



**ETOFENPROXUN SAZAN (*Cyprinus carpio* L., 1758) BALIKLARININ
PLAZMA PARAMETRELERİNE SUBLETAL ETKİLERİ**

Ahmet Sinan ÇALIŞKAN

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE BİLİMLERİ ANABİLİM DALI**

**GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

TEMMUZ 2018

Ahmet Sinan ÇALIŞKAN tarafından hazırlanan “ETOFENPROXUN SAZAN (*Cyprinus carpio* L., 1758) BALIKLARININ PLAZMA PARAMETRELERİNE SUBLETAL ETKİLERİ” adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından OY BİRLİĞİ ile Gazi Üniversitesi Çevre Bilimleri Anabilim Dalında YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Prof. Dr. A. Çağlan GÜNAL

Biyoloji Eğitimi Anabilim Dalı, Gazi Üniversitesi

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

Başkan: Doç. Dr. Meltem YILMAZ

Genel Biyoloji Anabilim Dalı, Ankara Hacı Bayram Veli Üniversitesi

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

Üye: Doç. Dr. Gamze YÜCEL İŞILDAR

Çevre Bilimleri Anabilim Dalı, Gazi Üniversitesi

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

Tez Savunma Tarihi: 19/07/2018

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

.....
Prof. Dr. Sena YAŞYERLİ

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

ETİK BEYAN

Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Tez Yazım Kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- Tez içinde sunduğum verileri, bilgileri ve dokümanları akademik ve etik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
 - Tüm bilgi, belge, değerlendirme ve sonuçları bilimsel etik ve ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
 - Tez çalışmada yararlandığım eserlerin tümüne uygun atıfta bulunarak kaynak gösterdiğimi,
 - Kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
 - Bu tezde sunduğum çalışmanın özgün olduğunu,
- bildirir, aksi bir durumda aleyhime doğabilecek tüm hak kayıplarını kabullendiğimi beyan ederim.

Ahmet Sinan ÇALIŞKAN

19/07/2018

ETOFENPROXUN SAZAN (*Cyprinus carpio* L., 1758) BALIKLARININ PLAZMA
PARAMETRELERİNE SUBLETAL ETKİLERİ

(Yüksek Lisans Tezi)

Ahmet Sinan ÇALIŞKAN

GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Temmuz 2018

ÖZET

Bu çalışmada, ekotoksikolojik çalışmalarda model organizmalardan olan sazan balıklarında (*Cyprinus carpio* L., 1758) etofenproxun toksik etkileri araştırılmıştır. Etofenprox (2- (4-etoksifenil) -2-metilpropil 3-fenoksibenzileter), nonester sentetik piretroittir, vektör kontrol programları tarafından direkt olarak ya da yağmur suları ve yüzey suları ile indirekt olarak sucul ekosistemlere bulaşabilmektedir. Etofenprox, diğer piretroitlere benzer şekilde nörotoksin olup sodyum kanal blokürüdür. Çalışmada sazan balıklarında etofenproxun 96 saatlik LC₅₀ değerinin yaklaşık 1/100 ve 1/10 u olan 5 ve 50 µg/L subletal konsantrasyonları kullanılmıştır. 96 saat maruziyet sonrasında, kan örnekleri kalpten punksiyonla buz anestezisi altında alınmıştır. Pıhtılaşmayı önlemek için heparin kullanılmış ve santrifüj yapılarak plazmaları elde edilmiştir. Plazma glukoz (mg/dL), toplam proteini (g/dL), kolesterol (mg/dL), trigliserit (mg/dL), sodyum (meq/L), potasyum (meq/L), kalsiyum (mg/dL), klorür (meq/L), fosfor (mg/dL), ALT (SGPT;U/L) ve AST (SGOT;U/L) seviyeleri Roche P800 modülünde ticari kitlerle belirlenmiştir. İstatistiksel değerlendirme Kruskal Wallis testi ile yapılmıştır. Sonuç olarak; etofenprox'a maruz bırakıldıktan sonra plazma glukoz, ALT, AST ve potasyum düzeyleri kontrol grubuna göre istatistik olarak anlamlı düzeyde artarken, (P<0,05), plazma toplam proteini, kolesterol, trigliserit, sodyum, kalsiyum, klorür ve fosfor seviyeleri değişmemiştir. Subletal etofenprox'a maruz kalmanın sucul ekosistemde hedef olmayan organizmalardan olan sazan balıklarının stres parametrelerini etkilediği belirlenmiştir.

Bilim Kodu : 90318

Anahtar Kelimeler : Etofenprox, sazan balığı (*Cyprinus carpio*), subletal, kan parametreleri

Sayfa Adedi : 61

Danışman : Prof. Dr. A. Çağlan GÜNAL

SUBLETHAL EFFECTS OF ETOFENPROX ON PLASMA PARAMETERS OF
COMMON CARP (*Cyprinus carpio* L., 1758)

(M. Sc. Thesis)

Ahmet Sinan ÇALIŞKAN

GAZİ UNIVERSITY

GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

July 2018

ABSTRACT

In this study, common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) one of the model organisms in ecotoxicological studies, has been used to determine the toxic effects of etofenprox on aquatic ecosystems. Etofenprox (2- (4-ethoxyphenyl) -2-methylpropyl 3-phenoxybenzyl ether) is a nonester synthetic pyrethroid, which can be taken directly by the pest control programs, or indirectly through the rain water and surface waters. Etofenprox has an effect similar to other pyrethroids and disrupts sodium channel function in the nervous system. It has been found that etofenprox has toxic effects in carp fish, one of the non-target organisms in aquatic ecosystems. Etofenprox was applied to two groups of carp fish in the same conditions for LC₅₀ values of 5 µg/L and 50 µg/L for 96 hours. After 96 hours of exposure, blood samples were taken by cardiac puncture under ice anesthesia. Heparin was used to slow down blood clotting and plasma was obtained by centrifuging. In plasma, glucose (mg/dL), total protein (g/dL), cholesterol (mg/dL), triglycerides (mg/dL), sodium (meq/L), potassium (meq/L), chloride (meq/L), phosphorus (mg/dL), ALT (SGPT;U/L) and AST (SGOT;U/L) levels were determined with a Roche P800 module and commercial kits. Statistical evaluations were made by Kruskal Wallis test. As a result, after exposure to etofenprox plasma glucose, ALT, AST and potassium levels significantly increased compared to the control group (P<0.05). The total protein, cholesterol, triglycerides, sodium, calcium, chloride, phosphorus levels in the plasma have not changed. Exposure to the LC50 concentration for 96 hours has been found to affect stress parameters in organisms such as carp, which are not targeted by etofenprox.

Science Code : 90318

Key Words : Etofenprox, carp (*Cyprinus carpio*), sub-lethal, blood parameters

Page Number : 61

Supervisor : Prof. Dr. A. Çağlan GÜNAL

TEŞEKKÜR

Tez çalışmasına başladığım ilk andan itibaren tüm samimiyetini ve profesyonelliğini fazlasıyla gösteren, kendisine danıştığım her an sabrı ve yüksek motivasyonu ile güç veren bu çalışmamda da gerek konu ve yöntem gerekse sonuçların değerlendirilmesinde sonsuz desteğiyle çalışmamı tamamlamayı ve gelecekte de bana ışık tutacak bilgi ve birikimlerinden yararlanmayı sağlayan değerli hocam ve tez danışmanım Sayın Prof. Dr. A. Çağlan GÜNAL'a ayrıca Ana Bilim Dalı'nda yaptığım çalışmalara destek olan Değerli Öğretim Üyeleri'ne ve Doç.Dr. Meltem YILMAZ'a ve yüksek lisans eğitimimin her aşamasında sabırla destek ve anlayış gösteren sevgili eşim Lale ÇALIŞKAN'a sonsuz teşekkürlerimi borç bilirim.

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET	iv
ABSTRACT.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
İÇİNDEKİLER	vii
ÇİZELGELERİN LİSTESİ.....	x
ŞEKİLLERİN LİSTESİ.....	xi
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	xii
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	5
2.1. Pestisitler	5
2.2. Pestisitlerin Tarihçesi	6
2.3. Dünyada ve Türkiye’de Pestisit Tüketimi	6
2.4. Pestisitlerin Toksisitesi.....	10
2.5. Kalıntı Problemi ve Zehirlenmeler	10
2.6. Pestisitlerin Hedef Olmayan Canlılar Üzerine Etkileri	11
2.7. Pestisitlerin İnsanlar Üzerine Etkileri	12
2.8. Pestisitlerin Çevreye Etkileri	14
2.8.1. Su ve pestisitler	15
2.8.2. Pestisitlerin balıklar üzerine etkileri	17
2.9. Pestisitlerin Sınıflandırılması.....	19
2.9.1. Sentetik piretroitler	21
2.9.2. Etofenprox	22
2.10. Konu ile İlgili Önceki Çalışmalar.....	23

3. MATERYAL VE YÖNTEM	29
3.1. Materyal	29
3.1.1. Sazan balıklarının temini	29
3.1.2. Deney akvaryumları.....	29
3.1.3. Pestisit materyali	29
3.1.4. Pestisit çözeltilerinin hazırlanması	29
3.1.5. Su materyali.....	30
3.1.6. Deney ortamı ve adaptasyon süresi	30
3.2. Yöntem.....	31
3.2.1. Deney yöntemi	31
3.2.2. Deney sonuçlarının değerlendirilmesi	31
4. BULGULAR.....	33
4.1. 96 Saatlik Etofenproxun Sazan Balıklarındaki Bazı Kan Parametrelerine Etkisi.....	33
4.1.1. Plazma trigliserit bulguları	34
4.1.2. Plazma glukoz bulguları	35
4.1.3. Plazma AST bulguları	36
4.1.4. Plazma ALT bulguları	37
4.1.5. Plazma sodyum bulguları	38
4.1.6. Plazma kolesterol bulguları	39
4.1.7. Plazma toplam proteini bulguları.....	40
4.1.8. Plazma potasyum bulguları	41
4.1.9. Plazma klorür bulguları	42
4.1.10. Plazma kalsiyum bulguları	43
4.1.11. Plazma fosfor bulguları	44

	Sayfa
5. TARTIŞMALAR	45
5.1. Sazan Balıklarında Bazı Kan Parametrelerine İlişkin Bulguların Değerlendirilmesi	46
5.1.1. Plazma trigliserit değerleri	46
5.1.2. Plazma glukoz değerleri	47
5.1.3. Plazma AST değerleri.....	48
5.1.4. Plazma ALT değerleri	48
5.1.5. Plazma elektrolit değerleri.....	48
5.1.6. Plazma kolesterol değerleri	50
5.1.7. Plazma toplam proteini değerleri	51
5.1.8. Plazma fosfor değerleri.....	51
6. SONUÇ VE ÖNERİLER	53
KAYNAKLAR	55
ÖZGEÇMİŞ	61

ÇİZELGELERİN LİSTESİ

Çizelge	Sayfa
Çizelge 2.1. Türkiye’de gruplarına göre pestisit tüketim miktarları	8
Çizelge 2.2. Bazı pestisitlerin aynalı sazan için belirlenmiş olan LC ₅₀ değerleri	19
Çizelge 2.3. Sağlıklı sazan (<i>Cyprinus carpio</i> L., 1758) balıklarına ilişkin bazı kan parametreleri	25
Çizelge 3.1. Deney öncesi hazırlık sürecinde akvaryumdaki su kalitesi parametreleri ..	30
Çizelge 4.1. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma trigliserit değerleri	34
Çizelge 4.2. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma glukoz değerleri	35
Çizelge 4.3. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma AST değerleri	36
Çizelge 4.4. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma ALT değerleri	37
Çizelge 4.5. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma sodyum değerleri	38
Çizelge 4.6. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma kolesterol değerleri	39
Çizelge 4.7. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma toplam proteini değerleri	40
Çizelge 4.8. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma potasyum değerleri	41
Çizelge 4.9. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma klorür değerleri	42
Çizelge 4.10. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma kalsiyum değerleri	43
Çizelge 4.11. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma fosfor değerleri	44

ŞEKİLLERİN LİSTESİ

Şekil	Sayfa
Şekil 2.1. Dünya’da gruplarına göre pestisit tüketim oranları	7
Şekil 2.2. Türkiye’de yıllara göre pestisit tüketim miktarları	8
Şekil 2.3. Türkiye’de 2016 yılında gruplarına göre pestisit tüketim oranları	9
Şekil 2.4. Pestisit zehirlenmesi tiplerinin popülasyonu etkileme düzeyi.....	13
Şekil 2.5. Pestisitlerin sınıflandırılması	20
Şekil 2.6. Etofenproxun kimyasal formülü	22
Şekil 4.1. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma trigliserit bulguları.....	34
Şekil 4.2. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma glukoz bulguları.....	35
Şekil 4.3. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma AST bulguları.....	36
Şekil 4.4. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma ALT bulguları.....	37
Şekil 4.5. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma sodyum bulguları.....	38
Şekil 4.6. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma kolesterol bulguları.....	39
Şekil 4.7. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma toplam proteini bulguları.....	40
Şekil 4.8. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma potasyum bulguları.....	41
Şekil 4.9. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma klorür bulguları.....	42
Şekil 4.10. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma kalsiyum bulguları.....	43
Şekil 4.11. 96 saatlik etofenprox’a ilişkin plazma fosfor bulguları.....	44

SİMGELER VE KISALTMALAR

Bu çalışmada kullanılmış simgeler ve kısaltmalar, açıklamaları ile birlikte aşağıda sunulmuştur.

Simgeler	Açıklamalar
cm	Santimetre
°C	Celsius
€	Euro
g	Gram
g/dL	Desilitrede 1 gram
kg	Kilogram
L	Litre
mg	Miligram
mmol/L	Litrede 1 milimol
mL	Mililitre
mg/dL	Desilitrede 1 miligram
µg	Mikrogram
µL	Mikrolitre
µg/L	Litrede 1 mikrogram
U/L	Litrede 1 ünite
%	Yüzde

Kısaltmalar**Açıklamalar**

AB	Avrupa Birliği
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
AChE	Asetilkolin Esteraz
ALB	Albümin
ALT	Alanin Transaminaz
APHA	Amerikan Halk Sağlığı Birliği
AST	Aspartat Tranaminaz
DDT	(Dikloro difenil trikloroetan) Çok zehirli ve inatçı, böcek öldürücü, klorlu hidrokarbon grubundan bir pestisitir.
DNA	Deoksiribo Nükleik Asit
DMSO	Dimetilsülfoksit
EC	Elektriksel İletkenlik
EPA	Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Kurumu
FAO	Gıda ve Tarım Örgütü
LC₅₀	Deney hayvanlarının yarısını öldüren konsantrasyon
LD₅₀	Laboratuvar koşullarında deney hayvanlarının en az % 50' sini öldürmek için gerekli toksik madde dozu.
LDH	Laktat Dehidrogenaz
MCH	Her bir kırmızı kan hücresindeki ortalama hemoglobin Miktarı
MCHC	Her bir kırmızı kan hücresindeki ortalama hemoglobin yoğunluğu miktarı
MCV	Kırmızı kan hücrelerinin ortalama hacmi
OECD	Ekonomik Kalkınma ve İşbirliği Örgütü
RNA	Ribo Nükleik Asit
WHO	Dünya Sağlık Örgütü

1. GİRİŞ

Bütün canlıların sağlığını olumsuz yönde etkileyen, cansız çevre varlıkları üzerinde maddi zararlar meydana getiren ve onların niteliklerini bozan yabancı maddelerin, hava, su ve toprağa yoğun bir şekilde karışması olayına çevre kirliliği denilmektedir (Çepel, 2003).

1940'lı yıllara kadar mevcut olmayan yaklaşık 80.000 sentetik kimyasal madde çeşidi bulunmakta olup günümüzde yaklaşık 400-500 kadarını vücudumuzda taşıdığımız tahmin edilmektedir. Her yıl yaklaşık 1.500 kadar yeni kimyasal madde piyasaya sürülmektedir (Aydın, 2012).

Çağımızda nüfusun hızla artması, insanlığın karşılaştığı en büyük problemlerden biri olan gıda problemini de beraberinde getirmektedir. Bu sorunu çözmek amacıyla öncelikli olarak tarım alanlarından en yüksek düzeyde ürün alımının sağlanabilmesi yönündeki çalışmalar hız kazanmıştır. Birim alandan alınan ürün miktarını artırmak için tarım zararlıları ile mücadelede yaygın olarak pestisitler (tarım ilaçları) kullanılmaktadır (Gül, Sepici Dinçel, Karasu Benli, Erkoç ve Ayhan, 2011).

Pestisitler, insan ve hayvanların besin kaynaklarına, yaşadığı ekosisteme zarar veren organizmaları engellemek, kontrol altına almak, ya da zararlarını azaltmak için kullanılan kimyasal maddelerdir. Amacına uygun, yeterli doz ve sürelerde uygulandığında fayda sağlayan bu kimyasallar, dikkatsiz ve yoğun kullanımlarının sonucu olarak, bir taraftan hedef olmayan canlıları etkileyebilirken, diğer taraftan toprak ve sucul ekosistemi kirletebilirler. Pestisitler her ne kadar yerel olarak kullanılsalar da yüzey akıntıları, atmosfere buharlaşma, absorpsiyon/desorpsiyon, topraktan sızma yoluyla veya bitkilerin bünyesine alınarak bölgesel veya dünya çapında bir ekosistemden diğerine doğrudan veya kimyasal, mikrobiyal ve fotodegradasyon yoluyla bozularak iletilebilirler (Atmaca, 2016).

Tarımsal savaş yöntemleri içerisinde pestisitlerin kullanılmasıyla birlikte karşımıza çıkan problemlerin başında "sürüklenme" gelmektedir. Sürüklenme sonucunda kullandığımız tarım ilaçları, hedef alınan canlılarla birlikte hedef olmayan çevreye, insanlara ve diğer canlılara zarar vermektedirler. Bu zararlar sonucunda çevre kirliliği, sağlık problemleri ve ekonomik kayıplara neden olmaktadır (Polat, 2016).

Deniz biyoloğu Rachel Carson'un 1962 yılında yayınlanan Sessiz Bahar (Silent Spring) adlı kitabından sonra pestisit kullanımıyla ilgili problemler, dikkat çekmeye başlamıştır. Kitapta zararlılarla mücadele etmek için kullanılan DDT'nin insan ve ekolojiye verdiği zararlar, örnekleriyle birlikte ortaya konulmuştur (Balkaya, 2014). Kitap nedeniyle bilim çevrelerinden ve ilaç firmalarından büyük tepki alan Carson'un zamanla haklı olduğu deneysel araştırmalarla ispatlanmış ve 1970'li yıllarda DDT tamamen yasaklanmıştır (ekoIQ.com, 2018).

Hijyenik ve toksikolojik bakımdan pestisitler iki sebepten önem taşır: Birincisi dikkatsiz kullanma sonucu akut zehirlenmelerin sık görülmesi, ikincisi de çevreyi kirletmelerinin çeşitli ekosistemler üzerine bozucu etkisi ve bu durumun sonunda insan sağlığına zarar verme ihtimalidir (Ağırbaşı, 2016).

Tarımsal üretimdeki kültürel işlemlerden dolayı (toprak ve bitkiler için kimyasal uygulamaları) arazilerde sulama sonucu derine sızma yoluyla taban suyu da kirlenmektedir. Yüzealtı akış ile beraber, bu kalıntı barındıran sular hidrolojik döngü içerisinde akarsulara ve diğer su kaynaklarına karışabilmektedir (Altıkat, Turan, Ekmekyapar Torun ve Bingöl, 2009).

Pestisitler, bitkiye zarar veren canlıları kontrol altına almak ya da yok etmek amacıyla kullanılan sentetik ve organik bileşiklerdir. Yağmur suları, drenaj suları ya da vektör mücadelesi amacıyla doğrudan yapılan uygulamalar gibi çeşitli yollarla su ortamına bulaşabilen pestisitler, ortamda bulunan ve hedef olmayan su organizmalarına zarar verebilmektedir. Balıklar tükettikleri besin yolu ile ve solungaçları aracılığıyla bu toksik maddelere maruz kalabilmektedir (Yılayaz, 2008).

Öztürk ve Seçmen (1999), pestisitlerin çoğunluğunun parçalanabilirliklerinin yok denecek kadar az olduğunu ve bu sebeple bunların gerek toprağı, gerekse de sucul ortamı sürekli olarak kirletmekte olduğunu, ayrıca biyolojik birikim de meydana getirdiklerinden dolayı trofik düzeylerinin de devamlı artış göstermekte olduğunu ifade etmişlerdir. Tarımsal alanlara püskürtülen inorganik kimyasallar ve gübrelerin de, sucul ortamlara doğru yol almakta olduğunu ve bunların da ötrofikasyon olayına sebep olduklarını belirtmişlerdir.

Su kütleleri, tarımsal ve endüstriyel kimyasalları, son yıllarda artan oranlarda içermektedir. Suda çözünen ve çözünmeyerek askıda kalan kimyasallar, sucul canlılar tarafından beslenme yoluyla bünyelerine alınmaktadır. Bu sebeple, su ekosisteminde yaşayan organizmalar, doku, hücresel hasar ve yaşlanma konularının araştırıldığı çalışmalarda örnek yaşam formu olarak kullanılabilir (Gül vd., 2011).

Pestisitlerin sudaki davranışı, büyük ölçüde sudaki çözünürlükleri ve kimyasal formları ile yakından ilişkilidir. Granül veya toz şeklinde olan pestisitler suda askıda kalarak uzun zaman aktif olabilmektedir. Bununla beraber suda eriyebilen formları kolayca çözünebilmektedir. Sucul ortamda balıkların, solungaçları vasıtasıyla pestisitleri bünyelerine alarak veya pestisit bulaşmış besinleri tüketerek zehirlenmeleri söz konusudur. Canlı organizmaları öldürmek üzere üretilen ve kullanılan pestisitler, sucul hayat için önemli bir potansiyel tehlikedir. Pestisitler balıklara etkilerini farklı şekilde gösterirler. Balık popülasyonu üzerinde doğrudan öldürücü oldukları gibi yumurta koymayı ve üremeyi durdurarak da etkili olabilmektedirler. Bunun yanında dokularda meydana getirdikleri hasarlar sayesinde balıklarda duyarlılığa yol açarak mevsimlik ısı değişimlerinden ve geçici açlıktan gereğinden fazla etkilenmelerine neden olurlar. Bu durumdan hassas oldukları için yavru balıklar daha fazla zarar görürler (Atamanalp ve Yanık, 2001).

Bu çalışma ile, dünyada ve Türkiye’de geniş bir dağılım gösteren Sazan balığına (*Cyprinus carpio* L., 1758) zararlı mücadelesinde yaygın olarak kullanılan etofenproxun biyokimyasal etkilerinin belirlenmesi amaçlanmaktadır. Pestisit ve diğer çevresel kirleticiler, hedef olmayan canlıları da etkilemektedir. Balıklar sucul ekosistemlerdeki besin zincirinin son halkasında yer alırlar. Bu çalışma ile etofenproxun sazan balığı üzerinde yaratabileceği olumsuz durumların en erken tespitinin kan parametreleri üzerinden elde edilebilirliği araştırılmıştır. Sucul canlılarda etofenproxun kan parametrelerinde yol açtığı etkilerin düzeyinin belirlenerek, kan parametrelerindeki bu değişimin faydalı bir biyomarkır olarak değerlendirilmesi araştırılmıştır. Ayrıca yapılan bu araştırma başka balıklarda yapılacak biyokimyasal çalışmalara da katkıda bulunacaktır.



2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Pestisitler

Dünyada insan nüfusu, kontrolsüz ve çok hızlı bir şekilde artmaktadır. Bu artışla orantılı bir şekilde ürün sağlanamamakta ve bu nedenle gıda ihtiyacı gitgide artmaktadır. Gıda ihtiyacının çözülmesi için üretimdeki verimin ve kalitenin artırılması, maliyetin düşürülmesi ve bunun yanında da çevre kirliliğine neden olmayacak tedbirlerin alınması gerekmektedir. Günümüzde ülkemizde ve dünyada verimi arttırmak amacıyla birçok zararlı ile mücadele kapsamında pestisitler kullanılmaktadır (Kurutaş ve Kılınç, 2003).

Pestisitler için Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO) tarafından yapılan tanım şu şekildedir; “insan veya hayvanlarda oluşabilecek hastalıkları taşıyıcı; gıdaların, tarımsal ürünlerin, ahşap ve ahşap ürünlerinin veya hayvan yemlerinin üretimi, işlenmesi, taşınması, depolanması ve/veya pazarlanması sırasında bu uygulamaları olumsuz etkileyecek her türlü zararlıların önlenmesi, yok edilmesi veya kontrol altına alınması amacıyla veya hayvanlar üzerinde veya vücutlarında bulunabilecek zararlıların kontrol altına alınması amacıyla kullanılan maddelerdir”. Bu tanım, ayrıca bitki büyümesini düzenleyici, yaprak dökücü, kurutucu veya meyve seyreltici veya ham meyvelerin dökülmesini önleyici etkenleri ve depolanma ve taşınma sırasında ticari malların bozulmasını önlemek amacıyla hasat öncesi ve sonrası ürüne uygulanan maddeleri de kapsamaktadır (Altıkat vd., 2009).

Tarımsal kaynaklı ürünlerin, üretilmesinden taşınıp muhafaza edilmesine kadar geçen sürede oluşabilecek zararlıların elimine edilmesi hedefiyle kullanılan kimyasal maddeler pestisitlerdir. Tarımsal açıdan birçok yararına nazaran pestisitler çevre kirliliği yaratarak küresel ölçekte birincil çevre kirleticisi olarak gündemdedir (Erdoğan, 2010).

Artan nüfusla beraber gıda ihtiyacının karşılanabilmesi amacıyla bitki zararlılarıyla etkin bir biçimde mücadele yapılması adına sürekli ve artan miktarda pestisit kullanımının istenmeyen etkileri olduğu yapılan araştırmalarla belirlenince hükümetler bu kimyasalların çok iyi araştırılıp piyasaya sürülmesi gerektiğine karar vermişlerdir. Bu düzenlemeler uyarınca pestisitlerle ilgili araştırmalar daha detaylı yapıldığı için pestisitlerin pazara

sunulma süreleri ile ilgili Ar-Ge süresi uzamaktadır. Söz konusu süre 1985’de ortalama 8,3 yıl, 2000’de 9,1 yıl, 2005’de ise 9,8 yıl olmuştur (ecpa.eu, 2018).

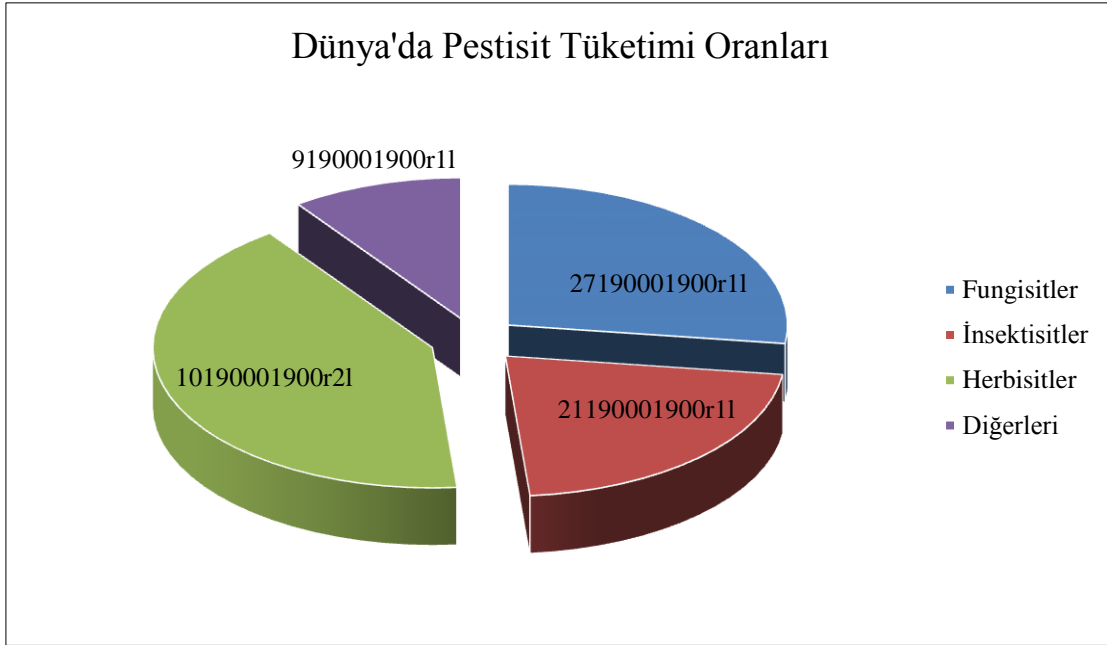
2.2. Pestisitlerin Tarihçesi

Pestisitlerin kullanımının ilk olarak Sümerler zamanında insektisit amacıyla olduğu bilinmektedir. 15. yüzyılda ise Çinlilerde arsenik ve civa tarım zararlılarına karşı kullanılmıştır. 19. yüzyıldan itibaren kimya endüstrisindeki gelişmelerle birlikte değişik kimyasallar üretilerek pestisit olarak fazlasıyla kullanılmaktadır. Bilimsel araştırmalarla beraber, biyolojik silah üretiminde de pestisitler kullanılmıştır. Böylece birçok sentetik pestisit elde edilmiştir. Son 50 yıldır pestisit kullanımı hızlı bir şekilde artmıştır. En çok aldrin, dieldrin, endrin ve DDT (Diklorodifenil trikloroetan) pestisitleri kullanılmaktadır (Denizli, Şener ve Özgür, 2001).

1943 yılında ilk olarak Amerika’da Diklorodifenil trikloroetan (DDT) pestisit olarak kullanılmaya başlanmıştır. Daha sonra peş peşe birçok pestisit keşfedilerek sanayideki yerlerini almışlardır. İlk kez 1945’te yapılan çalışmalarda hayvan sütünde DDT görülmüştür. İlerleyen yıllarda yapılan yayınlarda ise meme sütünde ve insan adipoz dokusunda saptanmıştır. Denek hayvanlarıyla (fare) yapılan çalışmalarda DDT’nin lenf, akciğer ve karaciğer kanserine sebep olduğu bildirilmiştir. DDT’nin 1993-1995 yılları arasında yapılmış bir çalışmada meme kanseri riskini arttırdığı belirlenmiştir. Pestisit sektörü dünyaya kapılarını ilk kez DDT ile açmıştır. DDT, besin piramidinde yukarılara doğru gidildikçe yoğunluğu artar. Kuşlarda ve memelilerde üreme sağlığını bozduğu gözlemlenene kadar en fazla kullanılan pestisit DDT olmuştur (Kurutaş ve Kılınç, 2003).

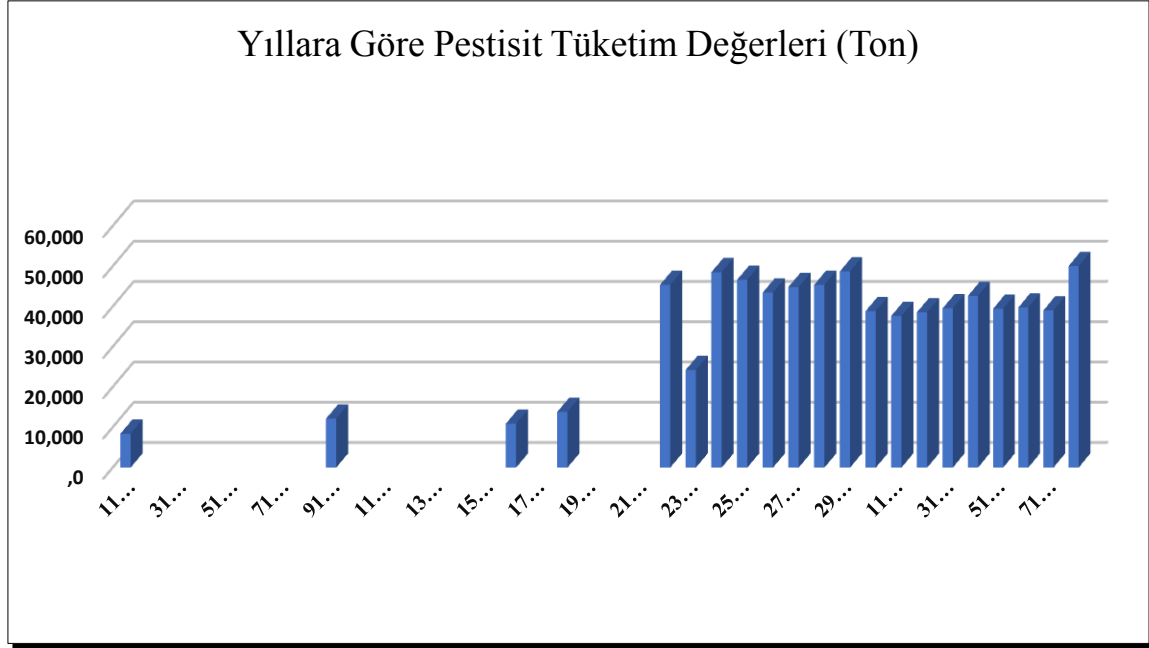
2.3. Dünyada ve Türkiye’de Pestisit Tüketimi

Küresel ölçekteki toplam satışı 45 milyar \$ civarında olan pestisit üretimi yılda 3,5 milyon tona yaklaşmaktadır. Tarımsal alanda kullanımda, herbisitler, bitki büyüme düzenleyicileri ve büyüme engelleyiciler % 41,5 payla ilk sıradadır. Sırasıyla fungusitler % 27,1 ve İnsektisitler % 21,5 ile bunu izlemektedir. Toplam payda, herbisitlerin ve insektisitlerin oranı % 70 dolaylarındadır. Şekil 2.1.’de görüldüğü üzere geriye kalan diğer pestisit gruplarının payı ise % 9,9’dur. Pestisit pazarları içerisinde Çin, Hindistan, Fransa, Almanya, ABD ve Japonya büyük pazarlar olarak öne çıkmaktadır (Kaymak, 2015).



Şekil 2.1. Dünya’da gruplarına göre pestisit tüketim oranları (%) (Kaymak, 2015)

Türkiye ise pazar büyüklüğü bakımından ilk on içinde yer almasa da, büyük hacimli pazarlar içerisinde en yüksek pozitif büyümesi ile öne çıkmaktadır (Kaymak, 2015). Türkiye pestisit tüketiminde; 1979-1994 yılları arasında yıllık ortalama % 2 oranında artış olduğu, 1994-2009 yılları arasında bu oranın yıllık ortalama % 16,3 oranında bir artış ile önemli miktarda tüketim potansiyeline ulaştığı görülmektedir. 2008-2015 yılları arasında ise pestisit tüketiminde dikkate değer bir artış gözlenmemekle beraber bu yıllar arasında artış ve azalışlar olmuştur. 2015-2016 yılları arasında % 28’lik bir artış gözlemlenmiştir. Türkiye pestisit tüketimi, 1979 yılında 8.395 ton iken, 2016 yılında 50.054 tona ulaşmıştır. Yıllık ortalama %13 artış gösteren tüketim, 35 yıllık süreçte 6 kat artmıştır (Yeşil ve Ögür, 2011; tuik.gov.tr, 2018). Bu değişim Şekil 2.2.’de gösterilmektedir.



Şekil 2.2. Türkiye’de yıllara göre pestisit tüketim miktarları (Yeşil ve Ögür, 2011; tuik.gov.tr, 2018)

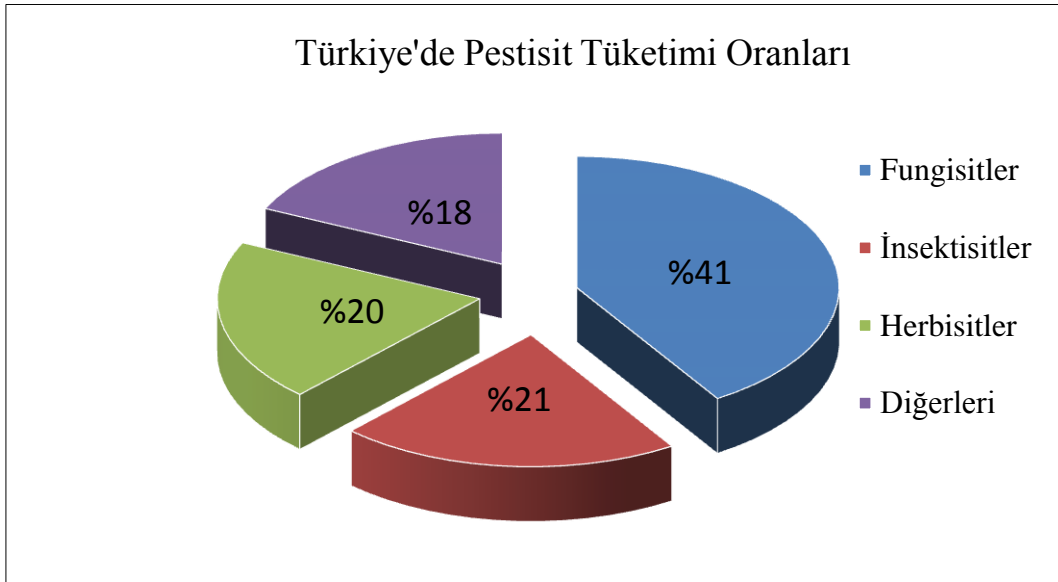
Çizelge 2.1.’de görüldüğü gibi Türkiye’de 2006-2016 yılları arasındaki pestisit tüketimi incelendiğinde yıllar arasında artış ve azalışlar olmakla birlikte, yılda ortalama 40.000 ton pestisit kullanıldığı görülmektedir.

Çizelge 2.1. Türkiye’de gruplarına göre pestisit tüketim miktarları (Ton) (tuik.gov.tr, 2018)

Yıllar	İnsektisitler	Fungusitler	Herbisitler	Akarisitler	Rodentisitler	Diğer	Toplam
2006	7.628	19 900	6 956	902	3	9 987	45 376
2007	21 046	16 707	6 669	966	51	3 277	48 716
2008	9 251	16 707	6 177	737	351	5 613	38 836
2009	9 914	17 863	5 961	1 533	78	2 302	37 651
2010	7 176	17 396	7 452	1 040	147	5 344	38 555
2011	6 120	17 546	7 407	1 062	421	6 978	39 534
2012	7 264	18 124	7 351	859	247	8 766	42 611
2013	7 741	16 248	7 336	858	129	7 128	39 440
2014	7 586	16 674	7 794	1 513	149	6 007	39 723
2015	8 117	15 984	7 825	1 576	197	5 321	39 026
2016	10 425	20 485	10 025	2 025	259	6 835	50 054

Ülkemizde pestisit tüketimi 50.000 ton civarındadır. Bu miktarın %41’ini fungusitler, %21’ini insektisitler ve %20’sini herbisitler oluşturmaktadır (Şekil 2.3). Türkiye pazarının yaklaşık 600 milyon dolar olduğu tahmin edilmektedir (reporterlinker.com, 2018).

Gelişmiş ülkelerin küresel pestisit pazarındaki payı % 80 iken Türkiye'nin bu pazardan aldığı pay % 0,6'dır.



Şekil 2.3. Türkiye'de 2016 yılında gruplarına göre pestisit tüketim oranları (%) (tuik.gov.tr, 2018)

Türkiyede pestisit kullanımı birim alana göre her yıl artmaktadır. 1979'da hektar başına 506 g kullanılırken, 2016'da 3 katlık artış ile 1590 g olmuştur. Pestisit kullanımındaki artışa rağmen ülkemiz AB ülkelerine bakıldığında hektar başına pestisit kullanımı oldukça gerilerdedir. Almanya, Hollanda ve Yunanistan'ın hektar başına tüketimi 13.8, 13.5 ve 2.25 kg'dır.

Türkiye'de birim alanda harcanan pestisit AB ülkelerinden az olmasına rağmen harcanan pestisit kullanımını oldukça heterojendir. Akdeniz ve Ege Bölgelerinde yapılan entansif tarım ile Doğu Anadolu ve Güney Doğu Anadolu Bölgelerinde yapılan ekstansif tarım 1993-1998 yılları arasında pestisit tüketimleri karşılaştırıldığında aradaki heterojen yapı görülmektedir.

Türkiye'nin toplam pestisit tüketimindeki payı, Doğu Anadolu ve Güney Doğu Anadolu Bölgelerinin % 10 civarındayken, Ege ve Akdeniz Bölgelerinin tüketimi % 34 ila % 50 arasında yıllara göre değiştiği gözlemlenmiştir. Bununla beraber ülkemizde pestisit tüketimi hektar başına daha az olmasına rağmen, en çok kullanılan pestisitler sağlık ve çevre açısından risk taşıyan gruplardandır.

Beslenmemizde önemli bir yeri kapsayan sebze ve meyvelerin fazlaca yetiştirildiği Ege, Marmara ve Akdeniz Bölgelerimizde pestisitlerin kullanımı AB ülkeleri düzeyine yaklaşmıştır. Ayrıca ürünlerimizde oluşabilecek bu kimyasal kalıntılar insan sağlığını tehdit ettiği gibi ülke ihracatını da sekteye uğratmaktadır. Ülkemizden AB ülkelerine ve Rusya'ya gönderilen yaş sebze ve meyve ihracatımızda ürünlerimiz zaman zaman geri döndürülmektedir (Yeşil ve Ögür, 2011).

2.4. Pestisitlerin Toksisitesi

Pestisitler, hedef organizmalar üzerinde farklı etkilere sebep olmaktadır. Hedef olan organizmadaki toksisitesi, biyokimyasal bir süreçten sonra ortaya çıkmaktadır. Kimyasal maddeler iki şekilde toksik etki oluşturmaktadır;

1. Akut toksisite: Tek dozda alındığında kısa süre içerisinde ortaya çıkan belirtileri ile tanımlanabilen etkidir. Akut toksisitenin belirlenmesi öncelikle medyan letal doz (LC₅₀ veya LD₅₀) tayini ile yapılmaktadır.
2. Kronik toksisite: Uzun bir süre içerisinde öldürücü doz ile tekrarlı olarak ortaya çıkan toksisitedir (Çelikel, 2011).

2.5. Kalıntı Problemi ve Zehirlenmeler

Pestisitler belirtilen sınırlar dahilinde kullanılmadığında kalıntı problemine sebep olurlar. Kalıntı problemi çevre kirliliğine ve insan sağlığına olumsuz etkilere neden olur. Bununla beraber tarımsal ürünlerde oluşan kalıntılar ürünün dış pazarlara açılımını ve iç tüketimini de olumsuz etkiler. Ayrıca üretim aşamasında, formülasyon hazırlamada, yüklemde, taşımada ve uygulama esnasında deri ve solunum yoluyla etki ederek akut zehirlenmelere neden olabilirler. Pestisitlerden karbamatlılar ve organik fosforular çoğunlukla bu tip zehirlenmelere yol açarlar. Bu pestisitler kolinesteraz enzimini bloke ederek asetil kolin birikimine neden olurlar. Organik klorlu pestisitler yüksek dozlara maruz kalmadıkça insanlara akut zehirlilikleri nadirdir. Bu tip pestisitler sinir sisteminde problemlere yol açmakta ayrıca karaciğerde tahribata neden olmaktadır. İnsanlar açısından besinlerdeki ilaç kalıntılarının kronik toksisitesi iki türlü değerlendirilmektedir:

- a. Kabul edilebilir günlük alım (Acceptable Daily Intake-ADI): Bir kişinin bir günde alabileceği kabul edilebilir günlük ilaç miktarını mg/kg olarak ifade eden değerdir.

b. Maksimum kalıntı limitleri (Maximum Residue Limits-MRL): Gıda maddelerinde bulunmasına izin verilen en fazla ilaç miktarını (mg/kg) ifade eden değerdir.

Pestisitlerin kalıntı yoluyla kronik toksisiteleri yanında bazılarının insanlarda mutajenik, teratojenik ve kanserojenik etkilerinin de olduğu son yıllarda yapılan çalışmalarla saptanmıştır. Pestisit uygulamasıyla tarımsal üründe kalabilecek kalıntı miktarı çeşitli faktörlere bağlıdır. Bunlar;

- a) uygulamanın yapıldığı bitki çeşidi,
- b) etkili maddenin kimyasal yapısı ve özellikleri
- c) kullanım dozu ve tekrarı,
- d) etkili maddenin formülasyonu,
- e) uygulama ile hasat arasındaki geçen süre,
- f) uygulama anında/sonunda çevre ve iklim koşulları,
- g) hasattan tüketime kadar uygulanan işlemler
- h) ilacın formülasyonu ve uygulama dozunun fazla olması,
- i) killi toprak tipinin pestisitlerin birikimini artırması,
- j) toprak sıcaklığı,
- k) toprağın işlenmesi,
- l) bitki örtüsü
- m) toprağın mikroorganizma içeriğidir (Tiryaki, Canhilal ve Horuz, 2010).

2.6. Pestisitlerin Hedef Olmayan Canlılar Üzerine Etkileri

Tarımsal savaş yöntemleri içerisinde pestisitlerin (tarım ilaçlarının) kullanılmaya başlanmasıyla birlikte karşımıza çıkan sorunların başında drift gelmektedir. İlaçlama sırasında veya ilaçlamadan sonra, ilaçlamanın yapıldığı hedef alandan hedef olmayan bir alana doğru pestisit, hava kütesinin taşınması veya difüzyon yoluyla amaçlanan hedef alanının dışına hareketi drift olarak tanımlanmaktadır (Çilingir ve Dursun, 2002). Drift sonucunda kullanılan tarım ilaçları hedef alınan canlılara ulaşmayarak hedef almadığımız halde çevreye, insanlara ve diğer canlılara zarar vermektedirler. Bu zararlar sonucunda çevre kirliliği, sağlık sorunları ve ekonomik kayıplar oluşmaktadır (Polat, 2016).

Çeşitli hastalıklar taşıyan parazitlerin, tarım ve bitki zararlısı böceklerin, insanların ve hayvanların çevrelerindeki bit, pire, sinek, hamam böcekleri gibi pestlerin kontrolünde

vazgeçilemez kimyasal mücadele aracı olan pestisitlerin birçoğu asıl hedefleri olan haşerelere karşı seçkin etkinlik göstermediklerinden, insan ve hayvanlar üzerinde de zehirleyici etki yaratabilirler.

Pestisitlerin canlılar üzerindeki genel etkileri:

1. Balık, kuş ve diğer organizmalarda üreme potansiyelinin azalması
2. Kuşlar, arılar, balıklar, mikroorganizmalar ve omurgasızlar gibi organizmalarda ölümler
3. Hedef olmayan canlılarda direnç oluşması sonucunda insanlara hastalık taşıyan böcek ve parazitlerin kontrol dışına çıkması
4. Ekosistem yapısının ve tür sayılarının değişmesi gibi uzun dönemli etkiler (Çelikel, 2011).

2.7. Pestisitlerin İnsanlar Üzerine Etkileri

İnsanların pestisitlere maruz kalmaları, mesleki zehirlenmelerle veya kaza ile meydana gelebilmektedir. Zehirlenmenin ana nedenleri;

1. Uygun olmayan şartlarda depolama yapma
2. Kaza sonucu pestisitlerin saçılması ve gıdaların kontamine olması
3. Dezenfekte edilmemiş pestisit kaplarının kullanılması
4. Dikkatsiz yükleme ve taşıma yapılması
5. Genel bakım ve atık değerlendirme
6. Halkın yetersiz bilgiye sahip olması ve pestisitlerin toksisite potansiyelinin bilinmemesidir.

Kronik zehirlenmeler daha çok sinir sistemini etkileyip, karaciğere zarar vererek meydana gelmektedir. Pestisit kalıntıları insanlarda dermatit, gözlerde tahriş, solunum yollarında meydana gelen rahatsızlıklar, kasılma krizi vakaları, sperm gelişiminin etkilenmesi gibi sonuçlara yol açmaktadır. Kronik toksisite haricinde bazılarının, insanlarda mutajenik, teratojenik ve kanserojen etkilerinin de olduğu son yıllarda yapılan çalışmalarla saptanmıştır (Çelikel, 2011).

Halk sağlığı amacıyla kullanılacak bir pestisitlerin ideal nitelikleri şöyle sıralanabilir:

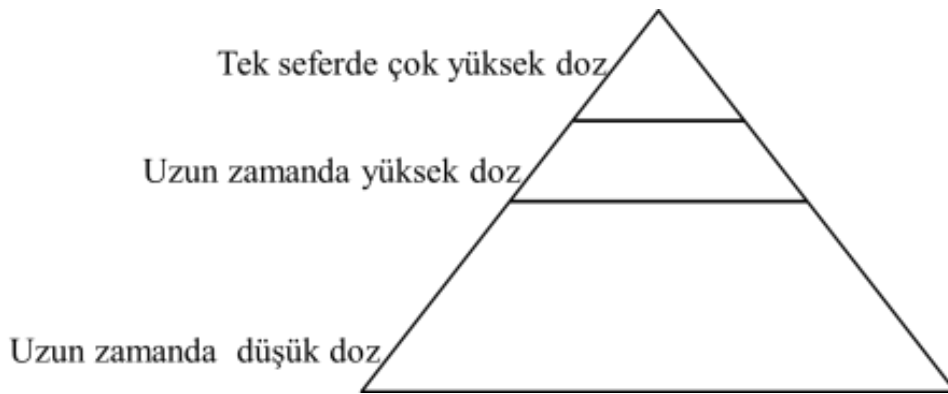
1. Hedef canlıya spesifik olarak toksik olmalıdır.
2. İnsanlara zarar vermemelidir.

3. Ucuz olmalıdır.
4. Kolay uygulanabilmelidir.
5. Kolayca toksik olmayan maddelere dönüşebilmelidir.
6. Yanıcı olmamalıdır.
7. Korozif olmamalıdır.
9. Patlayıcı olmamalıdır.
10. Boyayıcı etkisi olmamalıdır (Güler ve Çobanoğlu, 1997).

Kullanılan pestisitlerin hava, su, toprak ve gıdalar vasıtasıyla insanlar ve diğer canlı organizmaları etkilemesiyle pestisit zehirlenmesi meydana gelmektedir. Pestisit zehirlenmesinin üç tipi vardır (Yassi, Kjellström, Kok and Guidotti, 2001):

- 1- Tek seferde çok yüksek dozda (İntiharlar ve pestisit geliştiricileri),
- 2- Uzun zamanda yüksek dozda (pestisit geliştiricileri ve çiftçiler),
- 3- Uzun zamanda düşük dozda maruz kalınması (toplumdaki her birey).

Dünya Sağlık Örgütü (W.H.O.) tarafından hazırlanan tarımda pestisit kullanımının halk sağlığına etkisiyle ilgili çalışmada bulunan pestisit zehirlenmesi tiplerinin popülasyonu etkileme düzeyi piramidi Şekil 2.4.'de gösterilmektedir (WHO, 1990).



Şekil 2.4. Pestisit zehirlenmesi tiplerinin popülasyonu etkileme düzeyi (WHO, 1990)

Adana Adli Tıp Grup Başkanlığına gelen 82 vakadan alınan doku örneklerinin yüzde yüzünde (% 100) tarım ilacı kalıntısı bulunmuştur. Kadınlardaki tarım ilacı kalıntısı erkeklere göre daha yüksek bulunmuştur. Bu zehirler annelerden bebeklere de geçmektedir (Aydın, 2012).

2.8. Pestisitlerin Çevreye Etkileri

Tarımsal faaliyetlerde pestisitler önemli bir unsurdur. Pestisit kullanımı tarımsal üretimde kayıpların azalmasını sağlar. Bununla beraber tarımsal ürünlerde, çevrede ve canlılarda olumsuz etkilere neden olurlar. Tarım alanlarında pestisitler uygulanan alan dışında geniş alanlara da dağılıp hedef olmayan organizmalara da etki edebilirler. Pestisit kalıntıları atmosferde uzun mesafeler kat edebilirler. Pestisitlerin atmosfere karışmasıyla tarımsal ürün kayıplarına neden olurlar. Ayrıca hedef organizmaya yeterince etkili olamamakta ve çevresel kirliliğe neden olmaktadır (Temur ve Tiryaki, 2010).

Pestisitler çevreye birçok şekilde bulaşabilir. Pestisitlerin yapımı veya geniş alanlarda kullanımı aşamasında suya, atmosfere ve toprağa karışarak kirliliğe neden olurlar. Uygulama aşamasında pestisit toprak içine, yüzeyine, tohumların üzerine veya bitkilerin üzerine uygulanmaktadır. Bitkilerin üzerine uygulanan pestisitlerin büyük bir bölümü toprakta kirliliğe neden olmakta ve pestisitinin çözünürlüğüne, kalıcılığına ve iklim koşullarına göre çevreye yayılmaktadır. Yapılan çalışmalar bazı organik klorlu pestisitlerin toprağa uygulanması sonucu yarısından fazla kısmının 15 yıl toprakta bulunabileceğini gözlemlemişlerdir. Bunun sonucu olarak hayvansal besinler daha fazla oranlarda pestisit kalıntısı taşımaktadır. Pestisitler pestisitinin cinsine ve konsantrasyonuna bağlı olarak hayvanların dokularında birikmektedir. Son yıllarda pestisitlerin ev içi kullanımının yaygınlaşması ile (haşerelere karşı) bulaşma riski daha da artmaktadır (Kurutaş ve Kılınç, 2003).

Az gelişmiş ülkelerde hayvanların ve bununla birlikte insanların pestisit alınımından etkilenmemesi zordur. Sıklıkla karşılaşılan akut zehirlenmeler sebebiyle bir kısım pestisitler canlıların ölüm sebebi olabilmektedir. Pestisitler çeşitli canlılarda akut zehirlenme neticesinde geniş çapta biyolojik yan etkilere sebebiyet verebilir (Tosun, Karabay and Sayım, 2001).

Pestisitlerin çevre ile olan ilişkisini, pestisitinin kimyasal ve fiziksel özellikleri, formülasyonu, uygulama biçimi ve iklim koşulları gibi birçok etken etkilemektedir. Tarımsal ürünleri zararlılardan ve hastalıklardan korumak için ayrıca istenen kalitede ürün verimi elde etmek için tüm dünyada çeşitli türlerde pestisitler kullanılmaktadır.

Pestisitlerin yoğun kullanımı sonucu çevresel problemler bunun da sonucu olarak insan ve hayvan sağlığı bakımından bir takım sorunlar ortaya çıkmaktadır (Altıkat vd., 2009).

2.8.1. Su ve pestisitler

Su yeryüzünde yaşamın kaynağı ve en büyük doğal kaynaklarımızdan biridir. İnsanoğlu en temel ihtiyaçlarından içmek, pişirmek ve yıkanmak için temiz suya gereksinim duyar. Dünya üzerinde su kütlelerinin büyük çoğunluğu çiftçilerin kullanımına uygun değildir. Çiftçiler için tarımsal ürünlerin ve hayvanların ihtiyaç duyduğu temiz su esastır. Yeraltı suları dünyadaki ana taze su kaynağıdır. Pestisit uygulamalarından sonra toprak üzerinde kalan pestisit kalıntıları yağmur suları ile toprak bünyesinde aşağı tabakalara doğru geçerek yeraltı sularına ve başka su kaynaklarına katılabilirler. Arazinin eğimi, bitki örtüsü durumu, pestisit formülasyonu, toprağın yapısı ve yağışın durumuna göre yüzeydeki pestisit kalıntısı yeraltı su kaynaklarına ulaşabilir. Yeraltı suyuna geçen pestisitler burada da parçalanmaya devam ederler. Yeraltındaki ortam şartları gereği daha az ışık, oksijen ve sıcaklık sebebiyle daha yavaş şekilde parçalanırlar. Yeraltı suları kirlendiğinde bu kirlilik su akıntıları yoluyla göller ve nehirlerde de kirlilik oluşturabilir. Kirlilik kaynakları engellenmiş olsa bile doğal yollarla kendi kendini yenilemesi uzun zaman almaktadır. Yeraltı suyunun tekrar temizlenmesi çok zahmetli ve pahalıdır. Yeraltı sularının korunmasında en iyi yöntem kirliliğin önlenmesi şeklindedir. Su kaynaklarının etrafındaki bitki ve böceklerle mücadelede kullanılan ilaçlar; doğrudan veya ilaç kalıntılarının bitki ve toprağın yüzeyinden yağmur suları ile sulara ulaşabildiği gibi; kimya endüstrisinin atıklarını arıtmadan sulara bırakması; boş ilaç kutularının su kaynaklarında yıkanması ile de su kaynaklarını kirletebilirler. Bir araştırmada 2000 ile 2002 yıllarında Küçük Menderes'te metal ve organik klorlu pestisit kalıntıları incelenmiş, birçok yasak ve engellemelere karşı nehrin hala kirli olduğu alınan numunelerle gözlemlenmiştir. DDT'ler nehir sularında en sık gözlemlenen pestisittir. (DDT (1,1-bis-(4-chlorophenyl)-2,2,2-trichloroethane), DDE (1,1-dichlor-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethylene), DDD (1,1-dichlor-2,2-bis(4-chlorophenyl) ethane)). Bütün bunlar içinde sulara en yüksek konsantrasyona DDD sahiptir (Altıkat vd., 2009).

Su kaynaklarına pestisitlerin olumsuz etkileri anlaşılmaya başlanmıştır. Sucul mikroorganizmalar için herbisitlerin zehirli etki gösterdiği, fotosentez yapmayı engellediği (Atrazin isimli kimyasalın elektron akışını engelleyerek fotosistem II'deki sistemi

azaltması) belirtilmiştir. Sucul ortamda birincil üreticiler mikroorganizmalar olduğundan, besin zincirinin çok önemli bir halkasını oluştururlar. Sucul ortamlarda pestisit konsantrasyonunun yüksek olması ortamda bulunan mikroorganizmaları olumsuz etkiler ve sucul ortamın dengesini bozar. Sazan balıkları ile ilgili yapılan bir çalışmada pestisit konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak dişi ve erkek sazanlarda testosteron/östrojen oranını değiştirebildiği, endokrin sisteminde anormallikler oluşturabileceği gözlemlenmiştir (Denizli vd., 2001).

Pestisitler tarımsal alanlarda, park ve bahçelerde ve birçok alanda kullanıldığında çevreye kalıntılar bırakırlar. Bu kalıntılar çeşitli yollarla dere, göl ve nehir gibi sucul sistemlere taşınırlar. Benzer şekilde şehirlerde park ve bahçelerdeki çim alanlarında da pestisit kullanılır. Yağmur suları ile taşınan pestisit kalıntıları giderlerden ve kanallardan taşınarak sucul sistemlere katılabilir. Bir bölümünde toprağın bünyesinden geçerek alt katmanlara ve buradan yer altı sularına geçebilir. Belli bir kısmı da atmosfere karışıp yeryüzünün başka bir bölgesinden yağışlarla toprağa karışabilir. Netice olarak bu kimyasallar nehir, göl akarsu dahil sucul ekosistemin olduğu içme suları dahil her yerde tespit edilebilir. Değişik yollarla sucul ekosisteme giren toprağa ve suya karışan pestisitlerin oksidasyonu, hidrolizi, biyobozunumu ve fotokimyasal bozunumu sonucu farklı pestisit dönüşüm ürünlerinin meydana gelmesine neden olur. Günümüzde yapılan çevre araştırmalarının çoğu bu dönüşüm sonucu oluşan ürünlerin incelenmesi ile ilgilidir. Bu dönüşüm ürünleri en az pestisitler kadar toksik etkili, hatta daha da tehlikeli olabilir. Fakat bu dönüşüm ürünlerinin etkileri yeterince bilinmemektedir. Bu sebeple EPA kirletici aday listesine bu dönüşüm ürünlerini de (örneğin asetoklor etansülfonik asit, 3-hidroksikarbofuran) eklemiştir. Sularda bulunan pestisit konsantrasyonu arazi ve pestisit kullanımı yöntemine göre mevsimsel ve coğrafi olarak değişiklik gösterir. Pestisit türleri bakımından yeraltı sularında, göllerde ve akarsularda en fazla tarımsal alanlarda herbisitler, kentsel alanlarda insektisitlerdir. Pestisit konsantrasyonları sucul ekosistemde yağışın türüne, mevsimlere ve tarımsal uygulama türüne göre farklılık gösterir. İnsanoğlunun fazla miktarda su tüketimine ihtiyacı vardır. Göller, nehirler ve yeraltı suları gibi birçok farklı kaynaktan içme suyu temin edilebilir. İçme sularının dönemsel olarak kalitesinde ve bünyesinde bulunan pestisit konsantrasyonunda değişiklikler gözlemlenir. Bu dönemsel değişiklikler ve bu konularla alakalı yeterli bilgi olmaması nedeniyle sular yoluyla pestisit maruziyetinin insan sağlığına etkileri tam olarak anlaşılamamıştır. Örneğin triazin grubundan atrazin ile kontamine olmuş sulardan içilen yerlerde göğüs kanseri vakalarında

artış, yenidoğan bebeklerde kilo düşüklüğü görülmüştür. Besin maddelerine ihtiyacın giderek artması ve tarımsal alanların da gitgide azalması pestisit kullanımını cazip hale getirmektedir. Burada önemli olan konu riskin nasıl en aza indirilebileceği ve kabul edilebilir sınırın ne olduğudur (Denizli vd., 2001).

2.8.2. Pestisitlerin balıklar üzerine etkileri

Günümüzde su kütleleri giderek artan bir oranda endüstriyel ve tarımsal kimyasallarla kirlenmektedir. Sucul ekosistemde yaşayan canlıların bu kimyasalları bünyelerine alması, besin, su, sediment ve sudaki partiküller ile olmaktadır. Sucul canlılarca bünyelerine alınan bu kimyasallar, organizmadaki metabolik sistemlerin dengesini bozabilir. Bu sebeple sucul ortamdaki canlılar, hastalık, yaşlanma, doku ve hücrel hasarın belirlenmesi gibi fizyolojik etkilere neden olan serbest radikallerden korunma sürecinde model organizma olarak birçok araştırmada kullanılmaktadır (Akbulut, Kaymak, Esmer, Yön ve Kayhan, 2014).

Balıklar pestisitlere deri yolu, solunum yolu (solungaçlar) ve ağız yolu olmak üzere doğrudan veya pestisitten zehirlenen başka bir hayvanı yemek suretiyle dolaylı olarak maruz kalabilirler. Pestisitlerin balıklar üzerindeki etkilerini bileşiklerin biyoyararlanım, biyokonsantrasyon, biyomagnifikasyon ve çevredeki kalıcılık oranları belirler. Bazı pestisitler uygulanmalarını takiben hızlı bir şekilde bozunurken, bazıları suda asılı toprak partiküllerine veya suyun zeminindeki toprağa sıkı şekilde bağlanarak biyoyararlanımlarını düşürmüş olurlar. Uçuculuğu yüksek olan veya suda hızlı bir şekilde dilüe olan bir kısım pestisitler ise sucul ortamda çok daha az yoğunluklarda bulunurlar. Yine bazı balık türleri lipit dokuda birikim eğiliminde olan pestisitleri vücutlarında suya oranla 10 milyon kat daha fazla miktarda yoğunlaştırabilir ve böylece son tüketici konumundaki insanlarda zehirlenmelere ve sağlık problemlerine yol açabilirler. Balıklar enzim ve hormon sistemlerini bozan maddelere karşı duyarlı hayvanlardır. Pestisitlere akut maruziyetlerde zehirlenmeler veya düşük dozlarda kronik olarak maruz kalmaları sonucunda davranış bozukluğu, üreme sistemi problemleri ve fizyolojik bozukluklar gibi akut zehirlenmelerden daha önemli etkiler ortaya çıkabilir. Ayrıca organizmada meydana getirdikleri stres sonucu hiperaktivite, konvulziyon, solunum güçlüğü, solungaçlarda aşırı mukus salgısı ve renk değişikliği, solungaç yaylarında açıklık, denge bozukluğu, metabolik bozukluklar, büyüme geriliği, enzim inhibisyonu, yumurta verimi ve yaşam süresinin azalması gibi birçok

olumsuz etkilere neden olurlar. Karaciğer, kan damarları, böbrekler ve solungaçlar balıklarda pestisit maruziyeti sonrası en çok zarar gören organlardır. Yapılan histopatolojik incelemelerde karaciğer hücrelerinde büzülme ve sitoplazmik granülasyon, posterior böbrek glomerulu hücre çekirdeğinde piknotik değişimler ve bazı hücrelerde atrofi, kapiller damarların tıkanması sonucu solungaç filament ve lamellerinde presipitasyon gözlenmiştir (Atmaca, 2016).

Sonuç olarak pestisitlerin gerek tarımsal alanda gerekse sucul ekosistemde kasıt dışı veya bilinçsiz ve aşırı miktarlarda kullanımlarını takiben sucul ekosisteme ulaşmaları neticesinde çevresel kontaminasyon şekillenebilmekte ve hedefte olmayan mikroorganizmalar, su omurgalı ve omurgasız canlı popülasyonlarında yapı ve tür sayılarının değişmesi, akut toksikasyonlar sonucu yaygın ölümler, subletal etkiler veya kronik maruziyetler sonucunda fizyolojik fonksiyon bozuklukları görülebilmektedir. Ayrıca bu organizmaların bünyesindeki pestisit kalıntıları besin zincirinde son tüketici konumunda olan insanlara ulaşarak nörotoksisite, nörodavranışsal bozukluklar, doğum defektleri ve kanser riskinde artış gibi çok sayıda sağlık problemlerine de yol açabilmektedir. Bu nedenlerle pestisitlerin kullanımları esnasında LC₅₀, LD₅₀ dozları bilinmeli, aşırı doz ve gereksiz tekrarlı uygulamalardan kaçınılmalı, bu amaçla uygulayıcılar eğitilmeli, mümkünse hedefte olmayan insan, hayvan ve çevre için daha az toksik ve kalıcı kirliliğe neden olmayan pestisitler tercih edilmelidir. Su ürünleri yetiştiriciliği yapılan işletmelerde çevresel kontaminasyonu önlemek amacıyla atık yönetimine (kimyasal maddeler, atık su vb.) dikkat edilmeli ve gerek gıda güvenliği gerekse ulusal ve uluslararası pazarlar açısından rezidü analizi yapılan pestisitler için Maksimum Kalıntı Limitleri (MRLs)'nin uygulanabilir güncel listelerine sahip olmalarının fayda sağlayacağı öngörülmektedir (Atmaca, 2016).

Tarım sektöründe harcanan pestisitler, endüstri atıkları ve yerleşim bölgelerinin atıkları bünyesindeki zararlı kimyasallar su kaynaklarına karışarak sucul canlıların dokularında birikim yapmakta ve besin piramidinde insan sağlığına olumsuz etkileri olmaktadır (Kırımhan, Boyabat ve Keskinler, 1984).

Pestisit kalıntıları sucul ekosisteme uygulama esnasında bulaşabilir. Ayrıca tarım ve orman bölgelerinden yağmur suları ile taşınarak su ortamına geçer ve su yoluyla çok uzak mesafelere gidebilmektedir. Pestisitlerin sudaki davranışları pestisit yapısına ve suda

eriyebilirliğine bağlıdır. Suda eriyebilen pestisitler su içerisinde kısa sürede çözünürler. Bununla beraber granül yapıdaki pestisitler suda askıda kalıp uzun süreler aktif maddelerin çevreyi kirletmesine sebep olurlar. Sucul ekosistemdeki balıklar pestisitleri solungaçları aracılığı ile absorbe eder veya pestisit bulaşmış besini tüketerek zehirlenebilir (Toros ve Maden, 1991).

Pestisit kalıntılarının etkileri balıklara farklı yollarla görülür. Balıkları öldürebileceği gibi üreme sistemlerini bozarak balık popülasyonunu etkileyebilir. Ayrıca balık dokularında hasara neden olarak mevsimsel ısı farklılıklarından daha fazla etkilenmelerine neden olurlar. Bu durumdan yavru balıklar daha fazla etkilenir. Pestisit kalıntıları sucul ekosistemdeki balıklarda letal etkiye neden olabilir. Balığın ve pestisit türüne göre letal etki değişir. Organik klorlu pestisitler diğer pestisitlere oranla fazla toksik etkiye sahiptir. Bazı pestisitlerin aynalı sazan için LC₅₀ değerleri Çizelge 2.2’de verilmiştir (Atamanalp ve Yanık, 2001).

Çizelge 2.2. Bazı pestisitlerin aynalı sazan için belirlenmiş olan LC₅₀ değerleri (Atamanalp ve Yanık, 2001)

Pestisit Türü	LC ₅₀ Değeri
Lindane	0,1080
Metil parathion	6,75
2.4-D	637,24
Bakır sülfat	10,51

2.9. Pestisitlerin Sınıflandırılması

Pestisitlerin sınıflandırılmasında hedef organizma ve kimyasal yapıları dikkate alınır. Pestisit kullanımlarında belirlenen organizmaya göre sınıflandırma yapmak uygundur. Bu durum analizi yapılacak pestisitler için geçerli değildir. Analizi yapılacak pestisitlerde kimyasal yapılarına göre benzer yapıdaki pestisitlerin sınıflandırılması uygundur. Aynı analitik yonteme benzer yapıdaki bileşikler cevap verdiklerinden sınıflandırmada kolaylık sağlamaktadır. Hedef türlere göre sınıflandırma aşağıda belirtildiği gibidir (Erdoğan, 2010):

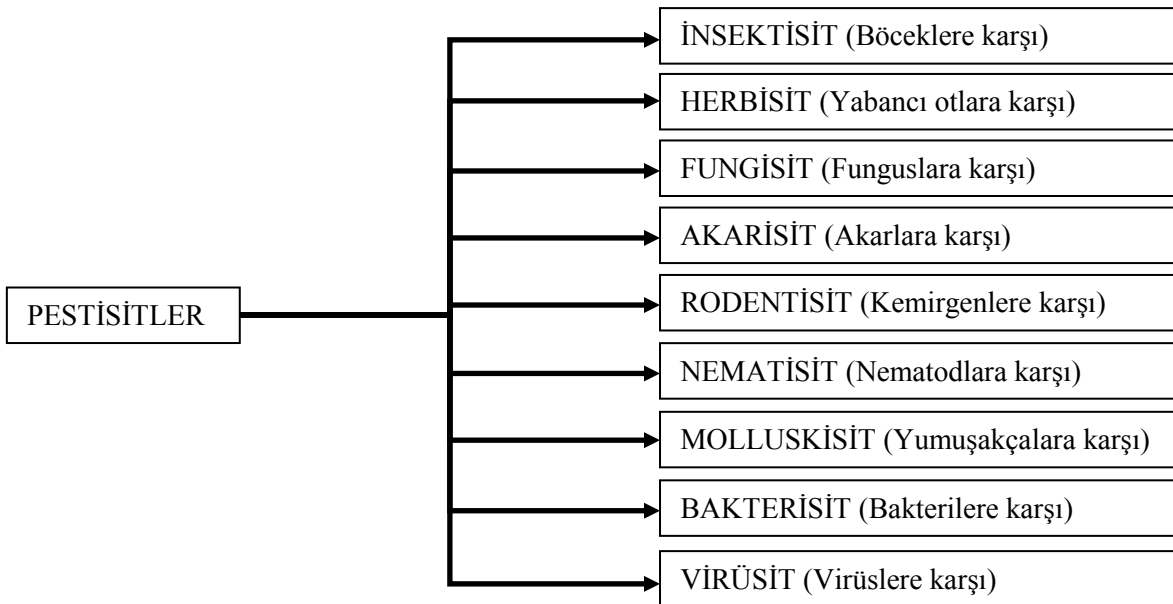
- a) İnsektisit (böcek öldüren)
- b) Akarisit (akarları öldüren)

- c) Nemasit (nematodları öldüren)
- d) Mollussitit (yumuşakçaları öldüren)
- e) Rodentisit (kemirgenleri öldüren)
- f) Avisit (kusları öldüren)
- g) Afisit (yaprak bitlerini öldüren)
- h) Fungusit (fungusları öldüren)
- i) Bakterisit (bakterileri öldüren)
- j) Herbisit (otları öldüren)
- k) Algisit (algleri öldüren)

Kimyasal yapılarına göre pestisitlerin sınıflandırılması ise şu şekildedir (Erdoğan, 2010):

1. Organoklorürlü pestisitler: DDT, BHC
2. Organofosforlu pestisitler: paration, klorprifoz
3. Karbamatlı pestisitler: metomil, karbaril
4. Herbisit asitler: 2,4-D, 2,4,5-T
5. Pretiroitler: Deltametrin, sipermetrin
6. Diğerleri: organo-civa ve kalay bileşikleri.

Hedef organizmalara göre pestisitler Şekil 2.5.'de sınıflandırılmıştır.



Şekil 2.5. Pestisitlerin sınıflandırılması (Öncüer, 1995)

2.9.1. Sentetik piretroitler

Küresel ölçekte insektisit piyasasının % 25'ini kapsar ve bu grup piretroitler son 40 yıldır insektist olarak kullanılmaktadır. Bu grup piretroitlerin tarımsal amaç dışında da spiral, aerosol ve sıvı buhar halinde sivrisinek kovucu olarak evlerde kullanımı bulunmaktadır. Doğal piretrinlerin alkol ve asit köklerinde yapılan değişikliklerle geliştirilmişlerdir. Işığa karşı dayanıklı sentetik piretroitler sentezlenerek 1975 yılından sonra böcek kontrolünde hızla kullanılmaya başlanmıştır (Ağırbaşı, 2016).

Sucul ekosistemlerde sentetik piretroit kontaminasyonu, oksijenin azalmasına ve zehirlenmelere sebebiyet vererek kitlesel olarak balık ölümlerine neden olur. Fakat son yıllarda keşfedilen ve birçok faydası bulunan sentetik piretroitler çiftçileri kullanmaları açısından cazip olmaktadır. Bunun yanında bu piretroitler balıklar açısından toksik etkiye sahiptirler. Sentetik piretroitler mide zehiri ve kontakt etkilidirler. İnsektisit etkileri yüksek olmakla beraber, sıcakkanlı canlılardaki etkileri ise düşüktür (Atamanalp ve Cengiz, 2002).

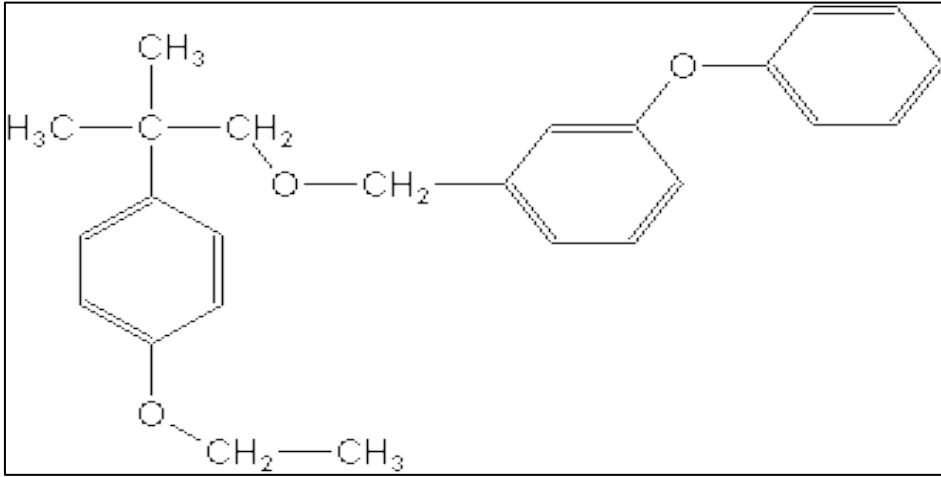
Sinir sistemindeki sodyum kanallarına etki ederek merkezi ve periferal sinir sisteminde bulunan aksonlara zehir etkisi gösterir. Memelilerin bünyesinde birikim yapmadan atılırlar. Doğada kolayca parçalanabilirler. Özellikle ergin kontrolünde kullanılmaktadırlar. DDT ile kıyaslandığında, güçlü etkisi, yüksek böcek/memeli toksisitesi, memeli bünyesinden hızla atılması ve kümültatif toksisitenin olmaması gibi birçok avantajlara sahiptirler. Bu avantajlarından dolayı eskiden kullanılan insektisitlere göre tercih edilmektedir. Günümüzde yaygın olarak kullanılan sentetik piretroitler şunlardır:

1. Permetrin
2. Sipermetrin
3. Alfa-Sipermetrin
4. Sifenotrin
5. D-Fenotrin
6. Rezmantrin
7. Beta-Siflutrin
8. Deltametrin
9. Etofenprox (Ağırbaşı, 2016)

2.9.2. Etofenprox

Etofenprox (2-(4-etoksifenil)2-metilpropil 3-fenoksibenzileter, Ethofenprox, Trebon, MTI-500, CAS No. 80844-07-1), bir nonester sentetik piretroittir (Şekil 2.6). Etofenprox, sinir sisteminde sodyum kanal fonksiyonlarını bozarak etki eder. Halk sağlığı ve tarımsal uygulamalarda çok miktarda ve yoğun olarak kullanılan etofenproxun; hedef olmayan canlı balıklarda yüksek toksisite gösterdiği düşünülmektedir. Zenobiyotiklerin balık ve omurgalı türlerinde, başlıca gonadlarda, tiroitde ve adrenokortikal fonksiyonlarda endokrin toksisite göstermekte ve sonunda insan sağlığını tehdit etmektedir. Doğal hormonlardan daha düşük potensde olmalarına rağmen su ve gıda yoluyla karışım halinde insana ulaştığından önemli risk oluşturmaktadır.

Etofenprox genellikle haşereleri kontrol etmek için kullanılır. Pirinç, meyve, sebze, mısır, soya fasulyesi, çay gibi ürünlerin zararlılarına karşı geniş bir etki spektrumu vardır. Tarım arazisinde bitkilerin üzerindeki haşere türlerine 14 gün boyunca 0,03-1,2 kilogram/hektar konsantrasyonunda uygulanabilir. Etofenprox diğer pestisitlere benzer şekilde direkt olarak su ile ya da indirekt olarak yağmur suları ve yüzey suları ile vücuda alınabilir.



Şekil 2.6. Etofenproxun kimyasal formülü (Benli, 2015)

2.10. Konu ile İlgili Önceki Çalışmalar

Balıklar çevresel kontaminasyonun belirlenmesinde indikatör organizmalardır. Farklı toksik maddelerin balıklar üzerine olan biyokimyasal etkilerinin araştırılmasına ilişkin çok sayıda çalışma mevcuttur. Ancak yapılan literatür taraması sonucunda etofenproxun sazan balıklarına etkisi üzerine yapılan bir çalışmaya rastlanılmamıştır. Sunulan tez çalışmasının, bu alandaki önemli bir eksikliği gidermesi açısından önemli olduğu değerlendirilmektedir. Literatürde yer alan bazı biyokimyasal çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Cypermethrin sentetik bir piretroit insektisittir. Bu maddenin, *C. capoeta*'nın bazı kan değerleri üzerindeki (hemoglobin ve hematokrit) etkisinin tespit edilmesi amacıyla yapılan bir çalışmada; balıklar üç farklı subletal doza maruz bırakılmıştır. Araştırma sonucuna göre; Cypermethrin muamelesi sonucunda, hemoglobin ve hematokrit seviyelerinde düşüş gözlenmiştir (Atamanalp ve Cengiz, 2002).

Sentetik piretroitlerden cypermethrin için, gökkuşağı alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) 15 gün süresince 3 farklı muamelede letal dozun ($LC_{50} = 8,2 \times 10^{-3}$ mg/L) $1/2$ 'si (1. grup), $1/4$ 'ü (2. grup) ve $1/8$ 'i (3. grup) seviyesinde cypermethrine maruz kalan kandaki kalsiyum ve fosfor değerlerinde azalma tespit etmişlerdir. Kandaki sodyum değerlerinde 1. grupta anlamlı bir yükselme 2. ve 3. gruplarda ise kontrol grubuna göre anlamlı bir fark bulunmadığını tespit etmişlerdir (Atamanalp, Keleş, Haliloğlu and Aras, 2002).

Gökkuşağı alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*), 15 gün süresince 3 farklı muamelede, letal dozun ($LC_{50} = 8,2 \times 10^{-3}$ mg/L) $1/2$ 'si (1. grup), $1/4$ 'ü (2. grup) ve $1/8$ 'i (3. grup) seviyesinde cypermethrine maruz kalan kandaki glukoz seviyeleri açısından, en düşük ve orta dozların uygulandığı gruplarda kontrol grubuna göre anlamlı bir artış olduğu, en yüksek dozun uygulandığı grubun ise kontrol grubundan daha düşük değer verdiğini bildirmişlerdir. Ayrıca kandaki kolesterol değerlerinde gerek grupların kendi aralarında ve gerekse gruplarla kontrol değerleri arasındaki farkların istatistiki olarak önem taşımadığını gözlemlemişlerdir (Atamanalp, Keleş and Aras, 2010).

Suvetha, Ramesh and Saravanan (2010) tarafından, sentetik piretroitlerden cypermethrin'in sazan balıklarında (*Cyprinus carpio*) (24 saat LC_{50} değeri 1,86 ppm) 35 gün boyunca 0,186 ppm cypermethrin'e maruz kalan balıklardaki potasyum seviyesindeki farkın istatistiki

olarak önemli olduğu tespit edilmiştir.

Sentetik piretroitlerden olan cyfluthrinin 48 saat ve bir hafta süresince 10 µg/L subletal dozlarına maruz bırakılan sazan balıkları ile yapılan bir başka çalışmada, bir hafta maruz kalan grupta klorür düzeyinin azaldığı ve 48 saat maruz kalan grupta sodyum ve fosfor düzeylerinin arttığı gözlemlenmiştir. Cyfluthrinin lipid peroksidasyonunu engelleyerek oksidatif strese sebep olduğu ve sodyum kanallarını bloke ettiği belirlenmiştir (Sepici-Dinçel et al., 2009).

Sentetik piretroitlerden olan deltamethrin'in subletal dozlarının Nil tilapisi (*Oreochromis niloticus*) fingerlinglerinde davranış değişikliklerine, solungaçlarında hiperemiye, sekonder lamellerde füzyona ve telanjiektaziye ve karaciğerlerinde hidropik dejenerasyona yol açtığı saptanmıştır (Yıldırım vd., 2006).

Pestisitlerden propoxur insektisitinin, Gül vd. (2011), tarafından 96 saatlik LC₅₀ değerinin (10 mg/L) yarısının (5 mg/L), sazan balığı (*Cyprinus carpio* L., 1758) fingerlinglerinde biyokimyasal etkileri gözlemlenmiştir. Kontrol grubuna göre deney grubunda plazma glukoz, kolestrol, trigliserit ve fosfor değerinde artış saptanmıştır. Plazma total protein, klor ve AST değerinde kontrole göre artış gözlenmiştir. Bu artış istatistiki olarak anlamlı bulunmuştur (p<0,01). Plazma sodyum değerinde kontrole göre artış tespit edilmiştir. Bu artış istatistiki olarak önemli bulunmuştur (p<0,05). Plazma kalsiyum ve potasyum değerlerinde kontrole göre azalma gözlenmiştir.

Kan parametreleri toksik maddeye maruz kalan hayvanların yapısal ve fonksiyonel durumunun teşhisinde kullanılan tüm vücutta oluşan patofizyolojinin bir göstergesidir (Adham, Ibrahim, Hamed and Ramadan, 2002).

Sazan balıklarının hematolojik ve biyokimyasal parametrelerinin büyük çoğunluğu bilinmekte ve referans aralıklarına ulaşılabilir (Çizelge 2.3).

Çizelge 2.3. Sağlıklı sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758) balıklarına ilişkin bazı kan parametreleri (Benli, 2007)

Parametre	Yıldız (1998) (plazma)	Tripathi et al. (2003) (serum)
Hematokrit	28.00±0.49 (%)	–
Toplam plazma proteini	4.20±0.04 (g/dL)	3.0±0.31 (g/dL)
Glukoz	–	48.0±10 (mg/dL)
Ca ²⁺	8.80±2.03 (mg/dL)	10.2±0.7 (mg/dL)
Mg ⁺	–	2.4±0.2 (mg/dL)
Cl ⁻	–	113±2 (mmol/L)
K ⁺	5.49±0.48 (mmol/L)	113±2 (mmol/L)
Na ⁺	138±2.46 (mmol/L)	140±4 (mmol/L)

Mikula ve diğerleri tarafından yapılan bir araştırmada, sazan yavruları 28 gün LASSO MTX pestisitine maruz bırakılmışlardır. Hematokrit hariç diğer bütün hematolojik ve eritrosit parametrelerinde önemli derecede azalma gözlemlenirken, lökositler üzerine herhangi bir etkisi tespit edilmemiştir. En fazla doku hasarı, solungaç ve karaciğerde gözlemlenmiştir (Mikula, Modra, Nemethova, Groch and Svobodova, 2008).

Bir diğer çalışmada ise, metribuzine maruz bırakılan sazan balıklarındaki hematolojik, biyokimyasal ve histopatolojik etkiler tespit edilmiştir. 250.2 mg / L konsantrasyonunda Sencor 70 WG'ye 96 saat maruz kalan sazanda, plazma toplam proteinleri, albüminler, toplam globulinler, triasilgliseroller, laktat dehidrogenaz, laktat, inorganik fosfat, hematokrit, önemli ölçüde düşük (p <0.01) bulunmuştur. Hemoglobinin konsantrasyonu, ortalama eritrosit sayısı, lökosit değeri ve kontrol grubuna kıyasla glukoz, amonyak, kalsiyum, monositler, anlamlı olarak yüksek (p <0.01) değerler tespit edilmiştir. Histopatolojik incelemede kaudal böbreğin tübüllerinde hiyalin dejenerasyonu saptanmıştır. Bu böbrek değişikliği hipoproteinemi ile sonuçlandı (Velisek, Svobodova, Piackova and Sudova, 2009).

Cyprinus carpio'da malathionun etkisinin araştırıldığı bir çalışmada, malathionun 7 ve 15 günlük dönemlerde total, yapısal ve çözülebilir proteinlerde düşüşe, serbest amino asitlerde

ve proteaz aktivitesi seviyelerinde ise artışa sebep olduğu saptanmıştır (Reddy and Philip, 1991).

Luskova, Svoboda and Kolářová, (2002), 2 yıllık sazan balıklarında (*Cyprinus carpio*) organofosforlu pestisitlerden diazinonun (Basudin 600 EW) LC₅₀ konsantrasyonunda 96 saatlik maruziyet süresi sonunda, kontrol ve deney grubu arasında, plazma AST ve ALT değerlerinde anlamlı bir fark bulunmadığını tespit etmişlerdir.

Banaee, Mirvagefei, Rafei and Majazi Amiri, (2008) sazan balıklarının (*Cyprinus carpio*) organofosforlu pestisitlerden diazinonun 60 ve 120 µg/L'lik konsantrasyonlarına, 10, 20 ve 30 günlük maruziyetleri sonunda kontrol ve deney grubu arasındaki plazma glukozunun anlamlı olarak yüksek ($p < 0,05$) olduğunu bildirmişlerdir. Ayrıca plazma toplam proteini değerinde kontrol ve deney grubu arasında anlamlı bir fark bulunmadığını tespit etmişlerdir.

Diazinon'un akut toksisitesini saptamak amacıyla gökkuşuğu alabalığında (*Oncorhynchus mykiss*) 7, 14 ve 28 günlük maruziyet süresinden sonra biyokimyasal parametreler üzerindeki etkisinin incelendiği bir çalışmada, plazmadaki asetilkolinesteraz aktivitesi, toplam protein, albümin ve globülin düzeyleri, önemli ölçüde azalmıştır ($p < 0,05$). Laktat dehidrogenaz aktivitesi ise, henüz 7. günde, sadece 0,1 mg/L diazinon'a maruz kalan balıklarda belirgin olarak artmıştır ($p < 0,05$). Diazinon uygulanan gruplarda aspartat aminotransferaz, alanin aminotransferaz aktiviteleri ile glukoz düzeylerinin, kontrol grubuna göre anlamlı derecede yüksek olduğu saptanmıştır ($p < 0,05$). Subletal dozlarda diazinon'a maruz kalınmasının, gökkuşuğu alabalığında biyokimyasal değişimlere sebep olduğu gözlemlenmiştir (Banaee, Sureda, Mirvaghefi and Ahmed, 2011)

Cypermethrinin subletal dozlarının gökkuşuğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) üzerindeki hematolojik, biyokimyasal ve histopatolojik etkilerinin incelendiği bir çalışmada, deney grubundaki balıklardaki hematolojik parametrelerden eritrosit sayısı, trombosit sayısı, hemoglobin ve eritrosit sedimentasyon oranında, kontrol grubu ile kıyaslandığında, artış olduğu tespit edilirken, toplam lökosit sayısı ve hematokrit değerinde ise azalma görülmüştür. Biyokimyasal parametreler incelendiğinde ALP, GPT ve LDH yükselirken, GOT, Chol, Ca ve P düşmüştür. Glu, Cre, TP ve Na değerleri ise farklı dozlarda farklı tepkiler göstermiştir. Histopatolojik incelemeler sonucunda; cypermethrinin toksik etkisi

ile, karaciğerde hepatositlerde hidropik dejenerasyon, yağlanma, hemoraji ve hücrel nekroz, böbreklerde hücrel dilatasyon, glomerüllerde hücrel poliferasyon ve nekroz tipi semptomlar saptanmıştır (Atamanalp, 2000).

Asetoklor ve glifosat pestisitlerinin subletal dozlarına, yenilenen ortamlarda maruz bırakılan gökkuşığı alabalıklarındaki, yüzme performansı (kritik yüzme hızı), kan parametreleri (MCV, MCH, Fe, Cl, LDH), histopatoloji ve genotoksik etkilerin incelendiği araştırma için hazırlanan deney düzenekleri, söz konusu pestisitlerin tekli ve ikili uygulanmaları şartıyla, altı muamele grubu (1- asetoklor 0,225 mg/L, 2- asetoklor 0,1125 mg/L, 3-glifosat 43 mg/L, 4- glifosat 21,5 mg/L, 5- asetoklor+glifosat 21,613 mg/L, 6- asetoklor+glifosat 10,801 mg/L) ve bir kontrol grubundan oluşmuştur. Deneme süresi sonunda pestisit uygulaması, kritik yüzme hızı, LDH, ALB, ortalama eritrosit hacmi ve trombosit sayısı üzerinde önemli düzeyde ($p<0,05$), mikroçekirdekli eritrosit sayısı ve Cl değerinde ise çok önemli düzeyde etki göstermiştir ($p<0,01$). Karaciğer ve solungaç dokularının histopatolojik incelemelerinde ise pestisitlerin lamellerde erime, hiperemi, epitel nekrozlar, vakuol oluşumları ve hücre infiltrasyonlarında etkili olduğu bulunmuştur (Arslan, 2015).

Pestisitlerin veya diğer zararlı kimyasalların toksik etkilerinin belirlenmesinde, enzim aktivitelerindeki değişimler tespit edilmektedir. Gökkuşığı alabalığının (*Oncorhynchus mykiss*) enzim aktivitesi üzerine Karadeniz Bölgesinde kullanılan pestisitlerden karbosulfanın (250 g/L, EC) kronik etkileri incelenmiştir. Bu amaçla gökkuşığı alabalıkları (ortalama ağırlığı 116.88 ± 21.69 g ve ortalama boyu 22.39 ± 1.40 cm), ortama alıştırılıp, 60 gün süreyle akarsu sistemi içinde (debi 6 L/h) karbosulfana maruz bırakılmıştır ve toksik etkileri incelenmiştir. Test balıklarının buldukları ortamda karbosulfan miktarı önceki denemelerden elde edilen sonuçlar dikkate alınarak, 35 µg/L olacak şekilde ayarlanmıştır. Gökkuşığı alabalıklarının kronik test süresince eritrosit asetilkolinesteraz (AChE) aktivitesi ölçülerek inhibisyon oranı saptanmıştır. İstatistiksel olarak gökkuşığı alabalıklarının enzim aktivitelerindeki değişimin önemli olduğu tespit edilmiştir ($p<0.05$). Üçüncü haftaya kadar AChE inhibisyon oranındaki artışın sürdüğü ve inhibisyon oranının % 41.32 olduğu saptanmıştır. Balıkların davranışları üzerine enzim aktivitesindeki değişimin etkili olduğu da saptanmıştır (Çapkın, 2011).

Sentetik piretroitlerden olan cypermethrinin subletal dozlarının *Lobea rohita* fingerlinglerinde biyokimyasal parametreler ve enzim aktiviteleri üzerindeki etkisi gözlemlenmiştir, sonuçta RNA düzeyi azalırken, DNA düzeyinin arttığı, alkalin fosfataz tükenirken, asit fosfatazin değişmediği, beyin asetilkolin esterase aktivitesinin önemli oranda azaldığı, laktat dehidrogenaz aktivitesinin ise beyin ve karaciğerde yükselirken, böbrekte inhibe edildiği tespit edilmiştir. Serum protein seviyesinde azalma, kan glukoz düzeyinde artış, total lökosit sayısında kontrol grubuna göre artış, hemoglobin yüzdesi ve total eritrosit sayısında ise azalma belirlenmiştir (Das and Mukherjee, 2003).

Tarım alanlarında haşere kontrolünde kullanılan diazinon'un Avrupa kedi balığında (*Siluris glanis*) bazı hemotolojik parametrelere etkisini incelemek amacıyla, balıklar, 1, 2, 4, 8, 16, 32 ve 64 mg/L konsantrasyonlarda diazinon'a maruz bırakılmıştır. Ölü balık sayısı diazinon konsantrasyonları 2 ila 64 mg/L arasında önemli ölçüde artmıştır ($p < 0,05$). Avrupa kedi balığı avcılığı için diazinon'un 1, 24 ve 48 saat LC_{50} değerleri (% 95 güven sınırları ile) 14,597 mg/L, 12,487 mg/L ve 8,932 mg/L olarak hesaplanmıştır. Kontrol örneklerine kıyasla, diazinon'a akut maruziyet sonrasında balıkların, eritrosit, lökosit, hemoglobin, MCV, MCH ve MCHC değerlerinde anlamlı olarak azalma olduğu saptanmıştır ($p < 0,05$), (Köprücü, Köprücü, Ural, İspir and Pala, 2006).

Sucul organizmalarda etofenprox ile akut toksisite çalışmaları bazı standart türlerle sınırlıdır. Etofenprox için 48 saatlik LC_{50} değeri tropikal balık türlerinde 5 mg/L olarak saptanmıştır (Velisek et al., 2009).

Etofenprox için 96. saat LC_{50} değerleri, mavi solungaç gibi sucul omurgalılarda (*Lepomis macrochirus*) 13 mg/L, Gökkuşluğu alabalığında (*Oncorhynchus mykiss*) 2,7 mg/L, Nil tilapiasında (*Oreochromis niloticus*) 8,4 mg/L, Tilapia zilinde 5 mg/L ve Zebra balığında (*Danio rerio*) 0,079 mg/L olarak bulunmuştur (Benli et al., 2015).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Sazan balıklarının temini

Çalışmada kullanılan sazanlar (*Cyprinus carpio* L., 1758), T.C. Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı, Antalya Akdeniz Su Ürünleri Araştırma, Üretim ve Eğitim Enstitüsü'nden temin edilmiştir. Deney düzeneğinde kullanılan 90 adet erkek ve dişi sazan balıklarının ortalama ağırlıkları $54,85 \pm 10,05$ g ve uzunlukları ise $14,75 \pm 0,45$ cm'dir.

3.1.2. Deney akvaryumları

Deneyler, her birinde yaklaşık 30 balık bulunan 100 L klordan arındırılmış musluk suyu içeren 3 akvaryumda sabit koşullar altında yürütülmüştür. Deneyler yaz döneminde gerçekleştirildiği için akvaryumlarda ısıtma kullanılmamıştır. Akvaryumlarda çözünmüş oksijen değeri $5.8 \pm 0,10$ mg/L olarak ölçülmüştür.

3.1.3. Pestisit materyali

Deneyde halk sağlığı ve tarımsal uygulamalarda çok miktarda ve yoğun şekilde kullanılan ve özellikle canlı organizmaların sinir sisteminde sodyum kanallarının bozulmasına sebep olan sentetik piretroit grubundan etofenprox (2-(4-etoksifenil)2-metilpropil 3-fenoksibenzileter, CAS No: 80 844-07-1) kullanılmıştır.

3.1.4. Pestisit çözeltilerinin hazırlanması

Katı haldeki madde tartılarak; volumetrik cam balon jodede belirli hacimlerde DMSO ile tamamlanarak stok çözeltileri ve stok çözeltilerinin belirli hacimlerinin cam kaplarda DMSO ile seyreltilmesi ile de diğer uygulama dozları hazırlanmıştır. Tüm çözeltiler kullanılabildiği kadar $+4^{\circ}\text{C}$ 'de muhafaza edilmiştir. Kullanım esnasında hazırlanan çözeltiler ortam sıcaklığına getirildikten sonra otomatik pipetler yardımıyla akvaryumlara dozlama işlemi gerçekleştirilmiştir.

3.1.5. Su materyali

Deneyde öncelikle en az 48 saat dinlendirilmiş ve daha sonra havalandırılarak kloru alınmış şebeke suyu kullanılmıştır. Suyu ilişkin parametrelerin analizinde Gazi Üniversitesi Eğitim Fakültesi Biyoloji Eğitimi Anabilim Dalı Biyokimya ve Çevre Toksikolojisi Laboratuvarı'ndan yararlanılmıştır.

3.1.6. Deney ortamı ve adaptasyon süresi

Sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758) balıkları Akdeniz Su Ürünleri Araştırma, Üretim Ve Eğitim Enstitüsü'nden alınıp taşıma torbalarında ve uygun şartlarda deney ortamına getirilmiştir. Deneylere başlamadan önce, balıklar 23 ± 1 °C'de klordan arındırılmış ve dinlendirilmiş musluk suyunda iki hafta süreyle laboratuvarda bulunan akvaryumlarda adaptasyon süresine tabi tutulmuşlardır. Vücut ağırlıklarının % 2'si oranında günlük olarak ticari alabalık yemi (% 45 ham protein) ile beslenmişlerdir. Akvaryumların günlük olarak temizlikleri yapılmış, metabolizma ve besin artıklarının uzaklaştırılması için sifonlama yöntemi kullanılmıştır. Akvaryumlarda kullanılan suya ait pH, iletkenlik, suda çözülmüş oksijen gibi parametreler iki günde bir ölçülmüştür (APHA, 1995). Adaptasyon süresi boyunca akvaryumlarda bulunan suların kalitesine ilişkin parametreler Çizelge 3.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.1. Deney öncesi hazırlık sürecinde akvaryumdaki su kalitesi parametreleri

Su kalite parametresi	Ölçüm değeri
pH	7,66-7,68
Çözülmüş oksijen (O_2) (mg/L)	5,8±0,10
Sıcaklık (°C)	23±1
Elektriksel iletkenlik (EC) (μ S/cm)	212,8-246,2

3.2. Yöntem

3.2.1. Deney yöntemi

Deneyle, her birinde yaklaşık 30 sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758) bulunan 100 L klordan arındırılmış musluk suyu içeren akvaryumlarda sabit koşullar altında yürütülmüştür. Balıklar deneyden 48 saat öncesinden itibaren ve deneyler boyunca beslenmemiştir.

Balıklarda etofenproxun bazı plazma biyokimyasal parametrelerine etkilerini araştırmak amacıyla iki farklı subletal konsantrasyon olarak 96 LC₅₀ değerinin 1/ 10 ve 1/100 değerleri (50 µg/L ve 5 µg/L) belirlenmiştir. 96 saatlik maruziyet süresinden sonra kan örnekleri, buz anestezisi altında kalpten punksiyonla tek kullanımlık enjektörlere alınmıştır. Balıkların kan pıhtılaşması çok hızlı olduğundan dolayı kan pıhtılaşmasını yavaşlatmak için heparin kullanılmıştır. Bu amaçla sol taraf üzerine yatırılan balığın solungaç kapağı kaldırıldıktan sonra kleitrum kemiğinin oluşturduğu pektoral kemerin hemen önünden alt üçte bir mesafeden enjektör ile 40-45 derecelik bir açı yapacak şekilde kalbe girilerek kan çekilmiştir. Balıktan kan alımının yaratacağı stresi en aza indirmek amacıyla işlemin 40-50 saniyeyi geçmemesine dikkat edilmiş ve ilk punksiyonla kan alınamayan balık bırakılmıştır. Kan örnekleri deney sonunda bir kez alınmıştır. Kan örnekleri soğutmalı santrifüj (Hettich R-220) kullanılarak plazmaları ayrılmış ve analizler yapılabana kadar -80 °C de muhafaza edilmiştir.

Plazma biyokimyasal analizleri, Roche P800 Modül ve kitleri kullanılarak; glukoz (mg/dL), toplam protein (g/dL), kolesterol (mg/dL), trigliserit (mg/dL), sodyum (meq/L), potasyum (meq/L), kalsiyum (mg/dL), klorür (meq/L), fosfor (mg/dL), AST (SGOT; U/L) ve ALT (SGPT:U/L) testleri yapılmıştır.

3.2.2. Deney sonuçlarının değerlendirilmesi

Deney sonuçları non parametrik istatistik yöntemiyle Kruskal Wallis testi yapılabarak değerlendirilmiştir.



4. BULGULAR

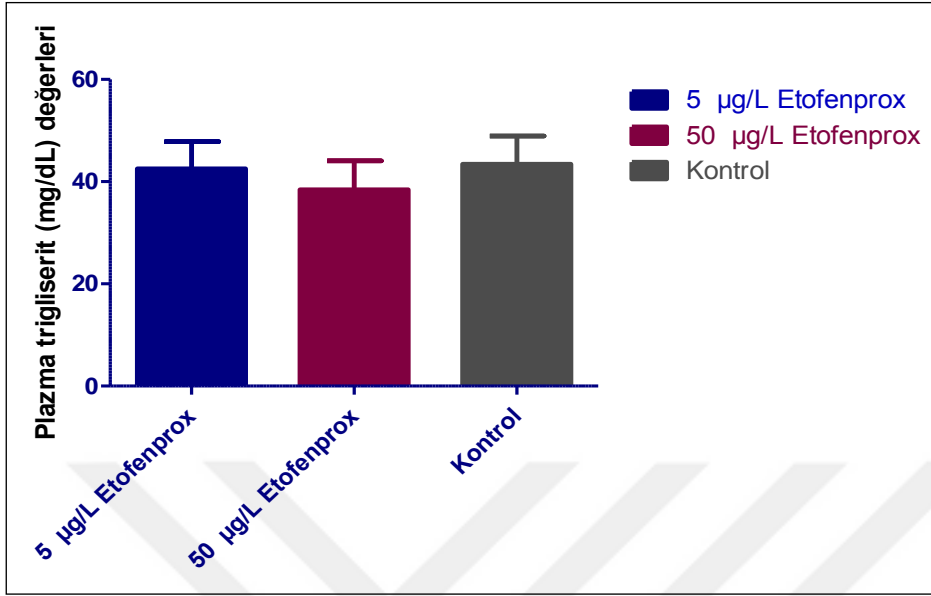
4.1. 96 Saatlik Etofenproxun Sazan Balıklarındaki Bazı Kan Parametrelerine Etkisi

Bu çalışmada sucul ekosistemin indikatör organizması olan balıklara yüksek toksisite gösterdiği bilinen etofenprox kullanılmıştır. Laboratuvar şartlarında sazan balıkları 2 hafta adaptasyon süresinin sonunda 5 µg/L düşük ve 50 µg/L yüksek konsantrasyonda teknik saflıkta etofenprox'a 96 saat boyunca maruz bırakılmış ve 96. saatin sonunda kan örnekleri alınarak analiz edilip değerlendirilmiştir.

Etofenprox'a 5 µg/L düşük ve 50 µg/L yüksek konsantrasyonlarda 96 saat maruz kalan sazan balıklarında kontrol grubuna kıyasla morfolojik olarak herhangi bir farklılık gözlenmemiştir.

Davranışsal değişiklik açısından ise yüksek doz etofenprox'a maruz kalan balıkların düşük doz gruptan farklı olarak grup halinde ve daha hızlı hareket ettikleri gözlenmiştir.

4.1.1. Plazma trigliserit bulguları



Şekil 4.1. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma trigliserit bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma trigliserit (mg/dL) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.1). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma trigliserit değerleri sırasıyla 42,500 ± 5,350 mg/dL ve 38,400 ± 5,680 mg/dL olarak bulunmuştur (Çizelge 4.1). Bu değerler ile kontrol grubunun plazma trigliserit ortalamasıyla (43,400 ± 5,520 mg/dL) kıyaslandığında, istatistiksel olarak önemli bir fark olmadığı tespit edilmiştir ($P>0,05$).

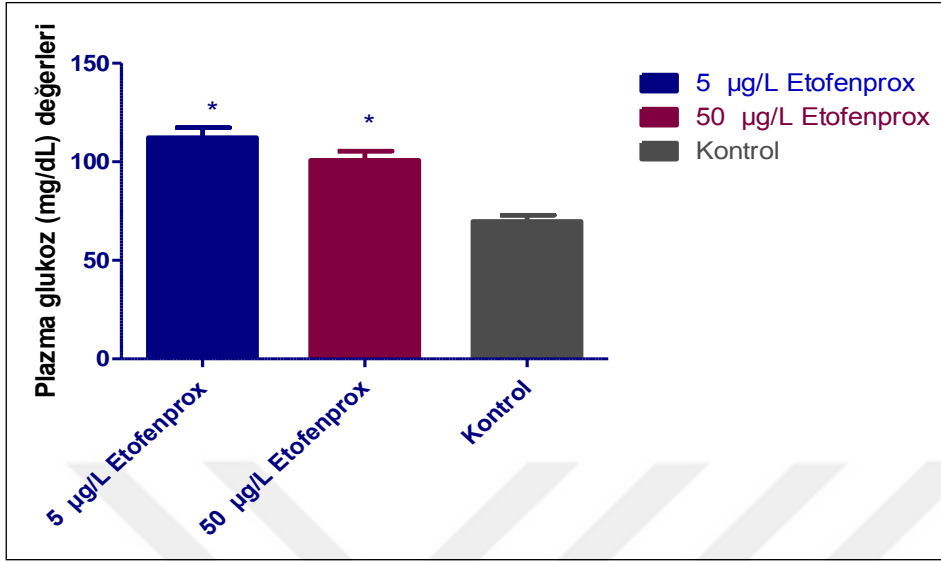
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma trigliserit değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır ($P>0,05$).

Çizelge 4.1. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma trigliserit değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma Trigliserit (mg/dL)	42,500 ± 5,350	38,400 ± 5,680	43,400 ± 5,520

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * $P< 0.05$

4.1.2. Plazma glukoz bulguları



Şekil 4.2. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma glukoz bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma glukoz (mg/dL) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.2). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma glukoz değerleri sırasıyla 112,330 ± 4,950 mg/dL ve 100,830 ± 4,630 mg/dL olarak bulunmuştur (Çizelge 4.2). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla (69,830 ± 3,130 mg/dL) kıyaslandığında, istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($P < 0,05$).

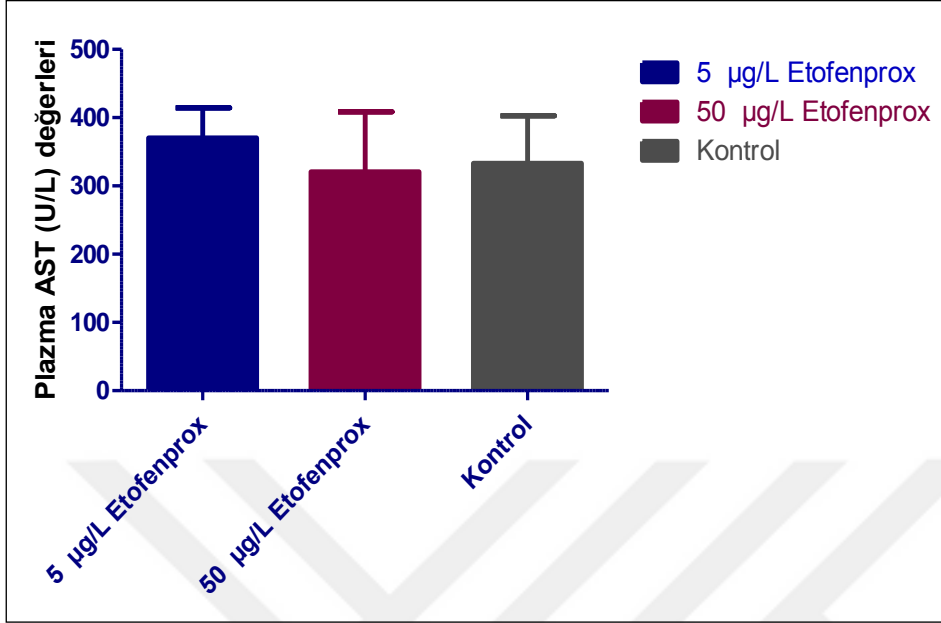
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma glukoz değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır ($P > 0,05$).

Çizelge 4.2. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma glukoz değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma Glukoz (mg/dL)	112,330 ± 4,950	100,830 ± 4,630	69,830 ± 3,130

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * $P < 0.05$.

4.1.3. Plazma AST bulguları



Şekil 4.3. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma AST bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma AST (U/L) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.3). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma AST değerleri sırasıyla 370,330 ± 43,940 U/L ve 320,800 ± 87,710 U/L olarak bulunmuştur (Çizelge 4.3). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla (333,000 ± 69,890 U/L) kıyaslandığında, istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (P<0,05).

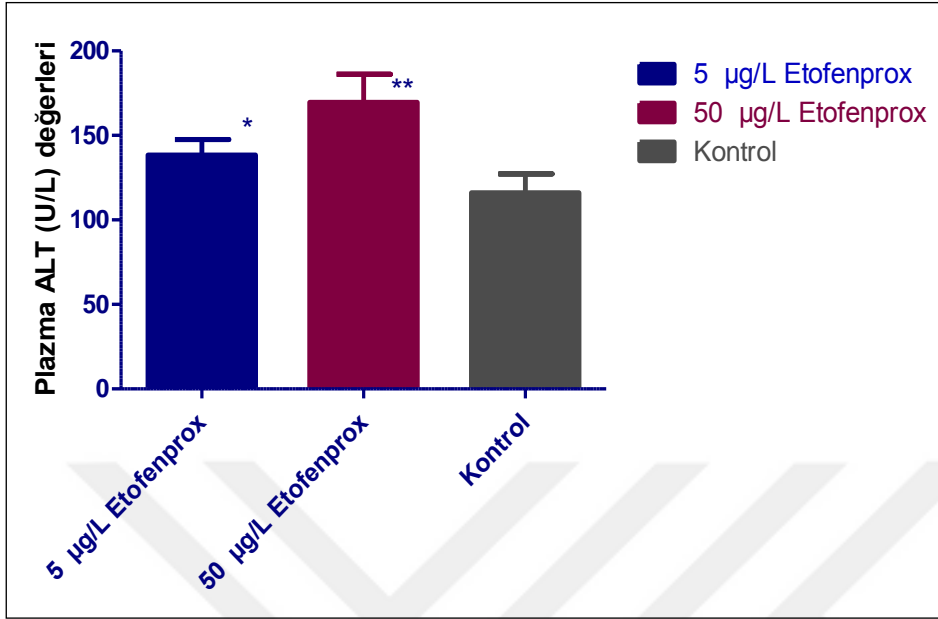
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma AST değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmuştur (P<0,05).

Çizelge 4.3. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma AST değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma AST (U/L)	370,330 ± 43,940	320,800 ± 87,710	333,000 ± 69,890

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * P< 0.05.

4.1.4. Plazma ALT bulguları



Şekil 4.4. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma ALT bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma ALT (U/L) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.4). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma ALT değerleri sırasıyla $138,400 \pm 9,230$ U/L ve $169,600 \pm 16,710$ U/L olarak bulunmuştur (Çizelge 4.4). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla ($116,000 \pm 11,220$ U/L) kıyaslandığında, istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur ($P < 0,05$).

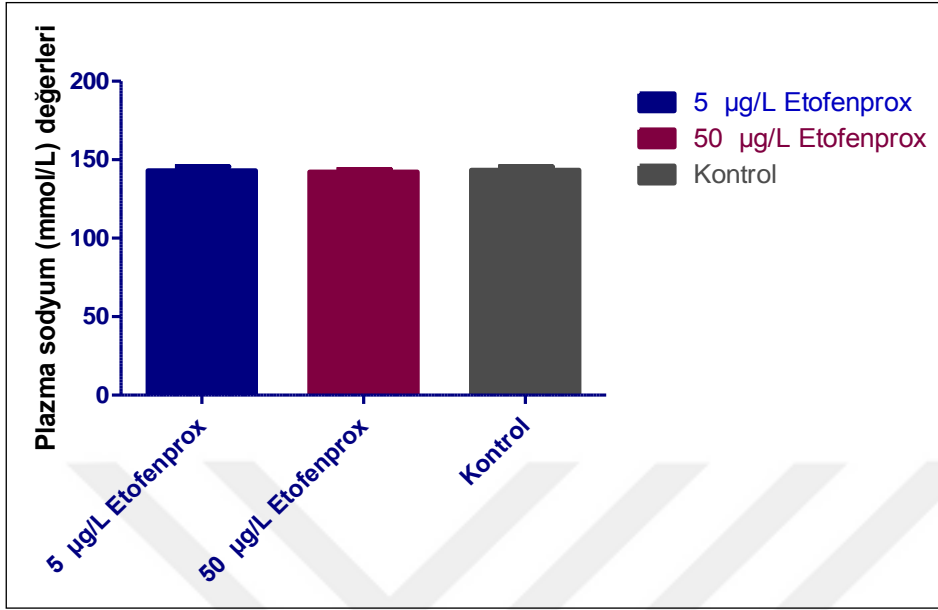
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma ALT değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır ($P > 0,05$).

Çizelge 4.4. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma ALT değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma ALT (U/L)	$138,400 \pm 9,230$	$169,600 \pm 16,710$	$116,000 \pm 11,220$

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * $P < 0,05$.

4.1.5. Plazma sodyum bulguları



Şekil 4.5. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma sodyum bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma sodyum (mmol/L) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.5). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma sodyum değerleri sırasıyla 143,000 ± 2,520 mmol/L ve 142,250 ± 1,490 mmol/L olarak bulunmuştur (Çizelge 4.5). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla (143,370 ± 2,190 mmol/L) kıyaslandığında, istatistiksel olarak önemli bir fark olmadığı tespit edilmiştir ($P > 0,05$).

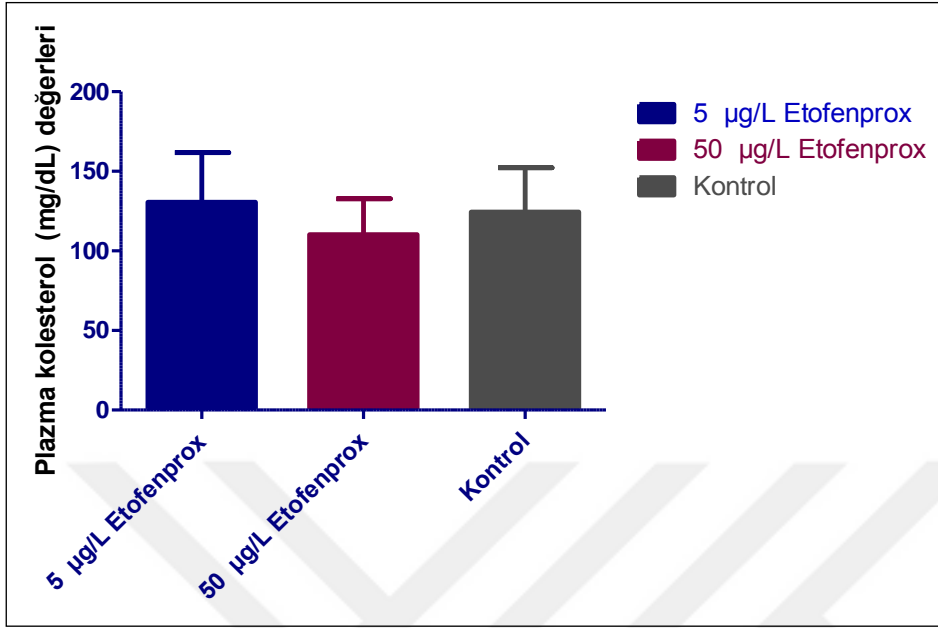
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma sodyum değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır ($P > 0,05$).

Çizelge 4.5. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma sodyum değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma Sodyum (mmol/L)	143,000 ± 2,520	142,250 ± 1,490	143,370 ± 2,190

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * $P < 0,05$.

4.1.6. Plazma kolesterol bulguları



Şekil 4.6. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma kolesterol bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma kolesterol (mg/dL) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.6). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma kolesterol değerleri sırasıyla 130,500 ± 31,210 mg/dL ve 110,200 ± 22,470 mg/dL olarak bulunmuştur (Çizelge 4.6). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla (124,400 ± 27,850 mg/dL) kıyaslandığında, istatistiksel olarak önemli bir fark olmadığı tespit edilmiştir ($P > 0,05$).

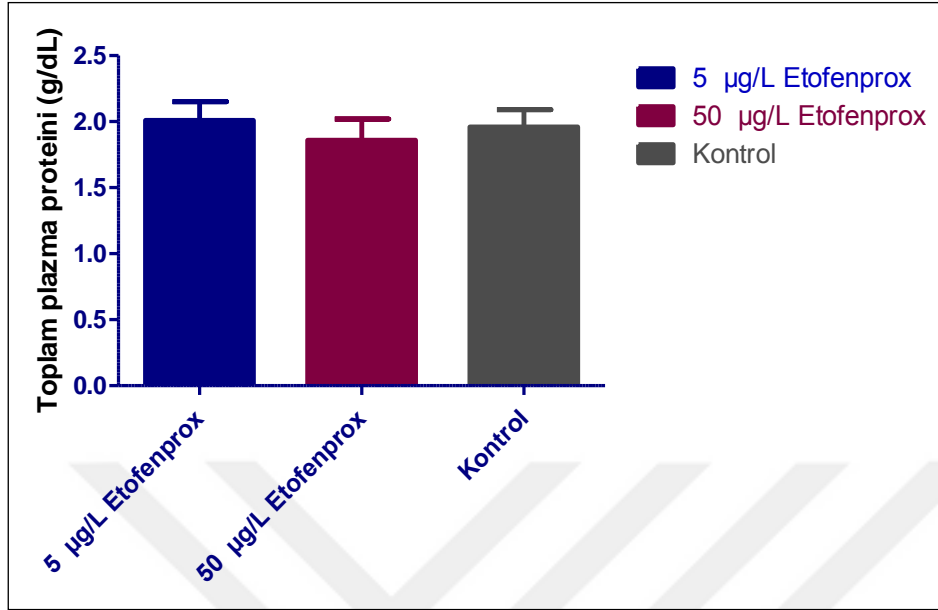
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma kolesterol değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır ($P > 0,05$).

Çizelge 4.6. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma kolesterol değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma Kolesterol (mg/dL)	130,500 ± 31,210	110,200 ± 22,470	124,400 ± 27,850

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * $P < 0.05$.

4.1.7. Plazma toplam proteini bulguları



Şekil 4.7. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma toplam proteini bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma toplam proteini (g/dL) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.7). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma toplam proteini değerleri sırasıyla 2,010 ± 0,140 g/dL ve 1,860 ± 0,160 g/dL olarak bulunmuştur (Çizelge 4.7). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla (1,960 ± 0,130 g/dL) kıyaslandığında, istatistiksel olarak önemli bir fark olmadığı tespit edilmiştir ($P > 0,05$).

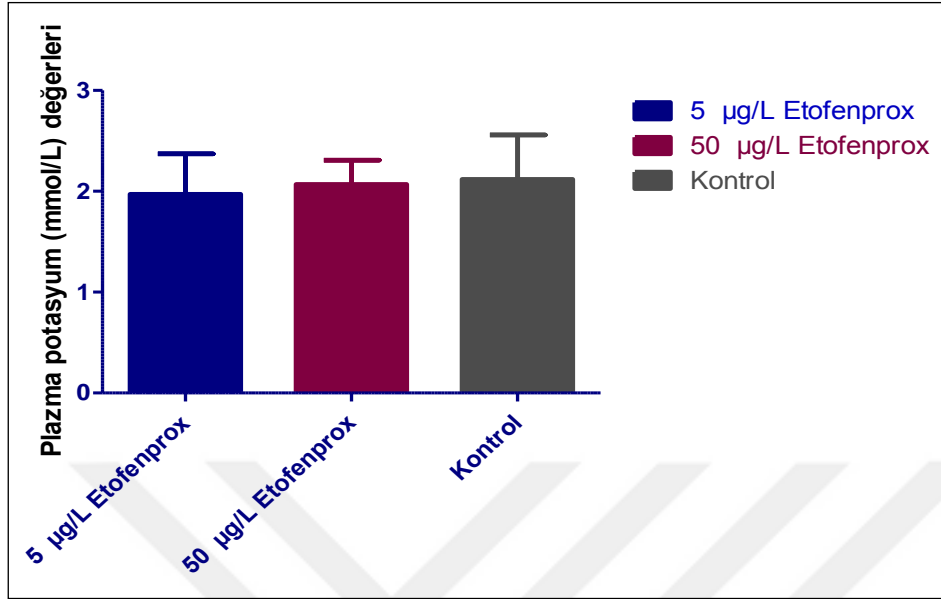
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma toplam proteini değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır ($P > 0,05$).

Çizelge 4.7. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma toplam proteini değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Toplam Plazma Proteini (g/dL)	2,010 ± 0,140	1,860 ± 0,160	1,960 ± 0,130

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * $P < 0,05$.

4.1.8. Plazma potasyum bulguları



Şekil 4.8. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma potasyum bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma potasyum (mmol/L) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.8). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma potasyum değerleri sırasıyla 1,970 ± 0,400 mmol/L ve 2,070 ± 0,240 mmol/L olarak bulunmuştur (Çizelge 4.8). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla (2,120 ± 0,440 mmol/L) kıyaslandığında, istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (P<0,05).

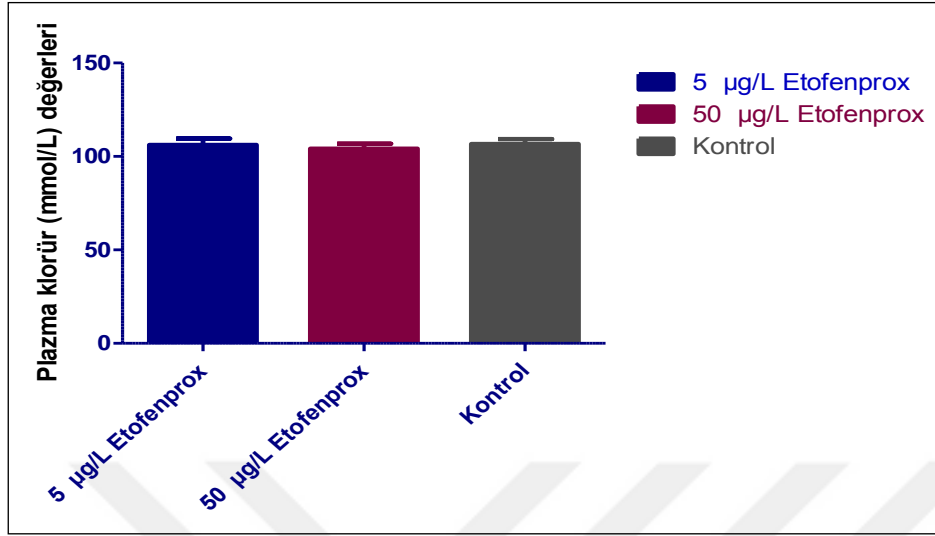
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma potasyum değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır (P>0,05).

Çizelge 4.8. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma potasyum değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma Potasyum (mmol/L)	1,970 ± 0,400	2,070 ± 0,240	2,120 ± 0,440

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * P< 0.05.

4.1.9. Plazma klorür bulguları



Şekil 4.9. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma klorür bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma klorür (mmol/L) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.9). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma klorür değerleri sırasıyla 106,140 ± 3,460 mmol/L ve 104,240 ± 2,610 mmol/L olarak bulunmuştur (Çizelge 4.9). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla (106,700 ± 2,590 mmol/L) kıyaslandığında, istatistiksel olarak önemli bir fark olmadığı tespit edilmiştir ($P>0,05$).

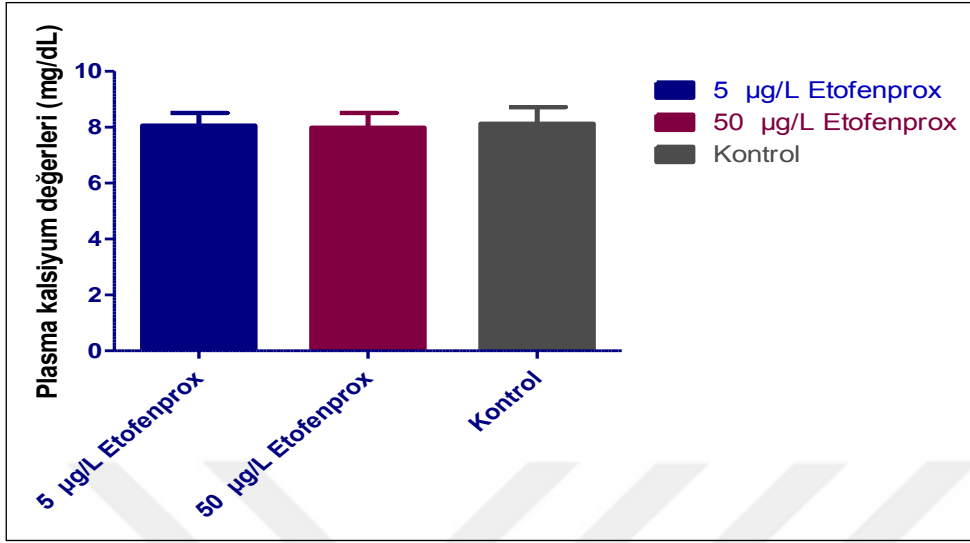
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma klorür değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır ($P>0,05$).

Çizelge 4.9. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma klorür değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma Klorür (mmol/L)	106,140 ± 3,460	104,240 ± 2,610	106,700 ± 2,590

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * $P<0.05$.

4.1.10. Plazma kalsiyum bulguları



Şekil 4.10. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma kalsiyum bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma kalsiyum (mg/dL) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.10). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma kalsiyum değerleri sırasıyla 8,060 ± 0,450 mg/dL ve 7,990 ± 0,520 mg/dL olarak bulunmuştur (Çizelge 4.10). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla (8,130 ± 0,590 mg/dL) kıyaslandığında, istatistiksel olarak önemli bir fark olmadığı tespit edilmiştir (P>0,05).

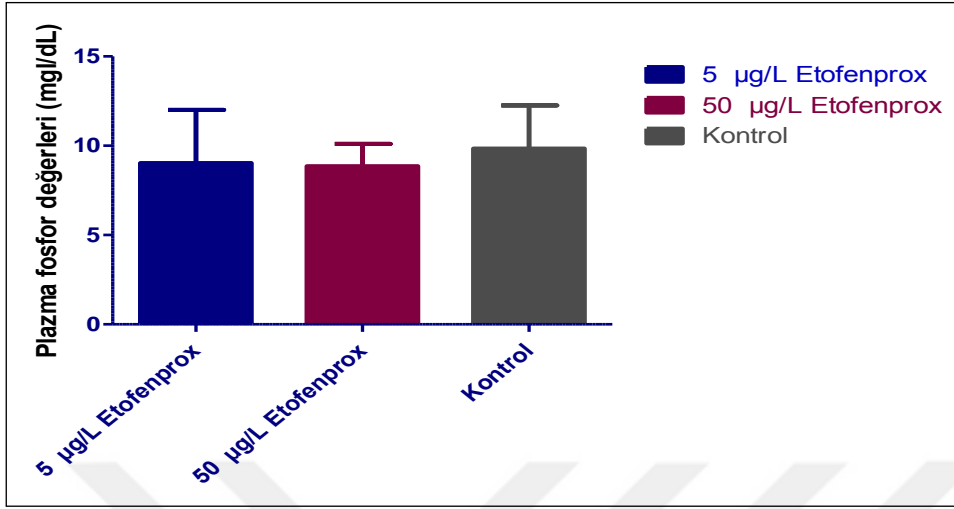
96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma kalsiyum değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır (P>0,05).

Çizelge 4.10. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma kalsiyum değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma Kalsiyum (mg/dL)	8,060 ± 0,450	7,990 ± 0,520	8,130 ± 0,590

Değerler ortalama ± standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * P< 0.05.

4.1.11. Plazma fosfor bulguları



Şekil 4.11. 96 saatlik etofenprox'a ilişkin plazma fosfor bulguları

96 saatin sonunda kontrol ve deney gruplarından kan alınarak ortalama plazma fosfor (mg/dL) değerleri elde edilmiştir (Şekil 4.11). 96. saat sonunda 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının plazma fosfor değerleri sırasıyla $9,030 \pm 2,970$ mg/dL ve $8,860 \pm 1,250$ mg/dL olarak bulunmuştur (Çizelge 4.11). Bu değerler kontrol grubunun ortalamasıyla ($9,842 \pm 2,410$ mg/dL) kıyaslandığında, istatistiksel olarak önemli bir fark olmadığı tespit edilmiştir ($P > 0.05$).

96 saat sonunda her iki konsantrasyonda etofenprox'a maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma fosfor değerlerinin arasında istatistik olarak bir fark bulunmamıştır ($P > 0,05$).

Çizelge 4.11. Kontrol ve deney gruplarındaki plazma fosfor değerleri

Parametre	Gruplar		
	Etofenprox (5 µg/L)	Etofenprox (50 µg/L)	Kontrol (C)
Plazma Fosfor (mg/dL)	$9,030 \pm 2,970$	$8,860 \pm 1,250$	$9,842 \pm 2,410$

Değerler ortalama \pm standard hata (SEM) olarak verilmiştir. Anlamlı farkları gösterir, * $P < 0.05$.

5. TARTIŞMA

Son yıllarda çevrede uzun süre kalıcı etkisi olan ve bazılarının kullanımı yasaklanan, DDT ve benzeri pestisitler yerine daha seçici, toksisitesi düşük sentetik piretroit ve neonikotinoit pestisitler halk sağlığı ve tarımsal amaçlarla kullanımda tercih edilmektedir. Hedef olan böceklere karşı toksisitelerinin yanında, insanların tükettiği balık örnekleri de dahil olmak üzere, bazı sucul organizmalara da toksik etki göstermektedir. Bazı toksik etkiler canlıların genetik yapısını bozabileceğinden hem popülasyonun üremesini olumsuz etkilemekte hem de ekolojik dengeyi bozabilmektedir. Düşük konsantrasyonlarda maruz kalınan su kirleticisi pestisitler dış yapıda belirgin bir bozukluğa neden olmazken biyokimyasal bazı parametrelerde bozulmalara sebep olmaktadır.

Doğal yüzey sularında tarımdan gelen noktasal olmayan kontaminasyon sonucu sucul canlılar insektisitlere maruz kalmakta; bunlarla beslenen ekosistemin ve dolayısıyla besin ağının diğer canlıları da, en üst kademede insanın tükettiği karnivor balıklara kadar, bu çevresel kirlilikten etkilenmektedir. İnsektisitlerin ve diğer pestisitlerin tarımsal alanlardan bunlara komşu akarsu, göl ve gölet gibi su kaynaklarına başlıca taşınma yolları yüzeysel akıntı, drenaj, yer altı suları, rüzgarla sürüklenme ve atmosferik taşınmadır. Bu kirlilik yükünün, kirliliğe maruz kalan canlılardaki toksik ve genotoksik etkileri, birden çok bileşiğin bir arada bulunması, biyoakümülyasyon ve sedimente bağlı kalarak uzun süre yıkılmadan kalmaları gibi faktörlerden dolayı, tek bileşiğin kontrollü deney koşullarında belirlenen olumsuz sağlık etkilerinden çok daha fazla risk oluşturabildiği bilinmektedir (Yndestad et al., 2009).

WHO ve CDC biyoyöntemlerinin kullanıldığı direnç testlerinde etofenprox'a karşı yüksek düzeyde direncin DDT'ye benzer şekilde hedef hassasiyetinin azalması olarak açıklanmıştır (Loft et al., 2008). Farklı canlılarda insektisitler arasında çapraz direnç bulunduğu gibi oksidatif mekanizmaya (cyp450) dayalı direnç de bildirilmiştir (Xu et al., 2004).

Etofenprox sindirim veya doğrudan temas yoluyla alındıktan sonra böceklerde sinir sistemine etki eden, geniş spektrumlu bir insektisittir. Tarım, bahçe bitkileri, bağcılık, ormancılık, hayvan sağlığı ve halk sağlığı uygulamalarında farklı canlılara karşı kullanılmaktadır. Bitki kökleri tarafından az miktarda emilir ve bitkide translokasyonu

düşüktür. Halk sağlığı uygulamalarında, sıtma ile savaşta yaygın olarak kullanılmaktadır, ayrıca direkt uygulama veya kumaşların empregnasyonu yolu ile de insanlara ulaşmaktadır (Atamanalp, 2000).

Bu çalışmada sazan balıkları etofenproxun subletal dozları olan 50 µg/L ve 5 µg/L konsantrasyonlarına 96 saat boyunca maruz bırakılmıştır. Maruziyeti takiben kan örnekleri buz anestezisi altında kardiyak ponksiyon ile heparin varlığında alınmıştır. Plazma glukoz (mg/dL), toplam proteini (g/dL), kolesterol (mg/dL), trigliserit (mg/dL), sodyum (meq/L), potasyum (meq/L), kalsiyum (mg/dL), klorür (meq/L), fosfor (mg/dL), ALT (SGPT; U/L) ve AST (SGOT; U/L) seviyeleri bir Roche P800 modülü ile ticari kitlerle belirlenmiştir. Her bir parametre kendi aralarında ve kontrol grubuyla kıyaslama yapılarak değerlendirilmiştir.

5.1 Sazan Balıklarında Bazı Kan Parametrelerine İlişkin Bulguların Değerlendirilmesi

5.1.1. Plazma trigliserit değerleri

Trigliseritlerin öncelikli işlevinin, depolama ve hücrel enerjiyi sağlamak olduğu ve beslenme durumunun bir belirteci olarak kullanıldığı ifade edilmektedir (Yang and Chen, 2003). Bu çalışmada, kontrol grubu ile 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarının ortalama plazma trigliserit değerleri, 23 °C'de deney başlangıcından 96 saat sonra yapılan ölçümlerde, konsantrasyonlar arası plazma trigliserit değerleri arasındaki fark ve kontrol grubu arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır.

Etofenprox'a ait bir trigliserit düzeyi bulgusu literatürde yer almamaktadır. Ancak farklı bir pestisit (proprox) için yine sazanlarla yapılmış bir çalışma mevcuttur. Gül vd., (2012) sazan balıklarında (*Cyprinus carpio*) propoxurun 5 mg/L'lik konsantrasyonunda 96 saat maruziyet sonunda kontrol ve deney grubu arasında trigliserit düzeylerinde yükselmeler gösterdiğini (p <0.01) tespit etmişlerdir. Fakat bu fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır (p<0.05).

Gerçekleştirdiğimiz tez çalışmasında, en yüksek konsantrasyon seviyesi olarak 50 µg/L seviyesi kullanılmışken, Gül vd.'nin çalışmasında ise, 5 mg/L konsantrasyonu uygulanmıştır. Çalışmamızda, trigliserit düzeyinde değişiklik meydana getirmek için yeterli bir konsantrasyon seviyesine ulaşılmadığı değerlendirilebilir, ancak bu konuda karşılaştırma yapmak için yeterli veri bulunmamaktadır, ileriki çalışmalarda, etofenprox konsantrasyonlarının artırılarak denemelerin yapılması önerilebilir.

5.1.2. Plazma glukoz değerleri

Glukoz, omurgalı canlıların karaciğer ve kas dokularında glikojen formda depo edilen yüksek enerjili bir bileşiktir. Bu sebeple toksik maddelerin sucul organizmalara etkisinin belirlenmesinde önemlidir. Özellikle organizmadaki biyokimyasal parametrelerde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi, sucul ekosistemdeki kirlilik seviyesini göstermesi açısından önemlidir (Uçar ve Atamanalp, 2010).

Bu çalışmada, 23 °C'de deney başlangıcından itibaren, 96 saat boyunca 0 µg/L (kontrol grubu), 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarında, ortalama plazma glukoz değerlerinin arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmazken, kontrol grubu ile aralarındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmuştur ($p < 0.05$).

Yapılan literatür taraması ışığında, sazan balıklarında etofenproxun intoksikasyonu sonucu plazma glukoz değişimine ilişkin çalışmaya rastlanmamıştır. Ancak, bu çalışmadan elde edilen bulgulara benzer olarak Atamanalp vd. (2010), 15 gün süresince 3 farklı muamelede, letal dozun ($LC_{50} = 8,2 \times 10^{-3}$ mg/L) $1/2$ 'si (1. grup), $1/4$ 'ü (2. grup) ve $1/8$ 'i (3. grup) seviyesindeki cypermethrine maruz kalan gökkuşacağı alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*), kandaki glukoz seviyeleri açısından, en düşük ve orta dozların uygulandığı gruplarda kontrol grubuna göre anlamlı bir artış olduğu, en yüksek dozun uygulandığı grubun ise kontrol grubundan daha düşük değer verdiğini bildirmişlerdir. Yani verilen sentetik piretroitin belli bir dozuna kadar glukoz seviyesinde artış görülmüş, letal dozun yarısı uygulandığında ise glukoz seviyesinin düştüğü saptanmıştır.

Başka bir çalışmada Banaee et al. (2008) sazan balıklarının (*Cyprinus carpio*) organofosforlu pestisitlerden diazinonun 60 ve 120 µg/L'lik konsantrasyonlarına, 10, 20 ve 30 günlük maruziyetleri sonunda kontrol ve deney grubu arasındaki plazma glukozunun

anlamli olarak yuiksek ($p < 0,05$) olduğunu bildirmişlerdir.

5.1.3. Plazma AST değerleri

Bu alışmada 23 °C’de deney başlangıcından 96 saat sonra kontrol grubu ile, 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarında konsantrasyonlar arası, ortalama plazma AST değerleri arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmuş, kontrol grubu ile arasındaki fark da istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p < 0,05$).

Elde edilen bulgulardan farklı olarak, Luskova et al. (2002), 2 yıllık sazan balıklarında (*Cyprinus carpio*) organofosforlu pestisitlerden diazinonun (Basudin 600 EW) LC₅₀ konsantrasyonunda 96 saatlik maruziyet süresi sonunda, kontrol ve deney grubu arasında, plazma AST değerinde anlamlı bir fark bulunmadığını tespit etmişlerdir.

5.1.4. Plazma ALT değerleri

Bu alışmada 23 °C’de deney başlangıcından 96 saat sonra kontrol ile, 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarında konsantrasyonlar arası plazma ALT değerleri arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmazken, kontrol grubu arasındaki fark istatistik olarak önemli bulunmuştur ($p < 0,05$).

Elde edilen verilerden farklı olarak, Luskova et al. (2002), 2 yıllık sazan balıklarında (*Cyprinus carpio*) organofosforlu pestisitlerden diazinonun (Basudin 600 EW) LC₅₀ konsantrasyonunda 96 saatlik maruziyet süresi sonunda kontrol ve deney grubu arasındaki plazma ALT değerinde anlamlı bir fark bulunmadığını tespit etmişlerdir.

5.1.5. Plazma elektrolit değerleri

Organizmada plazmanın ozmotik basıncını dengelenmesi ve iyon homeostasisi için Na, Ca, K, Cl ve P gibi elektrolitler gereklidir. Plazmada bulunan elektrolitler, kirleticilerle ozmoregölasyonda oluşan değişiklikleri tespit etmede önemli bir parametredir. Balıklarda kan plazmasında bulunan Na, Ca, K, Cl ve P elektrolitlerinin ölçülmesiyle ozmoregölasyon değişiklikleri saptanmaktadır.

Çelik (2006), ekstraselüler sıvının temel inorganik anyonu olan Cl'nin, asit-baz dengesinin devamlılığında önemli olduğunu Cl ve Na'nın vücut sıvısının osmolaritesini dengelediğini bildirmiştir. Önemli bir kation olan Na'nın, vücut sıvısının dağılımı, kanın asit-baz dengesi ve sinir ve kas fonksiyonları ve kan pH'sının korunmasında önemli görevi olduğunu, alabalıklar için Na serum değerlerinin ise 138,7-158,3 mmol/l aralığında değiştiğini tespit etmiştir.

Plazma kalsiyum değerleri

Bu çalışmada, kontrol grubu ile, 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarının 23 °C'de deney başlangıcından 96 saat sonra yapılan ölçümlerde, konsantrasyonlar arası plazma kalsiyum değerleri arasındaki fark ve kontrol grubu arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır.

Atamanalp et al. (2002), sentetik piretroitlerden cypermethrin için, gökkuşağı alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) 15 gün süresince 3 farklı muamelede letal dozun ($LC_{50} = 8,2 \times 10^{-3}$ mg/L) $1/2$ 'si (1. grup), $1/4$ 'ü (2. grup) ve $1/8$ 'i (3. grup) seviyesinde cypermethrine maruz kalan kandaki kalsiyum değerlerinde azalma tespit etmişlerdir.

Gerçekleştirdiğimiz tez çalışmasında, en yüksek konsantrasyon seviyesi olarak (50 µg/L) letal dozun $1/10$ 'u uygulanmışken, Atamanalp et al. (2002) tarafından yapılan çalışmada ise, letal dozun ($LC_{50} = 8,2 \times 10^{-3}$ mg/L) $1/2$ 'si (1. grup), $1/4$ 'ü (2. grup) ve $1/8$ 'i (3. grup) seviyesinde uygulanmıştır. Çalışmamızda, kalsiyum düzeyinde değişiklik meydana getirmek için yeterli bir konsantrasyon seviyesine ulaşılmadığı değerlendirilebilir, ancak bu konuda karşılaştırma yapmak için yeterli veri bulunmamaktadır, ileriki çalışmalarda, etofenprox konsantrasyonlarının arttırılarak denemelerin yapılması önerilebilir.

Plazma klorür değerleri

Bu çalışmada, kontrol ile, 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarının 23 °C'de deney başlangıcından 96 saat sonra yapılan ölçümlerde, konsantrasyonlar arası plazma klorür değerleri arasındaki fark ve kontrol grubu arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır.

Benzer şekilde, Gül vd. (2012), sazan balıklarında (*Cyprinus carpio*) propoxurun 5 mg/L'lik konsantrasyonunda 96 saat maruziyet sonunda kontrol ve deney grubu arasında klorür düzeylerinde yükselmeler gösterdiğini ($p < 0.01$) tespit etmişlerdir. Fakat bu fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır ($p < 0.05$).

Plazma potasyum değerleri

Bu çalışmada 23 °C'de deney başlangıcından 96 saat sonra kontrol ile, 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarında konsantrasyonlar arası plazma potasyum değerleri arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmazken, kontrol grubu arasındaki fark istatistik olarak önemli bulunmuştur ($p < 0.05$).

Benzer olarak, Suvetha et al. (2010) tarafından, sentetik piretroitlerden cypermetrin'in sazan balıklarında (*Cyprinus carpio*) (24 saat LC₅₀ değeri 1,86 ppm) 35 gün boyunca 0,186 ppm cypermetrin'e maruz kalan potasyum seviyesindeki farkın istatistiki olarak önemli olduğu bulunmuştur.

Plazma sodyum değerleri

Bu çalışmada, kontrol ile 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarının 23 °C'de deney başlangıcından 96 saat sonra yapılan ölçümlerde, konsantrasyonlar arası plazma sodyum değerleri arasındaki fark ve kontrol grubu arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır.

Verilerimize benzer olarak Atamanalp et al. (2002) sentetik piretroitlerden cypermethrin'in gökkuşuğu alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) 15 gün süresince 3 farklı muamelede letal dozun (LC₅₀ = $8,2 \times 10^{-3}$ mg/L) $\frac{1}{2}$ 'si (1. grup), $\frac{1}{4}$ 'ü (2. grup) ve $\frac{1}{8}$ 'i (3. grup) cypermethrine maruz kalan kandaki sodyum değerlerinde 2. ve 3. grupların kontrol grubuna göre anlamlı bir farkı bulunmadığını tespit etmişlerdir.

5.1.6. Plazma kolesterol değerleri

Kolesterol; gelişme, eşeyssel olgunluğa ulaşma ve üreme için temel olup, safra asitleriyle, östrojen gibi birçok steroid hormonun öncü maddesidir.

Bu çalışmada, kontrol grubu ile, 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarının 23 °C'de deney başlangıcından 96 saat sonra yapılan ölçümlerde, konsantrasyonlar arası plazma kolesterol değerleri arasındaki fark ve kontrol grubu arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır.

Bulgularımızın literatürdeki benzer bir çalışma ile uyum arz ettiği görülmüştür. Atamanalp vd. (2010), 15 gün süresince gökkuşağı alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) 3 farklı muamelede letal dozun ($LC_{50} = 8,2 \times 10^{-3} \text{ mg/L}$) $1/2$ 'si (1. grup), $1/4$ 'ü (2. grup) ve $1/8$ 'i (3. grup) seviyesinde cypermethrine maruz kalan kandaki kolesterol değerlerinde gerek grupların kendi aralarında ve gerekse gruplarla kontrol değerleri arasındaki farkların istatistiki olarak önem taşımadığını tespit etmişlerdir.

5.1.7. Plazma toplam proteini değerleri

Bu çalışmada, kontrol grubu ile, 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarının 96 saat sonra yapılan ölçümlerde, ortalama plazma toplam proteini değerleri arasındaki farklar değerlendirildiğinde, düşük ve yüksek doz konsantrasyonlarının arasındaki, ve kontrol grubu ile aralarındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır.

Çalışmamızda elde edilen bulgulara benzer olarak, Banaee et al., (2008) sazan balıklarında (*Cyprinus carpio*) organofosforlu pestisitlerden diazinonun 60 ve 120 µg/L'lik konsantrasyonlarında 10, 20 ve 30 günlük maruziyet sonunda kontrol ve deney grubu arasındaki plazma toplam proteini değerinde anlamlı bir fark bulunmadığını tespit etmişlerdir.

5.1.8. Plazma fosfor değerleri

Bu çalışmada, kontrol grubu ile, 5 µg/L ve 50 µg/L etofenprox konsantrasyonlarına maruz kalan sazan balıklarının 23 °C'de deney başlangıcından 96 saat sonra yapılan ölçümlerde, konsantrasyonlar arası plazma fosfor değerleri arasındaki fark ve kontrol grubu arasındaki fark istatistiki olarak önemli bulunmamıştır.

Atamanalp et al. (2002) sentetik piretroitlerden cypermethrin'in gökkuşuğu alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) 15 gün süresince 3 farklı muamelede letal dozun ($LC_{50} = 8,2 \times 10^{-3}$ mg/L) $1/2$ 'si (1. grup), $1/4$ 'ü (2. grup) ve $1/8$ 'i (3. grup) seviyesinde cypermethrine maruz kalan kandaki fosfor değerlerinde azalma tespit etmişlerdir.

Gerçekleştirdiğimiz tez çalışmasında, en yüksek konsantrasyon seviyesi olarak (50 µg/L) letal dozun $1/10$ 'u uygulanmışken, Atamanalp et al. (2002) tarafından yapılan çalışmada ise, letal dozun ($LC_{50} = 8,2 \times 10^{-3}$ mg/L) $1/2$ 'si (1. grup), $1/4$ 'ü (2. grup) ve $1/8$ 'i (3. grup) seviyesinde uygulanmıştır. Çalışmamızda, fosfor düzeyinde değişiklik meydana getirmek için yeterli bir konsantrasyon seviyesine ulaşılmadığı değerlendirilebilir, ancak bu konuda karşılaştırma yapmak için yeterli veri bulunmamaktadır, ileriki çalışmalarda, etofenprox konsantrasyonlarının artırılarak denemelerin yapılması önerilebilir.

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Tarımsal faaliyetlerde kullanılan kimyasallar her geçen yıl hızla artmaktadır. Bu kimyasalların ekosistemlere ve canlılara doğrudan veya dolaylı yıkıcı etkileri olmaktadır. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar; etofenproxun sazan balıklarında kan parametreleri üzerinde yapmış olduğu etkiler göz önünde bulundurulduğunda, bu pestisitlin dünyadaki kullanımının yaygınlığına, kullanım alanının çeşitliliğine ve çok kullanılıyor olmasına da bağlı olarak tüm canlılar üzerinde potansiyel bir tehlikeye yol açtığını düşündürmektedir. Sucul organizmalarda yaratacak olduğu potansiyel tehlikeye daha fazla önem verilmeli ve daha detaylı çalışmalarla sucul organizmalarda özellikle de balıklardaki kan parametreleri üzerine olan etkileri açığa çıkarılmalı ve canlılardaki biyokimyasal etkisi de daha detaylı incelenmelidir. Ayrıca sazan balığının kan parametrelerindeki değişimin pestisitlere karşı verdiği tepkilerin belirlenmesi ile faydalı bir biyomarkır olabileceği belirlenmiş, bundan sonra yapılacak çalışmalarla da desteklenmesi gerektiği değerlendirilmiştir. Her grup pestisitte buna benzer çalışmalar ekonomik önemi olan diğer balık türlerinde de yapılmalıdır. Laboratuvarda yaptığımız çalışmalara ilave olarak benzer çalışmaları doğal ortamlarda yapmanın yolunun araştırılması ve tarımsal kirliliğin olduğu yerlerdeki su kaynaklarında balık başta olmak üzere tüm su canlılarının pestisitlerle olan etkileşimlerinin ortaya konulması gerekmektedir. Tarım sektöründe çalışanlar, zararlılarla mücadelede kimyasal mücadeleyi son çare olarak düşünmeli öncelikle biyolojik ve kültürel metotlardan faydalanmalıdır. Çiftçiler bu konularda bilinçlendirilmeli, gerektiğinde çevreye daha az zararlı pestisitlere yönlendirilmelidir. Eğer bu tip kimyasallar kullanılacaksa, kullanıcıların ilaçlama sırasında arazilerdeki yağmur, rüzgar vs. gibi etkenleri de düşünerek ilaçlama yapmaları, ilaçlamada kullanılan alet ve ekipmanları su kaynaklarında yıkamaları ve boş ilaç kutularının su kaynaklarına atılmaması hususunda, gerekli özeni göstermeleri gerekmektedir.



KAYNAKLAR

- Adham, K. G., Ibrahim, H. M., Hamed, S. S. and Ramadan, A. S. (2002). Blood chemistry of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757) under the impact of water pollution. *Aquatic Ecology*, 36, 549-557.
- Ağırbaşı, N. (2016). *Çevresel Kirletici Etofenproxun Zebra Balıklarında (Danio rerio) Genotoksik ve Histopatolojik Etkilerinin Belirlenmesi*. Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 32-33.
- Akbulut, C., Kaymak, G., Esmer, H. E., Yön, N. E. ve Kayhan, F. E. (2014). Balıklarda Ağır Metal ve Pestisitler Tarafından İndüklenen Oksidatif Stres Mekanizmaları. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 31(3), 155-160.
- Altıkat, A., Turan, T., Torun, F. E. ve Bingül, Z. (2009). Türkiye’de Pestisit Kullanımı ve Çevreye Olan Etkileri. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 40 (2), 87-92.
- Apha, A. (1995). WPCF, Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association*, Washington, DC.
- Arslan, H. (2015). *Pestisit Sinerjisinin; Gökkuşluğu Alabalıklarında (Oncorhynchus mykiss) Yüzme Performansı, Biyokimyasal Hematolojik, Histopatolojik Ve Genotoksik Etkilerinin Araştırılması*, Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum, 47-50.
- Atamanalp, M. (2000). *Bir Sentetik Piretroit İnektisit (Cypermethrin) Sublethal Dozlarının Gökkuşluğu Alabalığı (Oncorhynchus mykiss)’na Makroskobik, Histopatolojik, Hematolojik ve Biyokimyasal Etkileri*, Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Erzurum, 66-67.
- Atamanalp, M. ve Yanık, T. (2001). Pestisitlerin Cyprinidae'lere Toksik Etkileri. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 18(3-4), 555-563.
- Atamanalp, M., Keleş, M. S., Haliloğlu, H. İ. and Aras, M. S. (2002). The effects of cypermethrin (a synthetic pyrethroid) on some biochemical parameters (Ca, P, Na and TP) of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 26(5), 1157-1160.
- Atamanalp, M. ve Cengiz, M. (2002). Bir Sentetik Piretroit İnektisit (Cypermethrin)'in Sublethal Dozlarının *Capoeta capoeta capoeta* (Güldenstaedt, 1772)'da Hemoglobin, Hematokrit ve Sediment Seviyeleri Üzerine Etkilerinin Belirlenmesi. *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 19(1-2), 169-175.
- Atamanalp, M., Keleş, M. S. and Aras, M. S. (2010). Cypermethrin (Sentetik Piretroit)'in Gökkuşluğu Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nın Alkalın Fosfatez, Kolesterol, Glikoz ve Kreatin Aktivitesine Etkisi/The Effect of Cypermethrin (A Synthetic Pyrethroid) on Alkaline Phosphates, Cholesterol, Glucose and Creatin. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 33(4), 425-428.

- Atmaca, E. (2016). Pestisitlerin Su Canlıları Üzerine Etkileri. *Türkiye Klinikleri Journal of Veterinary Sciences Pharmacology and Toxicology-Special Topics*, 2(2), 50-57.
- Aydın, A. (2012). İnsanlık İçin Büyük Tehlike: Toksinler. *Ekotetik ISG Dergisi*, (3), 30-33.
- Ayhan, A. (2011). *Sazan Balığı (Cyprinus carpio L., 1758) Fingerlinglerine Propoxurun Histopatolojik, Hematolojik ve Biyokimyasal Etkileri*, Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 28-29.
- Balkaya, F. (2014). Yeni Toplumsal Hareket Çeşidi Olarak Çevreci Hareketler. *Küresel İktisat ve İşletme Çalışmaları Dergisi*, 3 (5), 32-42.
- Banaee, M., Mirvagefei, A. R., Rafei, G. R. and Majazi Amiri, B. (2008). Effect of sub-lethal diazinon concentrations on blood plasma biochemistry. *International Journal of Environmental Research*, 2(2), 189-198.
- Banaee, M., Sureda, A., Mirvaghefi, A. R. and Ahmadi, K. (2011). Effects of diazinon on biochemical parameters of blood in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Pesticide biochemistry and physiology*, 99(1), 1-6.
- Benli, A. C. K., Sarıkaya, R., Dinçel, A. S., Selvi, M., Şahin, D. and Erkoç, F. (2007). Investigation of acute toxicity of (2,4-dichlorophenoxy) acetic acid (2,4-D) herbicide on crayfish (*Astacus leptodactylus* Esch. 1823). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 88(3), 296-299.
- Benli, A.C.K., (2015). The Influence of Etofenprox on Narrow Clawed Crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823): Acute Toxicity and Sublethal Effects on Histology, Hemolymph Parameters, and Total Hemocyte Counts. *Environmental Toxicology*, 30(8), 887-894.
- Çapkın, E. (2011). Karbosulfanın Gökkuşluğu Alabalıklarının (*Oncorhynchus mykiss*) Eritrosit Asetilkolinesteraz (AChE) Enzim Aktivitesine Etkisi. *Journal of Fisheries Sciences.com*, 5(3), 240.
- Çelik, E. Ş., 2006. Bazı balık türleri için kan elektrolitlerinin standardizasyonu. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 22 (1-2), 245-255.
- Çelikel, Y. (2011). *Alpha-Cypermethrin'in Daphnia magna (Straus 1820) (Cladocera, Crustacea) Üzerine Akut Toksik Etkisinin Araştırılması*, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 62-63.
- Çepel, N. (2003). *Ekolojik Sorunlar ve Çözümleri* (2. baskı). Ankara: TÜBİTAK Popüler Bilim Kitapları, Aydoğdu Matbaası, 27-32.
- Çilingir, İ. ve Dursun, E. (2002). *Bitki Koruma Makinaları*. Ankara: Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, 248.
- Das, B.K. ve Mukherjee, S. C. (2003). Toxicity of Cypermethrin in *Labeo rohita* Fingerlings: Biochemical, Enzymatic and Haematological Consequences.

Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 134(1), 109-121.

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

Erdoğan, B. Y. (2010). Samsun'da Yaygın Olarak Kullanılan Pestisitlerin Sağlığa ve Çevreye Etkileri. *Alınları Zirai Bilimler Dergisi*, 19(2), 28-35.

Gül, A., Sepici Dinçel, A., Karasu Benli, A. Ç., Erkoç, F. ve Ayhan, A. (2011). Sazan Balığı (*Cyprinus carpio* L.) Fingerlinglerine Propoxur'un Histopatolojik, Hematolojik ve Biyokimyasal Etkileri. *Gazi Üniversitesi BAP Raporu 04/2010-44 No'lu*, Ankara, 51-54.

Gül, A., Benli, A., Ayhan, A., Memmi, B. K., Selvi, M., Sepici-Dinçel, A. and Erkoç, F. (2012). Sublethal propoxur toxicity to juvenile common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758): biochemical, hematological, histopathological, and genotoxicity effects. *Environmental toxicology and chemistry*, 31(9), 2085-2092.

Güler, Ç. ve Çobanoğlu, Z. (1997). *Pestisitler*. Ankara: TC Sağlık Bakanlığı, Sağlık Projesi Genel Koordinatörlüğü yayını, 9-10.

İnternet : Carson, R. (1962). Sessiz Bahar. URL:[http://www.webcitation.org/query?url=http://\(ekoiq.com\)/rachel-carsonun-sessiz-bahari-ya-yinlandi/date=2018-07-04](http://www.webcitation.org/query?url=http://(ekoiq.com)/rachel-carsonun-sessiz-bahari-ya-yinlandi/date=2018-07-04). Son erişim tarihi: 17.01.2018.

İnternet : McDougall, P. (2016). R&D Trends in Crop Protection. URL: <http://www.webcitation.org/query?http://www.ecpa.eu/files/attachments/R&D%20Trends.pdf&date=2018-07-04>. Son erişim tarihi: 30.01.2018.

İnternet : Pesticide Industry: Market Research Reports, Statistics and Analysis. (2015). URL:[http://www.webcitation.org/query?url=http://www.\(reportlinker.com\)/ci02012/Pesticide.html&date=2018-07-04](http://www.webcitation.org/query?url=http://www.(reportlinker.com)/ci02012/Pesticide.html&date=2018-07-04). Son erişim tarihi: 25.01.2018.

İnternet : Tarımsal İlaç İstatistikleri. (2016). URL:[http://www.webcitation.org/query?url=http://www.\(tuik.gov.tr\)%2FPreIstatistikTablo.do%3Fistab_id%3D2288&date=2018-01-08](http://www.webcitation.org/query?url=http://www.(tuik.gov.tr)%2FPreIstatistikTablo.do%3Fistab_id%3D2288&date=2018-01-08). Son erişim tarihi: 08.01.2018.

Kaymak, S. (2015). Pestisit Sektöründe Araştırma ve Geliştirme. *Meyve Bilimi*, 2(1), 27-34.

Kırımhan, S., Boyabat, N. ve Keskinler, B. (1984). *Karasu (Kaynak-Aşkale arası) kirlilik araştırmaları*. Doğu ve Güneydoğu Anadolu Bölgelerinin Su Kaynakları ve Sorunları Sempozyumu, Erzurum, 454-470.

Köprücü, S. Ş., Köprücü, K., Ural, M. Ş., İspir, Ü. and Pala, M. (2006). Acute toxicity of organophosphorous pesticide diazinon and its effects on behavior and some hematological parameters of fingerling European catfish (*Silurus glanis* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 86(2), 99-105.

- Kurutaş, E. B. ve Kılınc, M. (2003). Pestisitlerin Biyolojik Sistemler Üzerine Etkisi. *Arşiv Kaynak Tarama Dergisi*, 12 (3), 215-228.
- Lakota, S., Raszka, A. and Kupeczak. (1981). Toxic effect of cartap, carbaryl, and propoxur on some aquatic organisms. *Acta Hydrobiol*, 23(2), 183-190.
- Loft, S., Høgh Danielsen, P., Mikkelsen, L., Risom, L., Forchhammer, L. and Møller P. (2008). Biomarkers of oxidative damage to DNA and repair. *Biochemical Society Transactions*, 36(5), 1071-6.
- Luskova, V., Svoboda, M. and Kolářová, J. (2002). Effect of diazinon on blood plasma biochemistry in carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Veterinaria Brno*, 71(1), 117-123.
- Mikula, P., Modra, H., Nemethova, D., Groch, L. and Svobodova, Z. (2008). Effects of Subchronic Exposure to LASSO MTX (Alachlor 42% W/V) on Hematological Indices and Histology of the Common Carp, *Cyprinus carpio* L., *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, 81(5), 475-479.
- Öncüler, C. (1995). *Tarımsal Zararlılarla Savaş Yöntemleri ve İlaçları*. İzmir: Ege Üniversitesi Basımevi, 472.
- Öztürk, M. ve Seçmen, Ö. (1999). *Bitki Ekolojisi* (3. Baskı). İzmir: Ege Üniversitesi, Ege Üniversitesi Basımevi, 238.
- Reddy, P. M. and Philip, G. H. (1991). Hepato toxicity of malathion on the protein metabolism of *Cyprinus carpio*. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 19(1), 127-130.
- Polat, M. Y. (2016). Drift Tespit ve Tahmin Yöntemleri, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Seminer Raporu*, Ankara.
- Sepici-Dinçel, A., Karasu Benli, A. Ç., Selvi, M., Sarıkaya, R., Şahin, D., Özkul, İ. A. and Erkoç, F. (2009). Sublethal cyfluthrin toxicity to carp (*Cyprinus carpio* L.) fingerlings: biochemical, hematological, histopathological alterations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(5), 1433-1439.
- Suvetha, L., Ramesh, M. and Saravanan, M. (2010). Influence of cypermethrin toxicity on ionic regulation and gill Na⁺/K⁺-ATPase activity of a freshwater teleost fish *Cyprinus carpio*. *Environmental toxicology and pharmacology*, 29(1), 44-49.
- Temur C. and Tiryaki O. (2010). The Fate of Pesticide in the Environment. *Journal of Biological and Environmental Sciences*, 4(10), 29-38.
- Tiryaki, O., Canhilal, R., ve Horuz, S. (2010). Tarım ilaçları kullanımı ve riskleri. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 26(2), 154-169.
- Toros, S. ve Maden S. (1991). *Tarımsal Savaşım Yöntem ve İlaçları*. Ankara: Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, 332.
- Tosun, N., Karabay, N.U. and Sayım, F. (2001). Pesticide Usage and Their Potential

Adverse Impacts on Living Organisms. *Anadolu Journal of Aegean Agricultural Research Institute*, 11(1), 113-125.

Uçar, A. ve Atamanalp, M. (2010). *Kıyısal kirlenmenin balıklar üzerine etkileri*. Türkiye Kıyı Sempozyumu, Trabzon, 489-469.

Velisek, J., Svobodova, Z., Piackova, V. and Sudova, E. (2009). Effects of acute exposure to metribuzin on some hemotological, biochemical and histopathological parameters of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 82(4), 492-495.

WHO. (1990). Public Health Impact of Pesticides Used in Agriculture. *World Health Organization*, Geneva, 129.

Xu, G. W., Yao, Q. H., Weng, Q. F., Su, B. L., Zhang, X. and Xiong, J. H. (2004). Study of urinary 8-hydroxydeoxyguanosine as a biomarker of oxidative DNA damage in diabetic nephropathy patients. *Journal of Pharmaceutical Biomedical Analysis*, 36(1), 101-4.

Yang, J. L. and Chen, H. C. (2003). Effects of gallium on common carp (*Cyprinus carpio*): acute test, serum biochemistry, and erythrocyte morphology. *Chemosphere*, 53(8), 877-882.

Yassi, A., Kjellström T., Kok, T. D. and Guidotti, T. L. (2001). *Basic Environmental Health* New York: Oxford University Press, 441.

Yeşil, S. ve Ögür, E. (2011). *Zirai Mücadelede Pestisit Kullanımının Türkiye ve Konya Ölçeğinde Değerlendirilmesi ve Pestisit Kullanımının Olası Sakıncaları*. 1. Konya Kent Sempozyumu, 439-450.

Yılayaz, Ö. (2008). Chlorpyrifos-ethyl (insektisit)'in *Capoeta trutta* (Heckel, 1843) üzerindeki genotoksik etkisinin eritrosit mikronükleus testi ile belirlenmesi, *Doğu Anadolu Bölgesi Araştırmaları*, Erzurum, 70-74.

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



ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler

Soyadı, adı : ÇALIŞKAN, Ahmet Sinan
Uyruğu : T.C.
Doğum tarihi ve yeri : 22.10.1977, Ankara
Medeni hali : Evli
Telefon : 0 (537) 215 35 83
e-mail : ascaliskan@yahoo.com



Eğitim

Derece	Eğitim Birimi	Mezuniyet Tarihi
Yük. Lisans	Gazi Üniversitesi / Çevre Bilimleri Bölümü	Devam ediyor
Lisans	Ankara Üniversitesi / Ziraat Fakültesi	2015
Lisans	Kırıkkale Üniversitesi / Fen Fakültesi	2005

İş Deneyimi

Yıl	Yer	Görev
2012 - Halen	Top. Güb. ve Su Kay. Mrk. Arş. Enst.	Biyolog
2011- 2012	TAGEM	Biyolog
2006 - 2011	Atatürk Top. Güb. ve Su Kay. Arş. Enst.	Biyolog

Yabancı Dil

İngilizce

Yayımlar

-

Hobiler

Doğa yürüyüşü, Mantar avcılığı ve Atıcılık



GAZİ GELECEKTİR..