin ile kıyaslandığında ise toksik derecesi açısından endosülfan>atrazin olduğu anlaşılmıştır [73].

Atrazin insan için kanserojen maddeler arasında C kategorisinde sınıflandırılmıştır[34].

17.02.2005 tarihinde yayınlanan 25730 sayılı Resmi Gazete' de " İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik "te bulunan içme sularının kimyasal parametrelerinde Pestisitler (Organik insektisitler, organik herbisitler, organik fungisitler, organik nematositler, organik akarisitler, organik algisitler, organik rodentisitler, organik slimisitler ve bunların ilgili metabolitleri, parçalanma yada reaksiyon ürünleri) için kullanım miktarının 0,1 µg/L ($10^{-4}$mg/L) olması gerektiği bildirilmiştir [74].

Resmi Gazete' nin 25.08.2014 tarihinde yayınlanan 29099 (Mükerrer) sayılı "Türk Gıda Kodeksi Pestisitlerin Maksimum Kalıntı Limitleri Yönetmeliği'nde " İkinci Bölüm'ün 5.maddesinde yer alan EK.3' te Pestisitlerin Maksimum Kalıntı Limitleri ve bu limitlerin uygulanacağı ürünleri gösteren ek içerisinde atrazin uygulanan ürünler (Taze veya dondurulmuş meyveler, sert kabuklu meyveler, taze veya dondurulmuş sebzeler, baklagiller, yağlı tohumlar ve yağlı meyveler için, Maksimum Kalıntı Limiti (Maximum Residue Level=MRL): 0,05 mg/kg, tahıllar için 0,1mg/kg olduğu bildirilmiştir [75].

26.11.2016 tarihinde yayınlanan 29899 (Mükerrer) sayılı Resmi Gazete'de " Türk Gıda Kodeksi Pestisitlerin Maksimum Kalıntı Limitleri Yönetmeliği'nde" bulunan Madde 5 içerisinde yer alan EK.4' te Türkiye'de kullanımı sonlandırılan yasaklı pestisitlerden birinin atrazin olduğu yayınlanmıştır [76].

Çakmakçı (2016) Su Sanitasyonunun Önemi ve Su Sanitasyonunda Yerel Yönetimlerin Rolü toplantısındasunduğu "İçme ve Kullanma Suyu Arıtma Teknolojileri, Arıtma Sistemi Seçimi Nasıl Yapılmalı" adlı çalışmada içme sularında 0,003 mg/L konsantrasyonlarda atrazin içerdiğinde kardiyovasküler sistem ya da üreme sorunları ile karşılaşılabileceği, atrazinin ise içme sularına bulaşmasının nedeninin ise tarım alanlarında kullanılan herbisitlerden kaynaklandığı rapor edilmiştir [77].

Pathak ve Dikshit (2011) " Atrazin ve İnsan Sağlığı" adlı çalışmasında atrazin, simazin, ametrin, propazin ve bunların metabolitlerinin yer altı sularında, yüzey suları, yağmur suları ve drenajlarda bulunduğu ve Maksimum Kirletici Seviyesi (MCL) olan 3 mg/L' yi aşan konsantrasyonlardabelirlenebildiği bildirilmiş olup, atrazinin tümör, meme, rahim kanseri gibi hatta lösemi ve lenfoma üzerine de negatif etkileri olduğu ve bu kimyasalın insanda hormonlar üzerine etki ederek doğum ve üremede sorunlar meydana gelmesine ve de kilo kaybının meydana gelmesine neden olduğu rapor edilmiştir [13].

Ribaudo ve Bauzaher (1994)'e göre atrazinin hayvanlar üzerinde kalp, akciğer, dalak, böbreküstü bezleri ve beyinde çeşitli olumsuz etkilerinin yanı sıra kalp sıkışması, akciğer, böbrek, hipertansiyon, kas kasılması, iştahsızlık ve böbreküstü bezlerinde işlevinde aksaklıklar görüldüğü ifade edilmiştir [34].

# 5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Pestisitlerden olan Atrazinin *A.salina* nauplius larvası üzerine toksik etkilerinin belirlenmesi çalışmasında atrazinin düşükten yüksek konsantrasyonlara doğru ölüm oranlarının ve yapısal bozuklukların arttığı görülmüştür. Yapılan çalışma sonucunda atrazinin *A.salina* nauplius larvası üzerinde $5x10^{-4}$ M konsantrasyonu toksik olarak saptanmıştır. Doğada bu kadar yüksek konsantrayon karşımıza çıkmamasına rağmen düşük konsantrasyonlardan itibaren etkili konsantrasyon görülmüş yapısal anormaliler belirlenmiştir. Bu nedenle pestisitlerin kullanımının kısıtlandırılması, kontrol altında tutulması gerekliliği öne çıkmıştır. Zararlılarla biyolojik savaş desteklenmeli kimyasal önlemlerin azaltılması için kamuoyu oluşturulması gerekliliği ortaya çıkmıştır.

## KAYNAKLAR


1. Fleeger J.W., Carman K.R., Nisbet R.M. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. The Science of the Total Environment. 2003, 317, 207–233. Doi 10.1016/S0048-9697(03)00141-4.
2. Ulusoy Ş., Özden Ö. Pesticide Risks Of Sea Food In Turkey . Journal of Food and Health Science.2015, 1 (1), 19-32. doi: 10.3153/JFHS15003
3. Miyamato M., Tanaka H, Katagi T. Ecotoxicological Risk Assessment of Pesticides in Aquatic Ecosystems. Sumitomo Chemical Co., Ltd. Environmental Health Science Laboratory. Sumitomo Kagaku", 2008, (1), 1-18.
4. Helfrich L.A. Pesticides and Aquatic Animals: A Guide to Reducing Impacts on Aquatic Systems, Virginia Tech, Virginia State University, Petersburg, Virginia, 2009, 1-24.
5. Atamanalp M., Yanık T. Pestisitlerin Cyprinidae'lere Toksik Etkileri.E.Ü. Su Ürünleri Dergisi. 2001, 18 (3-4) , 555-563.
6. Atmaca E. Pestisitlerin su canlıları üzerine etkileri. Türkiye Klinikleri Journal of Veterinary Science Pharmacology and Toxicology Special Topics. 2016, 2(2).
7. Shoaib N., Siddiqui P.J.A., Khalid H. Acute Toxic Effect of Pesticides on Brine Shrimp and Opossum Shrimp. Pakistan Journal of Zoology. 2012, 44(6), 1753-1757.
8. http://www.zmo.org.tr/resimler/ekler/52cf38361a20908_ek.pdf, 2017. Erişim tarihi:19.06.2017
9. Güler Ç., Çobanoğlu Z. Pestisitler.T.C.Sağlık Bakanlığı Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi No: 52, 1997, 9-173.
10. http://tisit.org.tr/pdf_dosya/pestisit_ve_pestisitlerin_siniflandirilmasi.pdf, 2017. Erişim tarihi:01.07.2017
11. Kurutaş E.B., Kılınç M. Pestisitlerin Biyolojik Sistemler Üzerine Etkisi.Arşiv. 2003, 12, 215-228.
12. Daş Y.K., Aksoy A. Pestisitler. Türkiye Klinikleri Journal of Veterinary Sciences- Pharmacology and Toxicology-Special Topics.2016, 2 (2), 1-17.
13. Dikshit A.K., Pathak R.K. Various Techniques for Atrazine Removal. 2011 International Conference on Life Science and Technology. 2011, 3, 19-22.

14. Delen N.,Tiryaki O.,Türkseven S.,Temur C. Türkiye'de Pestisit Kullanımı ,Kalıntı ve Dayanıklılık Sorunları,Çözüm Önerileri.Türkiye Ziraat Mühendisliği VIII. Teknik Kongresi Bildiriler Kitabı-2.12-16 Ocak 2015. Ankara.
15. Mensah P.K., Palmer C.G.ve Muller W.J. Pesticides-Toxic Aspects, Ed: Marcelo L. Larramendy and Sonia Soloneski, ,INTECH Publisher. 2014.163-185. DOI: 10.5772/56979
16. MEB Çevre Sağlığı Pestisitler. Ankara. 2012, 1-54.
17. Arshad M.,Khan T.K.,Khan M.A. 1,2,4-triazine derivatives: Synthesis and biological applications. International Journal of Pharma Sciences and Research (IJPSR).2014,5(4),149-162.
18. Graymore M., Stagnitti F., Allinson G. İmpact of Atrazine in aquatic ecosystems. Environment International. 2001, 26 (7-8), 483-495.
19. Kim S., Fan M., Prasher S., Patel R.M., Hussain S. A. Fate and transport of atrazine in a sandy soil in the presence of antibiotics in poultry manures. Agricultural Water Management. 2001, 98 (4), 653-660.
20. Solomon K.R ., Baker D.B., Richards R.B., Dixon K.R., Klaine S.J., Point T.W.L., Kendall R.J., Weisskopf C.P., Giddings J.M. Ecological Risk Assessment Of Atrazine In North American Surface Waters. Environmental Toxicology and Chemistry. 1996, 15 (1) , 31–76.
21. Nwani C. D., Lakra W. R., Nagpure N.S., Kumar R., Kushwaha W., Sriwastava S.K. Toxicity of the Herbicide Atrazine: Effects on Lipid Peroxidation and Activities of Antioxidant Enzymes in the Freshwater Fish *Channa Punctatus* (Bloch). International Journal Environmental Research. Public Health. 2010, 7, 3298-3312. doi:10.3390/ijerph7083298
22. World Health Organisation (WHO), IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks to Humans, Occupational Exposures In Insecticide Application And Some Pesticides. 53, IARC, Lyon, France, 1991, 5-587.
23. Solomon K.R ., Carr J.A ., Du Prezz L.H., Giesy J.P., Kendall R.J., Smith E.E., Van Der Kraak. Effect of Atrazine on Fish, Amphibians and Aquatic Reptiles:A Critical Review. Critical Reivews in Toxicology. 2008, 38, 721-772.
24. Leblanc G. Basic Of Environmental Toxicology. A Textbook of Modern Toxicology. 2004, 462-477. DOI:10.1002/0471646776.ch26

25. Blume E.,Bischoff M.,Moorman TB,Turco RF.Degradation and binding of atrazine in surface and subsurface soils.Journal of Agricultural and Food Chemistry.2004,52(24),7382-738.
26. Ghosh P.K., Philip L. Environmental Significance Of Atrazine İn Aqueous systems And Its Removal By Biological Processes:An Overview. Global Nest Journal. 2006, 8 (2), 159-178.
27. Mercurio P.,Mueller J.F.,Eaglesham G.,Flores F.,Negri A.P.Herbicide Persistence in Seawater Simulation Experiments.Plos One.2015,1-19. DOI:10.1371/journal.pone.0136391
28. Leungh K.M.Y.,Morrit D.,Wheeler J.R.,Whitehouse P.,Sorakin N.,Toy R.,Holt M.,Crane M. Can saltwater toxicity be predicted from freshwater data?.Marine Pollution Bulletin.2001,42(11),1007-1013.
29. Delorenzo M.E., Pennington P.L.,Fulton M.H.,Scott G.I. Distribution and Potantial Bioeffects of Atrazine in Coastal Waters. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 51.2006,41.
30. Wiegand C., Krause E., Steinberg C., Plugmacher S. Toxicokinetics of atrazine in embriyos of Zebrafish (*Danio rerio*).Ecotoxicology and Environmental Safety. 2001, 49 (3), 199-2015.
31. Food and Agriculture Organisation. Backgrounder: Atrazine: Banned in Europe, Common in Canada Canadian Association of Physicians for the Environment.2016. http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/JMPR/Report07/Atrazine.pdf
32. Malpass G.R.P., Miwa D.W., Santos R.L.İ., Vieira E.M., Motheo A.J. Unexpected toxicity decrease during photoelectrochemical degradation of atrazine with NaCl. Environmental Chemistry Letters. 2012, 10, 177–182. DOI 10.1007/s10311-011-0340-4
33. World Health Organisation (WHO). The WHO Recommended Clasification of Pesticides by Hazards. 2009. 1-78.
34. Ribaudo M.O., Bouzaher A. Atrazine: Environmental Characteristics and Economics of Management, Resources and Technology Division, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture. Agricultural Economic Report No.699. 1994, 1-16.

35. Wiegand C., Pflugmacher S., Giese M.,Frank H., Steinberg C., Uptake, Toxicity, and Effects on Detoxication Enzymes of Atrazine and Trifluoroacetate in Embryos of Zebrafish. Ecotoxicology and EnvironmentalSafety. 2000, 45(2), 122-131.
36. Jiya K.R., Mbagwu, L.C, Majinga, S. II. Acute Toxicity OF Atrazine to *Orechromis niloticus fingerlings.* Aquatic Commons. 2001, 130-134.
37. Bringolf R.B., Belden J.B., Summerfelt R.C. Effects of atrazine on fathead minnows in a short term reproduction assay. Environmental Toxicology and Chemistry. 23(4), 1019-1025.
38. Waring C.P., Moore A. The effect of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer.Aquatic Toxicology, 2004, 66, 93-104.
39. Alvarez M.C., Fuiman L.A. Environmental levels of atrazine and its degradation products impair survival skills and growth of red drum larvae. Aquatic Toxicology. 2005, 74 (3) , 229-241.
40. Ezemonye L.I.N., Tongo I. Lethal and Sublethal Effects of Atrazine to Amphibian Larvae. Jordan Journal of Biological Sciences. 2009, 29-36.
41. Yang L., Zha J., Li W., Li Z., Wang Z. Atrazine effects kidney and adrenal hormones (AHs) related genes expressions of rare minnow (*Gobiocypris rarus*). Aquatic Toxicology. 2010, 97, 204-211.
42. Sparling D.W., Linder G., Bishop C.A., Krest S.K. Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Setac. New York, USA.2010, 1-905.
43. Tillitt D.E., Papoulias D.M.,Whyte J.J., Richter C.A. Atrazine reduces reproduction in fathead minnow (*Pimephales promelas*). Aquatic Toxicology. 2010, 99, 149-159.
44. Hayes T.B.,Anderson L.L.,Beasley V.R., de Solla S.R.,Iguchi T., Ingraham H., Kestemont P., Kniewald J.,Kniewald Z., Langlois V.S.,Luque E.H., McCoy K.A.,Mónica Munoz-de-Toro ˜ j , Tomohiro Okal , Cleida A. Oliveira m, Frances Ortonn, Sylvia Ruby o, Miyuki Suzawaf , Luz E. Tavera-Mendoza p, Vance L. Trudeauq, Anna Bolivar Victor-Costa m, Emily Willinghamr. Demasculinization and feminization of male gonads by atrazine: Consistent effects across vertebrate classes. Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology. 127 (1-2) 64–73. doi:10.1016/j.jsbmb.2011.03.015.

45. Abdali S ., Yousefi Jourdehi A.,Kazemi R., ve Yazdani,M.A., Effects of Atrazine (Herbicide) on Blood Biochemical Indices of Grass Carp (*Ctenopharhyngoden idella)*, Journal of the Persian Gulf (Marine Science) , 2011, 2 (5), 51-56.
46. Marzouk, M.S., Shadia, M. K.,Afnan, M. A., Magdy, I. H.,Amal, H. A. Heba, S. H.Effect of Atrazine Exposure On Behavioral, Haematological and biochemical aspects of female African catfish (*Clarias gariepinus)*2012,1-29.
47. Perez J.,DominguesI.,Monteiro M., Soares A.M.V.M., Lourerio S. Synergistic effects caused by atrazine and terbutylazine on chlorpyrifos toxicity to early-life stage on zebrafish *Danio rerio*.Environmental Science and Pollution Research. 2013, 20, 4671-4680. DOI 10.1007/s11356-012-1443-6
48. Velisek J., Kouba A.,Stara A. Acute toxicity of triazine pesticides to juvenile signal crayfish *(Pacifastacus leniusculus*). Neuroendocrinology Letters. 2013, 34 (2) , 31-36.
49. Blahova J., Plhalova L., Hostovsky M., Didisova L., Dobsikova R., Mikulikova I., Stepanova S., Svobodova Z. Oxidative stres responses in zebrafish *Danio rerio* after subchronic exposure to atrazine. Food and Chemical Toxicology. 2013, 61, 82-85.
50. Trachantong W., Promya J., Saenphet S., Saenphet K. Effects of atrazine herbicide on metamorphosis and gonadal development of *Hoplobatrachus rugulosus*. Maejo International Journal of Science and Technology. 2013, 7, 60-71.
51. Mela M., Guiloski I.C., Doria H.B., Randi M.A.F., de Oliveria Riberio C.A., Pepeira L., Maraschi A.C., Prodocimo V., Freira C.A., Silva de Assis H.C. Effect of the herbicide atrazine in neotropical catfish (*Rhamdia quelen*). Ecotoxicology and Environmental Safety. 2013, 93, 13-21.
52. Khoshnood Z.; Jamili Sh.; Khodabandeh; Mashinchian Moradi A.; Motallebi Moghanjoghi A.A. Histopathological effects and toxicity of atrazine herbicide in Caspian Kutum, *Rutilus frisii kutum*, fry. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 2014, 13 (3), 702-718.
53. Santos E.A., Cruz Da C., Carraschi S.P., Silva J.R.M., Botelho R.G.,Velini E.D., Pitelli R.A. Atrazine levels in the Jaboticabal water stream (São Paulo State, Brazil) and its toxicological effects on the pacu fish

*Piaractus mesopotamicus*. Archives of Industrial Hygiene and Toxicology. 2015, 73-82. DOI: 10.1515/aiht-2015-66-2571

54. Shahamat S., Alishahi M., Banaee M., Shahriali A. Effects of Sub-letal Concentrations of Atrazine on Some Oxidative Stress Biyomarker in Various Tissues of Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella)*.Journal of Environmental Treatment Techniques.2015, 3 (1), 1-6.
55. Alishahi M., Dezfuly Z.T., Mohammedian T. Acute toxicity evaluation of five herbicides: paraquat, 2,4-dichlorophenoxy acetic acid (2,4-D), trifluralin, glyphosite and atrazine in *Luciobarbus esocinus fingerlings*. Iranian Journal of Veterinary Medicine. 2016, 10 (4), 319-331.
56. Loughlin C.M., Canosa I.S., Silveyra G.R., Lopez Greco L.S., Rodriquez E.M. Effects of atrazine on growth and sex differentiation, in juveniles of the freshwater crayfish *Cherax quadricarinatus.* Ecotoxicology and Environmental Safety. 2016, 131, 96-103
57. Ethier-Henault L. Backgrounder: Atrazine: Banned in Europe, Commonin Canada.Canadian Association of Physicians for the Environment. 2016, 1-11. DOI 10.13140/RG.2.1.2462.9365
58. Snyder M.N.,Henderson W.M., Glinski D.A., Purucher S.T. Biomarker Analysis of American toad *(Anaxyrus americanus*) and grey tree frog(*Hyla vercicolor*) tadpoles following exposure to atrazine.Aquatic Toxicology.2017,182, 181-193.
59. McMahon T.A., Boughton R.K., Martin L.B., Rohr J.R. Exposure to the Herbicide Atrazine Nonlinearly Affects Tadpole Corticosterone Levels. Journal of Herpetology. 2017, 51 (2), 270-273.
60. Sanchez-Fortun S.,Sanz-Barrera F., Barahona-Gomariz M. V. Acute Toxicities of Selected Insecticides to the Aquatic Arthropod *Artemia salina*. Bull. Environmental Contamination Toxicology. 1995, 54, 76-82.
61. Gutierrez M.F., Gagnaten A.M., Paggi J.C., Acute and Behavioral Sensitivity of *Mesocyclops longisetus* to Atrazine and Endosulfan Formulations under Predation Pressure. Water, Air and Soil Pollution, 2012, 224 (1).
62. Persoone G.,Wells P.G. Artemia in Aquatic toxicolog. Artemia Research and its Applications, Morphology, Genetics, Strain characterization, Toxicology. Artemia Researh and its Applications.1987, 1, 259-275.

63. Nunes BS.,Carvalho FD.,Guilhermino LM.,Van Stappen G.Use of the genus Artemia in ecotoxicity testing.Environmental pollution.2006,144(2),453-462.
64. Dumitrascu M. *Artemia salina.* Balneo Research Journal. 2011, 2(4) ,119-122. DOI 10.12680/balneo.2011.1023.
65. United States Environmental Protection Agency (EPA). Appendix A.Distribution, Life Cycle,Taxonomy,and Culture Methods.A.4.Brine shrimp (*Artemia salina*). Methods for Measuring fort he Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms.Fifth edition, 2002.
66. Food and Agriculture Organisations (FAO). Jean Dhontand Patrick Lavens Laboratory of Aquaculture Artemia Reference Center University of Gent, Belgium.2002
67. Food and Agriculture Organisations (FAO).Vos J. Brine shrimp (*Artemia salina)* Inoculation In tropical Salt Ponds: A Preliminary Guide For Use in Thailand.1979
68. (http://learn.genetics.utah.edu/content/gsl/artemia/ ) (Erişim tarihi:14.07.2017)
69. Vanhaeche P.ve Persoone G. Standardized short term toxicity test with *Artemia salina* (ARC-TEST). Inserm. 1984.106,370-376.
70. Giddings J.M. Atrazine: Persistence, Bioaccumulation, and Toxicity Classification, and Proposed Quality Standards Under the Water Framework Directive. Syngenta Crop Protection. USA, 2002, 1-35.
71. Forget J., Pavillon JF.,Menasria MR.,Bocquene G. Mortality and LC50 values for several stages of the marine copepod *Tigriopus brevicornis* (Müller) exposed to the metals arsenic and cadmium and the pesticides atrazine, carbofuran, dichlorvos, and malathion. Ecotoxicology and Environmental Safety. 40(3), 1998, 239-244.
72. Rao J.V., Kavitha P., Jakka N.M., Sridhar V., Usman P.K. Toxicity of Organophosphates on Morphology and Locomotor Behavior in BrineShrimp,*Artemia salina.* Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 53, 2007, 227-232. DOI: 10.1007/s00244-006-0226-9
73. Neelambari V., Annadurai D. Biodegradation Of Endosulfan By Estuarine Halotolerant Bacterium And Insinuation Of Toxicity Towards *Artemia salina.* International Journal of Pharma and Bio Sciences. 2013, 586-590.

74. T.C.Resmi Gazete. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik.17 Şubat 2005(25730),Başbakanlık Basımevi. Ankara.
75. T.C.Resmi Gazete. Türk Gıda Kodeksi Pestisitlerin Maksimum Kalıntı Limitleri Yönetmeliği. 25 Ağustos 2014.(29899), Başbakanlık Basımevi. Ankara.
76. T.C.Resmi Gazete. Türk Gıda Kodeksi Pestisitlerin Maksimum Kalıntı Limitleri Yönetmeliği. 26 Kasım 2016.(29899), Başbakanlık Basımevi. Ankara.
77. Çakmakçı M. İçme ve Kullanma Suyu Arıtma Teknolojileri, Arıtma Sistemi Seçimi Nasıl Yapılmalı? . Su Sanitasyonunun Önemi ve Su sanitasyonunda Yerel Yönetimlerin Rolü Toplantısı.16-18 Kasım 2016. Antalya.

## ÖZGEÇMİŞ


Adı Soyadı : Nida ARSLAN

Doğum Yeri ve Yılı : Kadıköy,1989

Medeni Hali : Bekar

Yabancı Dili : İngilizce

E-posta : nidaarslan18@hotmail.com


**Eğitim Durumu**

Lise : Körfez Atatürk Lisesi,(YDA),2007

Lisans : Celal Bayar Üniversitesi, Biyoloji Bölümü, 2012

Yüksek Lisans : Celal Bayar Üniversitesi, Biyoloji Bölümü, .