

T.C.
RİZE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**CİVA II KLORÜR'ÜN FARKLI SICAKLIK VE SERTLİK
DERECELERİNDE GÖKKUŞAĞI ALABALIKLARI
(*Oncorhynchus mykiss*) ÜZERİNE OLAN AKUT
TOKSİSİTESİNİN BELİRLENMESİ**

ERTUĞRUL TERZİ
Tez Danışmanı: Doç. Dr. Bülent VEREP

YÜKSEK LİSANS TEZİ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

RİZE, 2009

T.C.
RİZE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

CİVA II KLORÜR'ÜN FARKLI SICAKLIK VE SERTLİK
DERECELERİNDE GÖKKUŞAĞI ALABALIKLARI
(*Oncorhynchus mykiss*) ÜZERİNE OLAN AKUT
TOKSİSİTESİNİN BELİRLENMESİ

ERTUĞRUL TERZİ

YÜKSEKLİSANS

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 12/06/2009


Tezin Savunma Tarihi : 07/07/2009

Tez Danışmanı : Doç. Dr. Bülent VEREP

Jüri Üyesi : Yrd. Doç. Dr. Fikri BALTA

Jüri Üyesi : Yrd. Doç. Dr. Nurhayat ÖZDEMİR

Enstitü Müdürü : Doç. Dr. Kerim SERBEST



RİZE, 2009



ÖNSÖZ

Bu çalışma, Rize Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans Tezi olarak hazırlanmıştır.

Civa II Klorür ($HgCl_2$)'ün Gökkuşaağı Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) üzerine akut toksik etkileri, hangi konsantrasyondan itibaren zararlı olmaya başladığı ve toksik etkinin su sıcaklığı ve sertliğine göre değişimini biyodeneylemlerle belirlemeyi amaçlayan bu çalışma Karadeniz Teknik Üniversitesi Sürmene Deniz Bilimleri Fakültesi Prof. Dr. İbrahim OKUMUŞ Araştırma ve Uygulama Ünitesi'ndeki toksikoloji laboratuvarında gerçekleştirilmiştir.

Yüksek Lisans eğitimin süresince, tez konusunun belirlenmesinde, çalışmaların yürütülmesinde ve sonuçların yorumlanmasında yardımlarını esirgemeyen danışman hocam Doç. Dr. Bülent VEREP'e, ayrıca laboratuvar uygulamalarında kıymetli katkıları ve her konuda desteklerinden dolayı Doç. Dr. İlhan ALTINOK, Yrd. Doç. Dr. Erol ÇAPKIN ve Arş. Gör. Şevki KAYIŞ'a teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca bu zamana kadar bana her türlü yardım ve desteklerini sunan aileme teşekkürü bir borç bilirim.

Ertuğrul TERZİ

Temmuz 2009

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ.....	II
İÇİNDEKİLER.....	III
ÖZET.....	V
SUMMARY.....	VI
SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	VII
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	VIII
TABLolar DİZİNİ.....	X
1. GENEL BİLGİLER.....	1
1.1. Giriş.....	1
1.2. Ağır Metaller.....	4
1.2.1. Ağır metallerin etkileri.....	4
1.2.2. Çevresel faktörlerin balıklardaki metal toksisite üzerindeki etkileri.....	8
1.2.2.1. Çözünmüş oksijen.....	8
1.2.2.2. Su sıcaklığı.....	8
1.2.2.3. pH.....	10
1.2.2.4. Suyun sertliği.....	10
1.2.2.5 Tuzluluk.....	11
1.3. Ağır Metallerin (Civa) Özellikleri.....	12
1.4. Toksikolojik Testler.....	13
1.4.1. Toksik testlerde kullanılacak deney organizmalarının seçimi.....	15
1.4.2 Toksikolojik deneylerde su kalitesi.....	16
1.5. Önceki Çalışmalar.....	17
2. YAPILAN ÇALIŞMALAR.....	21
2.1. Materyal.....	21
2.1.1. Deneyde kullanılan gökkuşuğu alabalıklarının özellikleri ve temin edilmesi....	21
2.1.2. Civa II Klorür.....	22
2.2. Metot.....	23
2.2.1. Toksikolojik testlerde kullanılan suyun kalitesinin belirlenmesi.....	23
2.2.1.1. Sıcaklık ve pH ölçümü.....	23
2.2.1.2. Çözünmüş oksijen tayini.....	23

2.2.1.3.	Toplam sertlik tayini.....	23
2.2.1.4.	Alkalinite tayini.....	24
2.2.1.5.	Amonyak tayini.....	24
2.2.1.6.	Nitrit tayini.....	24
2.2.2.	Toksikolojik testlerin yapılışı.....	24
2.2.2.1	Farklı sıcaklığa sahip sular kullanılarak toksikolojik testlerin yapılması.....	25
2.2.2.2.	Sertlik değerleri farklı sular kullanılarak toksikolojik testlerin yapılması.....	26
2.2.3.	İstatistiksel analizler.....	26
3.	BULGULAR.....	27
3.1.	Soğuk Suda (12 °C) Su Sertliğine Göre Letal Konsantrasyon Değişimi.....	27
3.1.1	Soğuk ve yumuşak su için deney sonuçları.....	28
3.1.2.	Soğuk ve orta sert su için deney sonuçları.....	29
3.1.3.	Soğuk ve sert su için deney sonuçları.....	31
3.2.	Ilık Suda (17 °C) Su Sertliğine Göre Letal Konsantrasyon Değişimi.....	32
3.2.1.	Ilık ve yumuşak için deney sonuçları.....	33
3.2.2.	Ilık ve orta sert su için deney sonuçları.....	35
3.2.3.	Ilık ve sert su için deney sonuçları.....	36
4.	TARTIŞMA.....	38
5.	SONUÇLAR.....	41
6.	ÖNERİLER.....	44
	KAYNAKLAR.....	45
	ÖZGEÇMİŞ.....	57

ÖZET

Bu çalışmada son yıllarda sucul ortamlarda önemli bir problem oluşturan Civa II Klorür ($HgCl_2$)'ün Gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) ($4,79\pm 0,16g$; $7,38\pm 0,24$ cm) üzerindeki akut toksik etkisi ve bu toksik etkinin su sıcaklığı (12 ve 17 °C) ve su sertliği ile (35, 70, 120 mg $CaCO_3/l$) değişimi araştırılmıştır. Bu amaçla 96 saatlik statik yöntemle farklı su sıcaklığı ve su sertliği konsantrasyonlarında akut toksik biyodeneyle yapılmıştır.

Toksikolojik testlerde 12 °C için 0.4-1.2 mg/l arasında değişen test çözeltileri kullanılırken, 17 °C için 0.40-1.0 mg/l arasında değişen test çözeltileri kullanılmıştır. 12 °C için; 35, 70 ve 120 mg $CaCO_3/l$ sertlik konsantrasyonlarında Gökkuşığı alabalıklarının 96 saat sonunda % 50'sini (LC_{50}) öldüren Civa II Klorür konsantrasyonları probit analiz yöntemi kullanılarak sırasıyla 0.725, 0.788 ve 0.855 mg/l olarak hesaplanırken, 17 °C için; 0.670, 0.741 ve 0.787 mg/l olarak hesaplanmıştır.

Çalışma sonucunda $HgCl_2$ 'nin Gökkuşığı alabalığı üzerindeki toksik etkisinin sıcaklık azalışı ve sertlik artışıyla düştüğü, sıcaklığın artması ve sertliğin azalmasıyla yükseldiği görülmüştür.

Anahtar Kelimeler: Civa II Klorür, Sertlik, Sıcaklık, Gökkuşığı Alabalığı, Toksikoloji

SUMMARY

Determination of Acute Toxicity of Mercuric Chloride on Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Different Temperatures and Hardness Degrees

In this study, the toxicity of Mercuric Chloride (HgCl_2), an important pollutant threatening water resources lately, and the effects of water temperature and hardness in the toxicity on cultured Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) have been investigated in different temperatures (12 and 17 °C) and hardness concentrations (35, 70 and 120 mg CaCO_3/l). For this purpose, the acute toxic bioassays were evaluated by 96 h static tests in different water temperatures and water hardness concentrations.

In the toxicological tests, solutions ranged from 0.4 to 1.2 mg/l were used in the temperature at 12 °C and solutions ranged from 0.4 to 1.0 mg/l at 17 °C. The concentrations of Mercuric Chloride that killed 50% of Rainbow trout within 96 h in the hardness concentrations of 35, 70 and 120 mg CaCO_3/l at 12 °C and 17 °C were calculated using probit analysis and found 0.725, 0.788, 0.855 mg/l and 0.670, 0.741, 0.787 mg/l at 17 °C, respectively.

Consequently, it has been observed that the toxicity of mercuric chloride on Rainbow trout decreased because of temperature decrease and hardness increase and increased due to water temperature increase and water hardness decrease.

Key Words: Mercuric Chloride, Hardness, Temperature, Rainbow Trout, Toxicology

SEMBOLLER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Ag	: Gümüş
Al	: Alüminyum
As	: Arsenik
B	: Bor
Ba	: Baryum
Be	: Berilyum
Ca	: Kalsiyum
Cd	: Kadmiyum
Co	: Kobalt
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
Fe	: Demir
Hg	: Civa
K	: Potasyum
Mg	: Magnezyum
Mn	: Mangan
Mo	: Molibden
Na	: Sodyum
Ni	: Nikel
Pb	: Kurşun
Se	: Selenyum
Sn	: Kalay
U	: Uranyum
V	: Vanadyum
Zn	: Çinko

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa No

Şekil 1.	Civanın döngüsü ve birikimi.....	13
Şekil 2.	Gökkuşağı alabalığı (<i>Oncorhynchus mykiss</i>).....	21
Şekil 3.	Toksikolojik testlerde kullanılan 40 litrelik akvaryum sistemleri.....	25
Şekil 4.	Soğuk suda su sertliğiyle değişen LC ₅₀ değerleri.....	27
Şekil 5.	Soğuk ve yumuşak suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşağı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları.....	28
Şekil 6.	Soğuk ve yumuşak suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşağı alabalıklarının ölüm oranları.....	29
Şekil 7.	Soğuk ve orta sert suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşağı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları.....	30
Şekil 8.	Soğuk ve orta sert suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşağı alabalıklarının ölüm oranları.....	30
Şekil 9.	Soğuk ve sert suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşağı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları.....	31
Şekil 10.	Soğuk ve sert suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşağı alabalıklarının ölüm oranları.....	32
Şekil 11.	Ilık suda su sertliğiyle değişen LC ₅₀ değerleri.....	33
Şekil 12.	Ilık ve yumuşak suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşağı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları.....	34
Şekil 13.	Ilık ve yumuşak suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşağı alabalıklarının ölüm oranları.....	34
Şekil 14.	Ilık ve orta sert suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşağı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları.....	35
Şekil 15.	Ilık ve orta sert suda HgCl ₂ 'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşağı alabalıklarının ölüm oranları.....	36

- Şekil 16. Ilık ve sert suda HgCl_2 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları..... 37
- Şekil 17. Ilık ve sert suda HgCl_2 'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları..... 37

TABLolar DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 1. Bazı ağır metallerin insan vücuduna etkileri.....	7
Tablo 2. Akut toksikolojik deneylerde kullanılacak suların özellikleri.....	16
Tablo 3. Civa II Klorür (HgCl ₂)' ün çeşitli türlere göre ekotoksikolojik deney sonuçları.....	19
Tablo 4. Civa II Klorür' ün fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	22
Tablo 5. Soğuk ve yumuşak su için hesaplanan LC ₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları.....	29
Tablo 6. Soğuk ve orta sert için hesaplanan LC ₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları.....	30
Tablo 7. Soğuk ve sert su için hesaplanan LC ₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları.....	32
Tablo 8. Ilık ve yumuşak su için hesaplanan LC ₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları.....	34
Tablo 9. Ilık ve orta sert su için hesaplanan LC ₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları.....	36
Tablo 10. Ilık ve sert su için hesaplanan LC ₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları.....	37

1. GENEL BİLGİLER

1.1. Giriş

Canlıların yaşamı için hayati öneme sahip olan su kaynakları, modern teknolojiye hızlı gelişimin insan yaşamına birçok kolaylık ve yenilikler getirmesine paralel olarak nüfustaki artış, düzensiz yapılaşma, arazi kullanımındaki yanlışlıklar ve gündün güne gelişen sanayileşme ile devamlı olarak kirletilmektedir. Bu nedenle biyolojik zenginlikler tehlike altına girmekte ve bazı türlerin nesli tükenme aşamasına gelmektedir. Bunlara ek olarak çevre kirliliğinin önemli bir bölümünü su kirliliği oluşturmaktadır (Atay ve Pulatsü, 2000).

Yeryüzünün büyük bir kısmını su kaynakları oluşturmaktadır. Bu büyük su kütesinin kendisini kolayca temizleyeceği düşünülerek, hemen bütün ülkelerde sanayi atıkları, evsel atıklar ve diğer kirletici maddeler su kaynaklarına bırakılmaktadır. Zamanla bu atıklar ortamı olumsuz yönde etkilemekte ve bazı kirleticilerin biyolojik olarak birikmesi canlılara zarar vermektedir (Kocataş, 1986).

Su kaynaklarını kirleten etmenlerin başında pestisitler, ağır metaller, petrol türevleri, evsel ve endüstriyel atıklar gelmektedir. Genellikle zirai alanda yabancı ot, mantar ve zararlı böceklerle mücadele etmek için kullanılan pestisitler ve endüstriyel atık olarak sulara karışan ağır metaller suya karıştıktan sonra belirli seviyeden sonra o ortamdaki canlılar için toksik olmaktadır. Civa (Hg), Çinko (Zn), Bakır (Cu), Kurşun (Pb), Kadmiyum (Cd), Gümüş (Ag) ve benzeri ağır metaller kirleticilerin büyük bir kısmını oluşturan bir gruptur. Ağır metaller, endüstriyel atıklar, evsel atıklar, sanayi ve madencilik gibi insan faaliyetlerinin sonucunda hidrolojik döngüdeki suyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri artan bir şekilde olumsuz yönde değişmektedir (Almeida ve ark. 2001; Moiseenko ve Kudryavtseva, 2001).

Önemli besin kaynaklarından birini oluşturan su ürünleri ve özellikle balıklar teknolojik gelişmeye paralel olarak artan su kirliliğinden (deniz, akarsu, göl vb.) çok fazla etkilenmektedir. Aşırı nüfus artışı sonucu oluşan düzensiz kentleşme ve herhangi bir arıtma işlemi uygulanmadan çevreye bırakılan endüstriyel atıklar; hava, kara ve sulara kirliliğin büyük boyutlara ulaşmasına sebep olmaktadır. Su kaynakları kirliliğinin etkisine atmosfer ve karasal ortamlardan daha fazla maruz kalmaktadır. Her geçen gün atmosferden ve karaların çeşitli kaynaklarından gelen atıkların içerdiği ağır metaller, hidrokarbonlar, pestisitler, evsel atıklarla atılan organik maddeler ve benzeri kirleticiler akarsulara ve akarsularla

birlikte de deniz ve göller gibi durgun sulara ulaşmaktadır. Bu atıklar içerisinde farklı yollarla su ortamlarına karışan kirleticilerin en tehlikelileri ortamda uzun süre kalabilen ve toksik olan kimyasal maddeler veya türevleridir. Bu kimyasal maddelerden olan ağır metaller ortamda belirli seviyelerde bulduklarında organizmaların yaşamsal aktivitelerini olumlu yönde etkilemektedir. Ancak bu ağır metaller doğal konsantrasyon düzeylerinin sınırları dışına çıktığında ekosistemdeki bireylerin biyolojik aktivitelerini olumsuz yönde etkileyerek, besin zinciri yoluyla dengenin bozulmasına neden olmakta ve insan sağlığını tehdit etmektedir (Canlı ve ark. 1998).

Kanalizasyon ve sanayi atık sularının alıcı ortamlara boşaltılması ve alıcı ortamın havzasına düşen yağmur suları ve sulama sularının taşıdığı kirletici maddeler sonucu kirlilik meydana gelmektedir. Dicle nehrinde zengin maden yatakları bulunduğu ve Ergani Bakır fabrikasının flatosyon atıklarının bu nehre dökülmesi nedeniyle bu bölgeden toplanan *Capoeta trutta*'larda yüksek miktarda Nikel (Ni), Cu ve Zn birikiminin tespit edilmesi nehrin ağır metal bakımından kirlenmesinden kaynaklandığı ifade edilmektedir (Ünlü ve ark. 1995).

Doğal dengeyi bozan ve su kaynaklarını kirleten etkenleri ortadan kaldırmak için yerleşim yerlerinin atık suları arıtma istasyonlarından geçirildikten sonra su kaynaklarına verilmekte, fabrikalara filtre ve arıtma tesisleri konulmakta, tabiata zarar vermeyecek yeni ürünler elde edilmektedir. Bütün bunların yanında insanlar çevreyi koruma adına bilinçlendirilmektedir (Göksu, 2003).

Mineralleri, sıcaklığı, tuzluluğu, besleyicileri ve ağır metal içerikleri ile doğal sular, sucul canlıların yaşadığı çevredir. Bu çevre içinde sulardaki yaşamı karakterize eden uzun bir besin zinciri bulunmaktadır. Mikroskobik bitkiler olan fitoplanktonlar, sudaki bulunan besleyici elementleri ve güneş ışığından aldıkları enerjiyi kullanarak bu besin zincirini başlatmaktadır. Fitoplanktonlar zooplanktonlar tarafından yenilirken, zooplanktonlar da daha büyük hayvanlar tarafından tüketilmektedir (Bat ve ark. 1998; Bat ve ark. 1999; Bat ve ark. 2000). Su ortamında ağır metalin bulunması halinde ise beslenme zincirinin her bir halkasındaki organizma metali absorbe edebilmektedir (Uysal, 1978; Karahan, 1991; Sunlu ve Egemen, 1997)

Kirleticilerin su ortamlarında sürekli artış göstermesi sonucunda su ortamında bulunan canlı organizmaları çeşitli yollarla etkilemektedir. Bu etki arttıkça canlılarda denge kayıpları, renklerde kararırma, hızlı solunum yapma gibi çeşitli belirtiler görülürken belirli bir süre sonunda da o ortamda bulunan organizmalar ölümlere maruz kalmaktadırlar.

Suları kirleten kirleticilerden biri olan ağır metallerin canlılara etkisi su ortamının kalitesine göre değişiklik göstermektedir. Su ortamının pH'sı (Erickson ve ark. 1996; Cogun ve Kargin, 2004), sıcaklığı (Felts ve Heath, 1984; Perschbacher, 2005) tuzluluğu (Viarengo ve ark. 1988; Beşli, 2006) ve sertliği (Erickson ve ark. 1996; Wood, 2001; Perschbacher ve Wurts, 1999; Calamari ve ark. 1980) gibi parametreler metal toksisitesini etkilemektedir. Bu çevresel faktörlerin yanı sıra organizmanın büyüme oranı, yaşı, ağırlık, metabolik aktivite, besin, üreme gibi biyolojik faktörlerin de metal toksisitesinde önemli rolü vardır (Heath, 1987; Hilmy ve ark. 1987a; Romeo ve ark. 1999). Diğer taraftan belirli toksik maddelere karşı toleransı türler arasında farklılık arz etmektedir. Örneğin Gökkuşluğu alabalığının (*Oncorhynchus mykiss*) HgCl₂'ye toleransı, Noktalı inci balığına (*Alburnoides bipunctatus*) oranla daha yüksektir (Verap ve ark. 2007).

Ağır metal grubunda canlılara en toksik etkiye sahip olanlardan birisi olan Hg, çevrede genellikle düşük konsantrasyonlarda bulunan bir metaldir. Toplam Hg seviyeleri karasal araziler ve granitler gibi yer kabuğunda 10 ng/g' dan daha azdır (Davis ve ark. 1997).

Ağır metallerin su canlılarının ölümüne neden olabilmekte ve yaşamını devam ettiren canlılarda ise metabolik ve fizyolojik faaliyetlerin değişimine yol açmaktadır. Toksik madde ile değişik hücre yapıları arasında etkileşimler yapısal ve fonksiyonel değişikliklere neden olmaktadır. Bu da sinirler, kas fonksiyonları, solunum, dolaşım, bağışıklıklar ve hormonal denge gibi hayati fonksiyonların zayıflamasını hızlandırmaktadır. Yine bu etkiler davranış, büyüme ve üreme gibi birçok fonksiyonun geriye dönüş olmadan tahribine ve değişikliklere sebep olmaktadır (Mance, 1987).

Kirlilik çalışmaları zararlı kimyasal maddelerin çevrede ve o çevrede bulunan organizmalardaki miktarının saptanması yoluyla yapılmaktadır. Bu amaçla, gerek sulardaki gerekse su ortamının tabanını oluşturan sedimentlerdeki kimyasal madde miktarları saptanarak suyun veya sedimentin kalitesi hakkında bilgi edinilebilir. Ancak bu ortamlardaki kimyasal madde miktarları kendi başlarına bir şey ifade etmedikleri için ortamda bulunan sucul organizmalardaki kimyasal madde düzeyleri de önem içermektedir (Gündoğdu, 2003).

Ağır metallerin canlı organizmalar üzerindeki etkilerinin araştırılmasında çeşitli yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemler içerisinde en iyi sonuç veren ise ortam koşullarına benzeyen şartlarda uygulanan toksikolojik testlerdir. Uygulanan toksikolojik testler sonucunda elde edilen sonuçlar analiz edilir ve ağır metallerin canlılar üzerindeki

olumsuz etkileri belirlenir. Dolayısıyla bu olumsuz etkilere karşı gerekli önlemler alınabilir. Toksikolojik testlerde su içerisinde yaşayan canlılar toksik maddelerin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılır ve bu maddelerin canlılara olan etkileri belirlenir (Ünsal, 1998).

1.2. Ağır Metaller

Metalik özellikler gösteren elementlerden oluşan grupta bulunan elementlere ağır metal denir. Bu grubun içinde geçiş metalleri, bazı yarı metaller, lantanitler ve aktinidler bulunur. Yoğunluk, atomik sayı ya da atomik ağırlık, kimyasal özellikler ya da toksisite üzerine dayanan birçok tanımlama şekli önerilmiştir (URL-1).

Önemli ağır metaller; Hg, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Berilyum (Be), Alüminyum (Al), Krom (Cr), Demir (Fe), Baryum (Ba), Kalay (Sn), Kobalt (Co), Arsenik (As), Mangan (Mn) ve Vanadyum (V) gibi elementlerdir. Ağır metaller arasında; en yüksek yayıma sahip olan Pb, toksik olarak en büyük hasara yol açan Cd ve yaşamsal özellik göstermesine rağmen aldığı değeriğe göre kanserojen özellik gösteren Cr'dir (Kahvecioğlu ve ark. 2003).

1.2.1. Ağır metallerin etkileri

Önemli çevre kirliliğine neden olan ağır metal iyonları havada, suda ve toprakta organik bileşiklerle kompleks oluşturmuş halde ya da suda çözünebilen metal tuzları halinde bulunurlar. Bu metaller diğer metallere göre organizmada daha fazla birikirler ve kısa sürede vücuttan atılamazlar (Gündoğdu, 2003).

Antropojenik ve doğal faktörlerin etkileri ile sucul ortamda derişimi artan ağır metaller, sucul organizmalardan olan balıklar tarafından ortamdan alınıp ve besin olarak da balıkların tüketilmesi ile insanlara kadar ulaşmaktadır. Alınan ağır metaller insan vücudunda metabolik olarak aktif doku ve organlarda birikmekte, hücresel veya moleküler düzeyde yapısal ve işlevsel bozukluklara ve hatta ölümlere bile neden olmaktadır (El Nabawi ve ark. 1987; Gönen, 1994).

Günümüzde şehirleşme, endüstri kuruluşlarının kapasitesi ve sayı olarak artması ile endüstrileşme ve tarımsal alanlarda yabancı böcek ve otlara karşı pestisit kullanımının yaygınlaşması gibi faktörler su ortamındaki ağır metal seviyelerini önemli ölçüde etkilemektedir. Bu etki söz konusu metale duyarlı türlerin ortamdan tamamen yok

olmasına neden olabileceği gibi (Nielsen ve Andersen, 1970) bu duyarlı türlerde çeşitli fizyolojik ve biyokimyasal olaylar ile davranışlarındaki belirgin değişimler şeklinde de ortaya çıkabilir. Diğer taraftan metale hoşgörüsü yüksek olan türlerde metal birikimi ve bu türlerin daha üst trofik düzeylerdeki türlerce besin olarak alınmaları sonucunda, söz konusu metalin besin zincirinde üst düzeylere daha derişik olarak aktarılacağı anlamına gelmektedir. 1953 yılında Minimata Körfezi' nde aşırı düzeyde Hg biriktiren balıkların tüketimi ile ortaya çıkan hastalık ve ölüm olayları bu konunun en iyi bilinen örneği olarak bilinmektedir (Vostal, 1976).

Akarsu, göl ve denizlerdeki metal kirlilikleri o ortamlarda yaşayan canlılara yansıyarak besin ağı yoluyla birikebildiği sürece doğal denge ve insan sağlığı yönünden tehlikeli hale gelebilir. Böylece sucul canlılarda belirli konsantrasyonlarda birikebilen bazı metal bileşikleri hem hayvan türleri ve hem de insanlar için toksik etki yapabilirken, belirli düzeylere kadar su canlılarında birikebilen Hg, Cu, Zn ve Pb gibi metaller de özellikle insan sağlığı açısından sakınca yaratabilir. Belirtilen nedenlerle doğal sulardan elde edilen su ürünlerinin insan sağlığı yönünden yaratabileceği sakıncaların değerlendirilebilmesi için suların ve bu sulardan elde edilen su ürünlerinin içerdikleri metal kirliliklerinin bilinmesi önem taşımaktadır. Bu amaçla su ortamındaki besin ağını oluşturan bazı canlı türleri ile insan besini olarak fazlaca tüketilen balık türlerindeki metal konsantrasyonları bir kirlilik ölçütü olarak dikkate alınmaktadır (Gönen, 1994).

Çeşitli sanayi kuruluşlarının atık sularında bazen eser miktarda, bazen de yüksek miktarlarda metaller bulunabilir. Bunlar alıcı ortamlardaki canlılar üzerinde konsantrasyonları ile orantılı olarak toksik etki yaparlar. Eser miktarlarda bile zararlı olabilen bu maddeler arasında en önemli gurubu ağır metaller olarak adlandırılan Cu, Cd, Cr, Pb, Mn, Hg ve Zn gibi elementler oluşturur (Kocataş, 1992)

Sucul ortamdaki ağır metallerin balıklar tarafından alınması besin, su ve tüm vücut yüzeyinden absorpsiyon yolları ile olursa da en fazla solungaçlar aracılığı ile olmaktadır (Healt, 1985; Hodson, 1988). Solungaçlarla metalin absorpsiyonu spesifik metabolik olaylardan, pH, sıcaklık ve su sertliği gibi ortam faktörlerinden ve solungaçtaki bağlanma yeri bakımından metaller arasındaki rekabetten etkilenmektedir (Healt, 1985). Balıklarda ağır metal birikim ve toksik etkilerinin incelendiği çalışmalarda hedef organ olarak solungaçların seçilmesi; suyun solungaç lamelleri arasından geçerken metallerle doğrudan doğruya temasta bulunması ve iç toksikasyonla metabolik değişikliklerin solunum ile yakından ilişkili olmasından kaynaklanmaktadır (Flos ve ark. 1979; Tort ve ark. 1984;

Lauren ve McDonald, 1985; Hilmy ve ark. 1987b; Grobler ve ark. 1989; Torreblanca ve ark. 1991; Miller ve ark. 1992; Tulasi ve ark. 1992).

Sularda bulunan ağır metal tuzları, ortamdaki uzaklaşmayan dayanıklı bileşikler olup çok ciddi kirlilik sorunları yaratabildiği gibi etkileri uzun süre devam edebilmektedir (Munsuz ve Ünver, 1995). Ağır metallerin balıklar tarafından alınması, tüm vücut yüzeyine adsorpsiyonla olduğu gibi solungaçlar ve sindirim kanalı boyunca adsorpsiyon yolu ile de olmaktadır. Balıklarda eşik doza yakın ve üstündeki metal konsantrasyonları büyüme ve üreme üzerinde olumsuz etkiler yaparak strese neden olmaktadır (Suresh ve ark. 1993).

Cd, Cu, Cr, Ni, Zn ve Mn gibi ağır metaller besin zinciriyle girdikleri canlı bünyesinden doğal fizyolojik mekanizmalarla atılmadıkları için birikime uğrar ve bünyede belirli konsantrasyonların aşılması halinde, toksik etki yaparlar. Balıklarda doku ve organlarda biriken metal etkide kalınan süreye ve ortam derişimine bağlı olarak artmaktadır. Ağır metaller öldürücü olmayan derişimlerde genellikle balıkların karaciğer gibi metabolik olarak aktif olan organlarında daha fazla birikmektedir (Carpene ve ark. 1990; Kargın ve Erdem, 1991 ve 1992).

Ağır metallerin balıkların daha çok böbrek ve karaciğer gibi metabolik aktivitenin yoğun olduğu organlarda biriktiği bildirilmektedir (Noel-Lambot ve ark. 1978; Sharma, 1983; Thomas ve ark. 1983; Sahana ve ark. 1986; Thomas ve ark. 1985; Capelli ve Mingati, 1987; Gagne ve ark. 1990; Tulasi ve ark. 1992). Balıklarda doku ve organlarda biriken metal seviyesi maruz kalma süresine ve ortamdaki metalin konsantrasyonuna bağlı olarak artış göstermektedir. Balıklarda belirli bir metalin hangi doku ve organda öncelikle depo edileceği türlere göre değişim göstermektedir. Genelde en yüksek birikim karaciğerde, en düşük birikim ise kas dokusunda görülmektedir (Kargın ve Erdem, 1992). Ağır metaller karaciğer ve böbrek dokusunda yüksek konsantrasyonda rastlanmaktadır. Bu organların yanında kan dokularında bulunan ağır metaller sindirim sistemi ve dalakta bulunanlara göre daha fazladır. Ağır metallerin solungaç dokusunda koagüle olduğu ve bu durumun ağır metallerle zehirlenen balıklarda ortaya çıktığı gösterilmiştir (Katalay, 1992).

Doğal su ortamlarında ağır metallerin konsantrasyonları genellikle toksik olmayan düzeylerde olup, bu elementlerden Cu ve Zn gibi bazıları organizmalar için temel bileşikler olarak görev yaparken (Tort ve ark. 1987; Johnson, 1988), Hg, Cd ve Pb gibi diğerlerinin ise biyolojik sistemlerin çalışmasını engellediği bildirilmektedir (Villarreal-Trevino ve ark. 1986).

Canlıların vücudunda yeterli düzeyde olmadığı zaman çeşitli semptomatik bozukluklara yol açan fakat belirli sınırların dışında detoksik etki yapıp organizmada birçok biyokimyasal fonksiyonlar için önemli rol oynayan Kalsiyum (Ca), Magnezyum (Mg), Sodyum (Na), Potasyum (K), Selenyum (Se), Molibden (Mo), Cu, Zn, Fe ve Co ile endüstri atıkları sonucu ortama giren ve canlı organizmada kuvvetli toksik etkiye sahip Cd, Ni, Hg ve Pb gibi ağır metaller, su ortamında belirli limitlerin dışına çıktığında toksik etki yapıp organizmanın canlılığına son veren metallerdir. Cd, Cu, Hg, Pb ve Zn gibi ağır metaller atık sularında normal olarak bulunmakta ve balıklarda toksikasyona neden olabilmektedir (Stoker ve Seager, 1976). Bazı ağır metallerin insan vücuduna verdiği zararlar Tablo 1’ de gösterilmiştir.

Tablo 1. Bazı ağır metallerin insan vücuduna etkileri (Underwood, 1977; Förstner ve Wittmann, 1983; O’Neill, 1993).

Metal	Etkileri
Hg , Pb, Al	Beyin hücrelerinin çalışmasını önler. Semptomları ağırlaşınca kadar kendini göstermeyebilir.
Se, Cd	Karaciğere zarar verir ve karaciğer kanserine yol açar.
Hg, Cd, Pb, Se, Zn ve Cu tuzları	Böbreklere ve kanallarına zarar verir. Böbreklerin proteini absorbe etmesine engel olur.
Zn ve Cu tuzları	Karaciğeri tahrip eder ve bağırsaklarda kanamalara neden olur.
As	Karaciğer tümörüne neden olur. Deri hastalıkları ve deri kanserine yol açar.
Cd	Kemiklerde kalsiyum kaybına neden olur ve kemiğin kolayca kırılmasını sağlar. (Itai-itai hastalığı)
Hg, Pb, As	Merkezi sinir sisteminde tahribat yapar, tansiyonu artırır ve depresyon yaratır. Bağırsaklarda korozyona neden olur.
As, Hg	Kalbin normal çalışmasını engeller.
Pb	Ovaryumlarda bozukluklara neden olur.

Su sistemlerine çeşitli yollar ile ulaşan endüstriyel ve evsel atıklar, kimyasal gübrelerin kullanımı ile açığa çıkan ağır metaller özellikle sediment ve sucul organizmaların yağ dokularında birikime uğramakta ve konsantrasyon edilmektedir (Ayas ve Kolonkaya, 1996). Zehirli maddeler sucul ortamda çok düşük konsantrasyonlarda direkt etki oluşturmazlar, fakat emilmeleri nedeni ile besin zincirinde yükseltgenmeye uğrayarak predatörleri etkilerler (Mallat, 1985). Bu biyolojik yükseltgenme olayı çoğunlukla pestisit ve ağır metaller için geçerlidir. Canlılarda meydana gelebilecek toksisitenin çeşidi ve şiddeti türler arasında hatta aynı türün bireyleri arasında dahi değişken olabilir (Verep ve ark. 2007). Toksik bir maddenin etkisi konsantrasyona ve uygulama veya maruz kalma süresine bağlıdır (Barlas, 1999).

1.2.2. Çevresel faktörlerin balıklardaki metal toksisite üzerindeki etkileri

Balıklarda metal toksisitesinin etkisi balıkların içerisinde bulunduğu sulardaki çözülmüş oksijen konsantrasyonu, sertlik, sıcaklık, pH, tuzluluk ve diğer metallerin varlığı gibi çevresel koşullara bağlı olarak değişkenlik göstermektedir. Buna bağlı olarak da çevresel koşullar sudaki metal konsantrasyonlarının balıkların metallere toleransında azalış veya artış olarak etki göstermektedir (Witeska ve Jezierska, 2003).

1.2.2.1. Çözülmüş oksijen

Balıkların içerisinde bulunduğu suların çözülmüş oksijeni metallerin toksik etkisini arttırmaktadır. Türler arasında farklılık gösteren optimum çözülmüş oksijen konsantrasyonlarından daha düşük seviyelerdeki konsantrasyonlarda balıklar metallerin toksik etkilerine karşı daha duyarlıdır ve lethal konsantrasyonlarında (LC₅₀) düşüş meydana gelmektedir. Hughes ve Flos (1978), Gökkuşacağı alabalığının Zn ile uyarıldığında hipoksi meydana geldiğini ve bunun da solungaçlara zarar verdiğini belirtmişlerdir. Voyer ve ark. (1975), *Fundulus heteroclitus*' un Cd ile uyarılınca, oksijenin normal koşullardan 4 mg/dm³ daha az yer kapsadığını ve bunun balıklardaki mortaliteyi arttırdığını gözlemlemişlerdir.

1.2.2.2. Su sıcaklığı

Birçok çalışmada bazı metallerin LC₅₀ değerinin sıcaklık artışıyla azaldığı bildirilmiştir. Örneğin, Eisler (1971), Killfish için Cd'nin 5–20 °C'deki etkilerini karşılaştırmış ve sıcaklık artışı ile balığın toksik maddelere duyarlılığın arttığını rapor

etmiştir. Yang ve Chen (1996), Japon yılanbalığı (*Anguilla japonica*)’da Cd toksisitesi ve sıcaklık arasında benzer bir ilişki gözlemlemişlerdir. Lloyd (1960), Zn’ye maruz kalan Gökkuşluğu alabalığı ve Atlantik salmonu (*Salmo salar*) türlerinin sıcaklıktaki artışın mortalitede artışa neden olduğunu bildirmiştir. Lugowska ve Jezierska (2000) tarafından sazan balığı (*Cyprinus carpio*) genç bireylerinde Cu ve Pb toksisitelerinin 20–26 °C’deki etkilerini karşılaştırılmışlar ve Cu ile Pb toksisitenin sıcaklıkla birlikte arttığını bildirmişlerdir. Sıcaklığın metal toksisite sonuçlarındaki bu etkisi esasen metabolizma oranında etkilidir. Su sıcaklığındaki artış, balığın metabolik sürecinde hızlanmaya ve dolayısıyla metal kavrayışında hızlanma ve biyoakümüülasyona sebep olur (Witeska ve Jezierska, 2003).

Perschbacher (2005) kanal yayın balığı (*Ictalurus punctatus*)’na Bakır Sülfat (CuSO_4) toksisitesinde su sıcaklığının etkili olduğunu belirtmiştir ve su sıcaklığı arttıkça toksik etkinin de arttığını bildirmiştir.

Alabaster ve Lloyd (1980) Cu toksisitesinde su sıcaklığının azalmasıyla toksik etkinin azaldığını ve su sıcaklığı azaldığında hayatta kalma süresinin arttığını bildirmişlerdir.

Furuta ve ark. (2007) Japon pisi balığı (*Paralichthys olivaceus*) ve mercan balığı (*Pagrus major*) üzerinde Bor’un (B) etkisinin su sıcaklığı artışıyla arttığını bildirmişlerdir.

Bat ve ark. (2000) tatlı su amfipodu olan *Gammarus pulex pulex* (L., 1758) üzerine yaptıkları çalışmada Zn, Cu ve Pb’nin toksik etkilerinin su sıcaklığıyla değişimini araştırmışlar ve sıcaklık arttıkça bu ağır metallerin etkilerinin de arttığını gözlemlemişlerdir.

Bryant ve ark. (1984) Cr, As, Ni ve Zn’ nin bazı omurgasız hayvanlara karşı toksisitesinde sıcaklığın etkisini araştırmışlar ve sıcaklıkla toksik etkinin doğrusal olduğunu belirlemişlerdir. Yine Bryant ve ark. (1985a) *Corophium volutator*, *Macoma balthica*’ ya Ni ve Zn’nin toksisitesinde sıcaklığın ve tuzluluğun etkisini araştırmışlardır. Sıcaklık artışı ile birlikte LC₅₀ değerinde düşüş meydana geldiğini belirtmişlerdir. Başka bir çalışmada Bryant ve ark. (1985b) *Corophium volutator*, *Macoma balthica*, *Tubifex costatus*’a As’nin etkisinin sıcaklıkla değişimine bakmışlardır. Sıcaklıkla toksik etkinin arttığını kanıtlamışlardır.

Rehwoldt ve ark. (1972) altı balık türü üzerinde bakırın 96 saatlik LC₅₀ değerinin 17 ve 28 °C de değişmediğini belirtirken bunun aksine bazı bilim adamları sıcaklık ve metal toksisite arasında farklı bir ilişki gözlemlemişlerdir. Örneğin, Welch ve ark. (1989), çeşitli

konsantrasyonlardaki Cu'ya maruz bırakılan Mozambik tilapiası (*Oreochromis mossambicus*) mortalitesinin sıcaklık artışı ile düştüğünü göstermiştir. Bu sonuç balık türü, yaşam evresi, metal iyonunun yapısı ve diğer çevresel parametrelerin etkilerinden kaynaklanabilir.

1.2.2.3. pH

Metallerin çoğu nötral veya alkali sulara nispeten asidik sularda daha toksik etki gösterir. Asidik sulardaki metal toksisite artışı düşük pH'ın neden olduğu metabolik bozukluk ile ilişkilidir ve asidik sularda balık vücudunda genellikle daha yüksek miktarda metal birikmektedir. Örneğin; düşük pH solungaç epitelyumunu yaralayabilir. Solungaçların mukus ile örtülmesi gaz değişimi ve osmoregülasyonu bozar. Organizmada metal emilimi ve toksik etki artar. Asidik sulardaki metal toksisitede mukusun metal kavrayış inhibasyonu veya H⁺ iyonları kavrayışına dayalı olduğuna dikkat edilmelidir (Witeska ve Jezierska, 2003). Metallerin toksisite etkinliği ile su asitliği arasındaki ilişki metalden metale değişiklikler arz eder. Örneğin, yapılan çalışmalarda Al için düşük pH'da metal miktarındaki artış ve dolayısıyla toksisitede artış olduğu bildirilmiştir. Asidik sularda, balık sedimentten Al'yi filtre eder. Çeşitli yazarlar Al'nin, pH'ın 5 civarında olduğunda toksisitesinin arttığını bildirmişlerdir (Playle ve ark. 1989; Roy ve Campell, 1995).

1.2.2.4. Suyun sertliği

Suda çözülmüş olan Ca⁺⁺ ve Mg⁺⁺ tuzlarının miktarı suların sertliğini belirler ve su sertliğinde meydana gelen her hangi bir artış, suda bulunan metallerin özelliğini etkiler ve metallerin çökmesiyle sudaki konsantrasyon ve dolayısıyla metal toksisite azalır. Ağır metallerden daha aktif olan Ca⁺⁺ iyonları sucul canlılarda koruyucu etkiye sahiptir ve sert sularda metal toleransını artırır. Ca⁺⁺ hücre membranı geçirgenliğinde değişikliğe neden olarak organizmanın metal kavrayışını önlemektedir (Witeska ve Jezierska, 2003). Jezierska ve Witeska (2001) su sertliğindeki artışın lethal konsantrasyonu (LC₅₀) arttırdığını bildirmişlerdir. Brown (1983), yüksek Ca⁺⁺ konsantrasyonunda kahverengi alabalık (*Salmo trutta*)'ın Al'ye karşı daha toleranslı olduğunu gözlemiştir. Wright ve ark. (1985) *Marone saxatilis* için ve Gill ve Epple (1992) *Fundulus heteroclitus* için sert sularda Cd toksisitesinin azaldığını rapor etmişlerdir. Ingersoll ve ark. (1990) ise nehir alabalığı (*Salvelinus fontinalis*) gençlerinde sert sularda Cd'nin etkisinin azaldığını

bildirmişlerdir. Zitko ve Carson (1976), Ca^{++} ve Mg^{++} iyonlarının hücrelerde toksik metal katyonlarını bağlayıcılığı aynı olması nedeniyle bu metallerin sert sularda daha az toksik olduklarını göstermişlerdir. Ayrıca Perschbacher ve Wurts (1999), $CuSO_4$ 'ün kanal yayın balığına farklı sertlikteki sularda etkisine bakmışlar ve suyun sertliğindeki artış ile birlikte balıkların $CuSO_4$ 'e karşı daha dayanıklı olduklarını bildirmişlerdir.

1.2.2.5. Tuzluluk

Birçok durumda, metallerin toksisitesi tatlı sulara nispeten tuzlu sularda daha düşük olduğu gözlemlenmiştir. Örneğin, Von Westernhagen ve ark. (1974) ringa balığı (*Caspialosa sp.*) embriyolarının gelişimi üzerinde Cd etkilerinin tuz konsantrasyonu düşük suda deniz suyundan daha belirgin olduğunu rapor etmiştir. Eisler (1971) ve Lin ve Dunson (1993), ringa balıklarının (*Caspialosa sp.*) Cd toleransındaki artışın tuzluluk ile ilişkili olduğunu rapor etmişlerdir. Hansen ve ark. (1996) da tuzluluğun, Gökkuşığı alabalığında Cu'nun toksik etkisini azalttığını belirtmiştir. Galvez ve Wood (1997) Gökkuşığı alabalığında yüksek tuzlulukta Ag'nin daha az toksik olduğunu belirtmişlerdir. Canlı, metal ile uyarıldığında, sudaki tuz konsantrasyonu arttıkça osmotik bozukluklar hafifler. Tuzlu suda Ca^{++} konsantrasyonundaki artış epiteli mühürler ve hücreler arası geçirgenliği azaltır. Böylece, metal kirliliğinde balıkların hücreler arası kanallardaki iyon hasarına duyarlılıkları azalır (Witeska ve Jezierska, 2003).

Tuzluluğun metallerin toksik etkiliğini azaltması yönünde elde edilen sonuçların yanı sıra, Middaugh ve Dean (1977), Cd'nin toksisitesinde tuzluluk etkisinin çeşitli balık türlerinde farklı olabileceğini belirtmişlerdir. Bu araştırmacıların sonuçları Cd için *Fundulus heteroclitus* yumurtalarında mortalitenin ‰ 30 tuzlulukta ‰ 20'den daha fazla, Atlantik gümüşbalığı (*Menidia menidia*) yumurtalarında ise düşük tuzlulukta hassas olduğunu göstermiştir. Voyer ve ark. (1977), yüksek tuzluluğun *Pseudopleuronectes americanus* yumurtalarında Cd'nin toksisitede etkisinin arttığını belirtmiştir. Erickson ve ark. (1996) *Pimephales promelas*' a Cu'nun LC_{50} değerinin tuz içeren sularda daha yüksek olduğunu bildirmiştir. Ferguson ve Hogstrand (1998) ise gümüşe maruz kalan Gökkuşığı alabalığının mortalitesi yüksek tuz konsantrasyonunda arttığını rapor etmişlerdir. Beşli, (2006) yaptığı çalışmada $HgCl_2$ 'nin Gökkuşığı alabalığı üzerindeki toksisitesinin tuzlulukla değişimini incelemiş ve tuzluluğun artması neticesinde toksik etkinin arttığını bildirmiştir.

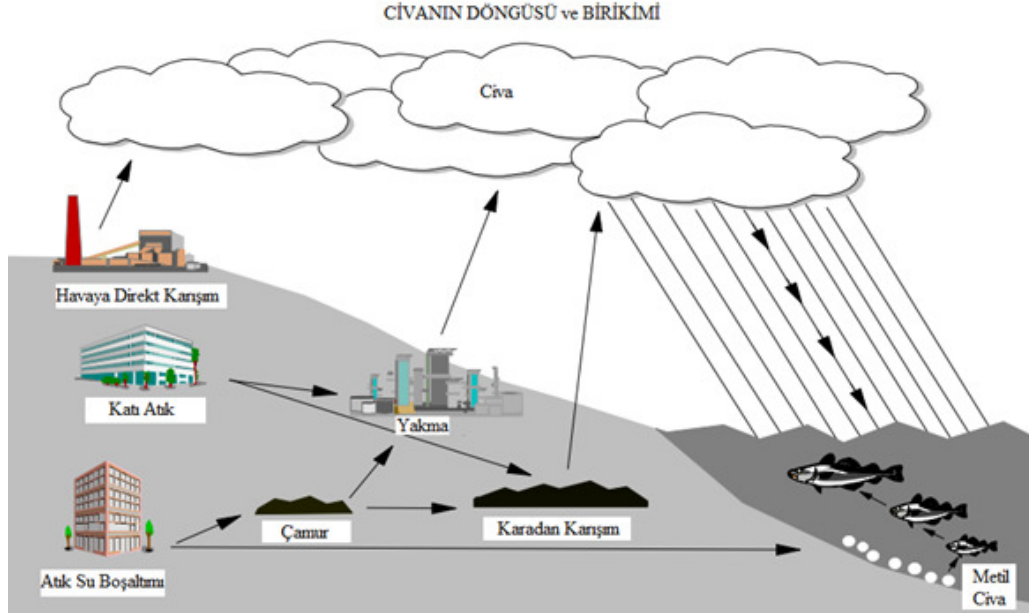
1.3. Ağır Metallerin (Civa) Özellikleri

Çok eski çağlardan beri insanlığın bildiği bir metal olan civa oda sıcaklığında sıvı durumda (T_{erg} : - 38.89 °C) bulunan metallerden bir tanesidir. 14.06 g/cm^3 yoğunluğu ile ağır metaller grubunun bir üyesi olan civa periyodik cetvelin 2B grubunda bulunan bir geçiş elementidir. Yerkabuğunda ortalama 0.08 ppm oranında bulunan civa deniz suyunda 3×10^{-5} ppm civarında bulunmaktadır. Doğal civa içeriği havada $0.005 - 0.06 \text{ ng/m}^3$ bitkilerde $0.001 - 0.3 \text{ } \mu\text{g/g}$ (genelde $< 0.01 \text{ } \mu\text{g/g}$) seviyelerindedir.

Çevrede doğal ve insan kaynaklı birçok civa kaynağı vardır. Volkanik patlamalar, okyanuslardan buharlaşma ve dünyanın kabuğunda bulunan doğal civa insanlar tarafından doğaya karıştırılan civadan daha az miktarda bulunmaktadır. Kömür yakma, klor alkali sanayi, atık yakma ve metal işleme gibi birçok alanda ortama civa karışmaktadır.

Civa endüstride gerek metalik olarak gerekse organik ve inorganik civa bileşikleri olarak termometrelerde, bazı metallerin üretim proseslerinde, ilaç sanayiinde, diş tedavilerinde dolgu malzemesi olarak, laboratuvar uygulamalarında, boya sanayiinde ve kağıt sanayiinde kullanılmaktadır. Ayrıca civa tarımsal alanlarda fungusit olarak kullanım alanı da bulmuştur. Ancak günümüzde civa kullanımı gerek metalik formunun ve gerekse bileşiklerinin flora ve fauna için çok zehirli olmasından dolayı azaltılmaktadır ve bazı endüstri kollarında kullanımı yasaklanmıştır (Habashi, 1997).

Civa hava, su ve sediment arasında farklı kimyasal yapılar oluşturarak bir çevrim yapmaktadır. Suyu karışıp çökelen civa, sediment içindeki +2 değerlikli bakteriler ve organizmalar tarafından metil civaya dönüştürülerek deniz ortamına geçer. Planktonlar, onları yiyen balık ve midyeler ile besin zincirine karışır. Civanın biyolojik çevrimi ve birikimi Şekil 1' de verilmiştir. Civanın çeşitli gıdalara özellikle su ürünlerine bulaşması kronik civa zehirlenmesi yönünden önem taşımaktadır. Civanın metalik, organik veya inorganik bileşik olmasına göre vücut içerisinde izleyeceği yol farklılık gösterdiğinden beyin, böbrekler ve sinir sistemi üzerindeki etkileri de farklılaşmaktadır. Organik civa kalıntıları sindirim kanalından kolayca absorbe olmaktadır. Metalik ve metil civa kanda eritrositlere bağlanarak beyinde, inorganik civa bileşikleri ise böbreklerde birikmektedir. Civa zehirlenmesi sonucu meydana gelen hastalık neropisşik olup parmak ve dudakların uyuşması, geçici sağırılık, titreme, bacakların tutmaması, zayıflama, derilerde kızarıklık ve yaraların oluşması, gözlerin zarar görmesine, tansiyon yükselmesi, kalp krizi ve daha sonra ölüm şeklinde kendini göstermektedir. Ayrıca kemik dokusunda birikerek zehirlenmelere yol açar (Kahvecioğlu ve ark. 2003).



Şekil 1. Cıvanın döngüsü ve birikimi

1.4. Toksikolojik Testler

Toksikoloji yani zehir bilim, kimyasallar ile biyolojik sistem arasındaki etkileşimleri, zararlı sonuçları yönünden inceleyen bilim dalı veya kimyasalların zararsızlık limitlerini belirleyen bilim dalıdır. Uygun yol ve dozda alınmayan her madde zehir etkisi yapabilir. Bu etki bir yapı değişikliği şeklinde olabileceği gibi biyokimyasal lezyon şeklinde de olabilir. Ortaya çıkan etki, geri dönüşümlü olabileceği gibi hücre ölümü şeklinde de olabilir (Vural, 1996). Canlı hücreler üzerinde kimyasal maddelere bağlı önemli yapı ve fonksiyon değişikliklerinin saptanması ve yorumlanması amacıyla deneysel toksikolojik çalışmalar yapılmaktadır (Loomis, 1978).

Toksisite testleri, sadece kimyasal maddelerin canlı organizmalar üzerindeki zararlı etkilerini açıklamak için yapılmaz. Bu maddelerin toksik etkilerinin görülmeyeceği doz değerlerini saptamak için de yapılır. Eğer, uzun süreli madde maruziyetine bağlı toksik etkiler araştırılacak ise, deneyin yapıldığı zaman periyodu içinde de aynı özellikte maddelerin ve koşulların uygulanması gerekir. Beklenen toksik etkinin görülmesine yönelik testlerde, bu etkiyi oluşturduğu bilinen bir kimyasal maddenin, pozitif kontrol grubuna uygulanması ve deneyin sağlıklı işlediğinin test edilmesi gerekir (Saygı ve ark. 1991).

Toksikolojik testlerde kullanılan deney hayvanları farklı konsantrasyonlarda toksik maddelerin bulunduğu ortamda tutularak bu maddelerin hayvanlar üzerindeki etkileri araştırılır. Bu araştırmalarda; ölümler, üreme ve denge bozuklukları, gelişme durumları, yüzme yetenekleri, histolojik ve biyokimyasal değişimler ve organların aktiviteleri gibi faktörler incelenir. Testlerde kullanılan materyal tek bir kirletici olabileceği gibi birden fazla madde içeren kompleks bir karışımda olabilir (APHA, 1992; Laufer ve Nation, 1999). Toksik deneylerde aynı özelliklere sahip hayvanlar, farklı miktarlarda toksik maddeye maruz bırakılmaktadır. Toksik madde dışındaki faktörlerin etkilerinin ortadan kaldırılması bakımından testlerde ayrıca kontrol grubu kullanılır. Toksik maddenin belirli miktarlarda çözümleri kullanılacağı için bu maddenin bir çözücü yardımıyla çözülebilir olması gerekmektedir. Kullanılan bu çözücü maddelerin de toksik etkilerinin dikkate alınması gerekir (EPA, 1993; Ünsal, 1998; Altınok, 2004).

Toksosite testleri, testin süresine, test ortamına toksik madde ilavesine ve amaçlarına göre sınıflandırılmaktadır. Test sürelerine göre yapılan sınıflandırmada testler, akut ve kronik olmak üzere iki şekilde gruplandırılır. Akut toksikolojik testler, deney süresi 24, 48, 72 ve 96 saatlik zaman dilimleri kullanılarak yapılmaktadır. Deney süresi, deneyde kullanılacak canlı türüne göre de değişiklik göstermektedir. Deney süresi boyunca kullanılan organizmanın büyüme ve gelişimi de göz önünde bulundurulmalıdır. Kronik testlerde deney süresi bir haftadan bir aya kadar olabilir veya daha uzun süreler de kullanılabilir. Bu test türünde genellikle farklı toksik madde miktarlarının organizmaların üreme ve gelişmeleri üzerine etkileri incelenmektedir (FAO, 1987; Ünsal, 1998).

Toksikolojik testler, deney ortamına kirletici ilavesine göre statik, yarı statik ve sürekli akış sistemli olacak şekilde üç gruba ayrılmaktadır. Statik testlerde deneye tabi tutulacak organizmalar uygun bir düzenek içerisinde hazırlanmış deney ortamına konur ve deney süresi boyunca herhangi bir değişiklik yapılmaz. Bu deneylerde metabolizma sonucu oluşan atıkların su kalitesinde meydana getireceği olumsuzlukları gidermek amacıyla genellikle 96 saatlik süre tercih edilmektedir. Yarı statik toksik testlerde, deney ortamı belirli zaman aralıklarıyla yenilenmekte olup, bu zaman aralıkları toksik madde ve deneyde kullanılan organizma türüne göre değişmektedir. Bu test türünde genellikle farklı zaman dilimleri tercih edilmektedir. Bu sayede, statik testlerde metabolizma atıkları ve diğer bazı nedenlerden kaynaklanan su kalitesindeki değişimlerin olumsuz etkileri ortadan kaldırılmış olur. Sürekli akış sistemli testlerde ise, deney ortamı devamlı olarak yenilenir ve deney süresince su kalitesinde metabolizma atıkları nedeniyle herhangi bir değişiklik

meydana gelmez. Bu testler kısa süreli toksik deneyler için tercih edilmekle birlikte, doğal ortam şartlarını en iyi şekilde temsil etmektedir (FAO, 1987; Ünsal, 1998).

Toksisite deneyleri, toksik maddelerin zararlı etkilerini ve su kalitesini belirlemede, atıkları ve bu atıkların boşaltıldığı alanları izlemede, gıda zincirinin üst seviyesindeki canlıları korumada, insanlar tarafından tüketilen su ürünlerinin sağlık açısından zararlı olup olmadıklarını belirlemede, toksik maddelerin organizmalar üzerindeki uyarıcı etkilerini ve biyolojik birikimini gözlemlemede kullanılmaktadır. Ayrıca, farklı toksik maddelerin canlı organizmalara olan etkilerini karşılaştırmak ve bu toksik maddelere karşı tepkilerini ölçmek amacıyla da bu testler yaygın olarak kullanılmaktadır (Arnold ve ark. 1996; Klauning, 2000).

1.4.1. Toksik testlerde kullanılacak deney organizmalarının seçimi

Toksikolojik testlerde güncel ve anlamlı sonuçlar elde etmek için sadece uygun test tipinin değil aynı zamanda uygun test organizmasının da seçilmesi gerekmektedir (Rand, 1995). Toksisite testlerinde seçilecek organizmalar mümkün olduğunca ekosistemi temsil eden yerli türler olmalıdır. Seçilecek tür ekolojik ve ekonomik öneme sahip olmalı, temini kolay ve sayıları yeterli olmalıdır. Tür içi ve türler arasında duyarlılık farklılık gösterdiğinden mümkün olduğunca geniş bir duyarlılık aralığına sahip organizmalar seçilmelidir. Türlerin laboratuvar çalışmalarına adaptasyon kabiliyetlerinin yüksek ve kültürlerinin yapılabilir olması gerekmektedir. Seçilecek türler en az bir ay süreyle laboratuvar ortamında sağlıklı şartlarda muhafaza edilebilmelidir. Türlerin biyolojilerinin, tuzluluk, pH ve sıcaklık isteklerinin önceden bilinmesi gerekir. Organizmanın gıda zincirindeki düzeyi, ekonomik yönden önemi ve en hassas evresi bilinmelidir. Ayrıca, denemede kullanılacak organizmalar uygun boyda olmalıdır (Greenberg ve ark. 1985; Rand, 1995).

Akuatik toksikolojide canlı materyali oluşturacak organizmalar doğrudan doğal ortamdaki temin edilebileceği gibi üreticilerden de satın alınabilir veya laboratuvar, kuluçkahane vb., suni koşullarda yetiştirme yollarıyla da elde edilebilir. Akuatik toksikolojide test türlerinin seçimi daha çok araştırmanın amacına bağlı olmakla birlikte, omurgalılar içerisinde balıklar temel grubu oluşturmaktadır. Toksikolojik testlerde yaygın olarak kullanılan balık türleri; *Salvelinus fontinalis*, *Oncorhynchus mykiss*, *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Pimephales promelas*, *Catostomus commersoni*, *Ictalurus punctatus*, *Lepomis macrochirus*, *Esox lucius*, *Gasterosteus aculeatus*, *Brachydanio rerio* ve *Poecilia reticulata*'dır. Balıkların yanı sıra bakteriler, algler, yüksek bitkiler, protozoa,

sölenterata, rotifer, annelidler, krustasea, su böcekleri ve yumuşakçalar kullanılan diğer gruplardır (Pascoe ve Edwards, 1989).

1.4.2. Toksikolojik deneylerde su kalitesi

Deneylerde kullanılacak organizmaların kültürlerinin yapılmasında ve test konsantrasyon sularının hazırlanmasında kullanılacak suların; yerleşim yerlerinden ve tarımsal alanlardan uzak, sanayi atık sularından etkilenmeyen, yüzey veya kaynak suları olması gerekmektedir. Toksikolojik çalışmalarda kullanılacak suların özellikleri Tablo 2' de belirtilmiştir (FAO, 1981; FAO, 1982; APHA, 1995).

Toksikolojik deneylerde kullanılacak suların fiziksel ve kimyasal özelliklerinin önceden belirlenmiş olması gerekmektedir. Kullanılacak suyun sıcaklığı, çözülmüş oksijen miktarı, alkalitesi, sertliği ve pH değerinin deney öncesinde bilinmesi gerekmektedir. Ayrıca bu kriterlerin belirlenmesinde kullanılacak canlı türünün de göz önünde bulundurulması gerekir. Deney süresince test suyu sıcaklığında meydana gelen değişikliğin 2 °C'yi geçmemesi ve çözülmüş oksijen miktarının ılık su balıkları için 4 mg/l soğuk su balıkları için 6 mg/l'nin altına düşmemesi sağlanmalıdır (FAO, 1981; APHA, 1992; EPA, 1993; Uguz ve ark. 2003).

Tablo 2. Akut toksikolojik deneylerde kullanılacak suların özellikleri

Parametre	Sınır Değerleri
pH	6-9 (Optimum 7)
Çözülmüş Oksijen	Soğuk Su Balıkları İçin ≥ 6 mg/l Ilık Su Balıkları İçin ≥ 4 mg/l
Sıcaklık	Soğuk Su Balıkları İçin 12-15°C Ilık Su Balıkları İçin 15-25°C
Sertlik	Yumuşak su 0-60 mg CaCO ₃ /l Orta Sert Su 60-110 mg CaCO ₃ /l Sert Su 110-180 mg CaCO ₃ /l Çok Sert Su 180- mg CaCO ₃ /l
Amonyak	< 20 µg/l

1.5. Önceki Çalışmalar

Sucul organizmalar arasında önemli bir yer tutan balıklar biyotestlerde olduğu kadar toksikolojik çalışmalar için de en uygun organizmalardır. Bu amaçla yapılan akut letal toksisite testleri toksik maddenin konsantrasyonunu belirlemek için kullanılır (Arellano ve ark. 1999).

Su sertliğinin uranyum toksisitesi üzerindeki etkileri araştırıldığında, su mercimeği (*Lemna minor*) ve Meksika tatlı su karidesi (*Hyalella azteca*) için yumuşak sularda ve sert sulardaki toksikoloji incelenmiştir (URL-2).

Jeziarska ve Witeska (2001) su sertliğindeki artışın lethal konsantrasyonu (LC₅₀) arttırdığını bildirmişlerdir. Brown (1983), yüksek Ca⁺⁺ konsantrasyonunda kahverengi alabalık (*Salmo trutta*)'ın Al'ye karşı daha toleranslı olduğunu gözlemiştir. Wright ve ark. (1985) ve Gill ve Epple (1992) Killfish için sert sularda Cd toksisitesinin azaldığını rapor etmişlerdir. Ingersoll ve ark. (1990) ise kaynak alabalığı (*Salvelinus fontinalis*) gençlerinde bunu onaylamıştır. Zitko ve Carson (1976), Ca⁺⁺ ve Mg⁺⁺ iyonlarının hücrelerde toksik metal katyonlarını bağlayıcılığı aynı olması nedeniyle bu metallerin sert sularda daha az toksik olduklarını bildirmişlerdir. Ayrıca Perschbacher ve Wurts (1999), CuSO₄'ün kanal yayın balığına (*Ictalurus punctatus*) farklı sertlikteki sularda etkisine bakmışlar ve suyun sertliğindeki artış ile birlikte balıkların CuSO₄'e karşı daha dayanıklı olduklarını bildirmişlerdir.

Birçok balık türü için HgCl₂'nin akut toksisitesi incelenmiştir. Bu çalışmalarda *Oncorhynchus mykiss*, *Brachydanio rerio*, *Catostomas commerson*, *Etheostoma spectabile*, *Leiostomus xanthurus*, *Melanogrammus aeglefinus*, *Menidia menidia*, *Capoetta tinca*, *Alburnoides bipunctatus* ve *Leuciscus cephalus* gibi birçok tür kullanılmıştır. Shrivastava ve ark. (1988), *Cyprinus carpio* embriyosu için, Sharp ve Neff (1980), *Fundulus sp.* embriyolarında 96 saat için akut toksikolojik dozajları incelemişlerdir. Yapılan diğer çalışmalar ise Tablo 3' te verilmiştir.

Gül ve ark. (2008), *Capoeta tinca*'ya HgCl₂'nin akut toksik etkisini araştırmış ve 96 saatlik LC₅₀ değerini 0,82 mg/l olarak hesaplamıştır. Yine Gül ve ark. (2004) HgCl₂'nin tatlı su kefaline akut toksik etkisini araştırmış ve 96 saatlik LC₅₀ değerini 0,55 mg/l olarak hesaplamışlardır.

Devlin ve Mottet (1991; 1992), metil civa (MeHg)'nin; Marr ve ark. (1998), Kobalt Klorit (CoCl₂.2H₂O)'in Gökkuşluğu alabalığı embriyosu üzerinde akut toksikolojik dozajlarını incelemişlerdir. Su sertliğinin Uranyum (U) toksisitesi üzerindeki etkileri

araştırıldığında, Gökkuşağı alabalıklarının alevin devrelerinde EC₅₀ değeri 0.46–0.64 mg/l arasında bulunmuştur (URL-3). Genç Gökkuşağı alabalığı bireylerinde Gümüş Nitrat (AgNO₃) için 168 saatlik LC₅₀ değeri 9.10 µg Ag/l olarak bulunmuştur. Bu toksisite diğer gümüş tuzlarından düşüktür. Ag(S₂O₃)_n için 168 saatlik LC₅₀ değeri 137 µg Ag/l'dir. AgCl_n için ise LC₅₀ değeri 100 µg Ag/l bulunmuştur. Gümüş, canlıda birikim yapmakta ve atılamamaktadır. Ag(S₂O₃)_n'de en yüksek gümüş düzeyi Gökkuşağı alabalığının karaciğerinde bulunmuştur (164 µg Ag/l) (Wood ve ark. 1996).

Tablo 3. Civa II Klorür (HgCl₂)'ün çeşitli türlere göre ekotoksikolojik deney sonuçları (URL-3)

A: Konsantrasyonlar ölçülmüştür N: konsantrasyonlar ölçülmemiştir S: Statik Test
 SS: Yarı Statik Test 1/d: Günde bir kez yenilenen test solüsyonu F-T:Flow Through Test
 NOEC: Etkin olmayan doz LOEC: Etkin olan en düşük doz EC50: Etkin Konsantrasyon

Türler	Süre d (gün) h (saat)	Test Tipi	Kriter (LC50/EC50 NOEC)	Konsantrasyon (µg Hg/l)	Yaşam Evresi	Kaynaklar
1. Tatlı Su						
<i>Cyprinus carpio</i>	96 h	A; SS	LC50	160	Jüvenil	Alam ve Maughan, 1992
<i>Etheostoma spectabile</i>	8 d	N; SS (1/d)	EC50	18,5	Embriyo	Sharp, 1992
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h		LC50	33	2 aylık	Hale, 1977
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	N; S	LC50	193	Jüvenil	Buhl ve Hamilton, 1991
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	N; S	LC50	217	Alevin	Buhl ve Hamilton, 1991
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	N; S	LC50	238	Jüvenil	Buhl ve Hamilton, 1991
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	N; S	LC50	282	Alevin	Buhl ve Hamilton, 1991
<i>Pimephales promelas</i>	4 d	A; F-T	LC50	168	3 aylık	Snarski ve Olson, 1982
<i>Pimephales promelas</i>	7 d	A; F-T	LC50	74	3 aylık	Snarski ve Olson, 1982
<i>Poecilia reticulata</i>	96 h	N; S	LC50	26	15 mm, 184 mg	Khengarot ve Ray, 1987
<i>Thymallus arcticus</i>	96 h	N; S	LC50	124	Alevin	Buhl ve Hamilton, 1991
<i>Thymallus arcticus</i>	96 h	N; S	LC50	218	Jüvenil	Buhl ve Hamilton, 1991
<i>Brachydanio rerio</i>	14 d	N; SS (1/d)	NOEC	1		Dave ve Xiu, 1991
<i>Pimephales promelas</i>	41 d	A, F-T	NOEC	0,5		Snarski ve Olson, 1982
<i>Pimephales promelas</i>	30 d	A, F-T	NOEC	≤ 0,5		Snarski ve Olson, 1982
<i>Pimephales promelas</i>	60 d	A, F-T	NOEC	1,2		Snarski ve Olson, 1982
<i>Pimephales promelas</i>	60 d	A, F-T	LOEC	2,01		Snarski ve Olson, 1982
<i>Pimephales promelas</i>	32 d	A, F-T	NOEC	0,63		Spehar ve Fiandt, 1986
2. Tuzlu Su						
<i>Fundulus heteroclitus</i>	32 d	A; SS (1/d)	NOEC	10		Sharp ve Neff, 1980
<i>Fundulus heteroclitus</i>	32 d	A; SS (1/d)	EC50	37		Sharp ve Neff, 1980
<i>Fundulus heteroclitus</i>	96 h	A; SS (1/d)	LC50	67	Embriyo	Sharp ve Neff, 1980

Civa II Klorürün Gökkuşığı alabalığı üzerine olan toksik etkileri 1973'ten beri incelenmektedir. MacLeod ve Pessah (1973), yapmış oldukları çalışmada 96 saatlik LC₅₀ değerini 220-280 µg Hg/l olarak rapor etmişlerdir. Gökkuşığı alabalığındaki HgCl₂'nin 96 saatlik çalışmaları ele alındığında; Wobeser (1975), yaşam evresi için 96 saatlik LC₅₀ değerini 900 µg Hg/L; Heissinger ve ark. (1979), ergin bireyler için LC₅₀ değerini 350-440 µg Hg/L; Lock ve Van Overbeeke (1981), 31-44 g'lık bireyler için LC₅₀ değerini 275 µg Hg/L; Buhl ve Hamilton (1991), alevin bireyler için LC₅₀ değerini 217 µg Hg/L ve genç bireyler için LC₅₀ değerini 193 µg Hg/L olarak rapor etmişlerdir.

Kirletici maddelerin sucul canlılara olan toksik etkileri konusunda çok sayıda araştırma yapılmıştır. Ancak bu çalışmaları yaparken canlıların içerisinde bulunduğu suyun kriterlerinin değiştirilerek yapılan çalışmalar çok az miktardadır. Bu çalışmalarda son yıllarda sanayinin gelişimiyle sucul ortamlarda önemli bir problem oluşturan HgCl₂'nin dünyada yetiştiricilik açısından önemli bir yere sahip olan Gökkuşığı alabalığı üzerindeki toksisitesinin sıcaklık ve suyun sertliğiyle birlikte nasıl bir değişiklik gösterdiği bilinmemektedir. Özellikle Doğu Karadeniz'deki sular gibi yumuşak sulara sahip bölgelerdeki sularda sert suya nazaran metal toksisitesinin daha etkin olacağı düşünülmüş olup toksisite üzerindeki etkilerinin araştırılması amaçlanmıştır. Böylece farklı su sıcaklığı ve sertliklerine sahip su ortamlarında olası metal kirliliği durumunda balıklar açısından risk sınırları hakkında kullanılabilir referans konsantrasyonlar elde edilebilecektir.

2. YAPILAN ÇALIŞMALAR

2.1. Materyal

2.1.1. Deneyde kullanılan Gökkuşığı alabalıklarının özellikleri ve temin edilmesi

Alem	: Animalia (Hayvanlar)
Şube	: Chordata (Kordalılar)
Üst sınıf	: Osteichthyes (Kemikli Balıklar)
Sınıf	: Actinopterygii (Işın Yüzgeçliler)
Üst takım	: Teleostei (Kemikli Balıklar)
Takım	: Salmoniformes (Som Balıkları)
Aile	: Salmonidae (Alabalıklar)
Cins	: <i>Oncorhynchus</i>
Tür	: <i>Oncorhynchus mykiss</i> (Gökkuşığı alabalığı)



Şekil 2. Gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)

1880 yılında Avrupa'ya, 1970 yılında ise Türkiye'ye getirilmiş olan Kuzey Amerika kökenli Gökkuşığı alabalığı birçok kıtaya yayılmıştır (Emre ve Kürüm, 2003).

Çalışmada deney hayvanı olarak ekolojik ve ekonomik öneme sahip, ekosistemi iyi temsil edebilen, laboratuvar koşullarına çabuk uyum sağlayabilen, kültürleri kolaylıkla yapılabilen, tedarik edilmesi kolay ve geniş duyarlılık aralığına sahip olan Gökkuşığı alabalıkları kullanılmıştır (Rand, 1995).

Testlerde kullanılan Gökkuşığı alabalığı yavruları ($4,79 \pm 0,16$ g; $7,38 \pm 0,24$ cm) Rize ili Çamlıhemşin ilçesinde bulunan bir alabalık üretim tesisinden temin edilmiştir. Havalandırma sistemli bir tankta Karadeniz Teknik Üniversitesi Sürmene Deniz Bilimleri Fakültesi Prof. Dr. İbrahim OKUMUŞ Araştırma ve Uygulama Ünitesi' ne getirilen balıklar, toksikolojik testlere başlanmadan önce laboratuvar koşullarına uyum sağlamaları

için, 15-18 °C' de yaklaşık 15 gün süreyle biyolojik filtreye sahip, 200 L hacimli akvaryum sistemlerinde muhafaza edilmiştir. Uyum süresince, her bir sistemin suyu günlük % 20 oranında tazelenmiş olup, adaptasyon ve test esnasında balıklar 12 saat karanlık ve 12 saat aydınlıktan oluşan fotoperiyot uygulamasına tabi tutulmuştur. Balıklar laboratuvar koşullarına adaptasyon aşamasında vücut ağırlıklarının % 5' i oranında ticari alabalık pelet yemiyle beslenmiştir. Yemlemeye, toksikolojik testlerin başlangıcına 2 gün kalana kadar devam edilmiş ve toksikolojik deneyler esnasında yemleme yapılmamıştır (OECD, 1992). Ayrıca test öncesinde balıklarda bakteriyel veya paraziter hastalık etkeni olup olmadığı kontrol edilmiştir. Balıklar kontrol edildikten sonra toksikolojik testlere başlamak için hiçbir etkenin olmadığı tespit edildikten sonra denemelere başlanmıştır.

2.1.2. Civa II Klorür

Toksikolojik deneylerde ağır metal bileşiği olarak HgCl₂ (Merck 1.04419) kullanılmıştır. Civa II Klorürün fiziksel ve kimyasal özellikleri Tablo 4' te gösterilmiştir.

Tablo 4. Civa II Klorür' ün fiziksel ve kimyasal özellikleri

Kimyasal formülü	HgCl ₂
Molekül ağırlığı	271,52 g/mol
Görünüm	Beyaz katı, toz
Kaynama noktası	302 °C
Erime Noktası	277 °C
Yoğunluk	5,43 g/cm ³
Buharlaşma basıncı	Değişken
Suda çözünübilirliği	7.4 g/100 ml (20 °C)
Diğer çözücülerde çözünübilirliği	33 g/100 ml (25 °C)
Anyonları	Civa II Florür Civa II Bromür Civa II İodür
Kasyonları	Çinko Klorid Kadmiyum Klorid Civa Klorid

2.2. Metot

2.2.1. Toksikolojik testlerde kullanılan suyun kalitesinin belirlenmesi

Toksikolojik çalışmalarda kullanılan sular, KTÜ Sürmene Deniz Bilimleri Fakültesi, Prof. Dr. İbrahim Okumuş Araştırma ve Uygulama Ünitesi' nden tedarik edilmiştir. Testlerde kullanılan suyun özelliklerini belirlemek amacıyla, toksik madde ilave edilmeden önce ve ilave edildikten sonra 3, 6, 12, 24, 48, 72 ve 96. saatlerde suyun sıcaklığı, çözülmüş oksijeni ve pH' sı ölçülmüştür. Buna ek olarak deneme süresince tanklardaki suyun toplam sertliği, alkalinitesi, amonyak ve nitrit konsantrasyonları günde bir defa olmak üzere ölçülmüştür.

2.2.1.1. Sıcaklık ve pH ölçümü

Gökkuşığı alabalıklarının içinde bulunduğu cam akvaryumlardaki suların sıcaklık ve pH değerleri WTW 330i (Weilheim, Germany) model pH metre kullanılarak ölçülmüştür.

2.2.1.2. Çözülmüş oksijen tayini

Deneylerde kullanılan suların çözülmüş oksijen konsantrasyonları Winkler, 1888 yöntemi ile ölçülmüştür. Bu amaçla, karanlık şişeler içerisine alınmış 300 ml örnek üzerine 2 ml $MnSO_4$ çözeltisi ve 2 ml alkali iyodür azid çözeltisi sırasıyla ilave edilmiştir. Sonra şişenin ağzı kapatılıp 15-20 kez ters düz edilerek karıştırılmış ve 2-3 dakika bekledikten sonra örnek şişesinden 100 ml mezür yardımıyla ölçülerek alınmış olup erlen mayere aktarılan numunenin üzerine 2 ml % 98' lik derişik sülfürik asit (H_2SO_4) ilave edilerek 0.025 N standart sodyum tiyosülfat ($Na_2S_2O_3$) çözeltisi ile titre edilmiştir. Titrasyon sonuçlarından elde edilen değerler kullanılarak test sularının çözülmüş oksijen konsantrasyonları hesaplanmıştır (Boyd ve Tucker, 1992).

2.2.1.3. Toplam sertlik tayini

Toksik testlerde balıkların içerisinde bulunduğu suların toplam sertlik değerini ölçmek için alınan 100 ml örneğe 5 ml standart magnezyum tampon çözeltisi eklenmiş olup karıştırıldıktan sonra üzerinde 0,2 g Eriochrome Black T indikatörü ilave edilmiştir. Daha sonra 0,1 N etilendiamin tetra asetik asit (EDTA) ile titrasyon yapıp toplam sertlik miktarı mg $CaCO_3/l$ olarak hesaplanmıştır (Boyd ve Tucker, 1992).

2.2.1.4. Alkalinite tayini

Testlerde kullanılan suların alkalinitesi, metil oranj indikatörü ilave edilen 100 ml örneğin standart sülfürik asit (H_2SO_4) ile titre edilmesi sonucu tespit edilmiştir (Boyd ve Tucker, 1992).

2.2.1.5. Amonyak tayini

Toksikolojik denemelerde kullanılan test sularındaki amonyak indofenol yöntemi kullanılarak belirlenmiştir. Bu işlemde, 10 ml örnek üzerine bir damla mangan sülfatlı Rochelle tuzu ilave edilip karıştırılmıştır. Bu karışıma daha sonra sırasıyla 0.5 ml oksidasyon çözeltisi ve 0.6 ml fenol çözeltisi ilave edilmiştir. Çözelti karıştırıldıktan sonra 15 dakika renk oluşumu için bekletilmiştir. Hazırlanan çözelti küvetlere transfer edilerek, aynı işleme tabi tutulmuş saf suya karşı 630 nm dalga boyunda spektrofotometre ile absorbans değeri okunmuştur. Ayrıca, standart amonyak çözeltisi hazırlanmış ve aynı işlemlere tabi tutularak absorbansı belirlenmiştir. Standart amonyak çözeltisinin absorbansı kullanılarak toplam amonyak değeri tespit edilmiştir (Boyd ve Tucker, 1992).

2.2.1.6. Nitrit tayini

Toksikolojik testlerde kullanılan suların nitrit miktarı nitrit azotu yöntemi ile tespit edilmiştir. Bu amaçla, 50 ml su örneği üzerine 1 ml sülfanilamid ve 1 ml N-(1-naftalin)-etilendiamindihidroklorür çözeltisi ilave edilmiştir. Örneklerin absorbans değerleri spektrofotometrede 543 nm dalga boyunda saf suya karşı okunmuştur. Aynı zamanda standart nitrit çözeltilerinin farklı konsantrasyonlarının absorbans değerleri de okunarak kalibrasyon grafiği çizilmiştir. Bu grafikteki değerler kullanılarak test sularının nitrit konsantrasyonları belirlenmiştir (Boyd ve Tucker, 1992).

2.2.2. Toksikolojik testlerin yapılışı

Deneyde kullanılacak balıklar adaptasyon öncesi incelenerek vücutlarının dış yüzeyinde parazit bulunup bulunmadığı kontrol edilmiştir (AFS-FHS, 2003). Daha sonra adaptasyona alınan balıklar, 25 litrelik statik su içeren cam akvaryumlara aktarılmıştır. Civa II klorürün farklı sıcaklık ve sertliğe sahip su kriterlerinde toksik etkilerinin belirlendiği akvaryumlara 10'ar adet Gökkuşuğu alabalığı konulmuştur. Denemelere başlamadan önce $HgCl_2$ 'nin denemede kullanılacak doz aralığını belirlemek amacıyla ilk önce ön denemeler gerçekleştirilmiştir. Yapılan ön denemelerin sonuçlarına göre

denemelerde balıkların içerisinde tutulduğu suların $HgCl_2$ konsantrasyonları, 12 °C için; 0 (kontrol), 0.40, 0.60, 0.80, 1.00, 1.2 mg/l ve 17 °C için; 0 (kontrol), 0.40, 0.50, 0.60, 0.70, 0.80 mg/l olacak şekilde ayarlanmıştır. Deney her iki sıcaklık değeri için üçer farklı sertlik kriterlerinde üç paralel olarak yürütülmüştür. Ayrıca deney süresince meydana gelen balık ölümlerinin deneyde kullanılan $HgCl_2$ 'den başka her hangi bir faktörden olup olmadığını gözlemlenmek amacıyla da kontrol grupları oluşturulmuştur. Deney süresince akvaryumlardaki suların suları değiştirilmeyerek statik test uygulanmıştır (OECD, 1992). Bu araştırma süresince sürekli havalandırılan test sularının bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri günlük olarak ölçülmüştür.



Şekil 3. Toksikolojik testlerde kullanılan 40 litrelik akvaryum sistemleri

2.2.2.1. Farklı sıcaklığa sahip sular kullanılarak toksikolojik testlerin yapılması

Su sıcaklığının, çalışmada kullanılan ağır metalin toksisitesi üzerine etkilerini belirlemek amacıyla iki farklı sıcaklık derecesine sahip test suları kullanılmıştır. Kullanılan test sularının sıcaklık değerleri 11.96 ± 0.09 ve 17.01 ± 0.13 °C olarak belirlenmiştir. Her bir sıcaklık derecesi için testler üç paralel olacak şekilde yürütülmüştür. Ayrıca iki farklı sıcaklık derecelerinde suyun sertliği üç farklı konsantrasyonda (35, 70 ve 120 mg $CaCO_3/l$) düzenlenmiştir. Toksik madde olarak $HgCl_2$ ilave edilen akvaryumlara 10' ar adet Gökkuşluğu alabalığı konulmuştur. 96 saat devam eden deney süresince $HgCl_2$ ihtiva eden test çözeltilerinde çözünmüş oksijen, sıcaklık ve pH değerleri kontrol saatlerinde, alkalinite, toplam sertlik, amonyak ve nitrit değerleri günlük olarak ölçülmüştür.

2.2.2.2. Sertlik değerleri farklı sular kullanılarak toksikolojik testlerin yapılması

Suyun sertliğinin HgCl₂ toksisitesine etkisini belirlemek amacıyla deney sularına kalsiyum sülfat (CaSO₄) ve magnezyum sülfat (MgSO₄) (1:1) ilave edilerek testler yapılmıştır. HgCl₂'nin toksik madde olarak kullanıldığı test sularında sertlik değerleri; 35±0.5, 70±0.8 ve 120±0.8 mg CaCO₃/l olarak ayarlanmıştır. Bu amaçla farklı iki su sıcaklığına (11.96±0.09 ve 17.01±0.13°C) sahip test sularının bulunduğu akvaryumlar 10'ar adet Gökkuşığı alabalığı konulmuştur. HgCl₂'nin toksik testleri her sertlik değeri için üç paralel olarak yürütülmüştür. Test sularındaki HgCl₂ konsantrasyonları 11.96±0.09 °C için; 0 (kontrol), 0.4, 0.6, 0.8, 1.0 ve 1.2 mg/l ve 17.01±0.13 °C için 0 (kontrol), 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8 ve 1.0 mg/l olacak şekilde ayarlanmıştır. Kontrol gruplarında ise saf su kullanılmıştır (OECD, 1992). 96 saat devam eden deney süresince HgCl₂ ihtiva eden test çözeltilerinde 12 °C için; çözünmüş oksijen 8.3±0.61 mg/l, pH 7.71±0.1, alkalinite 26.5±3.3 mg CaCO₃/l, amonyak 12±2 ng/l ve nitrit 8.3±3.8 µg/l olarak belirlenirken, 17 °C için; çözünmüş oksijen 7.62±0.14 mg/l, pH 7.98±0.07, alkalinite 26.7±3.6 mg CaCO₃/l, amonyak 15±2 ng/l ve nitrit 8.6±1.4 µg/l olarak ölçülmüştür.

2.2.3. İstatistiksel analizler

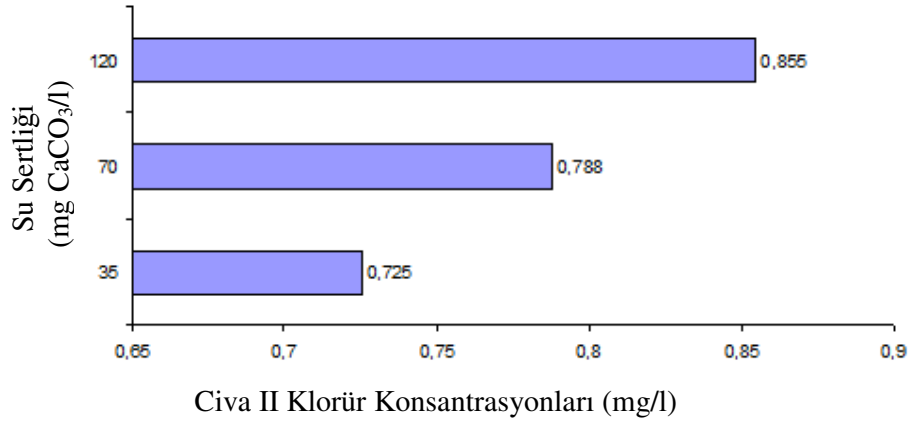
Gökkuşığı alabalıklarının %50'sini öldürdüğü tahmin edilen HgCl₂ konsantrasyonu (LC₅₀) 24, 48, 72, ve 96 saatlik sürelerde, Probit analiz yöntemi kullanılarak hesaplanmıştır (SPSS, 2002). Ayrıca farklı HgCl₂ konsantrasyonları ile Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları arasında ilişkinin var olup olmadığını anlamak için korelasyon analizi yapılmıştır. Varolan ilişkiyi matematiksel olarak ifade etmek için de regresyon analizi yapılmıştır. Son olarak toksikolojik denemelerde kullanılan farklı sıcaklık ve sertlik derecelerinin istatistiki olarak farklı olup olmadığını ispatlamak amacıyla da iki yönlü varyans analizi yapılmıştır.

3. BULGULAR

Farklı sıcaklık ve sertlik derecelerindeki sularda farklı HgCl_2 konsantrasyonlarına maruz bırakılan balıklarda HgCl_2 'nin akut toksik etkisini belirleme amacına dayanan bu çalışmada soğuk su ($12\text{ }^\circ\text{C}$) için 18 adet ve ılık su ($17\text{ }^\circ\text{C}$) için de 21 adet akvaryum kullanılmıştır. Her bir akvaryuma 10 adet $4,79\pm 0,16$ g olan Gökkuşuğu alabalığı yavruları yerleştirilmiş olup toplam 1170 adet yavru balık kullanılmıştır. Her sıcaklık değerindeki yumuşak ($35\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$), orta sert ($70\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$) ve sert sulardaki ($120\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$) lethal konsantrasyon değerleri statik yöntemle göre hazırlanan akut toksikolojik denemelerle belirlenmiştir.

3.1. Soğuk ($12\text{ }^\circ\text{C}$) Suda Su Sertliğine Göre Letal Konsantrasyon Değişimi

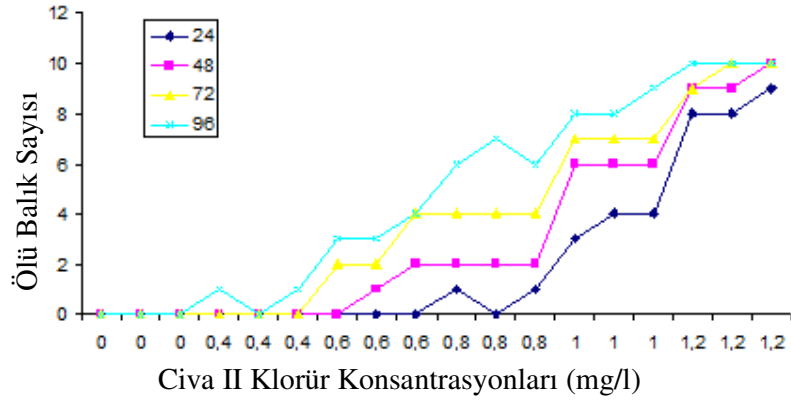
Soğuk su ($12\text{ }^\circ\text{C}$) için HgCl_2 'nin konsantrasyonu 0 (kontrol), 0,4, 0,6, 0,8, 1 ve 1,2 mg/l ' dir. Yumuşak suda 96 saatteki LC_{50} değeri $0,725\text{ mg/l}$, % 95 güven sınırı $0,663\text{-}0,785\text{ mg/l}$; orta sert suda 96 saatteki LC_{50} değeri $0,788$, % 95 güven sınırı $0,732\text{-}0,844\text{ mg/l}$ ve sert suda 96 saatteki LC_{50} değeri $0,855$, % 95 güven sınırı $0,796\text{-}0,916\text{ mg/l}$ olarak belirlenmiştir. Bu soğuk sudaki deney süresinde ölüm oranı 35, 70 ve $120\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$ sertlik değerlerinde sırasıyla % 47,77, 42,77 ve 37,2 olarak belirlenmiştir. Bu sıcaklık derecesinde suyun sertliğine bağlı olarak değişen LC_{50} değerleri Şekil 4' te gösterilmiştir.



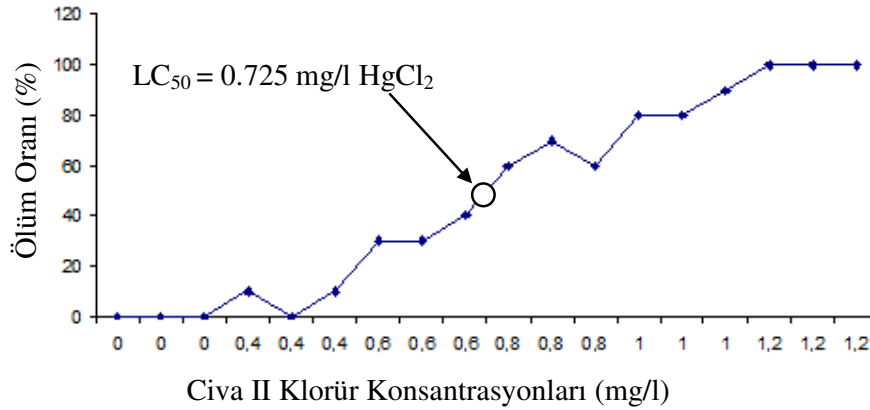
Şekil 4. Soğuk suda su sertliğiyle değişen LC_{50} değerleri

3.1.1. Soğuk ve yumuşak su için deney sonuçları

Toksik testlerdeki Gökkuşluğu alabalıklarının laboratuvar ortamına adaptasyonları ve deney esnasında kullanılan kontrol gruplarında ölümlere rastlanmamıştır. Yapılan gözlemlerde 0,8 mg/l ve daha üzeri HgCl₂ konsantrasyonlarına maruz kalan Gökkuşluğu alabalıklarının mukus salgılarında artış, renklerinde kararma ve solunum oranlarında yükselme meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durumdaki balıklarda ayrıca huzursuzluk, titreme, hızlı vücut hareketleri, çırpınmalar ve denge kaybı olduğu gözlenmiştir. Gökkuşluğu alabalıklarının % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 1.049 mg/l [%95 Güven Aralığı (GA), 1.0-1.104 mg/l], 0.933 mg/l (%95 GA, 0.877-0.933 mg/l), 0.834 mg/l (%95 GA, 0.773-0.896 mg/l) ve 0.725 mg/l (%95 GA, 0.631-0.755 mg/l) olarak belirlenmiştir. HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşluğu alabalıklarının 24, 48, 72 ve 96. saatlerdeki ölüm sayıları Şekil 5' te, 96 saatteki yüzde ölüm oranları Şekil 6' da ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları Tablo 5' te gösterilmiştir.



Şekil 5. Soğuk ve yumuşak suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşluğu alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları



Şekil 6. Soğuk ve yumuşak suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları

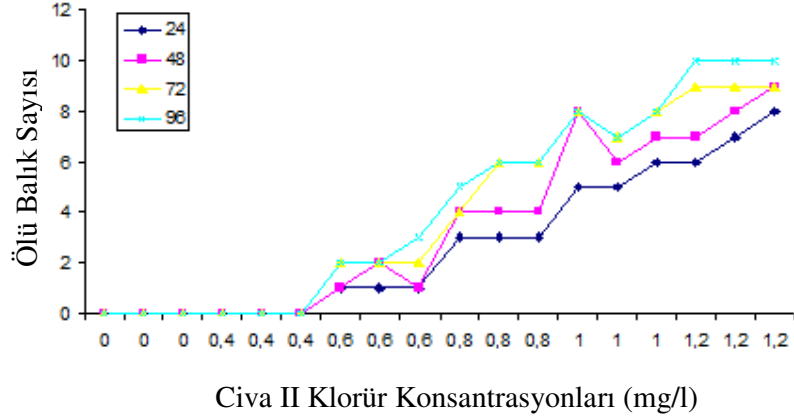
Tablo 5. Soğuk ve yumuşak su için hesaplanan LC₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları (SPSS, 2002)

Nokta	Konsantrasyon (mg/l)	% 95 Güvenirlilik Sınırları	
		Alt Sınır	Üst Sınır
LC 20	0,531	0,432	0,600
LC 30	0,604	0,523	0,666
LC 40	0,667	0,597	0,725
LC 50	0,725	0,663	0,785
LC 85	0,964	0,893	1,067
LC 90	1,021	0,942	1,140
LC 95	1,104	1,013	1,249
LC 99	1,262	1,142	1,457

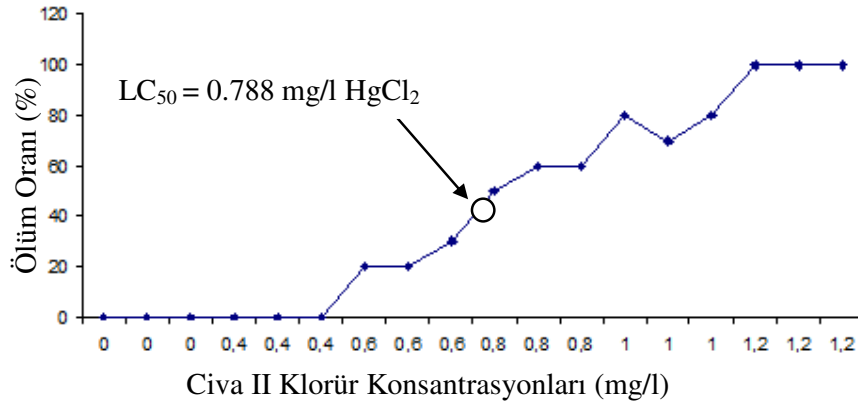
3.1.2. Soğuk ve orta sert su için deney sonuçları

Toksik testlerdeki Gökkuşığı alabalıklarının laboratuvar ortamına adaptasyonları ve deney esnasında kullanılan kontrol gruplarında ölümlere rastlanmamıştır. Yapılan gözlemlerde 0.8 mg/l ve daha üzeri HgCl₂ konsantrasyonlarına maruz kalan Gökkuşığı alabalıklarının mukus salgılarında artış, renklerinde kararma ve solunum oranlarında yükselme meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durumdaki balıklarda ayrıca huzursuzluk, titreme, hızlı vücut hareketleri, çırpınmalar ve denge kaybı olduğu gözlenmiştir. Gökkuşığı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 0.999 mg/l (%95 GA, 0.926–1.091 mg/l), 0.904 mg/l (%95 GA, 0.839-0.976 mg/l), 0.826 mg/l (%95 GA, 0.763–0.889 mg/l) ve 0.788 mg/l (%95 GA, 0.732-0.844 mg/l) olarak belirlenmiştir. HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının 24, 48, 72 ve 96.

saatlerdeki ölüm sayıları Şekil 7’ de, 96 saatteki yüzde ölüm oranları Şekil 8’ de ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları Tablo 6’ da gösterilmiştir.



Şekil 7. Soğuk ve orta sert suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları



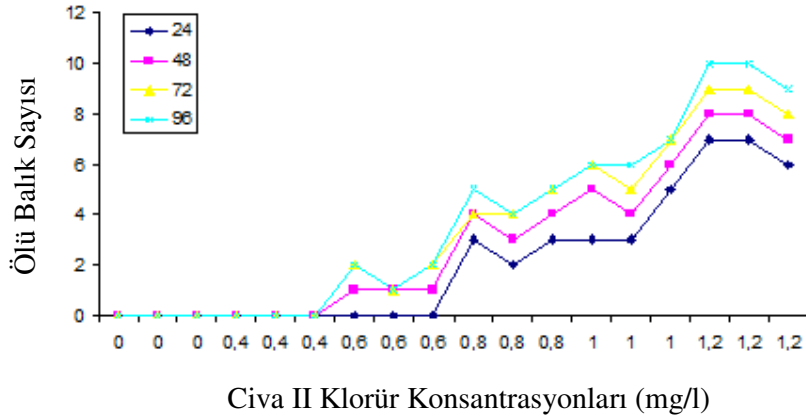
Şekil 8. Soğuk ve orta sert suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları

Tablo 6. Soğuk ve orta sert için hesaplanan LC₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları (SPSS, 2002)

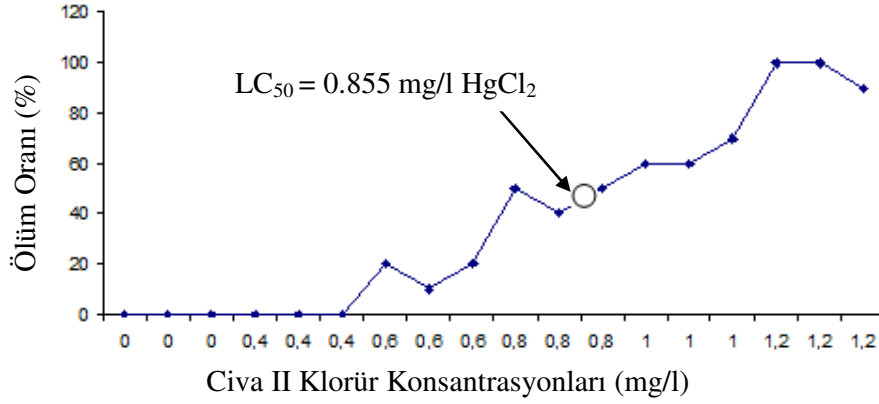
Nokta	Konsantrasyon (mg/l)	% 95 Güvenirlilik Sınırları	
		Alt Sınır	Üst Sınır
LC 20	0,616	0,527	0,678
LC 30	0,681	0,608	0,737
LC 40	0,736	0,674	0,790
LC 50	0,788	0,732	0,844
LC 85	1,001	0,935	1,097
LC 90	1,051	0,978	1,162
LC 95	1,125	1,041	1,260
LC 99	1,265	1,155	1,445

3.1.3. Soğuk ve sert su için deney sonuçları

Toksik testlerdeki Gökkuşığı alabalıklarının laboratuvar ortamına adaptasyonları ve deney esnasında kullanılan kontrol gruplarında ölümlere rastlanmamıştır. Yapılan gözlemlerde 1.0 mg/l ve daha üzeri HgCl₂ konsantrasyonlarına maruz kalan Gökkuşığı alabalıklarının mukus salgılarında artışla beraber renklerinde kararma ve solunum oranlarında yükselme meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durumdaki balıklarda ayrıca huzursuzluk, titreme, hızlı vücut hareketleri, çırpımlar ve denge kaybı olduğu gözlenmiştir. Gökkuşığı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 1.068 mg/l (%95 GA, 0.998–1.165 mg/l), 0.972 mg/l (%95 GA, 0.902-1.057 mg/l), 0.895 mg/l (%95 GA, 0.829–0.966 mg/l) ve 0.855 mg/l (%95 GA, 0.796-0.916 mg/l) olarak belirlenmiştir. HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının 24, 48, 72 ve 96. saatlerdeki ölüm sayıları Şekil 9' da, 96 saatteki yüzde ölüm oranları Şekil 10' da ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları Tablo 7' de gösterilmiştir.



Şekil 9. Soğuk ve sert suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları



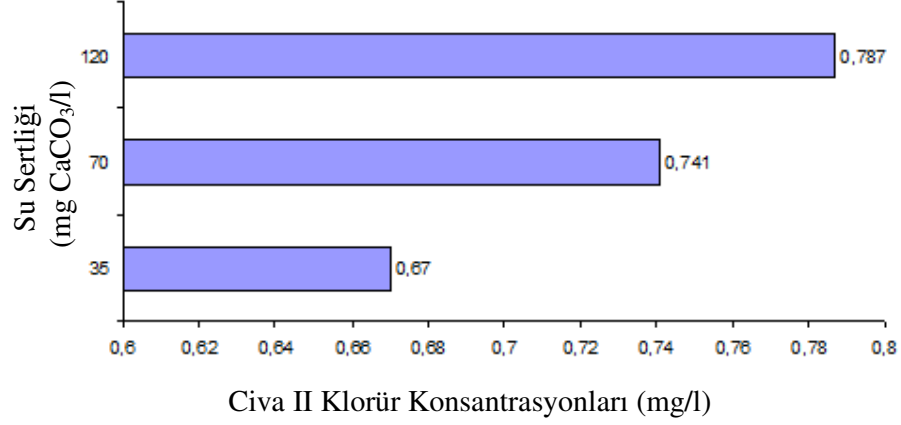
Şekil 10. Soğuk ve sert suda $HgCl_2$ 'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşluğu alabalıklarının ölüm oranları

Tablo 7. Soğuk ve sert su için hesaplanan LC_{50} değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları (SPSS, 2002)

Nokta	Konsantrasyon (mg/l)	% 95 Güvenirlilik Sınırları	
		Alt Sınır	Üst Sınır
LC 20	0,664	0,571	0,729
LC 30	0,736	0,660	0,795
LC 40	0,797	0,733	0,855
LC 50	0,855	0,796	0,916
LC 85	1,091	1,017	1,202
LC 90	1,147	1,064	1,275
LC 95	1,229	1,133	1,384
LC 99	1,384	1,259	1,591

3.2. Ilık Suda (12 °C) Su Sertliğine Göre Letal Konsantrasyon Değişimi

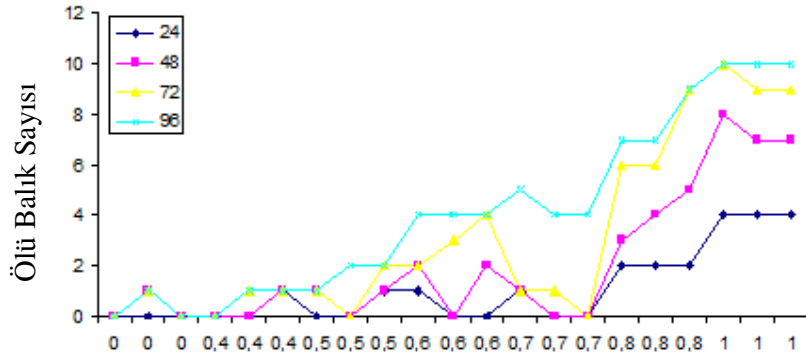
Ilık suda (12 °C) $HgCl_2$ 'nin konsantrasyonu 0 (kontrol), 0,4, 0,5, 0,6, 0,7, 0,8 ve 1,0 mg/l' dir. 35 mg $CaCO_3/l$ sertlik değerinde; 96 saatteki LC_{50} değeri 0,67 mg/l, % 95 güven sınırı 0,522-0,869 mg/l; 70 mg $CaCO_3/l$ sertlik değerinde; 96 saatteki LC_{50} değeri 0,741, % 95 güven sınırı 0,707-0,78 mg/l ve 120 mg $CaCO_3/l$ sertlik değerinde; 96 saatteki LC_{50} değeri 0,787, % 95 güven sınırı 0,75-0,831 mg/l olarak belirlenmiştir. Bu sıcaklıktaki deney süresinde mortalite 35, 70 ve 120 mg $CaCO_3/l$ değerlerinde sırasıyla % 40,95, 31,9 ve 26,66 olarak belirlenmiştir. Bu sıcaklık derecesinde suyun sertliğine bağlı olarak değişen LC_{50} değerleri Şekil 11' de gösterilmiştir.



Şekil 11. Ilık suda su sertliğiyle değişen LC₅₀ değerleri

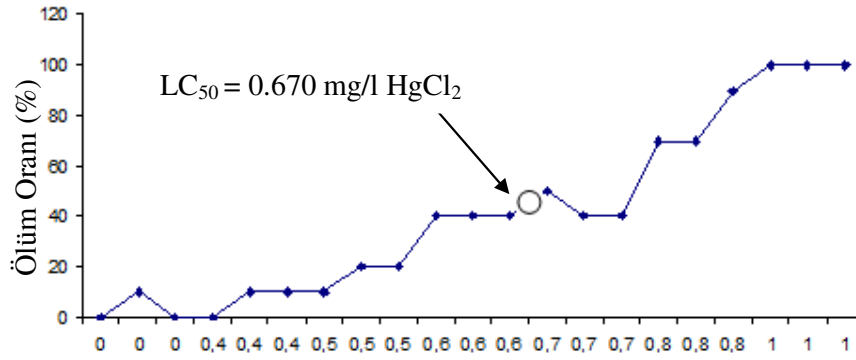
3.2.1. Ilık ve yumuşak için deney sonuçları

Toksik testlerdeki Gökkuşacağı alabalıklarının laboratuvar ortamına adaptasyonları esnasında ölümlere rastlanmamıştır. Ancak deney esnasında kontrol gruplarının birisinde 1 tane ölüme rastlanmıştır fakat bu ölüm % 10 ölüm sınırını aşmadığından sorun oluşturmamaktadır (OECD, 1992). Yapılan gözlemlerde 0.4 mg/l ve daha üzeri HgCl₂ konsantrasyonlarına maruz kalan Gökkuşacağı alabalıklarının mukus salgılarında artış, titreme, renklerinde karararma ve solunum oranlarında yükselme meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durumdaki balıklarda ayrıca huzursuzluk, hızlı vücut hareketleri, çırpınmalar ve denge kaybı olduğu gözlenmiştir. Gökkuşacağı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 1.095 mg/l (%95 GA, 0.978–1.349 mg/l), 0.916 mg/l (%95 GA, 0.737-2.179 mg/l), 0.763 mg/l (%95 GA, 0.592–1.257 mg/l) ve 0.67 mg/l (%95 GA, 0.522-0.869 mg/l) olarak belirlenmiştir. HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşacağı alabalıklarının 24, 48, 72 ve 96. saatlerdeki ölüm sayıları Şekil 12' de, 96 saatteki yüzde ölüm oranları Şekil 13' te ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları Tablo 8' de gösterilmiştir.



Civa II Klorür Konsantrasyonları (mg/l)

Şekil 12. Ilık ve yumuşak suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşluğu alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları



Civa II Klorür Konsantrasyonları (mg/l)

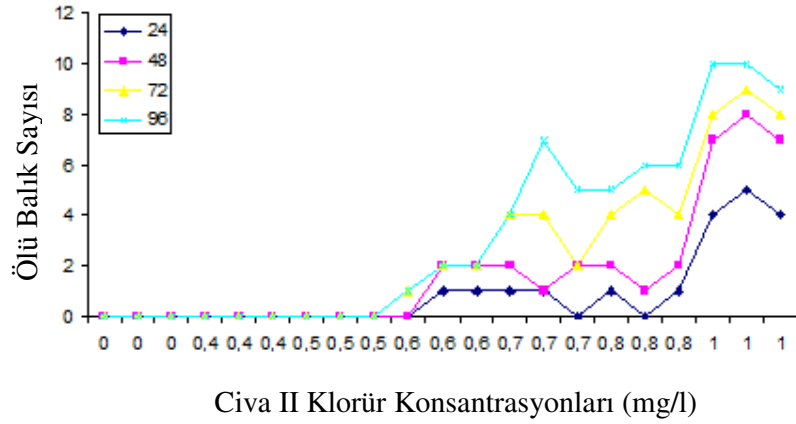
Şekil 13. Ilık ve yumuşak suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşluğu alabalıklarının ölüm oranları

Tablo 8. Ilık ve yumuşak su için hesaplanan LC₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları (SPSS, 2002)

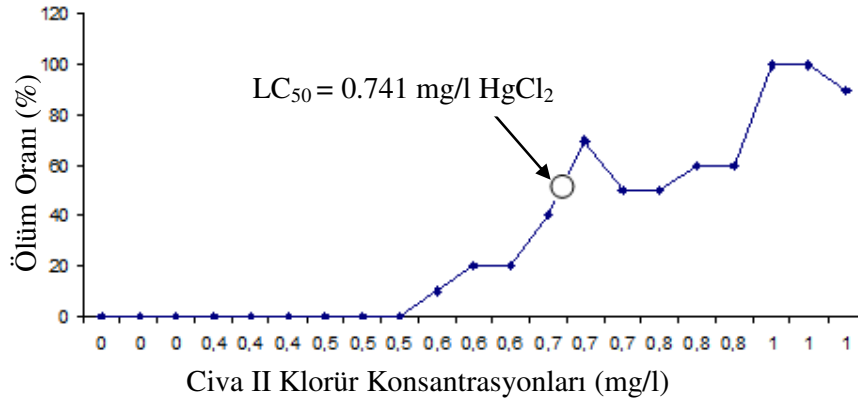
Nokta	Konsantrasyon (mg/l)	% 95 Güvenirlilik Sınırları	
		Alt Sınır	Üst Sınır
LC 20	0,490	0,086	0,614
LC 30	0,558	0,277	0,684
LC 40	0,616	0,418	0,765
LC 50	0,670	0,522	0,869
LC 85	0,891	0,748	1,493
LC 90	0,943	0,786	1,657
LC 95	1,021	0,838	1,903
LC 99	1,166	0,931	2,368

3.2.2. Ilık ve orta sert su için deney sonuçları

Toksik testlerdeki Gökkuşluğu alabalıklarının laboratuvar ortamına adaptasyonları ve deney esnasında kullanılan kontrol gruplarında ölümlere rastlanmamıştır. Yapılan gözlemlerde 0.7 mg/l ve daha üzeri $HgCl_2$ konsantrasyonlarına maruz kalan Gökkuşluğu alabalıklarının mukus salgılarında artış, titreme, renklerinde kararma ve solunum oranlarında yükselme meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durumdaki balıklarda ayrıca huzursuzluk, hızlı vücut hareketleri, çırpımlar ve denge kaybı olduğu gözlenmiştir. Gökkuşluğu alabalıklarının % 50'sini 24 (LC_{50-24}), 48 (LC_{50-48}), 72 (LC_{50-72}) ve 96 (LC_{50-96}) saat içerisinde öldüren $HgCl_2$ konsantrasyonları sırasıyla 1.059 mg/l (%95 GA, 0.969–1.242 mg/l), 0.905 mg/l (%95 GA, 0.852–0.984 mg/l), 0.813 mg/l (%95 GA, 0.77–0.866 mg/l) ve 0.741 mg/l (%95 GA, 0.707–0.78 mg/l) olarak belirlenmiştir. $HgCl_2$ 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşluğu alabalıklarının 24, 48, 72 ve 96. saatlerdeki ölüm sayıları Şekil 14' te, 96 saatteki yüzde ölüm oranları Şekil 15' te ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları Tablo 9' da gösterilmiştir.



Şekil 14. Ilık ve orta sert suda $HgCl_2$ 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşluğu alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları



Şekil 15. Ilık ve orta sert suda $HgCl_2$ 'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları

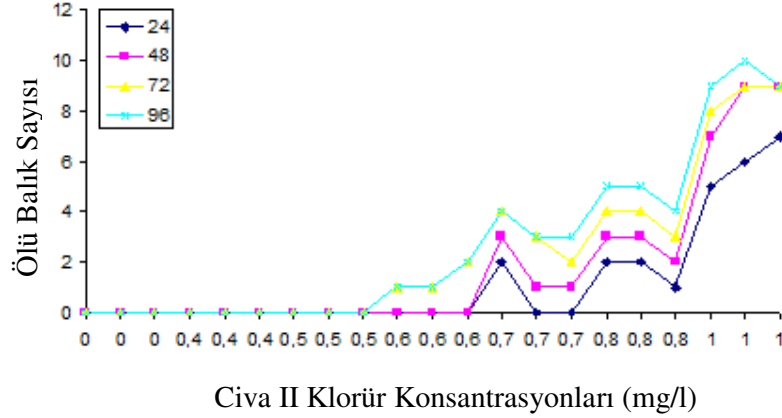
Tablo 9. Ilık ve orta sert su için hesaplanan LC_{50} değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları (SPSS, 2002)

Nokta	Konsantrasyon (mg/l)	% 95 Güvenirlilik Sınırları	
		Alt Sınır	Üst Sınır
LC 20	0,627	0,578	0,663
LC 30	0,670	0,630	0,704
LC 40	0,707	0,671	0,742
LC 50	0,741	0,707	0,780
LC 85	0,883	0,835	0,955
LC 90	0,916	0,863	0,999
LC 95	0,966	0,904	1,064
LC 99	1,059	0,980	1,188

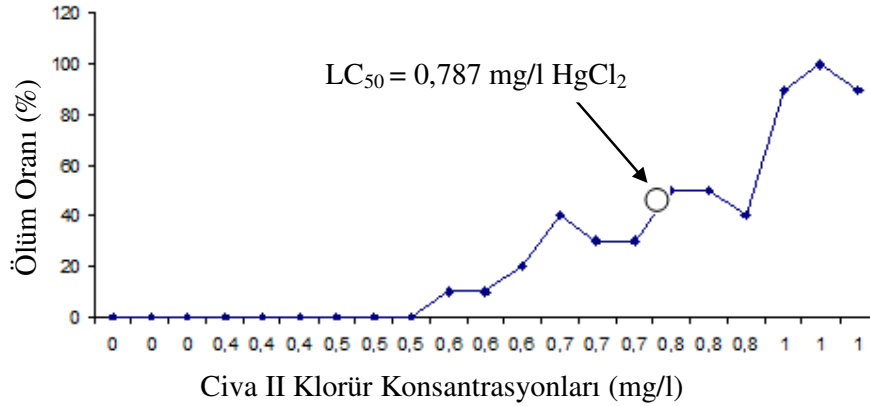
3.2.3. Ilık ve sert su için deney sonuçları

Toksik testlerdeki Gökkuşığı alabalıklarının laboratuvar ortamına adaptasyonları ve deney esnasında kullanılan kontrol gruplarında ölümlere rastlanmamıştır. Yapılan gözlemlerde 0.8 mg/l ve daha üzeri $HgCl_2$ konsantrasyonlarına maruz kalan Gökkuşığı alabalıklarının mukus salgılarında artış, titreme, renklerinde kararma ve solunum oranlarında yükselme meydana geldiği belirlenmiştir. Bu durumdaki balıklarda ayrıca huzursuzluk, hızlı vücut hareketleri, çırpınmalar ve denge kaybı olduğu gözlenmiştir. Gökkuşığı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC_{50-24}), 48 (LC_{50-48}), 72 (LC_{50-72}) ve 96 (LC_{50-96}) saat içerisinde öldüren $HgCl_2$ konsantrasyonları sırasıyla 0.959 mg/l (%95 GA, 0.905–1.041 mg/l), 0.869 mg/l (%95 GA, 0.83–0.918 mg/l), 0.821 mg/l (%95 GA, 0.78–0.873 mg/l) ve 0.787 mg/l (%95 GA, 0.75-0.831 mg/l) olarak belirlenmiştir. $HgCl_2$ 'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının 24, 48, 72 ve 96.

saatlerdeki ölüm sayıları Şekil 16’ da, 96 saatteki yüzde ölüm oranları Şekil 17’ de ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları Tablo 10’ da gösterilmiştir.



Şekil 16. İlık ve sert suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının zamana göre (24, 48, 72, 96 saat) ölüm sayıları



Şekil 17. İlık ve sert suda HgCl₂'nin farklı konsantrasyonlarına 96 saat süreyle maruz kalan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları

Tablo 10. İlık ve sert su için hesaplanan LC₅₀ değeri ve % 95 güvenirlilik alt ve üst sınırları (SPSS, 2002)

Nokta	Konsantrasyon (mg/l)	% 95 Güvenirlilik Sınırları	
		Alt Sınır	Üst Sınır
LC 20	0,665	0,616	0,703
LC 30	0,711	0,670	0,748
LC 40	0,751	0,713	0,790
LC 50	0,787	0,750	0,831
LC 85	0,938	0,885	1,020
LC 90	0,973	0,914	1,066
LC 95	1,026	0,958	1,136
LC 99	1,125	1,038	1,268

4. TARTIŞMA

Bu çalışmada akuatik canlılar için toksik özelliğe sahip olan ağır metallere HgCl₂'nin Gökkuşığı alabalıkları üzerine toksik etkisi ve bu toksik etkinin suyun sıcaklığı ve sertliğindeki farklılıkla değişimi belirlenmiştir. Sıcaklık olarak soğuk su (12 °C) ve ılık su (17 °C) olmak üzere iki farklı sıcaklık derecesi belirlenirken sertlik olarak yumuşak su (35 mg CaCO₃/l), orta sert su (70 mg CaCO₃/l) ve sert su (120 mg CaCO₃/l) olmak üzere üç farklı su sertliğinde biyodenyeler gerçekleştirilmiştir. Araştırmada yumuşak sulardaki HgCl₂'nin Gökkuşığı alabalıkları üzerine 96 saatteki toksisitesine bakıldığında soğuk suda LC₅₀ değeri 0.725 mg/l iken ılık suda 0.670 mg/l olarak bulunmuştur. Buna ek olarak orta sert suda ise soğuk su için LC₅₀ değeri 0.788 mg/l olduğu halde ılık suda 0.741 mg/l olarak hesaplanmıştır. Son olarak sert su dikkate alındığında ise yine aynı şekilde soğuk sudaki LC₅₀ değeri 0.855 iken ılık suda 0.787 mg/l olarak hesaplanmıştır. Biyodenyelerde suyun sıcaklığındaki artışla birlikte HgCl₂'nin toksisitesinin artması balıkların metabolizma faaliyetlerinin sulardaki sıcaklık artışıyla birlikte paralel olarak artış göstermesinden kaynaklanmaktadır. Metabolizma faaliyetlerinin artması sonucunda balıkların solunumlarındaki hızlanma ve organlarının hızlı işlev yapması toksik maddelere karşı duyarlılıklarını arttırmaktadır. Yapılan korelasyon analizine göre HgCl₂'nin Gökkuşığı alabalıklarının 96 saatte %50'sini öldürdüğü tahmin edilen LC₅₀ değerleri ve sıcaklık arasında negatif yönde kuvvetli bir ilişki tespit edilmiştir (p<0.05, r= -0.838). Bu yüzden balıklar toksik maddelere karşı sıcak sularda soğuk sulara oranla daha hassastırlar. Buna ek olarak toksikolojik denemelerde suyun sertliği ve LC₅₀ değerleri arasında pozitif yönde kuvvetli bir ilişki bulunmuştur (p<0.05, r=0.893). Dolayısıyla sertliğin artış ve azalışının letal konsantrasyonu değiştirebileceği anlaşılmaktadır. Suyun sertliğine bağlı olarak değişim gösteren toksik etki sudaki Ca⁺⁺ iyonlarının diğer metal iyonlarından daha aktif oluşundan kaynaklanmaktadır. Kalsiyum iyonlarının civa iyonlarından daha fazla aktif olması sayesinde balık ortamdaki kalsiyum iyonları tarafından civa ve diğer iyonlara karşı korunmaktadır (Raddum ve ark. 1986; Andersson ve Borg, 1988). Ayrıca yapılan iki yönlü varyans analizi sonuçlarına göre 96 saatlik LC₅₀ değerleri sertlik ve sıcaklık bakımından farklılık göstermiştir (sertlik için; p<0,001, F=46,876, sıcaklık için p<0,001, F=29,695). Dolayısıyla sıcaklık ve sertlik derecelerindeki artış veya azalışların LC₅₀ değerlerini üzerinde farklı yönlerde değiştirdiği istatistiki olarak da görülmektedir.

Ayrıca farklı konsantrasyonlarda HgCl₂ ihtiva eden test çözeltileri içerisinde tutulan alabalıklarda bu konsantrasyona bağlı olarak önemli değişikliklerin olduğu belirlenmiştir. Balıklar toksik maddeye maruz kaldıktan sonra hareketlerindeki değişiklikler etkin maddenin konsantrasyonu ile değişiklik göstermiştir. Düşük dozlarda balıklar daha sakin olup ve normal davranışlarına devam ederken konsantrasyon arttıkça tedirginlik, hızlı yüzme ve ani hareketler olmuştur. Ayrıca 12 °C için 0.8 mg/l ve üzeri ve 17 °C için 0.6 mg/l ve üzeri HgCl₂ konsantrasyonuna maruz kalan alabalıkların mukus salgısında çok fazla artış olduğu, renklerinin karardığı ve solunum hızının arttığı gözlenmiştir. En sonunda ölen balıkların akvaryum tabanında kaldığı gözlemlenmiştir. Kane ve ark. (2004) tarafından yapılan çalışmada toksik maddelere maruz kalmış canlıların davranışlarının analiz edilmesi için stres faktörlerinin belirlenmesinde balıkların ideal test organizmaları olduğu belirtilmiştir. Aynı araştırmacılar toksik etkiye maruz kalan balıklardaki davranış değişikliklerinin belirlenmesinin oldukça zor olduğunu ancak bu değişikliklerden bazılarının gözlemsel olarak belirlenebildiğini saptamışlardır.

Verep ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada HgCl₂'nin 28.02±9.23 g'lık Gökkuşığı alabalıkları için 96 saatlik LC₅₀ değerini 0.814 mg/l olarak rapor etmişlerdir. Ayrıca Beşli (2006) yapmış olduğu çalışmada HgCl₂'nin Gökkuşığı alabalıklarına karşı toksik etkisini farklı tuzluluk konsantrasyonlarında incelemiştir ve ‰ 0 tuzlulukta 96 saatlik LC₅₀ değerini 0.808 mg/l bulurken ‰ 7.5 ve ‰ 15 tuzlulukta sırasıyla 0.602 ve 0.583 mg/l olarak bulmuştur. Bunun yanında Heissinger ve ark. (1979), Gökkuşığı alabalığının ergin bireyleri için 96 saatlik LC₅₀ değerini 350 µg Hg/l olarak rapor etmişlerdir. Lock ve Van Overbeeke (1981), Gökkuşığı alabalığının 31-44g aralığındaki bireyleri için 96 saatlik LC₅₀ değerini 275–350 µg Hg/l olarak rapor etmişlerdir. Matida ve ark. (1971), Gökkuşığı alabalığı üzerinde HgCl₂'nin toksik etkisini araştırmış ve 48 saatlik LC₅₀ değerini 0.21 mg/l olarak tespit etmişlerdir. Wobeser (1975), Gökkuşığı alabalığının fingerling yaşam evresi için ise 900 µg Hg/l olarak rapor etmiştir. Buhl ve Hamilton (1991), Gökkuşığı alabalığının genç bireyleri için 96 saatlik LC₅₀ değerini 193 µg Hg/l, alevin yaşam evresindeki bireyleri için ise 217 µg Hg/l olarak rapor etmişlerdir. Leblond ve Hontela (1999), Gökkuşığı alabalığı üzerinde HgCl₂'nin LC₅₀ değerini 199 µg/l olarak tespit etmişlerdir.

Bu sonuçlara göre sıcaklığın ve sertliğin metal toksisitesinde önemli bir etkiye sahip olduğu görülmüştür. Aynı tür üzerinde yapılan çalışmalarda, LC₅₀ değerinin farklı bulunabileceği, LC₅₀ değeri üzerinde suyun sertliği, sıcaklık, deneyde kullanılan bireylerin

büyüklüğü, gelişme dönemi ve hatta balıkların genotiplerinin etkili olabileceği belirtilmektedir (Bleau ve ark. 1996).

Civanın balıklardaki toksik etkileri üzerine benzer çalışmalar bulunmaktadır. $HgCl_2$ uygulamasında, çeşitli balık türlerinin juvenile yaşam evresindeki bireyleri için 96 saatlik etkin konsantrasyon (LC_{50}) değerleri incelendiğinde; Buhl ve Hamilton (1991), *Oncorhynchus mykiss* için LC_{50} değerini 193 $\mu g Hg/l$, *Thymallus arcticus* için LC_{50} 218 $\mu g Hg/l$ ve *Oncorhynchus kisutch* için 238 $\mu g Hg/l$ olarak rapor etmişlerdir. Yapılan bu çalışmada ise *Oncorhynchus mykiss* için soğuk suda; 35, 70 ve 120 mg $CaCO_3/l$ sertlik değerleri için 96 saatlik LC_{50} değerleri sırasıyla 0.725, 0.788 ve 0.855 mg/l olarak belirlenirken, ılık suda ise 0.670, 0.741 ve 0.787 mg/l olarak belirlenmiştir. Böylece, *Oncorhynchus kisutch* ve *Thymallus arcticus*'un $HgCl_2$ toksisitesine karşı *Oncorhynchus mykiss*'ten daha dayanıksız olduğu söylenebilir. Aynı şekilde $HgCl_2$ uygulamasında, juvenil yaşam evresindeki bireylerde *Leiostomus xanthurus* için LC_{50} değeri 36 $\mu g Hg/l$, *Menidia peninsulæ* için LC_{50} değeri 71 $\mu g Hg/l$, *Menidia menidia* için LC_{50} değeri 86 $\mu g Hg/l$ (U.S.EPA, 1980) ve *Cyprinus carpio* için LC_{50} değeri 160 $\mu g Hg/l$ (Alam ve Maughan, 1992) olarak rapor edilmiştir Burada ifade edilen araştırma sonuçları ile bu çalışma sonuçları karşılaştırıldığında *Oncorhynchus mykiss*'in $HgCl_2$ toksisitesine karşı ifade edilen çalışmalardaki balık türlerinden daha toleranslı olduğu görülmektedir.

Ayrıca Jagoe ve ark. (1996), civaya maruz bırakılan *Gambusia holbrooki*'de solungaçlarda meydana gelen morfolojik ve morfometrik değişimleri incelenmiştir ve civanın solungaç epitelyumunu deformasyona uğrattığını rapor etmişlerdir.

Yapılan çalışmalarda; civanın balıkların sinir sistemini, böbreklerini, solungaçlarını ve ozmoregülatör görevlerini bozduğu, karaciğer ve kaslardaki enzim sentezini etkilediği saptanmıştır (Nimi ve Kisson, 1994).

Bu tez çalışması sonuçlarıyla Beşli (2006) ve Verep ve ark. (2007)'nin bulguları karşılaştırıldığında birbirine paralel değerler olduğu görülmektedir. Ayrıca, bu çalışmanın sonuçları, literatürde belirtilen araştırmalarla karşılaştırıldığında önemli farklılıkların olmadığı, var olan farklılıkların da denemede kullanılan balıkların boyu, yaşam evreleri, genetik yapıları, kullanılan test sularının özellikleri ve çevresel parametrelerdeki düşük düzeydeki farklılıklardan kaynaklandığı söylenebilir.

5. SONUÇLAR

Ağır metallerin sucul organizmalar üzerine toksik etkileri çevresel faktörlere göre değişiklik gösterdiği bilinmektedir.

Bu çalışmada, HgCl₂'nin Gökkuşığı alabalıkları üzerine olan toksik etkilerini belirlemek, su sıcaklığı ve su sertliğinin bu toksisiteyi nasıl etkilediğini saptamak amacıyla akut toksikolojik testler yapılmıştır. Akut toksikolojik testlerde, deney öncesi laboratuvar ortamına adapte edilen Gökkuşığı alabalığı yavruları kullanılmıştır. Çalışmada HgCl₂ kullanılarak hazırlanan test çözeltileri içerisinde tutulan Gökkuşığı alabalıklarında önemli davranış bozukluklarının olduğu gözlemlenmiştir. Farklı HgCl₂ çözeltilerine maruz bırakılan balıkların mukus salgılarında çok fazla artış olması, solunum hızlarının artması, hareketlerinin hızlanması, çırpınma, dengelerinin bozulması ve renklerinin kararması gibi farklı şekillerde davranış bozukluklarının meydana geldiği belirlenmiştir.

Toksikolojik testler sonucunda soğuk suda;

Yumuşak su için; Gökkuşığı alabalıklarının (4,79±0,16g; 7,38±0,24 cm) % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 1.049 mg/l (% 95 GA 1.0-1.104 mg/l), 0.933 mg/l (% 95 GA, 0.877-0.933 mg/l), 0.834 mg/l (% 95 GA, 0.773-0.896 mg/l) ve 0.725 mg/l (% 95 GA, 0.631-0.755 mg/l) olarak belirlenmiştir. 0.4-1.2 mg/l arasındaki konsantrasyonlarda HgCl₂'ye maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları ile konsantrasyon arasında yapılan korelasyon analizine göre pozitif yönde kuvvetli bir ilişki bulunmuştur (r=0.984, p<0.001). Bu ilişki ile ilgili olarak yapılan regresyon analizinde en uygun model kübik olarak bulunmuş ve denklemi $Y = -46.37 + 110.29X + 23.72X^2 - 53.42X^3$ olmuştur. Bu istatistiksel denkleme göre HgCl₂'nin konsantrasyonlarının değişimi Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranlarını değiştirmektedir.

Orta sert su için; Gökkuşığı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 0.999 mg/l (% 95 GA, 0.92-1.091 mg/l), 0.904 mg/l (% 95 GA, 0.839-0.976 mg/l), 0.826 mg/l (% 95 GA, 0.763 - 0.889 mg/l) ve 0.788 mg/l (% 95 GA, 0.732-0.844 mg/l) olarak belirlenmiştir. 0.4-1.2 mg/l arasındaki konsantrasyonlarda HgCl₂'ye maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları ile konsantrasyon arasında pozitif yönde kuvvetli bir ilişki bulunmuştur (r=0.990, p<0.001). Bu ilişki ile ilgili olarak yapılan regresyon analizinde en uygun model kübik olarak bulunmuş ve denklemi $Y = -65.28 + 210.16X -$

159.19X²-80.13X³ olmuştur. Bu istatistiksel denkleme göre HgCl₂'nin konsantrasyonlarının değişimi Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranlarını değiştirmektedir.

Sert su için; Gökkuşığı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 1.068 mg/l (% 95 GA, 0.998–1.165 mg/l), 0.972 mg/l (% 95 GA, 0.902-1.057 mg/l), 0.895 mg/l (% 95 GA, 0.829–0.966 mg/l) ve 0.855 mg/l (% 95 GA, 0.796-0.916 mg/l) olarak belirlenmiştir. Soğuk su için suyun sertliği CaCO₃ olarak 35'ten 120' ye doğru arttırıldıkça LC₅₀ değerleri de 0.725 mg/l' den 0.855 mg/l' ye doğru artış göstermiştir. 0.4-1.2 mg/l arasındaki konsantrasyonlarda HgCl₂'ye maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları ile konsantrasyon arasında pozitif yönde kuvvetli bir ilişki bulunmuştur (r=0.984, p<0.001). Bu ilişki ile ilgili olarak yapılan regresyon analizinde en uygun model kübik olarak bulunmuş ve denklemi $Y=-65.28+210.16X-159.19X^2+80.13X^3$ olmuştur. Bu istatistiksel denkleme göre HgCl₂'nin konsantrasyonlarının değişimi Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranlarını değiştirmektedir.

Toksikolojik testler sonucunda ılık su için ise;

Yumuşak su için; Gökkuşığı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 1.095 mg/l (% 95 GA, 0.978–1.349 mg/l), 0.916 mg/l (% 95 GA, 0.737-2.179 mg/l), 0.763 mg/l (% 95 GA, 0.592–1.257 mg/l) ve 0.67 mg/l (% 95 GA, 0.522-0.869 mg/l) olarak belirlenmiştir. 0.4-1.0 mg/l arasındaki konsantrasyonlarda HgCl₂'ye maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları ile konsantrasyon arasında pozitif yönde kuvvetli bir ilişki bulunmuştur (r=0.970, p<0.001). Bu ilişki ile ilgili olarak yapılan regresyon analizinde en uygun model kübik olarak bulunmuş ve denklemi $Y=-62.98+166.61X-2.46X^3$ olmuştur. Bu istatistiksel denkleme göre HgCl₂'nin konsantrasyonlarının değişimi Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranlarını değiştirmektedir.

Orta sert su için; Gökkuşığı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC₅₀-24), 48 (LC₅₀-48), 72 (LC₅₀-72) ve 96 (LC₅₀-96) saat içerisinde öldüren HgCl₂ konsantrasyonları sırasıyla 1.059 mg/l (% 95 GA, 0.969–1.242 mg/l), 0.905 mg/l (% 95 GA, 0.852–0.984 mg/l), 0.813 mg/l (% 95 GA, 0.77–0.866 mg/l) ve 0.741 mg/l (% 95 GA, 0.707-0.78 mg/l) olarak belirlenmiştir. 0.4-1.0 mg/l arasındaki konsantrasyonlarda HgCl₂'ye maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları ile konsantrasyon arasında pozitif yönde kuvvetli bir ilişki bulunmuştur (r=0.965, p<0.001). Bu ilişki ile ilgili olarak yapılan regresyon analizinde en uygun model kübik olarak bulunmuş ve denklemi $Y=-$

$62.88+123.71X+36.33X^2$ olmuştur. Bu istatistiksel denkleme göre $HgCl_2$ 'nin konsantrasyonlarının değişimi Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranlarını değiştirmektedir.

Sert su için; Gökkuşığı alabalıklarının % 50'sini 24 (LC_{50-24}), 48 (LC_{50-48}), 72 (LC_{50-72}) ve 96 (LC_{50-96}) saat içerisinde öldüren $HgCl_2$ konsantrasyonları sırasıyla 0.959 mg/l (% 95 GA, 0.905–1.041 mg/l), 0.869 mg/l (% 95 GA, 0.83–0.918 mg/l), 0.821 mg/l (% 95 GA, 0.78–0.873 mg/l) ve 0.787 mg/l (% 95 GA, 0.75-0.831 mg/l) olarak belirlenmiştir. Ilık suda suyun sertliği $CaCO_3$ olarak 35' ten 120'ye doğru arttırıldıkça LC_{50} değerleri de 0.670 mg/l' den 0.741 mg/l' ye doğru artış göstermiştir. 0.4-1.0 mg/l arasındaki konsantrasyonlarda $HgCl_2$ 'ye maruz bırakılan Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranları ile konsantrasyon arasında pozitif yönde kuvvetli bir ilişki bulunmuştur ($r=0.980$, $p<0.001$). Bu ilişki ile ilgili olarak yapılan regresyon analizinde en uygun model kübik olarak bulunmuş ve denklemini $Y=1.274-80.69X+172.97X^2$ olmuştur. Bu istatistiksel denkleme göre $HgCl_2$ 'nin konsantrasyonlarının değişimi Gökkuşığı alabalıklarının ölüm oranlarını değiştirmektedir.

Bu sonuçlara göre; ağır metaller grubundan civanın tuzlarından olan $HgCl_2$ 'nin Gökkuşığı alabalıklarına karşı çok toksik olduğu ve bu toksik etkinin suyun sertliğindeki azalma ve su sıcaklığındaki yükselmeye artış gösterdiği görülmektedir. Böylece Doğu Karadeniz Bölgesinde bulunan tatlı sular gibi yumuşak sulara sahip olan bölgelerde civa kirliliği söz konusuysa akuatik canlılar bakımından önemli problemler oluşacaktır. Yani sert sulara sahip bölgelere nazaran $HgCl_2$ bu sularda daha toksik olacağından aynı düzeydeki kirlilik koşullarında daha büyük ölçekli balık ölümleri gerçekleşecektir. Bunun yanında $HgCl_2$ 'nin Gökkuşığı alabalıklarına toksik etkisinde sıcaklığın da önemli etkisi vardır. Özellikle yaz aylarında suların sıcaklığının artması sonucu ya da ortamda termal kirlilik oluşmuşsa $HgCl_2$ 'nin Gökkuşığı alabalıklarına toksik etkisinin artması nedeniyle balık ölümlerinin artacağı açık bir gerçektir.

6. ÖNERİLER

1. Bu araştırmada elde edilen sonuçlara göre $HgCl_2$ 'nin çok düşük konsantrasyonlarda dahi toksik etki yapacağı görülmektedir. Bu nedenle alıcı ortamlara karışan ağır metallerin kontrol altında tutulması tavsiye edilebilir.
2. Civa II Klorürün alıcı ortamlardaki konsantrasyonu limit değerlerinin üstüne çıktığında ani balık ölümleri olabileceğinden sulardaki konsantrasyonu izlenmelidir.
3. Bu tür çalışmalarda su kalitesi toksikoloji üzerinde etkili olduğundan diğer kirleticilerin özellikle ağır metallerin farklı sertlik, pH, tuzluluk, alkalinite ve sıcaklıklarda toksik etkilerinin bilinmesi ve laboratuvar ortamında toksik maddeye maruz bırakılan bireylerin av yakalama yeteneği, beslenme ve üreme içgüdüğü gibi farklı davranış şekillerindeki değişimlerin de belirlenmesi önerilir.
4. Toksik maddeler gıda zincirinin bütün basamaklarındaki canlı gruplarını etkilemektedir. Bu nedenle bu tür çalışmalar gıda zincirinin her basamağındaki canlılar kullanılarak yaygınlaştırılmalı ve su kalitesindeki değişimlere göre de etkilerinin değişimi belirlenmelidir.
5. Ağır metaller gibi birçok toksik madde canlılar için öldürücü olabilmekle birlikte canlının vücudunda birikime uğramaktadır. İnsan sağlığı açısından öldürücü dozların altındaki konsantrasyonlarda bile canlı vücudundaki ne kadar ağır metal birikimi olduğu bilinmelidir.
6. Toksik maddelerin canlılara öldürücü etkisinin yanında canlının toksik madde tarafından nasıl etkilendiği, nörotoksik ve genotoksik etkileri ve bu etkilerin canlıların dokularında ne gibi değişiklikler yaptığı da bilinmesi için histopatolojik çalışmalar gerçekleştirilmelidir.

KAYNAKLAR

- AFS-FHS., 2003. American Fisheries Society-Fish Health Section, Suggested Procedures for the Detection and Identification of Certain Finfish and Shellfish Pathogens, 5th Edition. Fish Health Section, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Alam, M. K. and Maughan, O. E., 1992. The effect of malathion, diazinon and various concentrations of zinc, copper, nickel, lead, iron and mercury on fish. Biol. Trace Elem. Res., 34(3), 225-236.
- Almeida, J. A., Novelli, E. L. B., Dal Pai Silva, M. and Alves, J. R., 2001. Environmental cadmium exposure and metabolic responses of the Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*. Environmental Pollution, 114(2), 169-175.
- Altınok, İ., 2004. Toxicity and therapeutic effects of chloramin-T for treating *Flavobacterium columnare* infection of goldfish. Aquaculture, 239(1-4), 47-56.
- Andersson, P. and Borg, H., 1988. Effects of liming on the distribution of cadmium in water, sediment and organisms in Swedish lake. Canad. J. Fish. Aquat. Sci., 45, 1154-1162.
- APHA/AWWA/WEF, 1992. Standart Metods for the Examination of Water and Wastwater. ISBN 0-87553-207-1, 18th Edition.
- APHA/AWWA/WPCF, 1995. Standart Methods for the Examination of Water Wastewater, 16th Edition. American Public Health Association, Washington D. C.
- Arellano, J. M., Ortiz, J. B., Silva, C. D., Canales, M. L. G., Sarasquete, C. and Blasco, A. J., 1999. Levels of copper, zinc, manganese and iron in two fish species from salt marshes of Cadiz Bay (Southwest Iberian Peninsula). Bol. Inst. Esp. Oceanogr., 15, 485-488.
- Arnold, H., Pluta, H. J. and Braunbeck, T., 1996. Cytological alterations in the liver of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after prolonged exposure to low concentrations of waterborne endosulfan. Diseases of Aquatic Organisms, 25(1-2), 39-52.
- Atay, D. ve Pulatsü, S., 2000. Su Kirlenmesi ve Kontrolü. A.Ü. Ziraat Fakültesi, Yayın No: 1513, Ankara, 292 s.
- Ayas, Z. and Kolonkaya, D., 1996. Accumulation of some heavy metals in various environments and organisms at Göksu Delta, Türkiye, 1991-1993, Bull. Environ. Contam. Toxicol., 56, 65-72.
- Barlas (Emir), N., 1999. Yukarı Sakarya havzasında yaşayan sazan (*Cyprinus carpio*) balıklarının solungaç, karaciğer ve böbrek dokularının histopatolojik olarak incelenmesi. Tr. J. Of Veterinary and Animal Sciences., 23(2), 277-284.
- Bat, L., Çulha, M., Akbulut, M., Gündoğdu, A. and Sezgin, M., 1998. Toxicity of zinc and copper to the hermit crab *Diogenes pugilator* (Roux). Turkish J. Mar. Sci., 4, 39-48.

- Bat, L., Gündoğdu, A., Öztürk, M. and Öztürk, M., 1999. Copper, zinc, lead and cadmium concentrations in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck 1819 from Sinop coast of the Black Sea. Tr. J. Zoology, 23(4), 321-326.
- Bat, L., Akbulut, M., Çulha, M., Gündoğdu, A, and Satılmış, H. H., 2000. Effect of temperature on the toxicity of zinc, copper and lead to the freshwater amphipod *Gammarus pulex pullex* (L,1758.). Tr. J. Zoology, 24(4), 409-415.
- Beşli, E. S., 2006. Civa-II-Klorür (HgCl₂)' ün Farklı Tuzluluk Konsantrasyonlarında Gökkuşağı Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792) Üzerindeki Akut Toksisitesinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Gaziosmanpaşa Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Tokat, 60 s.
- Bleau, H., Daniel, C., Chevalier, G., Von Tra, H. and Hontela, A., 1996. Effects of acute exposure to mercury chloride and methylmercury on plasma cortisol, T3, T4, glucose and liver glycogen in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquatic Toxicology, 34, 221-235.
- Boyd, C. E. and Tucker, C. S., 1992. Water Quality and Pond Soil Analyses for Aquaculture. First Printing 3M, Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Alabama, 183 p.
- Brown, D. J. A., 1983. Effect of calcium and aluminum concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 30(1), 582-587.
- Bryant, V., McLusky, D. S., Roddie, K. and Newbery, D. M., 1984. Effect of temperature and salinity on the toxicity of chromium to three estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor*). Mar. Ecol. Prog. Ser., 20, 137-149.
- Bryant, V., Newbery, D. M., McLusky, D. S. and Campbell, R., 1985a. Effect of temperature and salinity on the toxicity of nickel and zinc to two estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*). Mar. Ecol. Prog. Ser. 24, 139-153.
- Bryant, V., Newbery, D. M., McLusky, D. S. and Campbell, R., 1985b. Effect of temperature and salinity on the toxicity of arsenic to three estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*, *Tubifex costatus*). Mar. Ecol. Prog. Ser. 24, 129-137.
- Buhl, K. J. and Hamilton, S. J., 1991. Relative sensitivity of early life stages of arctic grayling, Coho Salmon and Rainbow trout to nine inorganics. Ecotoxicol. and Environ. Saf., 22, 184-197.
- Calamari, D., Marchetti, R. and Vailati, G., 1980. Influence of water hardness on cadmium toxicity to *Salmo gairdneri* Rich. Water Research., 14(10), 1421-1426.

- Canlı, M., Ay, Ö. and Kalay, M., 1998. Levels of heavy metals (Cd, Pb, Cu, Cr and Ni) in tissue of *Cyprinus carpio*, *Barbus capito* and *Chondrostoma regium* from the Seyhan river, Turkey. Tr. J. of Zoology., 22, 149-157.
- Capelli, R. and Minganti, V., 1987. Total mercury, organic mercury, copper, manganese, selenium and zinc in *Sarda sarda* from the Gulf of Genoa. The Science of the Total Environment, 63, 83-99.
- Carpene, E., Cattani, O., Serrazanetti, G. P., Fadrizzi, G. and Cortesi, P., 1990. Zinc and copper in fish from natural waters and rearing ponds in Northern Italy. J. Fish Bio., 37, 293-299.
- Cogun, H. Y. and Kargin, F., 2004. Effects of pH on the mortality and accumulation of copper in tissues of *Oreochromis niloticus*. Chemosphere, 55, 277-282.
- Dave, G. and Xiu, R. Q., 1991. Toxicity of mercury, copper, nickel, lead and cobalt to embryos and larvae of zebrafish, *Brachydanio rerio*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 21(1), 126-134.
- Davis, A., Bloom N. S. and Que Hee S. S., 1997. The environmental geochemistry and bioaccessibility of mercury in soils and sediments: A Review. Risk Analysis, 17(5), 557 -569.
- Devlin, E. W. and Motet, N. K., 1991. Acute toxicity, uptake and pathology of methyl mercury on Rainbow trout embryo. Enviromental Sciences, 1(1), 35-46.
- Devlin, E. W. and Motet, N. K., 1992. Embryotoxic action of methylmercury on coho salmon embryos. Bulletin Enviromental Contamination and Toxicology, 49, 449-454.
- Eisler, R., 1971. Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. Journal Fisheries Response Board of Canada, 28, 1225-1234
- El Nabawi, A., Heinzow, B. and Kruse, H., 1987. As, Cd, Cu, Pb, Hg and Zn in fish from the Alexandria Region, Egypt. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 39, 889-897.
- Emre, Y. ve Kürüm, V., 2003. Havuz ve Ağ kafeslerde Alabalık Yetiştiricilik Teknikleri. Minpa Matbacılık Tic. Ltd. Şti. Ulus-Ankara, 261 s.
- EPA, 1993. Methods for Measuring The Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington D.C., EPA/600/4-90/027F.
- Erickson, R. J., Benoit, D. A., Mattson, V. R., Nelson, H. P. and Leonard, E. N., 1996. The effects of water chemistry on the toxicity of copper to fathead minnows. Environ. Toxicol. Chemist., 15(2), 181-193.

- FAO, 1981. Manual of Methods in Aquatic Environment Research, Part 7, Selected Bioassays for The Mediterranean, Fisheries Technical Paper No:208, Roma.
- FAO, 1982. Manual of Methods in Aquatic Environment Research, Part 6, Toxicity Tests, Fisheries Technical Paper No:183, Roma.
- FAO, 1987. Manual of Methods in Aquatic Environment, Parth 10, Shotterm Static Bioassays, Fisheries Technical Paper No: 247, Roma.
- Felts, P. A. and Heath, A. G., 1984. Interaction of temperature and sublethal environmental copper exposure on the energy metabolism of Bluegill, *Lepomis macrochirus* Rafinesque. J. Fish Biol., 25, 445-453.
- Ferguson, E. and Hogstrand, C., 1998. Acute silver toxicity to seawater-acclimated rainbow trout: Influence of salinity on toxicity and silver speciation. Environmental Toxicology and Chemistry, 17(4), 589–593.
- Flos, R., Caritat, A. and Balasch, J., 1979. Zinc content in organs of Dogfish (*Scyliorhinus canicula* L.) subjected to sublethal experimental aquatic zinc pollution. Comp. Biochem. Physiol., 64C, 77-81.
- Förstner, U. and Wittmann, G. T. W., 1983. Metal pollution in the aquatic environment. Second Revised Edition. Springer-Verlag, Berlin, 486 p.
- Furuta T., Iwata N. ve Kikuchi K., 2007. Effects of fish size and water temperature on the acute toxicity of boron to Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* and red sea bream *Pagrus major*. Fisheies Science, 73(2), 356-363.
- Gagne, F., Marion, M. and Denizeau, F., 1990. Metallothionein induction and metal homeostasis in Rainbow trout hepatocytes exposed to mercury. Toxicology Letters, 51, 99-107.
- Galvez, F. and Wood, C. M., 1997. The relative importance of water hardness and chloride levels in the modifying the acute toxicity of silver to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Enviromental Toxicology Chemistry, 16, 2363-2368.
- Gill, T. S. and Epple, A., 1992. Impact of cadmium on the mummichog *Fundulus heteroclitus* and the role of calcium in suppressing heavy metal toxicity. Comparative Biochemistry Physiological, 101 C, 519-523.
- Göksu, M. Z. L., 2003. Su Kirliliği ders kitabı. Çukurova Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları. No: 7, 232 s.
- Gönen, H., 1994, Ankara piyasasında satılan bazı balık türlerindeki ağır metal birikimi, H. Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Gıda Mühendisliği A. B. D.,Yükseklisans Tezi, Ankara.
- Greenberg, A. E. (APHA), Trussell, R. R. (AWWA) and Clesceri, L. S. (WPCF). 1985. Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater. Sixteenth edition.

- Grobler, E., Du Perez, H. H. and Van Vuren, J. H. J., 1989. Toxic effects of zinc and iron on the routine oxygen consumption of *Tilapia sparrmanii* (Cichilidae). Comp. Biochem. Physiol., 94(1), 207-214.
- Gül, A., Yılmaz, M. ve Selvi, M., 2004. The study of the toxic effects of mercury-II-chloride to chup *Leuciscus cephalus* (L.,1758), G.Ü. Fen Bilimleri Dergisi, 17(4), 53-58.
- Gül, A., Yılmaz, M. ve Uzel, N., 2008. Sakarya Nehri Kirmir Çayı'nda Yaşayan *Capoeta tinca* (Heckel, 1843)'da Civa II Klörür'ün Akut Toksik Etkisi, Kastamonu Eğitim Dergisi, 16(1), 199-206.
- Gündoğdu, A., 2003. Ağır Metallerden Bakır Ve Çinkonun Gökkuşluğu Alabalığının (*Onchorhynchus mykiss* W.,1792) Dokusundaki Birikimi Ve Letal Toksik Değerlerinin Saptanması. Doktora Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun, 104 s.
- Habashi, F., 1997. Handbook of Extractive Metallurgy, 581-640 WILEY-VCH, Weinheim, Germany.
- Hale, J. G., 1977. Toxicity of metal mining wastes. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 17, 66-73
- Hansen, H. J. M., Olsen, A. G. and Rosenkilde, P., 1996. The effect of Cu on gill and esophagus lipid metabolism in the Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Comparative Biochemistry Physiological, 113 C, 23-29.
- Heath, A. G., 1985, Water Pollution and Fish Physiology. CRC Pres, Inc. Boca Raton, Florida, 245 p.
- Heath, A. G., 1987. Water Pollution and Fish Physiology CRC Pres., Florida, USA, 24 p.
- Heisinger, J. F., Hansen, C. D. and Kim, J. H., 1979. Effect of selenium dioxide on the accumulation and acute toxicity mercuric chloride in goldfish. Archives of Environmental Contamination Toxicology, 8, 279-283.
- Hilmy, A. M., El Domiaty, N. A., Daabees, A. Y. and Alsahra, A., 1987a. The Toxicity to *Clarias lazera* of copper and zinc applied jointly. Comp. Biochem. Physiol., 83C, 309-314.
- Hilmy, A. M., El-Domiaty, N. A., Daabees, A. Y. and Abdel Latife, H. A., 1987b. Toxicity in *Tilapia zilli* and *Clarias lazera* (Pisces) induced by zinc, seasonally. Comp. Biochem. Physiol., 86C(2), 263-265.
- Hodson, P.V., 1988. The effect of metal metabolism on uptake, disposition and toxicity in fish. Aquatic Toxicology, 11, 3-18.

- Hughes, G. M. and Flos, R., 1978. Zinc content of the gills of rainbow trout (*S. gairdneri*) after treatment with zinc solutions under normoxic and hypoxic conditions. Journal Fisheries Biological, 13, 717–728.
- Ingersoll, C. G., Mount, D. R., Gulley, D. D., La Point, T. W. and Bergman, H. L., 1990. Effects of pH, aluminium, and calcium on survival and growth of eggs and fry of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences. 47, 1580-1592.
- Jagoe, C., Faivre, A. and Newman, M., 1996. Morfological and morfometric changes in the gills of mosquitofish after exposure to mercury (II). Aquatic Toxicology. 34(2), 163–183.
- Jeziarska, B. and Witeska, M., 2001. Metal toxicity to fish. Published by University of Podlasie, Siedlce, 318 p.
- Johnson, J., 1988. The effects of combinations of heavy metals, hypoxia and salinity on ion regulation in *Crangon crangon* (L.) and *Carcinus maenas* (L.). Comp. Biochem. Physiol., 91C(2), 459-463.
- Kahvecioğlu, Ö., Güven, A., Kartal, G. ve Timur, S., 2003. Metallerin çevresel etkileri- III. İstanbul Teknik Üniversitesi Metalurji ve Malzeme Müh. Bölümü, 15 s.
- Kane, A. S., Salierno, J. D., Gipson, G. T., Molteno, T. C. A. and Hunter, C., 2004. A video-based movement analysis system to quantify behavioral stress responses of fish. Water Research. 38, 3993-4001.
- Karahan, B., 1991. Rasyonla Alınan Bakırın (Cu) Sazanların (*Cyprinus carpio* L.) Dokularında Birikimi, Büyüme ve Üreme Özelliklerine Etkisi Üzerine Bir Araştırma. Doktora Tezi, Ank.Ü., Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 127 s.
- Kargın, F. and Erdem, C., 1991. Accumulation of copper in liver, spleen, stomach, intestine, gill and muscle of *Cyprinus carpio*. Tr. J. of Zoology., 15, 306-314.
- Kargın, F. ve Erdem, C., 1992. Bakır çinko etkileşiminde *Tilapia nilotica* (L.)'nın karaciğer, solungaç ve kas dokularındaki metal birikimi. Tr. J. of Zoology., 16, 343-348.
- Katalay, S., 1992. Midye (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck)'de Cr birikimi ve kaybının araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Ege Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İzmir.
- Khargarot, B. S. and Ray, P. K., 1987. Correlation between heavy metal acute toxicity values in *Daphnia* and fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 38, 722-726.
- Klauning, J. E., 2000. Pesticide Toxicology, Evaluating Safety and Risk, Purdue Pesticide Programs, Purdue University Cooperative Extension Service, PPP-40, Indiana University School of Medicine.

- Kocataş, A., 1986 . Oseanoloji. Ege Ü., Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No: 142, Bornova, İzmir, 645 s.
- Kocataş, A., 1992. Ekoloji ve Çevre Biyolojisi. Ege Ü., Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No: 142, Bornova, İzmir, 564 s.
- Laufer, B. and Nation, P. A., 1999. Vocabulary-size test of controlled productive ağabeylity. Language Testing, 16, 36-55.
- Lauren, D. J. and Mc Donald, D. G., 1985. Effects of copper on branchial ionoregulation in the Rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardso. J. Comp. Physiol. B., 155, 635-644.
- Leblond, V. S. and Hontela, A., 1999. Effects of invitro exposures to cadmium, mercury, zinc, and 1-(2-chlorophenyl)1-(4-chlorophenyl)-2, 2-dichloroethane on steroidogenesis by dispersed interrenal cells of Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Toxicology and Applied Pharmacology. 157, 16-22.
- Lin, H. C. and Dunson, W. A., 1993. The effect of salinity on the acute toxicity of cadmium on the tropica estuarine, hermaphroditic fish, *Rivulus marmoratus*: A comparison of Cd, Cu and Zn tolerance with *Fundulus heteroclitus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 25, 41-47.
- Lloyd, R., 1960. The toxicity of ZnSO₄ to Rainbow trout. Annual Applied Biological, 48, 84-94.
- Lock, R. A. and Van Overbeeke, A. P., 1981. Effects of mercuric chloride and methylmercuric chloride on mucus secretion in Rainbow trout. Comparative Biochemistry Physiological, 69C, 67-73.
- Loomis, T. A., 1978. Essentials of Toxicology, 3rd edition, Philadelphia, Lea and Febiger, 157-232.
- Lugowska, K. and Jezierska, B., 2000. Effect of copper and lead on common carp embryos and larvae at two temperatures. Folia University Agricultural Station (Piscaria), 26, 29-38.
- MacLeod, J. C. and Pessah, E., 1973. Temperature effects on mercury accumulation, toxicity and metabolic rate in Rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Journal Fisheries Response Board Canada, 30, 485-492.
- Mallat, J., 1985. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: A statistical review. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42, 630-648.
- Mance, G., 1987. Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environments. Poll. Monitor. Series. Elsevier Applied Sci., London, 372 p.
- Marr, J. C. A., Hansen, J. A., Meyer, J. S., Cacula, D., Podrabsky, T., Lipton, J. and Bergman, H. L., 1998. Toxicity of cobalt and copper to Rainbow trout: Application of a mechanistic model for predicting survival. Aquatic Toxicology, 43(4), 225-238.

- Matida, Y., Kumada, H., Kimura, S., Saiga, Y., Nase, T., Yokota, M. and Kawatsu, H., 1971. Toxicity of mercury compounds to aquatic organisms and accumulation of the compounds by the organisms. Bulletin Freshwater Fisheries Laboratory, 21, 197-227.
- Middaugh, D. P. and Dean, J. M., 1977. Comparative sensitivity of eggs, larvae and adults of the estuarine teleosts, *Fundulus heteroclitus* and *Menidia menidia* to cadmium. Bulletin Environmental Contamination Toxicology, 17, 645-652.
- Miller, P. A., Munkittrick, K. R. and Dixon, D. G., 1992. Relationship between concentrations of copper and zinc in water sediment, benthic invertebrates and tissues of White sucker (*Catostomus commersoni*) at metal contaminated sites. Can. J. Fish Aquat. Sci., 49, 978-984.
- Moiseenko, T. I. and Kudryavtseva, L. P., 2001. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. Environmental Pollution. 114, 285-297.
- Munsuz, N. ve Ünver, İ., 1995. Su Kalitesi. A. Ü. Ziraat Fakültesi, Yayın No: 1389, Ankara, 335 s.
- Nielsen, E. S. and Andersen, S. W., 1970. Copper ions as poison in the sea and in freshwater. Mar. Biol., 6, 93-97.
- Nimi, A. J. and Kissoon, G. P., 1994. Evaluation of the critical body burden concept based on inorganic and organic mercury toxicity to Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Archives Environmental Contamination Toxicology, 26, 169-178.
- Noel-Lambot, F., Gerday, C. H. and Disteché, A., 1978. Distribution of Cd, Zn and Cu in liver and gills of the Eel *Anguilla anguilla* with special reference to metallothioneins. Comp. Biochem. Physiol., 61C, 177-187.
- OECD, 1992. Organization for Economic Cooperation and Development, Guideline for The Testing of Chemicals: Fish, Acute Toxicity Test, No: 203.
- O'Neill, P., 1993. Environmental Chemistry. 2nd Edition, Chapman Hall, London. Chapter 4, 66-95 p.
- Pascoe, D. and Edwards, R. W., 1989. Aquatic Eco.: Fundamental Concepts and Methodologies. Volume II. CRC Press, Inc., Boca Raton Florida, 93-126, 203 ref.
- Perschbacher, P. W., 2005. Temperature effects on acute copper toxicity to juvenile channel catfish *Ictalurus punctatus*. Aquaculture. 243, 225-228.
- Perschbacher, P. W. and Wurts, W. A., 1999. Effects of calcium and magnesium hardness on acute copper toxicity to juvenile channel catfish *Ictalurus punctatus*. Aquaculture. 172, 275-280.

- Playle, R. C., Goss, G. G. and Wood, CH. M., 1989. Physiological disturbance in Rainbow trout (*Salmo gairdneri*) during acid and aluminium exposure in soft water of two calcium concentrations. Canadian Journal Zoology. 67, 314–324.
- Raddum, G., Brettum, P., Matzow, D., Nilssen, J. P., Skov, A., Svealv, T. and Right, R. F., 1986. Liming in acid lake Hovvutn, Norway: A whole ecosystem study. Water, Air and Soil Pollution, 31, 721-763.
- Rand, G. M., 1995. Fundamentals of Aquatic Toxicology Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. Taylor and Francis. ISBN 1 560 32090 7.
- Rehwoldt, R., Menapace, L. W., Nerrie, B. and Alessandrello, D., 1972. The effect of increased temperature upon the acute toxicity of some heavy metal ions. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 8, 91-96.
- Romeo, M., Siau, Y., Sidomou, Z. and Gnassia – Barelli, M., 1999. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania Coast. The Science of the Total Environment. 232, 169-175.
- Roy, R. and Campbell, P. G. C., 1995. Survival time modeling of exposure of juvenile Atlantic (*Salmo salar*) to mixtures of aluminium and zinc in soft water at low pH. Aquatic Toxicology. 33, 155-176.
- Sahana, S. S., Jana, S., Choudhuri, M. A. and Choudhuri, D. K., 1986. Hg (II)-induced changes in some biochemical parameters in the freshwater fish *Clarias batrachus*. Physiologia Bohemoslovaca, 35(1), 81-85.
- Saygi, Ş., Deniz, G., Kutsal, O. and Vural, N., 1991. chronic effect of cadmium on kidney, liver, testes and fertility of male rats. Biol Trace Elem Res., 31, 209-214.
- Sharma, R. P., 1983, ligands binding cadmium, zinc and copper in a species of New Zealand Oyster (*Ostrea lutaria*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 30, 428-434.
- Sharp, J. R. and Neff, J. M., 1980. Effects of the duration of exposure to mercuric chloride on the embryogenesis of the estuarine teleost, *Fundulus heteroclitus*. Mar. Environ. Res., 3, 195-213.
- Sharp J. R., 1992. the effect of exposure duration to mercury on the development of the orangethroat darter, *Etheostoma spectabile*. Trans. Mo. Acad. Sci., 26, 115-116.
- Shrivastava, S., Rao, K. S. and Dhanekar, S., 1988. Acute toxicity of reactive textile dyes to eggs and early life history stage of *Cyprinus carpio*. Geobios, 15,111–3.
- Snarski, V. M. and Olson, G. F., 1982. Chronic toxicity and bioaccumulation of mercuric chloride in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Aquat. Toxicol., 2, 143-156.
- Spehar, R. L. and Fiandt, J. T., 1986. Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. Environ. Toxicol. Chem., 5, 721-724.

- SPSS, 2002. SPSS Inc. Chicago, Illinois, USA
- Stoker, H. S. and Seager, S. L., 1976. Environmental Chemistry. Air and Water Pollution. Scott, Foresman and Company, 231 p.
- Sunlu, U. ve Egemen, Ö., 1997. İzmir körfezi'nde dağılım gösteren lipsoz (*Scorpaena porcus* L.1758) balığında bazı ağır metal düzeylerinin araştırılması. Akd. Balık. Kong. Mediter. Fisher. Cong., İzmir, 9-11 Nisan.
- Suresh, A., Sivaramakrishna, B. and Radhakrishnaiah, B., 1993. Patterns of cadmium accumulation in the organs of fry and fingerlings of freshwater fish *Cyprinus carpio* following cadmium exposure. Chemosphere, 26(5), 945-953.
- Thomas, D.G., Cryer, A., Solbe, J. F. and Kay, J., 1983. A comparison of the accumulation and protein binding of environmental cadmium in the gills, kidney and liver of Rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Richardson). Comp. Biochem. Physiol., 76C(2), 241-246.
- Thomas, D. G., Brown, M. W., Shurben, D., Solbe, J. F., Cryer, A. and Kay, J., 1985. A comparison of the sequestration of cadmium and zinc in the tissues of Rainbow trout (*Salmo gairdneri*) following exposure to the metals singly or in combination. Comp. Biochem. Physiol., 82C(1), 55-62.
- Torreblanca, A., Del-Ramo, J. and Diaz-Mayans, J., 1991. Effects of cadmium on the biochemical composition of the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. J. Fish Biol., 32, 277-282.
- Tort, L., Flos, R. and Balasch, J., 1984. Dogfish liver and kidney respiration after zinc treatment. Comp. Biochem. Physiol., 77C(2), 381-384.
- Tort, L., Torres, P. and Flos, R., 1987. Effects on dogfish haematology and liver composition after acute copper exposure. Comp. Biochem. Physiol., 87C(2), 349-353.
- Tulasi, S. J., Reddy, P. U. and Rao, J. V. R., 1992. Accumulation of lead and effects on total lipids and lipid derivatives in the freshwater fish *Anabas testudineus*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 23, 33-38.
- Uguz, C., Iscan, M., Erguven, A., Isgor, B. and Togan, I., 2003. The Bioaccumulation of nonylphenol and its adverse effect on the liver of Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environmental Research, 92, 262-270.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1980. Ambient water quality criteria for silver. U.S. Environmental Protection Agency Report, 440/5-80-071. 212.
- Underwood, E. J., 1977. Trace elements in human and animal nutrition. 4 th edition. Academic Press, New York.
- URL-1, http://tr.wikipedia.org/wiki/A%C4%9F%C4%B1r_metal (06 Mayıs 2009, 14:30).

- URL-2,http://people.hsc.edu/faculty-aff/edwardd/edweb01/Research/MeHg/mehg_teratology.htm (08 Mayıs 2009, 16:20).
- URL-3, <http://www.eurochlor.org/upload/documents/document88.pdf>(04 Nisan 2009, 18:15).
- Uysal, H., 1978. Accumulation and distribution of heavy metals in some marine organisms in the bay of and in Aegean coasts. IV Journees Etud. Poll., 213 – 217.
- Ünlü, E., Cengiz, E.İ., Akba, O. ve Gümgüm, B., 1995. Dicle nehrindeki *Capoeta trutta* Heckel, 1843’da ağır metal birikimi. II. Ulus. Ekol. ve Çev. Kong., 639-649, Ankara.
- Ünsal, M. 1998. Kirlilik Deneylemleri-Yöntemler ve Sonuçların Değerlendirilmesi-T.C. Tarım ve Orman Köyişleri Bakanlığı Bodrum Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Yay. No:11.168s.
- Verep, B., Beşli, E. S., Altınok, İ. and Mutlu, C., 2007. Assessment of mercuric chloride on rainbow trouts(*Oncorhynchus mykiss*) and chubs(*Alburnoides bipunctatus*). Pakistan Journal of Biological Sciences, 10(7), 1098-1102.
- Viarengo, A., Mancinelli, G.,Orunesu, M., Martino, G., Faranda, F. and Mazzucotelli, A., 1988. Effects of sublethal copper concentrations, temperature, salinity and oxygen levels on calcium content and on cellular distribution of copper in the gills of *Mytilus galloprovincialis*. Lam: A Multifactorial Experiment. Marine Environmental Research, 24, 227-231.
- Villarreal-Trevino, C. M., Obregon-Morales, M. E., Lozano-Morales, J. F. and Villegas-Navarro, A., 1986, Bioaccumulation of lead, copper, iron and zinc by fish in a transect of the Santa Catarina River in Cadereyta Jimenez, Nuevo Leon, Mexico. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 37, 395-401.
- Wobeser, G., 1975. Acute toxicity of methyl mercury chloride and mercuric chloride for Rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fry and fingerlings. Journal Fisheries Response Board of Canada, 32, 2005-2013.
- Von Westernhagen, H., Rosenthal, H. and Spering, K. R., 1974. Combined effects of cadmium and salinity on envelopment and survival of herring eggs. Helgoländer wiss. Meeresunters, 26, 416-433.
- Vostal, J., 1976, Transport and transformation of mercury in nature and possible routes of exposure. In ‘Mercury in the Environment’. Ed. Friberg, L. And Vostal, J., 15-27. CRC Pres, Ohio.
- Voyer, R. A., Yevich, P. P. and Barszcz, C. A., 1975. Histological and toxicological reponses of the mummichog *Fundulus heteroclitus* (L.) to combinations of levels of cadmium and dissolved oxygen in a freshwater. Water Response, 9, 1069-1074.

- Voyer, R. A., Wentworth, C. E., Barry, J. R. E. P. and Hennekey, R. J., 1977. Viability of embryos of the winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* exposed to combinations of cadmium and salinity at selected temperatures. Marine Biology, 44, 117-124.
- Vural, N. 1996. Toksikoloji, A.Ü.Ecz.F. Yayınları No: 73, Ankara, A.Ü. Basımevi, 1-20.
- Welch, T. J., Stauffer, J. R. and Morgan, R. P., 1989. Temperature preferences as an indicator of the chronic toxicity of cupric ions to mozambique tilapia. Bulletin Enviromental Contamination Toxicology, 43, 761-768.
- Witeska, M. and Jezierska, B., 2003. The effects of enviromental factors on metal toxicity to fish (Review). Fresenius Enviromental Bulletin, 12-8, 824-829.
- Wobeser, G., 1975. Acute toxicity of methyl mercury chloride and mercuric chloride for Rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fry and fingerlings. Journal Fisheries Response Board of Canada, 32, 2005-2013.
- Wood, C. M., Hogstrand, C., Galvez, F. and Munger, R. S., 1996. The physiology of waterbone silver toxicity in freshwater Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): 2 The effects of silver thiosulfate. Aquatic Toxicology, 35,111-125.
- Wood, C. M., 2001. Toxic responses of the gill. In: Schlenk, D. W., Benson, W.H. (Eds.), Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts. vol. 1, Organs. Taylor and Francis, Washington, DC, 1-89.
- Wright, D. A., Meteyer, M. J. and Martin, F. D., 1985. Effect of calcium on cadmium uptake and toxicity in larvae and juveniles of striped bass (*Marone saxatilis*). Bulletin Enviromental Contamination and Toxicology, 34, 196-204.
- Yang, H. N. and Chen, H. C., 1996. Uptake and elimination of cadmium by Japanese eel, *Anguila japonica*, at various temperatures. Bulletin Enviromental Contamination Toxicology, 56, 670-676.
- Zitko, V. and Carson, W. G., 1976. A mechanism of the effects of water hardness on the lethality of heavy metals to fish. Chemosphere, 5, 299-303.

ÖZGEÇMİŞ

1984 yılında Kastamonu'nun Tosya ilçesinde doğdu. İlk ve orta öğrenimini Tosya'da tamamladı. 2002 yılında Karadeniz Teknik Üniversitesi Rize Su Ürünleri Fakültesi'nde lisans öğrenimine başladı ve 2006 yılında bu fakülteden mezun oldu.

2006 yılında KTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Anabilim Dalı'nda yüksek lisans eğitimine başladı. 2006-2007 Eğitim-Öğretim yılında Karadeniz Teknik Üniversitesi Yabancı Diller Yüksek Okulu'nda yabancı dil eğitimi aldı. 2007 yılı Aralık ayında Rize Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi'ne Araştırma Görevlisi olarak atandı. Halen aynı fakültede eğitime ve görevine devam etmektedir.