

**FARKLI DOZLARDA UYGULANAN BAKIR SÜLFAT  
PENTAHİDRAT'IN GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI  
(*Oncorhynchus mykiss*)' NİN KRİTİK YÜZME HIZI VE  
HEMATOLOJİ PARAMETRELERİ ÜZERİNE  
ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI**

**Yavuz YEĞİN**

**Yrd. Doç. Dr. Arzu UÇAR  
Yüksek Lisans Tezi  
Su Ürünleri Mühendisliği Ana Bilim Dalı  
2013  
Her Hakkı Saklıdır**

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**FARKLI DOZLARDA UYGULANAN BAKIR SÜLFAT PENTAHİDRAT'IN  
GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI (*Oncorhynchus mykiss*)' NİN KRİTİK YÜZME HIZI  
VE HEMATOLOJİ PARAMETRELERİ ÜZERİNE ETKİLERİNİN  
ARAŞTIRILMASI**

**Yavuz YEĞİN**

**SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI**

**ERZURUM  
2013**

**Her hakkı saklıdır**



T.C.  
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

FARKLI DOZLARDA UYGULANAN BAKIR SÜLFAT PENTAHİDRAT'IN  
GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI (*Oncorhynchus mykiss*)' NİN KRİTİK YÜZME HIZI VE  
HEMATOLOJİ PARAMETRELERİ ÜZERİNE ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Yrd. Doç. Dr. Arzu UÇAR danışmanlığında, Yavuz YEĞİN tarafından hazırlanan bu çalışma 22/11/2013 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Su Ürünleri Mühendisliği Ana Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak **oybirliği/oy çokluğu (.../...)** ile kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP İmza

Üye : Prof. Dr. Nurinisa ESENBUĞA İmza

Üye : Yrd. Doç. Dr. Arzu UÇAR İmza

Yukarıdaki sonucu onaylıyorum

Prof. Dr. İhsan EFEOĞLU  
Enstitü Müdürü

**Not:** Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

## ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

### FARKLI DOZLARDA UYGULANAN BAKIR SÜLFAT PENTAHİDRAT'IN GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI (*Oncorhynchus mykiss*)' NİN KRİTİK YÜZME HIZI VE HEMATOLOJİ PARAMETRELERİ ÜZERİNE ETKİLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Yavuz YEĞİN

Atatürk Üniversitesi  
Fen Bilimleri Enstitüsü  
Su Ürünleri Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Arzu UÇAR

Bakır Sülfat Pentahidrat ( $\text{Cu SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ )'ın 2 farklı doz (0,175 mg/lt ve 0,350 mg/lt) uygulamasının 0, 14, 28. gün etkilerinin araştırıldığı çalışmada, materyal olarak gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) kullanılmıştır. Uygulama periyodu sonucunda kontrol ve uygulama gruplarında kritik yüzme hızı ve kan parametreleri indeksleri incelenmiştir.

Bakır sülfat pentahidrat'ın iki farklı dozuna maruz bırakılan gökkuşağı alabalığının kritik yüzme hızı incelenmiştir ve etkisi önemli bulunmuştur ( $P < 0,05$ ). Söz konusu parametre ile ilgili ortalama değerler kontrol grubu (K) için  $3,550 \pm 1,62$  bl/sn; 0,175 mg/lt uygulama yapılan grup (D1)  $3,746 \pm 2,03$  bl/sn ve 0,350 mg/lt uygulama yapılan grup (D2) için  $5,060 \pm 0,34$  bl/sn olarak tespit edilmiştir.

Hematolojik parametrelerden sedimentasyon, eritrosit, lökosit ve trombosit sayısı değerlerinde muamele gün etkileşimi istatistik açıdan önemsiz bulunmuştur ( $p > 0,05$ ). Hemoglobün değerinin ise muamele x gün interaksyonundan çok önemli ( $p < 0,01$ ) derecede etkilendiği belirlenmiştir. Eritrosit sedimentasyon oranı ve eritrosit sayısı kontrol grubuna göre muamele ve muamele x gün interaksyonu önemsiz olurken gün ( $p < 0,05$ ) önemli bulunmuştur. Lökosit ve Trombosit sayısına ise muamele, gün ve muamele x tür interaksyonunun etkisi önemsiz olarak tespit edilmiştir ( $p > 0,05$ ).

**2013, 50 sayfa**

**Anahtar Kelimeler:** Bakır Sülfat Pentahidrat ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ), gökkuşağı alabalığı, hematoloji, yüzme performansı

## ABSTRACT

Master Thesis

### THE EFFECTS OF DIFFERENT DOSES OF ON CRITICAL SWIMMING SPEED AND HAEMATOLOGY PARAMETERS OF RAINBOW TROUT (*Oncorhynchus mykiss*)

Yavuz YEĞİN

Atatürk University  
Graduate School of Natural and Applied Sciences  
Department of Aquaculture

Supervisor: Assist. Prof. Dr. Arzu UÇAR

In this study the effects of the two different dosage application of copper sulphate penta hydrate ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) pesticide were researched and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) was used as the material. As a result of the application period, control and application groups critical swimming speed and blood parameters were investigated.

In the rainbow trout, exposed to different doses of the copper sulphate penta hydrate ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) pesticide, critical swimming speed was investigated and the effects was found to be significant ( $p < 0.05$ ). Average critical swimming speed values was found to be  $3,550 \pm 1,62$  bl/sec in the control group,  $3,746 \pm 2,03$  bl/sec in the group applied 0.175 mg/lt and  $5,060 \pm 0,34$  bl/sec in the group applied 0.350 mg/lt.

From the hematologic parameters, sedimentation, erythrocyte, leukocyte and thrombocyte values treatment x day interaction were not effected by  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  ( $p > 0.05$ ). The hemoglobin value was significantly effected by treatment x day interaction ( $p < 0.01$ ). While the effect of treatment and treatment x day interaction of erythrocyte sedimentation rate and erythrocyte number were not significant, the effect of day was found to significant ( $p < 0.05$ ). The number of white blood cell and thrombocyte treatment, day and treatment x day interaction effect was found to be insignificant ( $p > 0.05$ ).

**2013, 50 pages**

**Keywords:** Copper sulphate pentahydrate ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ), rainbow trout, hematology, critical swimming speed

## TEŞEKKÜR

Çalıőmanın araştırma konusunun belirlenmesi, planlanıp yürütölmesi ve tez haline getirilmesinde bana yol gösteren danıőmanım Sayın Yrd. Doç. Dr. Arzu UÇAR'a,

Yüksek lisans tezi olarak sunduğum bu çalışmada Su Ürünleri Faköltesi'nin bütün birimlerinde çalışma imkanı sağlayan Sayın Dekanımız Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP'e,

Tez çalıőmam kapsamında istatistik analizlerinin yapılmasında Sayın Prof. Dr. Nurinisa ESENBUĞA'ya ve çalıőmalarım esnasında yardımlarını esirgemeyen Su Ürünleri Faköltesi'nin tüm akademik ve idari personeline teőekkürlerimi sunarım.

Yavuz YEĞİN

Kasım, 2013

## İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	viii
<b>1. GİRİŞ.....</b>	<b>1</b>
<b>2. KAYNAK ÖZETLERİ.....</b>	<b>10</b>
<b>3. MATERYAL ve METOD.....</b>	<b>18</b>
3.1. Materyal.....	18
3.1.1. Araştırma yeri.....	18
3.1.2. Su materyali.....	18
3.1.3. Araştırma tankları.....	19
3.1.4. Yüzme performansı sistemi.....	19
3.1.5. Balık materyali.....	21
3.1.6. Bakır Sülfat Pentahidrat.....	21
3.2. Metot.....	21
3.2.1. Su dağıtım düzeneği.....	21
3.2.2. Deney balıklarının bakım ve beslenmesi.....	22
3.2.3. Pestisit uygulanma şekilleri.....	22
3.2.4. Kan örneklerinin alınması.....	22
3.2.5. Kan parametreleri analizleri.....	23
3.2.5.a. Hemoglobun miktarının tayini.....	23
3.2.5.b. Eritrositlerin çökme hızı.....	24
3.2.5.c. Eritrosit sayısının tespiti.....	24
3.2.5.d. Lökosit sayısının tespiti.....	26
3.2.5.e. Trombosit sayısının tespiti.....	26
<b>4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....</b>	<b>27</b>
4.1. Kritik yüzme hızı sonuçları.....	27

4.2. Hematoloji Sonuçları.....	28
4.2.1. Hemoglobin miktarı .....	28
4.2.2. Eritrosit çökme hızı .....	30
4.2.3. Eritrosit sayısı (ES) .....	31
4.2.4. Lökosit sayısı (LS) .....	33
4.2.5. Trombosit sayısı (TS).....	34
<b>5. TARTIŞMA ve SONUÇ.....</b>	<b>35</b>
5.1. Kritik Yüzme Hızı.....	35
5.2. Hematoloji Parametreleri .....	37
5.3. Sonuç ve Öneriler.....	42
KAYNAKLAR .....	43
ÖZGEÇMİŞ .....	51



## SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

<b>ALAD</b>	Aminolevulinik asit dehidrataz
<b>ALT</b>	Alanin aminotransferaz
<b>AST</b>	Aspartat aminotransferaz
<b>Cm</b>	Santimetre
<b>EPA</b>	Environmental Protection Agency
<b>Fs</b>	Fransız Sertliği
<b>G</b>	Gram
<b>GOT</b>	Glutamik oksaloasetik transaminaz
<b>l/L</b>	Litre
<b>LC50</b>	Deney hayvanlarının yarısını öldüren konsantrasyon
<b>LD50</b>	Deney hayvanlarının yarısını öldüren doz
<b>LDH</b>	Laktat dehidrojenaz
<b>mg</b>	Miligram
<b>ml</b>	Mililitre
<b>Mm</b>	Milimetre
<b>ppm</b>	Milyonda bir kısım (w/v)
<b>Sn</b>	Saniye
<b>WHO</b>	World Health Organization
<b>µg</b>	Mikrogram
<b>µl</b>	Mikrolitre

## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Yüzme performansı sistemi .....	19
Şekil 3.2. Balıklardan kanın alındığı bölge.....	23
Şekil 3.3. Kan hücrelerinin ışık mikroskobundaki görüntüsü.....	25
Şekil 4.1. Bakır Sülfat Pentahidrat'ın farklı dozlarının <i>Oncorhynchus mykiss</i> balıklarına ait KYH veri noktaları, doğrusal regresyon çizgileri ve denklemleri.....	28
Şekil 4.2. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında bakır sülfat'ın hemoglobin miktarına etkisi .....	30

## ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1. Gökkuşığı Alabalığı ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )'nın sistematikteki yeri.....	5
Çizelge 3.1. Su kalite parametreleri .....	18
Çizelge 3.2. Yüzme performansı sisteminin özellikleri.....	20
Çizelge 3.3. Cyanmethemoglobin metoduyla hemoglobin tayini.....	24
Çizelge 4.1. Kritik Yüzme Hızı (bl/sn) değerine ait varyans analiz tablosu.....	27
Çizelge 4.2. Farklı dozlarda uygulanan Bakır Sülfat Pentahidrat'ın <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığının kritik yüzme hızı üzerine etkisi .....	27
Çizelge 4.3. Hemoglobin değerine ait varyans analiz tablosu .....	29
Çizelge 4.4. Bakır Sülfat Pentahidrat'ın Hemoglobin miktarına etkisi.....	29
Çizelge 4.5. Hemoglobin değerine ait ortalama ve standart sapmalar.....	29
Çizelge 4.6. Sediment değerine ait varyans analiz tablosu .....	30
Çizelge 4.7. Bakır Sülfat Pentahidrat'ın sedimentasyon çökme üzerine etkisi .....	31
Çizelge 4.9. Eritrosit değerine ait varyans analiz tablosu .....	32
Çizelge 4.10. Bakır Sülfat Pentahidrat'ın ortalama eritrosit sayısına etkisi.....	32
Çizelge 4.11. Eritrosit değerine ait ortalama ve standart sapmalar.....	32
Çizelge 4.12. Lökosit değerine ait varyans analiz tablosu.....	33
Çizelge 4.13. Bakır Sülfat Pentahidrat'ın lökosit sayısına etkisi .....	33
Çizelge 4.14. Lökosit değerine ait ortalama ve standart sapmalar .....	33
Çizelge 4.15. Trombosit değerine ait varyans analiz tablosu .....	34
Çizelge 4.16. Bakır Sülfat Pentahidrat'ın Trombosit miktarına etkisi .....	34
Çizelge 4.17. Trombosit değerine ait ortalama ve standart sapmalar .....	34

## 1. GİRİŞ

Günümüzde hem çevre hem de sağlık açısından tehlikeye sebep olan milyonlarca kimyasal bulunmaktadır. Bugün bilinen kimyasal maddelerin sayısının 10 milyonu aştığı ve yaklaşık yetmiş binden fazlasının kullanılmak üzere piyasaya sürüldüğü bilinmektedir. Bu kimyasalların toksikoloji biliminin temelini oluşturur. Bu kimyasalların ister doğal ister sentetik olsun, hem insan hem de diğer organizmalarda toksik etkiye sahip olduğu bilinmektedir. Bu maddeler arasında çok kullanılan pestisitler çevre kirliliği ve sağlık açısından önem taşımaktadır. Uzun süre çevrede kalabilen pestisitler, mutajen, teratojen ve daha önemlisi kanserojen olabilirler. Kullanılma alanlarının çok geniş olması, pestisitlerin çevreye ve canlılara zararlarının artmasına sebep olmaktadır. Pestisitlerin toksik etkisi doğrudan belirli bir organizmayı etkilediğinden dolayı diğer toksik materyallerden kimyasal ve sosyal olarak ayrı bir sınıfta tutulmaktadır (Siemering *et al.* 2005).

Pestisit; tarım ürünlerine veya hayvansal gıdalara; üretim, hasat, depolama ve taşıma esnasında zarar yapan herhangi bir zararlıyı (yabancı otlar dahil) kontrol etmek veya bunların zararlılarını önlemek üzere uygulanan veya hayvanların vücutlarında bulunan herhangi bir böcek veya zararlının kontrolü amacıyla hayvanlara verilen madde veya maddeler karışımıdır.

Pestisitler hedef organizmalarda farklı şekillerde etkili olmaktadır. Bu mekanizma çok kompleks olmakla birlikte, hedef organizmadaki toksisite biyokimyasal bir süreç sonucunda ortaya çıkmaktadır. Kimyasal maddeler iki tipte toksik etki oluştururlar (Yıldız vd 2005).

**1. Akut toksisite;** tek bir dozda alındığında kısa sürede ortaya çıkan ve belirtileriyle tanımlanabilen etki.

**2. Kronik toksisite;** uzun bir süreçte, öldürücü doz altındaki tekrarlı alımlarda ortaya çıkan toksisite.

Akut toksisitenin ölçüsü LD50 değeridir. Bu değer popülasyonda % 50 oranında ölüm oluşturan doz olarak tanımlanabilmektedir. Düşük LD50 değeri o bileşiğin toksisitesinin yüksek olduğunu göstermektedir (Siemering *et al.* 2005).

Günümüzde çevreye verilen toksik maddeler, doğanın ekolojik dengesini bozacak düzeye ulaşmıştır. Antropojenik aktivitenin yoğun olduğu kentsel alanlardan ve çeşitli endüstri kuruluşlarından ortama yayılan toksik maddeler, çevre kirliliğine neden olmaktadır. Meydana gelen bu kirliliğin önemli kaynaklarından birini de pestisitler oluşturmaktadır.

Bakır sülfat pentahidrat, inorganik pestisitlerden, bakırlılar grubuna ait inorganik bir tuzdur. Rengi mavi, kokusuz kristal halindedir. Ürün formülasyon tipleri; ıslanabilir toz formülasyonu ile suda çözünabilir mavi granül ya da kristal toz şeklindedir. Bakır sülfat pentahidrat, bakır sülfatın çok geniş bir şekilde kullanılan bir formudur. Bakır sülfat pentahidratın kimyasal formülü  $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ 'dur.

Bakır sülfat pentahidrat, sucul bir pestisit olarak, sulama ve lağım kanallarında, göl ve göletlerde, drenaj kanallarında yabancı sucul bitkilerin, omurgasızların (sümüklü böcek ve salyangoz) ve alglerin kontrolünde kullanılır. Bakır sülfat pentahidrat, sucul sistemlerde ise ipliksi ve planktonik alglerin büyümesi ve kontrolünde kullanılmaktadır. Sucul herbisit olarak kullanıldığı bitkiler, *Hydrilla*, *Elodea* gibi sucul bitkilerdir. Pirinç üretiminde, omurgasızların ve alglerin kontrolünde, özellikle karides larvalarına (*Riops longicaudatus*) karşı kullanıldığı bildirilmiştir (Davison 1995).

Kültür balıkçılığında hastalıkların tedavisinde kimyasal ilaçların kullanımı ön planda yer almaktadır. Bakır sülfat bakteriyel, fungal ve paraziter hastalıkların tedavisinde ve bu hastalıklardan korunmada sıkça kullanılan kimyasal maddelerden biridir. Genellikle hasta balıklar 500 ppm'lik bakır sülfat solusyonuna 1-2 dakika daldırılarak tedavi edilirler (Ling *et al.* 1993; Sağlam ve Ural 2003). Ayrıca bakır sülfat havuzlarda zararlı otlarla mücadelede ve su bitkilerinin büyümesinin kontrol altında tutulmasında da

kullanılmaktadır. Su Ürünleri Yönetmeliğinde bakır sülfatın alıcı ortam için kabul edilebilir değeri 0,15 ppm olarak verilmiştir.

Gerek tedavi amacıyla ve gerekse istenmeyen bitkilerin kontrolünde bakır sülfat çok dikkatli kullanılmalıdır. Bakır sülfat tedavi amacıyla su ürünleri yönetmeliğinde belirtilen alıcı su ortamları için kabul edilebilir değerin üzerinde kullanıldığı zaman, tedavi bitiminde bu solüsyonun sulara dökülmemesi gerekir. Aksi halde; doğal ortamdaki balıkların ve diğer su canlılarının doku ve organlarında hem bakır olarak birikime uğrayacak ve hem de bu çalışmada da tespit edildiği şekilde patolojik bozukluklar oluşturacaktır (Sağlam ve Ural 2003).

Sucul ortamlarda çok yüksek oranda organik ve inorganik moleküllere tutunan bakır, fitoplanktonlar ve zooplanktonlar tarafından içeri alınıp, bu organizmalarda çok yüksek oranlarda birikime uğrar. Bakır, fitoplanktonlar ve zooplanktonların bünyesinde ve yüzeylerinde birikerek hem bu organizmaların büyümesini inhibe eder, hem de popülasyonlarını azaltır. Bakır iyonları, fitoplanktonlar ve zooplanktonlarda birikerek, yüzeylerine tutanarak; bunlarla beslenen sucul ortam canlıları, amfibiler, mollusklar ve balıklar üzerinde toksik etkiler gösterir (EPA 1978).

Bakırın balıklarda geçişi hızlıdır. Alınan bakır, karaciğer, kas ve solungaçlarda önemli miktarda birikir. Balıklarda solungaç, solunum ile ilgili bir organ olup, doğrudan ortam ile ilişkisi olduğundan toksikoloji çalışmalarında hedef organ olarak seçilmektedir. Solungaçlarda biriken bakır, balıklardaki  $Na^+$ - $Ca^{+2}$  pompasını ve gaz taşınmasını inhibe eder. Bu durumun sonucunda da balıklarda ölüm görülebilir (Reid and McDonald 1988; Wood 1992).

Bakır sülfat pentahidratın kullanıldığı canlılar üzerindeki etki mekanizması, bakır iyonları ile mantar ve alglerin enzimlerini deaktive etmesi ve hücresel proteinleri denatüre etmesi şeklindedir. Hayvanlar üzerinde de yapılan bakır sülfat pentahidrat deneylerinde dalak, karaciğer ve böbreklerde akut toksisitesi görülmüştür. Aynı

zamanda beyin, akciğer, böbrek ve sindirim sisteminde hasarlar oluşturabileceği rapor edilmiştir (Kurisaki *et al.* 1988; Dash 1989).

Bakır sülfat pentahidrat vücuda alındığında karaciğer, kalp, beyin, böbrek ve kaslara yüksek oranda dağıtılır. Bakır hücre içinde metalotiyoneine bağlanarak bulunur. Bakır karaciğer ve böbrekte metalotiyoneinde bağlı olmasına rağmen, akciğerlerde bağlı değildir ve akciğerlerde solunum ile içeri girer.

Metalik bakır ve tuzlarının toksisitesi iyonize olma özelliklerine göre değişir. Temelde bakır iyonları kanın ve protoplazmanın organik molekülleriyle birleşmek suretiyle fizyolojik görevlerini yapamaz duruma sokar. Emildikten sonra kalp ve vasküler sisteme yönelik olumsuz etkiler oluşturur. Yüksek yoğunluklarda karaciğerde birikmek suretiyle bu organın akut sarı atrofiye uğramasına sebep olur. Öte yandan bakır tiyoloptiv zehirler arasında bulunur. Bu özelliği nedeniyle, yaşamsal öneme sahip olan enzimlerin ve benzeri proteinli yapıların tiyol gruplarıyla (-SH) birleşmek suretiyle, fizyolojik görevlerini engeller (Şanlı 1995).

Balık, akuatik çevrenin koşullarını ve değişimini belirlemede biyoindikatör olarak kullanılan canlılardan birisidir. Bu nedenle, ekosistemdeki değişimlere bağlı olarak balığın çeşitli seviyelerde bu değişimlere gösterdiği tepkilerin derecelerinin ve şeklinin bilinmesi gerekmektedir. Balık kanı, omurgalı sucul canlıların biyolojik göstergeleri olduğu gibi, çevresel ve insan kaynaklı stres faktörlerinin etkilerini ve ekosistem sağlığını da gösterir (Heath 1990; Luskova 1997).

Gökkuşığı alabalığının dünya’da ilk yetiştiricilik çalışmaları, Kuzey Amerika’da 1874 yılında başlamış ve 1970’li yıllarda ise dışarıdan getirilen yumurtalarla ülkemizde üretimi başlamıştır. Gökkuşığı alabalığı 100 yılı aşkın süredir kültürü yapılan en önemli tür konumundadır. Bu nedenlerden dolayı ve ekonomik değerinin yüksek oluşu dikkate alındığında en fazla araştırma yapılan balık türlerinden birisi konumundadır.

Gökkuşığı alabalığı dünyada hem yetiştiricilik hem de sportif balıkçılık açısından en popüler soğuk su balığıdır. Kuzey Amerika orijinli olduğundan Pasifik Okyanusuna dökülen ırmaklarda yaşar. Sistematikte Salmonidae familyasında yer alırlar. Alabalıklar yaygın şekilde yetiştiricilik ve doğal suların balıklandırılması için kullanılan *Salmo*, *Salvelinus* ve *Oncorhynchus* olmak üzere üç cinsin türleridir (Bruno and Poppe 1996; Stickney 2000; Aras vd 2000; Arabacı 2007).

**Çizelge 1.1.** Gökkuşığı Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nin sistematikteki yeri

<b>Filum</b>	Chordata
<b>Alt Filum</b>	Vertabrata
<b>Sınıf</b>	Chondrostoi
<b>Takım</b>	Salmoniformes
<b>Alt Takım</b>	Salmonoidei
<b>Familya</b>	Salmonidae
<b>Alt Familya</b>	Salmoninae
<b>Cins</b>	Oncorhynchus
<b>Tür</b>	<i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum, 1792

Alabalıkların morfolojik olarak en belirgin özelliği sırt yüzgeci ile kuyruk yüzgeci arasında yağ yüzgecine sahip olmalarıdır. Gökkuşığı alabalığında vücut uzamış ve az basıktır. Sırt yüzgeci 10-12, anal yüzgeci ise 8-12 yumuşak ışına sahiptir. Vücut rengi dorsal kısımda metalik mavi diğer bölgelerde ise gümüşü renktedir yanıl çizgi boyunca parlak ve gökkuşığı renklerinde bantlar mevcuttur. Dorsal ve kaudal yüzgeçte siyah benekler bulunmaktadır. Ayrıca yanıl çizginin üzerinde siyah benekler mevcuttur (Ade 1982; Stickney 2000; Arabacı 2007).

Çözünmüş oksijence zengin, soğuk ve berrak suları seven gökkuşığı alabalığı hemen hemen dünyanın bütün bölgelerine yayılım göstermiştir. Çevresel faktörlere karşı adaptasyon kabiliyeti yüksek ve hızlı büyüyen bir türdür. Yem değerlendirme oranının düşük oluşu, kolay döl alımı, kısa inkübasyon periyodu ve hastalıklara karşı yüksek



mukavemet özelliği bu türün kültür balıkcılığında tercih edilmesinin diğer önemli sebeplerindendir (Lindhors-Emme 1990; Çelikkale 1994; Aras vd 2000).

Titarev and Nauch (1974)'a göre dünyada ve Türkiye de yaygın olarak suni üretimi yapılan gökkuşağı alabalığı türü hastalıklara karşı dayanıklı olduğu gibi daha az masraflarla pazarlama ağırlığına gelmekte, her çeşit iklim şartlarında hızlı büyüme göstermektedir.

Meske (1978)'e göre, alabalıklar ısı yönünden genellikle 20°C'nin altındaki sularda yaşamaktadırlar. Dolayısıyla soğuk su balıkları grubuna dâhil edilmektedirler. Ancak, gökkuşağı alabalığı su sıcaklığına karşı oldukça toleranslı olup 26°C'ye kadar olan sularda hayatını idame ettirebilmektedir. Aras (1995)'e göre alabalık türlerinin en iyi büyüme sıcaklıklarının 12-16°C olduğu bildirilmiştir. Canyurt (1977), alabalık sularında ideal pH'nın 7 ile 8 arasında değiştiiğini, optimum oksijen miktarının ise 9 ppm olduğunu bildirmiştir.

Yüzme performansı ekolojik çevrede pek çok balık türünün hayatta kalabilmesini sağlayan önemli faktörlerden biridir. Yüzme performansı biyolojik ve fizyolojik faktörlerin çeşitliliğine bağlıdır. Türün özelliği, diğer bir değişle vücut şekli, yüzgeç biçimi, kas fonksiyonu, yüzme modu ve balık büyüklüğü yüzme performansında etkilidir. Çevresel faktörler ise pH, oksijen, fotoperiyot ve çeşitli kirleticiler olarak belirlenmiştir (Wolter and Arlinghaus 2003).

Balıklarda yüzme faaliyetleri, sürdürülebilir (200 dakikadan daha fazla), uzatılmış (15 saniye ile 200 dakika arasında) ve atılım yüzme hızı (yüzebildiği en yüksek yüzme hızı) olarak sınıflandırılmaktadır. Sürdürülebilir yüzme hızı balıkların göçleri gibi kas yorgunluğu olmadan yapılan yavaş hareketleri, yem arama, seyir amaçlı yüzme gibi aktivitelerde kullandıkları hızı içerir. Uzatılmış yüzme hızı balığın 14 saniye ile 200 dakika arasında sürdürebildiği hızdır. Bu hız için gerekli olan enerji hem kırmızı kas liflerinden (oksijenli) hem de beyaz kas liflerinden (oksijensiz) sağlanmaktadır. Atılım yüzme hızı ise tüm hareket kaslarının katılımıyla oksijensiz olarak gerçekleşmektedir.

Bu hız, beyaz kas liflerindeki glikojenler hızlı bir şekilde tükendiği için 15 saniyeden fazla sürdürülememektedir. Balıkların atılım yüzme hızını genellikle avlarını yakalamak, predatörlerden kaçmak, ani distürbans durumlarında veya güçlü akımlarda manevra yapabilmek için kullandıkları bildirilmektedir (Reidy *et al.* 2000; Özbilgin ve Başaran 2005).

Kontrollü olarak balığın yüzme performansının ölçülmesinde balığın spesifik bir hızda yüzmesi gereklidir. Bunun için yüzme çemberleri geliştirilmiştir. Bu çemberlerde balıklar akıntıya karşı konumlarını yoruluncaya kadar korurlar. Balığın yorulduğu zaman ve akıntı hızı kullanılarak kritik yüzme hızı hesaplamasının yapıldığı bildirilmiştir (Özbilgin ve Başaran 2005).

Balıklar ve diğer akuatik canlılar için yüzme performansının ölçümünde kullanılan en yaygın metot kritik yüzme hızıdır. Kritik yüzme hızı balığın yüzme kabiliyetini belirlemek için standart bir ölçüdür (Plaut 2001). Bu metotta balık bir su tüneline yerleştirilir ve farklı hızlardaki su akışına karşı yüzme kabiliyeti değerlendirilir. Balıkların genellikle opto-motordan dolayı akıntıya karşı pozisyonlarını korumaları gereklidir. Uzatılmış yüzme hızının özel bir bölümü olan kritik yüzme hızı birçok çevresel ve fiziksel faktörlere bağlıdır. Bu faktörler, sıcaklık ve mevsim farkı, vücut boyu, beslenme, tuzluluk, kirlilik gibi çevresel koşulları içermektedir (Beamish 1978).

Balıkların yüzme kabiliyetlerinin ölçülmesinde kritik yüzme hızı (Brett 1964), sürekli yüzme (Beamish 1978) ve gezme amaçlı yüzme (Drucker 1996) olmak üzere çeşitli metotlar kullanılır. Sürekli yüzmedeki test ölçümlerinde balık sabit su hızına karşı devamlı yüzebilir. Bu ölçümler boyunca balık farklı hızlarda incelendiğinden dolayı oldukça zaman alır ve uygun değildir. Gezinti gibi yer değiştirme hızlarını ölçmek için balık su tüneline bırakılır ve artan hıza karşı yüzer (Webb 1993).

Balıklar üzerinde yapılan çalışmalar sistematik, biyolojik, fizyolojik, biyokimyasal, histolojik, hematolojik ve parazitolojik yönlerden olabilmektedir. Hematoloji, balığın

kanındaki kan hücrelerini ve bunlarla ilgili kan parametrelerini incelemekte ve değerlendirmektedir (Yılayaz ve Bitmiş 2002).

Hayvansal organizmalarda yaşamın sürdürülebilmesi için homeostasinin değişmezliği oldukça önemli olup, başlıca vücut sıvısı olan kan aracılığı ile sağlanır. Balıklarda kan solungaçlar aracılığı ile ortamla direk etkileşim halinde olduğundan kan parametreleri çok çabuk değişim gösterir. Bu değişim artma ya da azalma şeklinde olabilmektedir. Kan parametrelerindeki değişimler sadece toksik maddelerin etkisinde meydana gelmeyip, hastalık ya da yaralanmalar gibi durumlarda da ortaya çıkabilir.

Hayvanlarda kan parametrelerinin değerlendirilmesi, önemli bir araç ve alışılmış bir yöntemdir. Bu teknik ile hayvanın fizyolojik durumu ile ilgili güvenilir kararlar verebilmek mümkün olur. Balıklarda kan parametreleri üzerine etki eden birçok faktör bulunur. Bunlar çevresel (sıcaklık, fotoperiyot, yoğunluk, tuzluluk, pH, oksijen gibi), fizyolojik (balık türü, üreme, yaş, cinsiyet), toksik ve kirlenici maddeler (ağır metaller, pestisitler, deterjanlar) ve sosyal (sosyal hiyerarşi gibi) faktörler olabilir (Çelik vd 2008).

Balıklarda hematolojik parametreler, çevresel ve fizyolojik faktörlere karşı balığın vereceği tepkiyle yakından ilişkilidir. Bu faktörlere bağlı olarak balık kan kompozisyonunda özellikle hormonlar, eritrositler, lökositler, hematokrit ve hemoglobin konsantrasyonunda değişiklikler meydana gelir. Bundan dolayı, hematolojik analizler, kültür ve doğal ortamda yaşayan balıkların sağlık durumlarının takibinde kullanılabilir.

Hematolojinin değişen çevresel koşullarda ve laboratuvarlarda normal değerlerinin belirlenmesi popülasyonlar arasındaki tanı ve su ortamındaki kirleniciler ile ilgili bilgilerin saptanmasında yardımcı olur. Kanın fiziksel ve kimyasal yapısı, organizmadaki değişiklikleri doğru bir şekilde yansıttığı gibi farklı yaş gruplarındaki ve farklı ekolojik ortamlarda yaşayan balıkların metabolizmaları ile bazı karakterlerini de değerlendirmeye yarar (Kocabatmaz ve Ekingen 1977; 1984).

Doğal ortamda yaşayan farklı balık türleri için hematolojik ve serum biyokimya parametrelerinin referans değerleri az sayıda olup, bu nedenle geniş ölçüde kullanılmamaktadır. Dolayısıyla, sucul organizmaların sağlık durumlarının takibinde hematolojik verilerin belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.

Balıklar, insanlar ve diğer organizmaların önemli bir besin kaynağı olması nedeniyle metallerin balıklar üzerine neden olacağı herhangi bir olumsuz etki insanları ve diğer organizmaları da etkileyecektir. Bu nedenle hem iz hem de toksik metallerin balıklarda neden olacağı olası fizyolojik ve biyokimyasal değişikleri belirlemek ekosistemin geleceği açısından önemlidir. Çevresel kirleticilerin etkisinde kan hücreleri, kan biyokimyası ve hormonları gibi kan parametrelerinde değişiklikler organizmanın fizyolojik durumunun belirlenmesine olanak sağlamaktadır.

Bakır Sülfat Pentahidrat ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ )'ın 2 farklı doz (1,5 mg/lt ve 2,25 mg/lt) uygulamasının 0, 14, 28. gün etkilerinin araştırıldığı çalışmada, canlı materyal olarak gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) kullanılmıştır. Uygulama periyodu sonucunda yüzme performansı ve kan parametreleri indeksleri incelenmiştir. Ekonomik önem taşıyan balık türlerinde hematolojik değişikliklerin incelenmesi gerek yetiştiricilikte verimliliğin artırılması ve hastalık oranının azaltılması, gerekse doğal koşullarda çeşitli çevresel faktörlerin etkisinde organizmanın metabolik ve fizyolojik durumunun belirlenmesinde önemli role sahiptir.

## 2. KAYNAK ÖZETLERİ

Balıklar, ağır metal etkisine genellikle metabolik ve fizyolojik olayların yanı sıra davranışlarını değiştirerek tepki gösterirler. Bakıra maruz bırakılan *Channa punctatus*, *Labeo rohita* ve *Oreochromis niloticus*'da yüzme performansında düşme, besin almama ve operkulum hareketlerinde artış gibi davranış değişiklikleri gözlenmiştir (Ansari 1984; Venkataramana and Radhakrishnaiah 2001; Ali *et al.* 2003). Hammer (1995), yüzme performansı değerlendirme sistemi ile belirlenen kritik yüzme hızının kirleticilerin toksisitesinin balıklar üzerindeki etkilerinin belirlenmesinde en önemli kriterlerden biri olduğunu rapor etmiştir. Yapılan araştırmalarda organik ve inorganik kirleticilerin subletal konsantrasyonlarına maruz kalan balıklarda yüzme performansının olumsuz yönde etkilendiği belirlenmiştir (Beamish 1978; Nikl and Farrell 1993; Heath 1995; Beaumont *et al.* 1995b; Jain *et al.* 1998; Baltz *et al.* 2005; McKenzie *et al.* 2007).

Sucul canlılarla özellikle de balıklarla yapılan çalışmalarda lethal ve/veya sublethal konsantrasyonların belirlenmesinin yanı sıra canlı üzerindeki fizyolojik ve davranışsal etkileri de incelenebilmekte ve elde edilen bu sonuçlar balık immün sisteminin yüksek organizasyonlu omurgalılara benzer olması sayesinde insan sağlığı üzerindeki etkilerinin yorumlanması için de kullanılabilir (Zelikoff 1998).

Toksisite testleri bir organizmada kirliliğin etkilerini hızlı ve basit işlemlerle belirlenmesini sağlamaktadır. Bir toksikantın subletal etkilerinin belirlenmesi letal etkilerinin belirlenmesi kadar önemlidir. Kirleticilere maruz kalan balığın yüzme performansının belirlenmesi üzerine yapılan çalışmalar bakır gibi bir kirleticinin toksisitesinin belirlenmesini ve yüzme performansının azalmasına neden olan morfolojik ve fizyolojik değişimlerin anlaşılmasını sağlayabilir. Yapılan çalışmada 5-15°C sıcaklık ve 7 pH da adapte edilerek bakıra maruz bırakılan bireylerde kritik yüzme hızı ölçülmüş ve kontrol grubundan daha düşük seviyede yüzme hızına sahip oldukları belirlenmiştir. Asidik sularda bakıra maruz kalan grupların yüzme performansında önemli derecede azalma gözlenmiştir (Beaumont *et al.* 1995).

Gökkuşığı alabalığında ve sazangillerde yüzme performansı ve solunum üzerine bakırın subletal dozlarının etkisi araştırılmıştır. Sazangiller bakır toksisitesine karşı yüzme performansında ve solunum davranışında alabalıktan daha dirençlidir. Bakıra maruz kalan balıklarda kritik yüzme hızı, oksijen tüketimi, plazma ve kas amonyacı, laktat ve pH ölçümleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlarda kritik yüzme hızının ve oksijen tüketiminin gökkuşığı alabalığı ve sazangillerde 48 saat içinde azaldığı gözlenmiştir. Yapılan histopatolojik analizlerde denemedeki türlerin solungaçlarında bakırın birikim yaptığı belirlenmiştir (Boeck *et al.* 2006).

Pyrethroid pestisitinin subletal konsantrasyonlarına maruz kalan gökkuşığı alabalığının oksijen tüketimi ve yüzme performansı Brett tipi solunum cihazı ile değerlendirilmiştir. Oksijen tüketim oranı pestisite maruz kalmadan önce her bir yüzme hızında daha yüksek olmasına rağmen pestisite maruz kaldıktan sonra önemli derecede azalma görülmüştür. Deltametrin ile muamelelerin önce ve sonrasında yüzme performansının karşılaştırılması sonucunda gökkuşığı alabalığının hareket kabiliyetinin önemli derecede etkilendiği görülmüştür (Hughes and Biro 1993).

Bakır, pH ve sertliğin gökkuşığı alabalığının kritik yüzme hızına etkileri araştırılmış ve yüzme performansına bakırın etkisi kirleticiye 5 gün maruz kaldıktan sonra gerçekleşmiştir. Bakır, yüksek pH ve sertlik koşullarında kritik yüzme hızını daha fazla etkilemiştir. Bakırın olduğu durumlarda maksimum oksijen tüketimi azalmış buna karşılık enerji tüketimi artmıştır (Waiwood and Beamish 1978).

Değişik yoğunluktaki bakır sülfat ( $\text{CuSO}_4$ ) solüsyonunda bırakılan gökkuşığı alabalıklarında; 8 ppm'lik solüsyonunda balıkların, 5. saatten itibaren hareketlerinde bir yavaşlama, denge sağlamada zorluk, sallanarak yüzme gibi normal olmayan davranışlar gösterdikleri ve bu hareketlerden sonra 20. saatte ölmeye başladıkları, 16 ppm'lik bakır sülfat solüsyonunda hızlı ve bir birlerine sürtünürcesine hareket ettikleri, solungaç kapaklarının çok hızlı açılıp kapandığı, akvaryum camına çarpma hareketi yaptıkları ve 6.5 saat içinde ölmeye başladıkları ve 32 ppm'lik bakır sülfat solüsyonunda ise ani irkilme hareketi ile beraber anormal yüzdükleri, solungaçlarda bakır sülfat kristallerinin

olduğu, yüzgeç ve solungaçların apikal kısımlarının mavimsi bir renk aldığı ve balıkların 4. saatten sonra ölmeye başladıkları rapor edilmiştir (Sağlam ve Ural 2003).

Balıklarda toksik etkili kimyasallar solungaç ve gastrointestinal sistem aracılığı ile vücuda alındıktan sonra kan aracılığı ile doku ve organlara taşındığından öncelikli olarak kan hücreleri ve eritropoietik dokularda yapısal ve işlevsel bozukluklara neden olurlar (Witeska ve Baka 2002).

Bakır sülfat pentahidrat,  $Cu^{+2}$  iyonları ile organizmada toksik etkisini gösterir. Balıkların sudan bakır iyonlarını alımı hızlıdır. Balıklar bakır iyonlarını, ya solungaçlarıyla ya da bakır içeren besinleri yiyerek alırlar. Balıklarda solungaçların iki önemli fizyolojik fonksiyonu vardır; gazların (oksijen, karbondioksit) taşınması ve aktif iyonların (sodyum ve kalsiyum) içeri alınmasıdır (Wood 1992; Playle 1997).

Gökkuşığı alabalığı; (*Oncorhynchus mykiss*) türünde, solungaçlarda bakır etkisinin kalsiyum taşınmasına etkisi olmadığını ancak sodyumun giriş çıkışını etkilediği rapor edilmiştir (Wilson and Taylor 1993).

Dethloff *et al.* (2001), çözünmüş bakırın *Oncorhynchus mykiss*'in hematolojik, biyokimyasal ve immunolojik parametreleri üzerindeki etkilerini incelemiştir. Bakırla kirlenmiş bölgelerdeki balıklarda, hematokrit, lökosit ve lenfosit yüzdesinin düşük olduğunu, nötrofil, kas glikojeni, protein ve plazma asetilkolin esterase seviyelerinin bakırdan etkilenmediğini bildirmişlerdir.

Pelgrom *et al.* (1995), mozambik tilapia; (*Oreochromis mossambicus*) bireylerine bakır sülfat pentahidrat uygulandığında; bakırın sodyum ve kalsiyumun solungaç membranlarından taşınmasına etkisinin çok az olduğu ama vücuttaki  $Na^{+}$  taşınmasını etkilediğini rapor etmişlerdir. denizalası alabalığı (*Salmo trutta*); türünde ise bakır etkisinde kalsiyum, sodyum ve potasyum alımının azaldığı belirlenmiştir (Sayer *et al.* 1989).

De Boeck *et al.* (1995), adi sazan balığı; (*Cyprinus carpio* L.) türünde, solungaçlarda kronik bakır etkisi ile bronşiyal iyon düzenleyici ve gaz alışveriş mekanizmasında hasarlar ortaya çıktığını, çoğalan bakır konsantrasyonlarında oksijen tüketimi düzenleme yeteneğinin kaybedilebildiğini, aynı zamanda amonyak atılım yeteneğinin de kötü etkilenebildiğini bildirmişlerdir.

Kirk and Lewis (1993), bakır sülfat pentahidratın gökkuşacağı alabalığı; (*Oncorhynchus mykiss*) türü üzerindeki yapısal etkilerini ve şekil bozukluklarını incelemişlerdir. Gözlemler sonucunda; iki saat için bakır sülfat pentahidrata eşdeğer, 500 µg/L bakır konsantrasyonuna maruz bırakılan balıklarda; solungaç lamellerinde çökme ve solungaçların mukoz hücrelerinin salgısında artmalar görülmüştür. Eşdeğer 1000 µg/L bakıra maruz bırakıldıklarında ise solungaçlar mukus ile kaplanmış ve solungaçlarda hücrel döküntüler görülmüştür. Ayrıca kopmuş ve ölmüş mukus hücreleri, lamellerde birleşme, epitelyum hücrelerinde ve solungaç yüzeyinde aşırı derecede şişme ve tepeler oluştuğu görülmüştür. Daha düşük bakır konsantrasyonlarında ise mukus salgılamasının, yüksek konsantrasyonlara göre daha da fazla olduğu tespit edilmiştir.

Adi sazan balığı; (*Cyprinus carpio* L.) türünde bakır etkisi ile deri ve solungaç mukus yapımında artış ve şiddetli kanamalar, karaciğerde kanamalar ve plazma glikozunda artmanın meydana geldiği rapor edilmiştir (Svobodova *et al.* 1994).

Bakır sülfat pentahidrat pestisitinin, gökkuşacağı alabalığı; (*Oncorhynchus mykiss*) türü üzerindeki fizyolojik etkilerinin araştırıldığı çalışmada balıklar 48 saat boyunca 200 ile 2000 µg/L arasında bakır sülfat pentahidrat konsantrasyonlarına maruz bırakılmıştır. Araştırma sonucunda, bakırın ilk 24 saat içerisinde 2000 µg/Litre bakırda, balıkların kan glikoz aktivitesinin, ALT ve AST seviyelerinin artmasına, 48 saatte ise kan glikoz aktivitesinin ve ALT ve AST'nin düşük konsantrasyonuna sebep olduğu görülmüştür. Her bir bakır konsantrasyonunda ise özellikle asetilkolinesteraz enzimi aktivitesinde azalmaya sebep olduğu incelenmiştir Bakır sülfatın 200 µg/L konsantrasyonunda ise ilk 24 saat içerisinde dokularda önemsiz zararlar ve biyokimyasal ve hematolojik parametrelerde yine önemsiz etkiler olduğu görülmüştür (Nemcsok and Hughes 1988).



(Arillo *et al.* 1984),gökkuşığı alabalığı; (*Oncorhynchus mykiss*) üzerinde 4 aylık periyotta 30-100 µg/L bakıra eşdeğer bakır sülfat pentahidrata maruz bırakarak, bakırın *Oncorhynchus mykiss* balıklarının kanındaki biyokimyasal parametreler üzerindeki etkilerini araştırmışlardır. Deneyle sonuçunda; karaciğer ALAD (aminolaevulinic acid dehidratase) enziminin azalması, kanda karbonik anhidraz enzim aktivitesinin azalması, solungaçlarda siyalik asit miktarının artması, karaciğer mitokondrilerinde ise oksijen tüketimi ve solunum kontrol oranında azalmalar olduğu tespit edilmiştir.

Bakır sülfat pentahidratın, *Cyprinus carpio* L. üzerindeki biyokimyasal parametrelerini incelendiği çalışmada adi sazanlarda, doku zararları ve strese yol açarak, laktat dehidrogenaz (LDH), glutamik oksaloasetik transaminaz (GOT) ve glutamik dehidrogenaz enzim aktiviteleri ile kan şekeri miktarını yükselttiği görülmüştür. Yapılan çalışmada, 5 mg/L bakır sülfat pentahidrat *Cyprinus carpio* L. türü bireylerine verilmiştir. Uygulamada; 1. günün sonunda canlılık %100 iken, 4. günün sonunda %61;6. günün sonunda ise %44 olduğu görülmüştür (Asztalos *et al.* 1990).

(Dick and Dixon 1985) tarafından çay alabalığı; (*Salvelinus fontinalis*), gökkuşığı alabalığı; (*Oncorhynchus mykiss*) ve adi sazan; (*Cyprinus carpio* L.) balığı türlerinde ise yapılan deneylerde, bakır etkisi ile eritrositlerin ve hemoglobinin arttığı, lökositin ve lenfositin azaldığı bildirilmiştir.

Mozambik tilapia; (*Oreochromis mossambicus*) türünde bakır sülfat pentahidrat uygulanan ve uygulanmayan bireyleri karşılaştırmışlar; toksik maddeye maruz kalan bireylerde hemadilasyon, düşük hemoglobin düzeyi, düşük hematokrit düzeyi ve şişkin eritrositler gözlemlenmiştir (Dick and Dixon 1985).

Khargarot and Tripathi (1991), Asya kedi balığı; (*Saccobranhus fossilis*) türü üzerinde bakır etkisiyle hematokrit ve hemoglobin düzeylerinin azaldığını bildirmişlerdir.

Asya kedi balığı *fossilis*; (*Saccobranhus*) türü üzerinde yapılan başka bir çalışmada ise bakırın kronik etkisine bırakılan bireylerde, kırmızı ve beyaz kan hücrelerinin sayısında

azalma ile kanın oksijen taşıma kapasitesinde azalma tespit edilmiştir (Khangarot and Tripathi 1991). Çizgili levrek balığında ise bakır etkisi ile kan plazma düzeyinin arttığı bildirilmiştir (Courtois and Meyerhoff 1975).

Çay alabalığı; (*Salvelinus fontinalis*) türünü, bakır sülfat pentahidrata maruz bırakmışlar; deney sonucunda PGOT enzimi ve total protein içeriğinde artış olduğu görülmüş, plazma kloritinde ve osmolaritesinde ise azalma olduğu görülmüştür (McKim *et al.* 1970).

Zebra balığı; (*Brachydanio rerio*) türünde bakırın fizyolojik etkilerinin incelendiği çalışmada, kalbe yakın bölgelerde ve yüzgeçlerin merkezlerinde kanama, pullarda dökülme ve vücut renginde koyulaşma meydana geldiği rapor edilmiştir (Weinstein 1978).

*Oncorhynchus mykiss* türü ile yapılan başka bir toksisite çalışmasında ise bakırın bu tür üzerinde solunum ile ilgili toksisitesi araştırılmış ve bakır etkisi ile *O. mykiss* bireylerinin kalp atış sayısının arttığı, atardamar kan basıncının azaldığı ve oksijen geriliminde ise artmanın olduğu tespit edilmiştir (Wilson and Taylor 1993).

Bakır uygulanan gümüş somon balığı; (*Oncorhynchus kisutch*) türünün bireyleri ile bakır uygulanmayan kontrol grubu bireylerini karşılaştırmışlar; bakıra maruz kalan bireylerde antikor düzeyinin bakır etkisiyle azaldığını gözlemişlerdir (Stevens 1977).

Asya kedi balığı; (*Saccobranhus fossilis*) türü üzerinde bakır etkisinin, balıkların immün sistemin bakteriyel ve viral ajanlarına karşı cevabını etkilediğini gözlemişlerdir. Bakır konsantrasyonu arttığında immün sistemin gücünün düştüğünü; daha az antikor ürettiğini, dalak ve böbrek hücrelerinde azalmanın olduğunu, böbrek ve dalak hücrelerinin fagositoz aktivitesinde de azalmaların olduğu bildirilmiştir (Khangarot and Tripathi 1991).

Yapılan bazı çalışmalarda, bakır alımının, balığın vücut boyu ile değiştiği ve büyük balıklarda küçük balıklardan daha az bakır alındığı görülmüştür. Güneş balığı; (*Lepomis gibbosus*) türünün farklı büyüklüklerdeki bireylerinde bakırın vücuda alımı ölçülmüştür. Türün küçük büyüklükteki bireylerinde, büyük balıklara göre daha fazla bakırın vücuda alındığı görülmüştür (Anderson and Spear 1980a; 1980b).

Adi güneş balığı; (*Lepomis gibbosus*) türünde, bakırın pompalama ile vücuttan temizlenmesinin hızlı gerçekleştiği incelenmiştir; bakırın vücuttan atılımı 1,6 ile 1,8 saat arasında gerçekleşmiştir, büyük balıklarda ise daha hızlı atıldığı tespit edilmiştir (Anderson and Spear 1980b).

*O. mykiss* türünde, solungaçlardan bakırın 10 saatte % 50'sinin temizlendiğini, karaciğerden bakırın temizlenmesinin ise 16 saatten daha uzun olduğu rapor edilmiştir (Handy 1992).

Taş çopra balığı; (*Noemacheilus barbatulus*) türü üzerinde bakırın vücuttan atılımı ile ilgili yaptıkları bir çalışmada bakırın solungaçlardan atılımının, karaciğerden atılımından daha hızlı gerçekleştiğini incelemişlerdir (Solbe and Cooper 1976).

Bakır sülfat pentahidrata maruz bırakılan *Pimephales notatus* bireylerinde yumurtlama zamanında, yumurtaların bakırdan etkilenmediği ve bakırın kronik etkisinin balık türlerine göre değişken olduğu rapor edilmiştir (Horning and Neiheisel 1979). *Cyprinus carpio* L. türü bireylerinde ise hayatta kalma ve yumurtlamaya; bakırın kronik etkisinin 1,0 mg/L'den fazla bakır konsantrasyonlarında olduğu bildirilmiştir (Kaur and Virk 1980).

McKim and Benoit (1971), çay alabalığı; (*S. Fontinalis*) türünün ergin bireylerini, 22 ay boyunca eşdeğer metalik bakır içeren 1,9 ile 32,5 µg/L bakır konsantrasyonlu bakır sülfat pentahidrata maruz bıraktıklarında, bakırın yüksek konsantrasyonları; 17,4 ile 32,5 µg/L'de; ergin bireylerin büyüme, hayatta kalma oranı ve yumurta yapımı ve yumurtadan çıkış oranında azalmalar olduğunu tespit etmişlerdir.

Çay alabalığı; (*S. fontinalis*) türünü 5 ile 95 µg/L arasında bakır içeren bakır sülfat pentahidrata maruz bırakarak, bakırın etkilerini araştırmışlardır. En yüksek bakır konsantrasyonu olan 95 µg/L'de, yumurtadan çıkma gözlemlenmezken, bakır konsantrasyonu düştükçe, yumurtadan çıkma yüzdesi artmıştır. Gözlemler kontrol grubu ile karşılaştırılarak değerlendirilmiştir (Sauter and Macek 1976).

Denizalası alabalığı; (*Salmo trutta*) türünde erken gelişim evrelerinde kronik olarak bakıra maruz kalmanın, büyümeyi ve gelişimi geciktirdiğini gözlemlemişlerdir (Sayer *et al.* 1989).

Balık hastalıklarında profilaktif ve tedavi amacıyla yaygın bir şekilde kullanılan bakır sülfat ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) ve formaldehitin ( $\text{CH}_2\text{O}$ ) gökkuşuğu alabalıklarında (*O. mykiss*) histopatolojik ve hematolojik etkilerinin incelendiği çalışmada bakır sülfatın 0,5 mg/L (24 saat), 3,0 mg/L (18 saat), 500 mg/L (1-2 dk) ve formaldehitin 250 ml/L (1 saat) ve 500 ml/L (45 dk) konsantrasyonları kullanılmıştır. Hematolojik bulgularda bakır sülfata maruz bırakılan balıklarda hematokrit, hemoglobin, trombosit değerleri istatistiki olarak artış gösterirken, lökosit değerlerinde ise düşüş tespit edilmiştir ( $P < 0,05$ ). Ayrıca bu iki maddeye maruz bırakılan balıklarda stres olduğu tespit edilmiştir.

Gerek tedavi amacıyla ve gerekse istenmeyen bitkilerin kontrolünde bakır sülfat çok dikkatli kullanılmalıdır. Bakır sülfat tedavi amacıyla su ürünleri yönetmeliğinde belirtilen alıcı su ortamları için kabuledilebilir değerin üzerinde kullanıldığı zaman, tedavi bitiminde bu solusyonun sulara dökülmemesi gerekir. Aksi halde; doğal ortamdaki balıkların ve diğer su canlılarının doku ve organlarında hem bakır olarak birikime uğrayacak ve hem de bu çalışmada da tespit edildiği şekilde patolojik bozukluklar oluşturacaktır (Sağlam ve Ural 2003).

### 3. MATERYAL ve METOD

#### 3.1. Materyal

##### 3.1.1. Araştırma yeri

Araştırma'nın deneme kısmı, Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi İç Su Balıkları Uygulama ve Araştırma Merkezi, Akvaryum Balıkları Uygulama ve Araştırma Merkezinde bulunan Toksikoloji Deneme Ünitesi ve araştırma kısmı ise Su Ürünleri Fakültesi Laboratuvarlarında yürütülmüştür.

##### 3.1.2. Su materyali

Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Akvaryum Balıkları Üretim ve Araştırma Merkezindeki mevcut şehir şebekesinden gelen su kullanılmıştır (Martinez *et al.* 1994; Schmidtke and Carson 1999; Atamanalp 2000). Araştırma boyunca su sıcaklığı  $11,5 \pm 2,5^\circ\text{C}$  olarak ölçülmüştür.

**Çizelge 3.1.** Su kalite parametreleri

	Kontrol			D1			D2		
	0. gün	14.gün	28.gün	0. gün	14.gün	28.gün	0. gün	14.gün	28.gün
<b>Çözünmüş Oksijen (mg/L)</b>	10,72	9,45	10,42	10,18	4,87	11,38	11,05	5,6	10,03
<b>pH</b>	8,94	8,02	8,95	8,79	7,97	8,92	9,05	7,23	8,99
<b>Ca (mg/L)</b>	38,4	39,2	35,2	36	37,2	34,8	31,6	36	37,6
<b>Toplam Sertlik (°FS)</b>	15,5	18,5	13,5	13,5	14,5	15,5	14,7	15,5	16,3
<b>Mg (mg/L)</b>	14,337	21,141	11,421	10,935	12,636	16,524	16,524	15,795	17,01
<b>Cu (mg/L)</b>	6,4	2,944	3,84	3,265	5,312	6,432	4,032	3,328	8

### 3.1.3. Araştırma tankları

Araştırmada 1 m çap ve 1 m derinliği olan, su tahliyesi eğik boru sistemiyle yapılan fiberglas tanklar kullanılmıştır (Pickering and Pottinger 1987; Knoph and Thorud 1996; Bricknell *et al.* 1999; Atamanalp 2000; iltaş 2000). Balıkların sıçramasını önlemek için tankların üzeri ağlarla kapatıldı.

### 3.1.4. Yüzme performansı sistemi



**şekil 3.1.** Yüzme performansı sistemi

Kritik yüzme hızı, balıkların yüzme hızının ölümünde en yüksek sürdürülebilir hızın tahmini değeri olarak kabul edilmektedir. Bu sistem; balığın, hızı kontrol edilebilen su tüneline konularak su hızı kademeli periyotlarla artırılması ve balıkların akıntıya karşı yüzme performansının llmesi esasına dayanmaktadır (şekil 3.1).

Kritik yüzme hızının hesaplanmasında balığın yorulduğu zaman ve akıntı hızı kullanılmaktadır (Hammer 1995).

Bakır süfat pentahidrat'ın iki farklı dozuna 21 gün süre ile maruz bırakılan balıklar, uygulama süresi sonunda buldukları ortam ile aynı su kalitesine sahip olan yüzme performansı ünitesinde kritik yüzme hızlarının ölçümü için yüzdürme tüneline alınmıştır. Yüzme performansı ölçüm sistemi, çevre uzunluğu 14,65 cm olan kenarları yuvarlatılmış tank sistemi ile içerisinde bulunan 1 m boy ve 40 cm çapında tünelden ibarettir. Su sıcaklığı sistem tarafından doğrudan, debi ölçümleri ise muline cihazı (pemsantaş 9001-54) ile ölçülmüş ve her kademedeki oksijen miktarı ile ilgili sonuçlar Çizelge 3.2'de verilmiştir.

**Çizelge 3.2.** Yüzme performansı sisteminin özellikleri

Devir	Genişlik	Derinlik	Hız	Alan	Debi	O <sub>2</sub>
	cm	cm	m/sn	m <sup>2</sup>	m <sup>3</sup> /sn	mg/lt
	44	36	0,16	0.14	0.022	10,65
1	44	36	0,49	0.14	0.069	13,65
2	44	36	0,68	0.14	0.095	13,67
3	44	36	1	0.14	0.14	13,55
4	44	36	1,19	0.14	0.167	13,58
5	44	36	1,25	0.14	0.175	13,52
6	44	36	1,33	0.14	0.186	13,55
7	44	36	1,33	0.14	0.186	13,50
8	44	36	1,26	0.14	0.176	13,52
9	44	36	1,27	0.14	0.178	13,54

Bu sistem balıkların yüzme performansına çevresel faktörler ve kirleticilerin etkisini belirlemekte yaygın olarak kullanılmaktadır (Hammer 1995; Plaut 2001; Özbilgin ve Başaran 2005).

Kritik yüzme hızı aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır.

$$U_{crit} = U_i + (T_i / T_{ii}) U_{ii}$$

$U_{crit}$ =Kritik yüzme hızı (cm/sn veya bl/sn)

$U_i$ = Belirlenen zaman aralığının tamamında sürdürülebilir hız (cm/sn)

$U_{ii}$ =Balığın yorgun düştüğü hız (cm/sn)

$T_i$ =Balığın yorgun düştüğü hızda yüzebildiği süre (sn)

$T_{ii}$ =Kritik yüzme hızı için belirlenen süre (30 dk)

### 3.1.5. Balık materyali

Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi İçsu Balıkları Uygulama ve Araştırma Merkezi'nden temin edilen öncesinde herhangi bir enfeksiyon yada toksisiteye maruz kalmamış  $165 \pm 25$  g ağırlığında 30 adet gökkuşuğu alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) Su Ürünleri Fakültesi toksikoloji araştırma ünitesinde bulunan deneme kaplarına alındı. Tanklardan ikisi kontrol diğer dört tank ise muamele grupları olarak belirlendi. Her tanka 5 balık gelecek şekilde 6 adet tanka yerleştirildi. Araştırmada tek düzeyli bir sonuca varmak ve yaş faktörünü elemine etmek için olgun balıklar üzerinde çalışıldı (Kocabatmaz ve Ekingen 1984; Atamanalp 2000).

### 3.1.6. Bakır Sülfat Pentahidrat

Çalışmada kullanılan Bakır Sülfat Pentahidrat ticari ambalajında temin edildi (Sigma).

## 3.2. Metot

### 3.2.1. Su dağıtım düzeneği

Tesiste kullanılacak su normal içme suyu şebekesinden alındıktan sonra filtrasyona tabi tutulmuş daha sonra suda bulunabilecek muhtemel gazları (Çolak 1982) uçurabilmek



için 24 metrelik kanalda bulunan engellerden geçirilerek plastik içme suyu borularına aktarılmıştır. Bu aşamadan sonra sudaki çözülmüş oksijen miktarını artırmak için yuvarlak şekilli şelale sisteminden akıtılarak tanklara verildi. Filtre sistemine giren ve tanklara dağılan su miktarlarını sabitlemek için suyun ilk girişine ve su çıkış noktalarına ½' lik küresel vanalar yerleştirildi.

### **3.2.2. Deney balıklarının bakım ve beslenmesi**

Denemeye alınan balıklara Çamlı Yem firmasından alınan 5 nolu pelet yem ile canlı ağırlığın %2'si oranında yemleme yapıldı (Bricknell *et al.* 1999). Yemleme günde 2 kez olacak şekilde düzenlendi. Tanklar her gün tahliye borusu yardımıyla sifonlanarak yem ve dışkı artıklarının ortamdaki uzaklaştırılması sağlandı.

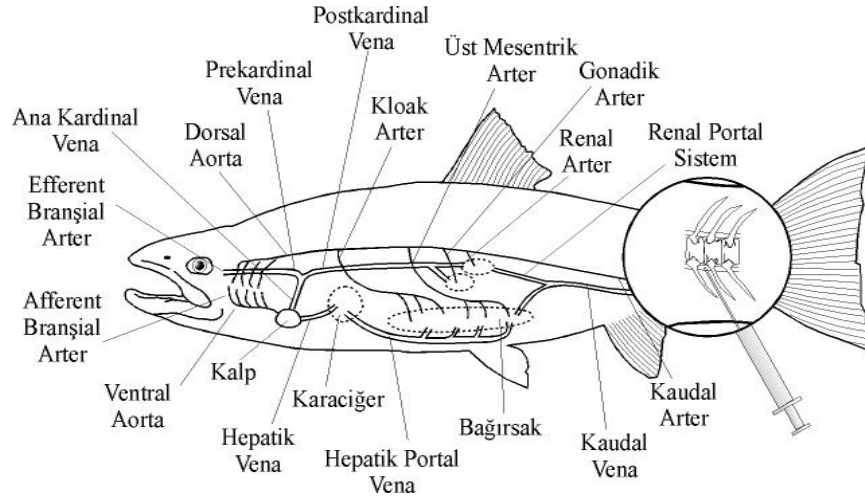
### **3.2.3. Pestisit uygulanma şekilleri**

Balıklar 14 günlük bir aklımasyon periyodundan sonra denemeye alınmış, 21 gün boyunca pestisit 2 farklı dozuna maruz bırakılmıştır. Deneme 2 uygulama 1 kontrol olmak üzere 3 gruptan oluşmuştur. Uygulama dozu LC50<sub>96</sub> değerlerinden yararlanılmış ve tanklardan her birine bu dozun ½'si (0,175 mg/l) (D1) ve diğerine ¾'ü (0,350 mg/l) (D2) uygulanmıştır. Su hacmi belirlenmiş tanklara ortamı yenilenen deneyler prosedürüne göre (Ünsal 1998) 12 saatte bir bu dozu oluşturacak konsantrasyonlar şeklinde verilmiştir. Gerek ortamın yenilenmesi süresince gerekse yemleme, sifon, gibi işlemler sırasında deneklerin strese girmemesine ve zarar görmemesine özen gösterilmiştir (Atamanalp 2003).

### **3.2.4. Kan örneklerinin alınması**

Balıkların kan örnekleri, anüs yüzgecinin hemen arka kısmı, kana mukoza karışmaması için, iyice kurulanıp, temizlendikten sonra 10 ml'lik 21 numara iğneli plastik enjektörle kaudal venadan girilerek yaklaşık 4 ml civarında alındı (Greene and Selivonchick 1990; Peutz *et al.* 1996; Knoph and Thorud 1996; Val *et al.* 1998; Atamanalp 2000; Çiltaş

2000). Örnekler kan parametrelerinin analizi için heparin içeren kan tüplerine anestezi uygulamasından sonra alındı. Kan örnekleri de hiç bekletilmeden 24 saat içerisinde incelendi. Balıklardan kanın alındığı bölge Şekil 3.3'de gösterilmiştir. Her gruptaki balıkların tümünden kan örnekleri alındı ve çalışıldı.



Şekil 3.2. Balıklardan kanın alındığı bölge (Çiltaş 2000)

### 3.2.5. Kan parametreleri analizleri

#### 3.2.5.a. Hemoglobün miktarının tayini

Cyanmethemoglobin metodu: 0,02 ml kan örneği 5 ml drabkin solüsyonuyla karıştırılarak yavaş hareketlerle alt üst edilmiş ve homojen bir karışım sağlanmıştır. Hemoglobünün Cyanmethemoglobine tam olarak dönüşmesi için 10 dk. beklenmiş, daha sonra dipteki çökelti bir kürdanla çıkarılarak atılmıştır. Spektrofotometrede 540 nm'de transmittans (%T) değeri ölçülerek elde edilen değere karşılık gelen hemoglobün miktarı standart tablodan bakılarak tespit edilmiş ve g/100 cm<sup>3</sup> olarak yazılmıştır (Çizelge 3.3) (White *et al.* 1976; Çiltaş 2000).

**Çizelge 3.3.** Cyanmethemoglobin metoduyla hemoglobin tayini

%T	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>20</b>									20,5	20,2
<b>30</b>	19,4	18,9	18,4	17,9	17,5	16,9	16,6	16,0	15,6	15,2
<b>40</b>	14,8	14,3	13,9	13,6	13,2	12,9	12,5	12,1	11,9	11,5
<b>50</b>	11,2	10,8	10,5	10,2	9,9	9,7	9,3	9,1	8,8	8,6
<b>60</b>	8,2	8,0	7,7	7,5	7,2	6,9	6,7	6,5	6,2	6,0
<b>70</b>	5,8	5,6	5,3	5,0	4,9	4,7	4,5	4,1	4,0	3,8
<b>80</b>	3,6	3,4	3,2	3,0	2,8	2,6	2,4	2,2	2,0	1,9
<b>90</b>	1,7									

\*Not: Transmittans değerini tablodan bulurken tam rakamlar (10, 20, 30...) ilk sütundan, virgülden sonraki kısımlar ise ilk satırdan bulunur. Bu iki değer in çakıştığı nokta hemoglobin değeridir.

### 3.2.5.b. Eritrositlerin çökme hızı

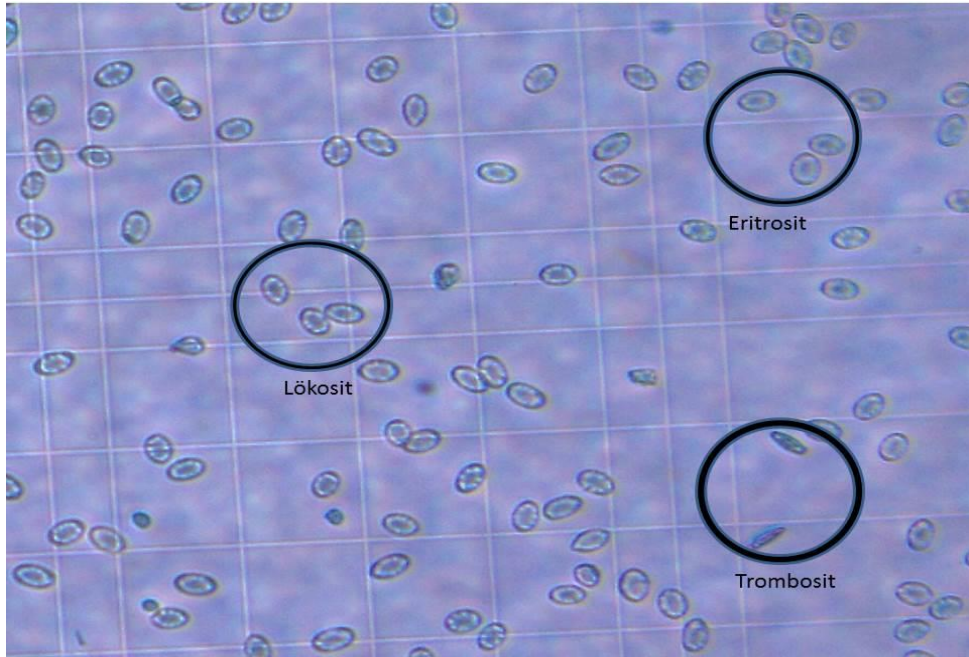
Eritrosit çökme oranının tespitinde antikoagülanlı kan örnekleri 1,1-1,2 mm çapında ve 7 cm uzunluğundaki hematokrit tüplerine alındı. 1 saat süreyle dik pozisyonda (90°) bekletildikten sonra ayrılan serum kısmı milimetrik kâğıt veya cetvel yardımıyla ölçüldü. Sonuç mm/saat cinsinden belirlendi (Blaxhall and Daisley 1973; Kocabatmaz ve Ekingen 1984; Atamanalp ve ark. 2002).

### 3.2.5.c. Eritrosit sayısının tespiti

Eritrosit pipetiyle 0,5 çizgisine kadar çekilen taze kan, 101 çizgisine kadar Dacie's solüsyonuyla tamamlanarak 1/200 oranında sulandırıldı. İyice çalkalanan karışım, 1-2 dk. boyanmaya bırakıldı. Homojenize olmamış ilk 4-5 damla pipetten boşa akıtıldıktan sonra thoma lamının kamarasına dolduruldu. Thoma lamı üzerinden mikroskopta 1/5

mm<sup>2</sup> sayılarak çıkan değer 10<sup>6</sup>/mm<sup>3</sup> cinsinden hesaplandı (Blaxhall and Daisley 1973; Atamanalp 2000).

Thoma lamının üzerinde dört olukla yapılmış uę çıkıntı vardır. Bu çıkıntılardan ortada bulunan iki yandakinden 0,1 mm daha derindir. Bu bölüm üzerinde özel olarak çizilmiş küçük kareler bulunur. Makroskobik olarak görülen bu çizgiler artı işareti biğimindedir. Ortada bulunan büyük karenin alanı 1 mm<sup>2</sup>'dir ve sayım burada yapılır. Bu karenin 1 mm olan kenarları 20 eşit bölüme ayrılarak 400 küçük kare meydana gelmiştir. Bu küçük karelerin herbir kenarı 1/20 mm ve alanı 1/400 mm<sup>2</sup>'dir. Lamın zeri lamelle kapatılınca her ikisi arasında 0,1 mm'lik bir ağıklık kalır ve bu biğimde büyük karenin bulunduğu yerde 0,1 mm<sup>3</sup>'lk bir hacim oluşur. Bu küçük kare prizmanın hacmi ise 1/4000 mm<sup>3</sup>'dr (Başusta 2005).



**şekil 3.3.** Kan hücrelerinin ışık mikroskopundaki görüntüsü

**3.2.5.d. Lökosit sayısının tespiti**

Eritrosit sayısının tespitindeki metodun aynısı uygulandıktan sonra lökositler için 4 mm<sup>2</sup>, sayının yetersiz bulunduğu durumlarda ise 9 mm<sup>3</sup> sayıldı. Bulunan sonuç 10<sup>3</sup>/mm<sup>3</sup> cinsinden hesaplandı (Blaxhall and Daisley 1973).

**3.2.5.e. Trombosit sayısının tespiti**

Eritrosit sayısının tespitindeki metot kullanılarak tüm kareler sayıldı ve bulunan sonuç 10<sup>3</sup>/mm<sup>3</sup> cinsinden hesaplandı (Mawdesley and Thomas 1972; Kocabatmaz ve Ekingen 1977, 1984; Satake *et al.* 1986; Reddy and Bashamohideen 1989).

## 4. ARAŞTIRMA BULGULARI

### 4.1. Kritik yüzme hızı sonuçları

Bakır sülfat pentahidrat'ın iki farklı dozuna maruz bırakılan gökkuşağı alabalıklarında kritik yüzme hızına ait varyans analiz tablosu ve ortalama değerler standart sapmaları ile birlikte Çizelge 4.1 ve 4.2'de verilmiş ve kritik yüzme hızı sonuçları istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ( $P<0,05$ ). Söz konusu parametre ile ilgili ortalama değerler kontrol grubu için  $3,550\pm 1,62$  bl/sn; 0,175 mg/lt uygulama yapılan grup (D1)  $3,746\pm 2,03$  bl/sn ve 0,350 mg/lt uygulama yapılan grup (D2) için  $5,060\pm 0,34$  bl/sn olarak tespit edilmiştir.

**Çizelge 4.1.** Kritik Yüzme Hızı (bl/sn) değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	3,198	1,412	0,045*
Hata	11	2,264		

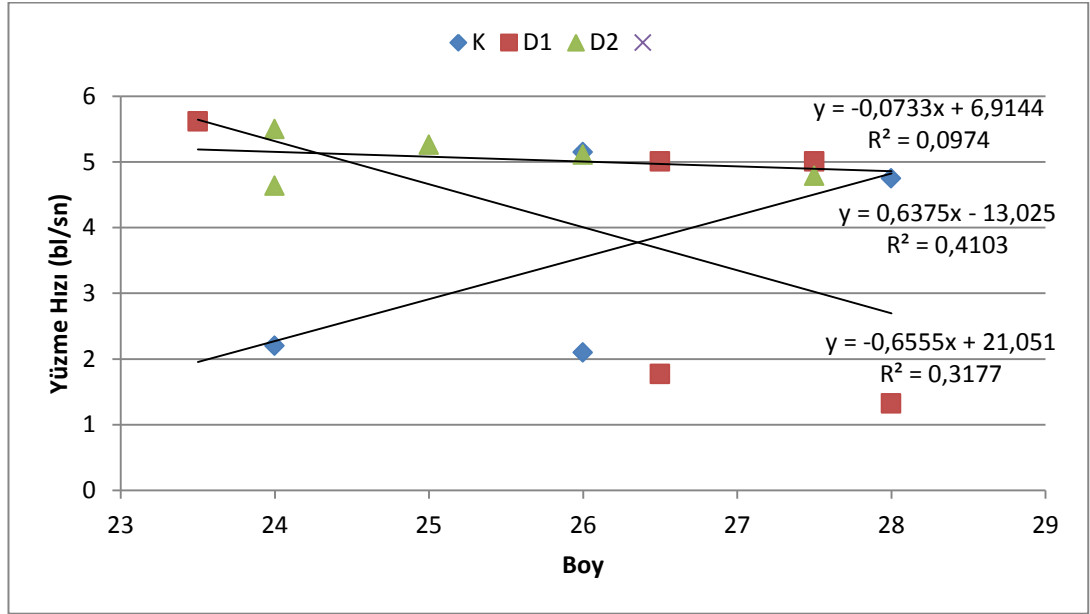
\*Önemli ( $p<0,05$ ), \*\*Çok önemli ( $p<0,01$ )

**Çizelge 4.2.** Farklı dozlarda uygulanan Bakır Sülfat Pentahidrat'ın *Oncorhynchus mykiss* balığının kritik yüzme hızı üzerine etkisi

Grup	Ucrit (bl/sn)
K	$3,550\pm 1,62^b$
D1	$3,746\pm 2,03^b$
D2	$5,060\pm 0,34^a$

\*Önemli ( $p<0,05$ ), \*\*Çok önemli ( $p<0,01$ )

Farklı doz uygulamaları sonucunda kritik yüzme hızı ve boy ilişkisini gösteren doğrusal regresyon denklemleri Şekil 4.1'de verilmiştir.



**Şekil 4.1.** Bakır Sülfat Pentahidrat'ın farklı dozlarının *Oncorhynchus mykiss* balıklarına ait KYH veri noktaları, doğrusal regresyon çizgileri ve denklemleri

## 4.2. Hematoloji Sonuçları

Bu araştırmada hematoloji parametreleri olarak hemoglobün miktarı, eritrosit çökme hızı, eritrosit sayısı, lökosit sayısı, trombosit sayısı çalışılmış ve söz konusu parametrelere ait varyans analiz tabloları ve standart sapmalarıyla birlikte çizelgeler halinde aşağıda verilmiştir.

### 4.2.1. Hemoglobün miktarı

Hemoglobün ortalamalarına ait varyans analizi tablosu Çizelge 4.3'de, ortalama hemoglobün değerleri Çizelge 4.4'de, hemoglobün değerine ait ortalama ve standart sapmalar Çizelge 4.5'de, farklı doz uygulamalarının zamana göre değişimi Şekil 4.2'de verilmiştir.

**Çizelge 4.3.** Hemogloblin değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
<b>Muamele</b>	2	5,937	9,604	0,002*
<b>Gün</b>	2	7,732	12,509	0,001**
<b>MxG</b>	4	2,704	4,375	0,015*
<b>Hata</b>	15	0,618		

\*Önemli (p<0,05), \*\*Çok önemli (p<0,01)

**Çizelge 4.4.** Bakır Sülfat Pentahidrat'ın Hemogloblin miktarına etkisi

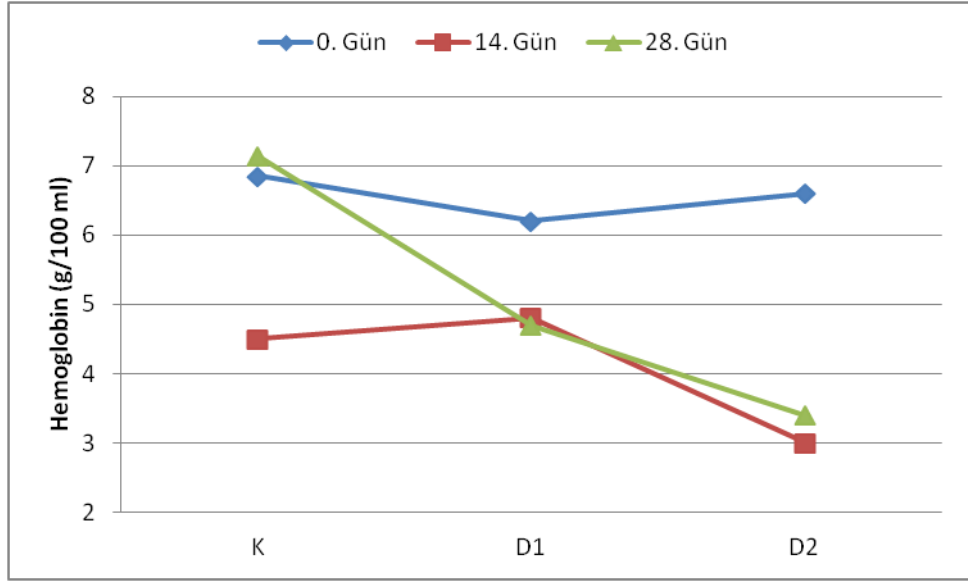
Grup	Gün	Hb (g/100 ml)
<b>K</b>	0	6,85±0,07
	14	4,50±0,70
	28	7,13±0,40
<b>D1</b>	0	6,20±0,00
	14	4,80±0,14
	28	4,70±0,40
<b>D2</b>	0	6,60±0,14
	14	3,00±0,28
	28	3,40±1,38

\*Önemli (p<0,05), \*\*Çok önemli (p<0,01)

**Çizelge 4.5.** Hemogloblin değerine ait ortalama ve standart sapmalar

<b>Hemogloblin</b>	
<b>Muamele</b>	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
K	6,161±0,303 <sup>a</sup>
D1	5,233±0,342 <sup>c</sup>
D2	4,333±0,303 <sup>b</sup>
<b>Gün</b>	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
0	6,550±0,371 <sup>a</sup>
14	4,100±0,321 <sup>b</sup>
28	5,078±0,224 <sup>b</sup>





Şekil 4.2. *Oncorhynchus mykiss* balığında bakır sülfat'ın hemoglobin miktarına etkisi

#### 4.2.2. Eritrosit çökme hızı

Eritrosit çökme hızı ortalamalarına ait varyans analizi tablosu Çizelge 4.6'da, ortalama eritrosit çökme hızı değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.7'de, Eritrosit çökme hızına ait ortalama ve standart sapmalar Çizelge 4.8'de sunulmuştur.

Çizelge 4.6. Sediment değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	0,527	0,355	0,704
Gün	2	7,054	4,752	0,015*
MxG	4	0,598	0,403	0,805
Hata	35	1,484		

\*Önemli ( $p < 0,05$ ), \*\*Çok önemli ( $p < 0,01$ )

**Çizelge 4.7.** Bakır Sülfat Pentahidrat'ın sedimentasyon çökme üzerine etkisi

Grup	Gün	Sedimentasyon (mm/saat)
<b>K</b>	0	2,20±0,42
	14	0,17±0,15
	28	0,16±0,08
<b>D1</b>	0	2,30±0,00
	14	0,70±0,47
	28	0,54±0,12
<b>D2</b>	0	2,15±0,35
	14	0,42±0,40
	28	1,28±2,36

\*a, b: Aynı harfle gösterilen ortalamalar arasında fark yoktur.

**Çizelge 4.8.** Eritrosit sedimentasyon değerine ait ortalama ve standart sapmalar

<b>Eritrosit Sedimentasyon Oranı</b>	
<b>Muamele</b>	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
K	0,847±0,389
D1	1,180±0,374
D2	1,285±0,374
<b>Gün</b>	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
0	2,217±0,497 <sup>a</sup>
14	0,433±0,352 <sup>b</sup>
28	0,662±0,246 <sup>b</sup>

#### 4.2.3. Eritrosit sayısı (ES)

ES ortalamalarına ait varyans analizi tablosu Çizelge 4.9'da, ortalama ES sayıları Çizelge 4.10'da, Eritrosit değerine ait ortalama ve sapmalar Çizelge 4.11'de sunulmuştur.

**Çizelge 4.9.** Eritrosit değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
<b>Muamele</b>	2	0,527	0,355	0,704
<b>Gün</b>	2	7,054	4,752	0,015*
<b>MxG</b>	4	0,598	0,403	0,805
<b>Hata</b>	35	1,484		

\*Önemli (p<0,05), \*\*Çok önemli (p<0,01)

**Çizelge 4.10.** Bakır Sülfat Pentahidrat'ın ortalama eritrosit sayısına etkisi

Grup	Gün	Ortalama eritrosit sayısı (10 <sup>6</sup> /mm <sup>3</sup> )
<b>K</b>	0	0,73±0,00
	14	0,84±0,55
	28	2,42±2,07
<b>D1</b>	0	0,76±0,00
	14	1,98±0,09
	28	1,45±0,47
<b>D2</b>	0	0,78±0,07
	14	1,19±0,85
	28	2,34±1,34

**Çizelge 4.11.** Eritrosit değerine ait ortalama ve standart sapmalar

Eritrosit Sayısı	
<b>Muamele</b>	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
K	8,998±5,921
D1	1,400±6,686
D2	1,443±5,618
<b>Gün</b>	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
0	0,760±7,252
14	1,340±6,281
28	9,741±4,391

#### 4.2.4. Lökosit sayısı (LS)

LS ortalamalarına ait varyans analizi tablosu Çizelge 4.12’de, çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.13’de, Lökosit değerine ait ortalama ve standart sapmalar Çizelge 4.14’de sunulmuştur.

Çizelge 4.12. Lökosit değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	1,170	0,854	0,445
Gün	2	3,423	2,500	0,116
MxG	4	2,602	1,900	0,163
Hata	15	1,370		

Çizelge 4.13. Bakır Sülfat Pentahidrat'ın lökosit sayısına etkisi

Grup	Gün	Ortalama lökosit sayısı ( $10^4/\text{mm}^3$ )
K	0	3,60±0,14
	14	1,39±0,74
	28	1,11±0,38
D1	0	2,90±0,00
	14	2,14±0,22
	28	2,25±0,71
D2	0	3,25±0,35
	14	1,35±0,77
	28	3,93±2,04

Çizelge 4.14. Lökosit değerine ait ortalama ve standart sapmalar

Lökosit Sayısı	
Muamele	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
K	2,034±0,450
D1	2,431±0,509
D2	2,845±0,427
Gün	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
0	3,250±0,552
14	1,627±0,478
28	2,434±0,334

#### 4.2.5. Trombosit sayısı (TS)

TS ortalamalarına ait varyans analizi tablosu, Çizelge 4.15’de, ortalama TS değerleri ile çoklu karşılaştırma testi sonuçları Çizelge 4.16’da, Trombosit değerine ait ortalama ve standart sapmalar Çizelge 4.17’de sunulmuştur.

**Çizelge 4.15.** Trombosit değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
<b>Muamele</b>	2	2,870	1,098	0,359
<b>Gün</b>	2	2,422	0,927	0,417
<b>MxG</b>	4	2,410	0,922	0,477
<b>Hata</b>	15	2,613		

\*Önemli (p<0,05), \*\*Çok önemli (p<0,01)

**Çizelge 4.16.** Bakır Sülfat Pentahidrat'ın Trombosit miktarına etkisi

Grup	Gün	Ortalama trombosit Sayısı (10 <sup>4</sup> /mm <sup>3</sup> )
<b>K</b>	0	1,35±0,07
	14	0,86±0,48
	28	0,78±0,25
<b>D1</b>	0	1,30±0,00
	14	1,38±0,18
	28	1,69±0,69
<b>D2</b>	0	1,75±0,35
	14	1,05±0,77
	28	3,96±3,00

**Çizelge 4.17.** Trombosit değerine ait ortalama ve standart sapmalar

Trombosit Sayısı	
<b>Muamele</b>	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
K	1,001±0,622
D1	1,458±0,703
D2	2,254±0,590
<b>Gün</b>	*Önemli (p<0,05), **Çok önemli (p<0,01)
0	1,467±0,762
14	1,098±0,660
28	2,148±0,461

## 5. TARTIŞMA ve SONUÇ

### 5.1. Kritik Yüzme Hızı

Yüzme performansının önemli kriterlerinden biri olan kritik yüzme hızı için tespit edilen değerler toksikolojik araştırmalarda LD<sub>50</sub> değerleri ile karşılaştırılabildiğinden mevcut çalışmada söz konusu parametre ele alınmıştır.

Balıklarda bu aktivitenin rakamsal ifadesi, yüzme performansının ölçülmesi ile olmaktadır. Yüzme faaliyeti birçok fizyolojik işlem ve sistemlerden oluştuğu için yüzme performansının hesaplanması da özel oluşturulmuş kontrollü bir ortamda mümkün olmaktadır. Balığın sağlık ve stres durumlarının belirlenmesinde hassas bir indeks olarak kullanılan yüzme performansı; balık türü, büyüklüğü, yaşama ortamı ve tarzı, sıcaklık, tuzluluk gibi su parametreleri, su kirliliği, suyun akıntı hızı, balığın beslenme şekli, enerji durumu gibi birçok faktöre bağlı olarak değişiklik gösterir.

Kritik yüzme performansı değerlerinin toksikolojik çalışmalarda LD<sub>50</sub> değerleri ile karşılaştırılabildiği için bu konuda bilgi temin ettiği ifade edilmiştir. Kritik yüzme hızı testleri yapılarak, kronik maruz kalma sonucunda balıklarda oluşan subletal etkilerin ölçülebildiği ve kirlenmiş habitat ortamı ile ilgili doğru bilgilerin sağlandığı bildirilmiştir (Hammer 1995).

Bakır sülfat pentahidrat'ın iki farklı dozuna maruz bırakılan gökkuşacağı alabalığında kritik yüzme hızı değerleri bakımından gruplar arasında meydana gelen fark önemli bulunmuştur ( $p < 0,05$ ). Söz konusu parametreye ait ortalama değerler K, D1 ve D2 grupları için sırasıyla  $3,550 \pm 1,62$  BL/sn,  $3,74 \pm 2,03$  BL/sn ve  $5,06 \pm 0,34$  BL/sn olarak tespit edilmiştir.

Su organizmaları yaşam ortamlarında gelişen herhangi bir stres faktörüne karşı öncelikle davranış bozukluklarıyla değişim gösterirler. Doğal ve laboratuvar koşullarında

çeşitli balık türleri ile yürütülen araştırmalarda ağır metal etkisinin etkide kalma süresinin başında davranış değişikliklerine neden olduğu belirtilmektedir (Khunyakari *et al.* 2001; Levesque *et al.* 2002). Bu değişimler arasında yüzme performansında düşme, operkulum hareketlerinde artış ve besin dönüştürme kapasitesinde düşme sayılabilir. Bu araştırmada da gökkuşağı alabalığında farklı dozlarda uygulanan bakır sülfat pentahidrat'ın etkisinde benzer davranışlar gözlenmiştir.

Bakır sülfat pentahidrat etkisinde gökkuşağı alabalığındaki bu davranışsal tepkinin, metalin doğrudan doğruya merkezi sinir sistemini etkileyerek spontan kas hareketlerini yavaşlatmasından, metal alınımını önlemenin yanı sıra yaşamsal olaylar için gereksinim duyulan enerjiyi, besin maddeleri yerine stok rezervlerden karşılamasından yada ağır metal etkisinin neden olduğu stres koşullarında, oksijen gereksinimindeki artıştan kaynaklandığı olasıdır.

Yapılan çalışmada kirleticinin etkisine bağlı olarak gökkuşağı alabalıklarında yüzme performansının önemli ölçüde değişiklik gösterdiği belirlenmiştir. Çalışmamızdan farklı olarak; Gökkuşağı alabalığı 5 saat boyunca 0,2 ppm bakırın etkisinde bırakılmış ve kontrol grubuna göre yüzme hızında %55 düşme gözlenmiştir. Bakırın sinir sistemine etkisi kas kordinasyonunu bozmakta bu da balığın daha yavaş yüzmesine neden olmaktadır. Bu farklılığın uygulanan doz ve muamele süresinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Peterson (1974), *Salvelinus fontinalis* balıklarında 15°C'de kritik yüzme hızının 4,63BL/sn-4,86 BL/sn, Brett ve Glosal (1973) 10-15°C *Sockeye salmon (Oncorhynchus nerka)*' larda 9-16 cm vücut uzunluğuna sahip olan balıkların kritik yüzme hızının 3,3-4,4 BL/sn aralığında değiştiğini rapor etmişlerdir. Yapılan farklı çalışmalar ile mukayese edildiğinde bu değişimin çalışmalarda kullanılan balıkların vücut şekli, yüzgeç biçimi, kas fonksiyonu, yüzme modu ve balık büyüklüğünden kaynaklandığı düşünülmektedir. Aynı zamanda yüzme performansı üzerinde pH, oksijen, fotoperyot, sıcaklık, tuzluluk ve çeşitli kirleticilerinde önemli olduğu belirlenmiştir.

Kirleticiler balığın yüzme kabiliyetini azaltarak mekanizmasının farklılaşmasına neden olmaktadır. Farklı maddelere akut maruz kalma sonucunda solungaçlar zarar gördüğünden dolayı solunum değişimi engellenmekte ve oksijen alımı ve dolayısıyla kritik yüzme hızı azalmaktadır. Kronik maruz kalma durumunda detoksifikasyon ve zararların giderilmesinde daha fazla metabolik aktiviteye ihtiyaç duyulmaktadır. Kronik maruz kalma sonucunda sinir fonksiyonlarında değişimler ortaya çıkabilmektedir. Kirleticilere maruz kalan balığın karbonhidrat depoları azalacağından maksimum yüzme hızında da önemli bir şekilde azalma görülmektedir. Sinir sistemini etkileyen maddeler sadece doğal aktiviteyi değil kritik yüzme hızı da dahil bütün vücudun enerji metabolizmasını da etkilemektedir (Heat 1995; Esenbuğa 2013).

## 5.2. Hematoloji Parametreleri

Hematolojik parametreler balıklarda stres nedeni ile ortaya çıkan fizyolojik değişimleri belirlemede herhangi bir stres etkeninin oluşturabileceği fizyolojik ve biyokimyasal değişimleri ölçmede yaygın olarak kullanılan indikatörlerdir (Stoskopf 1993; Cataldi *et al.* 1998; Adeyemo *et al.* 2003).

Balıklarda hemoglobin ve hematokrit düzeyi, eritrosit, lokosit sayısı ve eritrosit morfolojisi gibi hematolojik parametreler metale, metalin ortam derişimine, etkide kalma süresine, suyun fizikokimyasal özelliklerine bağlı olarak değişim gösterdiği gibi türe, türün gelişme evresine, eşeyssel olgunluğa ulaşmış bireylerde üreme siklusuna ve hastalık durumuna bağlı olarak değişim gösterir (Levesque *et al.* 2002; Şahin 2009)

Ağır metaller ve organik kirleticiler su organizmalarının fizyolojik ve biyokimyasal parametrelerini etkilediği bilinmektedir. Ortamdaki kirleticilerin düşük derişimlerinin etkilerinin belirlenmesinde balık kan dokusundaki hematolojik parametreler sıklıkla kullanılmaktadır (Bhagwant and Bhikajee, 2000). Bakırın subletal etkisi balıklarda hematolojik parametrelerde değişikliklere (Flos *et al.* 1987; Tort and Torres, 1988; Handy *et al.* 1999) karbonhidrat metabolizmasında negatif etkilere (Handy *et al.* 1999;



Dethloff *et al.* 1999) ve iyon dengesinde bozukluklara (Pelgrom *et al.* 1995a; Monteiro *et al.* 2005) neden olduğu belirlenmiştir.

Hemoglobin; oksijeni dokulara taşıma görevini yüklenmiş olan bir solunum pigmentidir. Bu hayati görevinin yanısıra karbondioksiti de taşır ve kan pH' sını sabit tutmada rol oynar (Berkarda ve Eyüpoğlu 1983; Atamanalp vd 2003).

CuSO<sub>4</sub>.5H<sub>2</sub>O uygulaması sonucunda 0, 14 28. günlerde hemoglobin değerinde kontrole nazaran düşük değerler kaydedilmiştir (Çizelge 4.4). Yapılan istatistik analizlerde muamelenin ve muamele x gün interaksyonunun önemli (p<0,05) günün ise çok önemli olduğu belirlenmiştir (p<0,01). En düşük değer D2 grubunda 14. Gün analizlerinde (3,00±0,28g/100 ml) belirlenirken, en yüksek değer ise Kontrol grubunda 28. gün analizlerinde (7,13±0,40 g/100 ml) kaydedilmiştir (Çizelge 4.4).

Christensen *et al.* (1972), *I. nebulosus*'ta kısa dönemli bakır etkisinde hemoglobin düzeyinin arttığını gözlemlemişlerdir. Araştırmacılar, başlangıçta gözlenen bu artışı, hemoglobine demir bağlanmasının bakır tarafından katalize edilmesinin sonucu olabileceğini vurgulamışlardır. 3 mg/lt bakır konsantrasyonuna 96 saat maruz bırakılan balıklarda hemoglobin konsantrasyonlarında artış olduğu belirlenmiştir (Mishra and Srivatava 1980). Bakırın 0,25 mg/lt *Indian catfish* balığının hemoglobin konsantrasyonunu artırdığı rapor edilmiştir (Singh and Reidy 1990). 10 µg/L-1 Cu'ya maruz bırakılan *Pseudopleuronectes americanus* ile *Morone saxatilis* balıklarının Hct oranı, Hb değeri ve RBC sayısında kontrol grubuna oranla % 18-48 oranında bir azalma görülmüştür (Calabrese *et al.* 1975; Dawson 1979). Bakırın etkisinde hemoglobin düzeylerinde başlangıçta bir artışın görüldüğü o artışı ise Hb'e demir bağlanmasını bakır tarafından katalize edilmesiyle kırmızı kan hücresindeki artışı sonucu ortaya çıkabileceği düşünülmektedir.

CuSO<sub>4</sub>.5H<sub>2</sub>O uygulaması sonucunda 0, 14 ve 28. günlerde sedimentasyon değerinde kontrole göre değişimler belirlenmiştir. Muamele ve muamele x gün interaksyonu önemsiz olarak değerlendirilirken gün bazında sonuçlar önemli bulunmuştur (p<0.05).

sedimentasyon en yüksek değer D1 grubunda 0. günde belirlenirken en düşük değer kontrol grubunda 28. gün analizlerinde tespit edilmiştir.

Kan hücrelerinden eritrosit sayısı ile kan hücrelerinin seruma oranı olan hematokrit düzeyi, kanın oksijen taşıma kapasitesini yansıtmanın yanı sıra eritropoietik dokuların işlevini yansıtması bakımından da önem taşıyan bir parametredir (Witeska 2005). Çalışmamızla paralel olarak *Cyprinus carpio* ve *Oreochromis mosambicus*'da bakır etkisinin eritrosit sayısı ve hematokrit düzeyini arttırdığı (Cyriac *et al.* 1989; Caldwell and Hinshaw 1994; Houston *et al.* 1996) belirlenmiştir. Eritrositlerin ani artışı, stres sonucu katesolamin indüklemesi ile dalağın kasılması ve dolaşıma yeni eritrositlerin bırakılması ile açıklanabilir.

Tort *et al.* (1987), *Scyliorhinus canicula*'da hematolojik parametreleri üzerine bakırın etkilerini incelemişlerdir. Çok düşük Cu derişimlerinde hemoglobin düzeyi değişmezken eritrosit ve hematokrit düzeyinde azalma, yüksek Cu derişimlerinde ise incelenen tüm hematolojik parametrelerin düzeylerinde azalmaların olduğu saptanmıştır.

*O. mykiss*'de bakır sülfat pentahidratın 0,175 mg/lt ve 0,350 mg/lt ortam derişimlerinin 0, 14 ve 28 gün süreyle etkisinin, deney süresinin başlangıcında ve denenen en yüksek ortam derişiminde eritrosit sayısını dşrdğu D1 grubunda 0. günde ise en yüksek seviyeye ulaştığı belirlenmiştir. Eritrosit sayısındaki artışın, bakır etkisinde solungaç yapısındaki deformasyonlar ve solungaç yüzeyinin mukus ile kaplanması sonucu ortaya çıkan hipoksik koşullarda dokuların oksijen gereksinimindeki artıştan yda bakırın hematopoetik dokularda eritrosit oluşumunu stimüle etmesinden kaynaklanabilir.

Bakır konsantrasyonunun ve maruz bırakılma süresinin balıkların eritrosit hücrelerinde çeşitli değişiklikler ortaya çıkardığı belirlenmiştir. Akut testlerde LC50 değerine yakın bakır konsantrasyonlarının sazan ve gökkuşağı alabalığının eritrosit miktarında, hemoglobin ve hematokrit değerinde artışlara sebep olduğu bildirilmiştir (Svobodova *et al.* 1994). Gökkuşağı alabalığında 0,125 mg/lt bakır konsantrasyonunun etkili olduğu

belirlenirken 96 saatlik akut testler periyodunda eritrosit miktarında değişiklik olmadığı ancak çeşitli balık türlerinde 0,5 mg/L bakır etkisinde eritrosit sayısında artış gözlemlenmiştir (Vosylienė 1996).

Çelik (2006), kan indekslerinin farklı çevresel faktörlere ve kimyasallara karşı farklı hassasiyet gösterdiği ve hematokrit oranında ve RBC sayısındaki azalmanın ilerleyen anemi ve organizmanın kötüye gitmesinin bir sonucu olduğu tespit edilmiştir. Balıkların kanı ağır metallerin neden olduğu stres ve hematolojik parametrelere çok hassastır (Gioda *et al.* 2007). Biyokimyasal ve hematolojik parametreler metal etkisiyle değişebilmektedir. Yapılan çalışmalarda hemoglobin, hematokrit, plazma proteinleri, kortizol, glukoz ve kan enzimleri, metal tipine, balık türüne ve etkide kalma süresine bağlı olarak arttığı veya azaldığı belirlenmiştir (Cyriac *et al.* 1989; Dethloff *et al.* 1999).

Lökosit değerine bakıldığında farklı ortam derişimlerine ve günlere göre değişimler belirlenmesine rağmen bu farklılıklar istatistik açıdan önemli bulunmamıştır. Dolayısıyla bakır sülfatın farklı dozlarının 28 günlük sürede balıkların immun sistemi üzerinde çok olumsuz bir etkisi olmadığı söylenebilir. Dhanapakiam ve Ramasamy (2001), bakır ve çinko karışımının sazan, (*Cyprinus carpio*) balığının bazı hematolojik ve biyokimyasal parametreleri üzerindeki toksik etkilerini incelemiştir. Otuz günlük bir uygulama sonunda, hemoglobin ve eritrosit sayısında önemli bir düşüş, lökosit sayısında ise önemli bir artış gözlemlenmiştir. Akut test uygulanan ve lethal doza yakın Cu konsantrasyonuna maruz bırakılan *O. mykiss* ve *C. carpio* balıklarının WBC sayısında önemli bir azalma (özellikle küçük balıklar) tespit edilmiştir (Svobodova *et al.* 1994). Bir akut deney çalışmasında, sublethal Cu konsantrasyonuna (0,301 mg/l-1) maruz bırakılan *Oncorhynchus mykiss* balığının, çoğunlukla lenfosit sayısındaki azalmadan dolayı, WBC konsantrasyonunda önemli bir azalma görülmüştür (Dick and Dixon, 1985). Bununla birlikte, Cu'nun geri dönüşüm konsantrasyonuna maruz bırakılan *Clarias garlepinus* türünün uygulamadan 2 saat sonra, WBC sayısında çok fazla bir artış izlenmiştir (Van Vuren *et al.* 1994). Cu konsantrasyonu *Oncorhynchus mykiss* balığının kanındaki WBC sayısını önemli derecede etkilemiştir: akut testlerde 0,125 mg/l-1 Cu'ya maruz bırakılan balıkların WBC sayısında önemli bir değişiklik

meydana gelmezken 0,5 mg/l-1 Cu'ya maruz bırakılanlarda ise WBC sayısı önemli derecede azalmıştır (Vosyliene 1996a; Çelik 2006). Bu çalışmada lökosit sayısında değişimler belirlenmesine rağmen istatistik açıdan önemli bulunmamıştır. Bu farklılığın sebebinin, ağır metallerin canlıların üzerindeki etkilerinin farklı olmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Yapılan çalışmada trombosit sayıları kontrol grubuna göre D1 grubunda 14 ve 28. günlerde düşüş göstermiş, D2 grubunda ise yükselme olduğu belirlenmiştir. Bu değişimler gruplar arasında istatistik açıdan önemli olarak değerlendirilirken ( $p < 0,05$ ); gün ve muamele x gün interaksyonu önemsiz olarak belirlenmiştir.

Atamanalp (2000), trombosit değerinin stresten önemli derecede etkilendiği ve gökkuşağı alabalıklarında stresten önce  $2,1 \times 10^4 / \text{mm}^3$  olarak tespit edilen bu değer stresten sonra  $4,3 \times 10^4 / \text{mm}^3$ 'e yükseldiğini bildirmiştir. Satake *et al.* (1986) bu değer zırtlı kedi balığı (*Hypostomus pulinus*)'nda  $1,657 \pm 0,341 \times 10^4 / \text{mm}^3$  olduğunu ifade etmişlerdir. Trombositöz şekillenmesinin nedenini, hastalıkla ilişkili olarak ortaya çıkan hemoraji karşısında kanın pıhtılaşmasında rol oynayan trombosit hücrelere olan ihtiyacın artmasına bağlanabileceği düşünülmektedir.

Kan indeksleri kirleticilere ve tahriş edici maddelere karşı organizmanın verdiği sekonder cevap olarak kullanılabilir. Düşük konsantrasyonlu ağır metaller maruz kalma, çoğunlukla bu hematolojik indekslerdeki artışın bir göstergesidir. Balıkta stres reaksiyonlarının başlangıcındaki reflekslerin tümüne kimyasallar neden olur. Balık stres reaksiyonu, osmotik dengesizlik ve iyonik değişimi düzenleyici sistemlerdeki değişikliklere (kan pH'nın azalması, eritrosit hacmindeki artış ve buna bağlı olarak hematokrit yüzdesinde artış) neden olur. Stres altında salgılanan adrenal dalağın kasılmasına ve bu organdan eritrositlerin kana karışmasına neden olur (Vosyliene 1999b).

Balıklarda hematolojik parametreler su ortamındaki herhangi bir fiziksel veya kimyasal değişime paralel olarak kısa sürede değişim göstermektedirler. Belirli bir ortam derişimi

altında balıklarda kan plazması ve eritrositlerde bakır birikimi olmamıştır. Ağır metaller sublethal derişimlerde balıklarda Hb, hematokrit, kan hücreleri yapı ve sayısı, kandaki glukoz, kolesterol ve serbest yağ asiti düzeyleri gibi hematolojik parametrelerde önemli değişimlere neden olmaktadır.

### **5.3. Sonuç ve Öneriler**

Sucul ortamlar, evsel, endüstriyel ve tarımsal atıklar için başlıca alıcı ortamları oluşturduğundan akuatik organizmalar doğrudan kirleticilerin etkisi altında kalmaktadırlar. Organik ve inorganik kirleticiler, balıkların doku ve organlarında birikime, belirli bir derişim aralığı üzerinde mortaliteye, strese, döl veriminde düşmeye neden olduğu gibi, metabolik ve fizyolojik olaylarda da değişimlere neden olurlar. Bu nedenle kirleticilerin etkisinde sucul organizmalarda davranış değişimi olarak kritik yüzme hızının, metabolik ve fizyolojik olaylarda özellikle hematolojik parametrelerde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi ortamdaki kirlilik düzeyini yansıtmaları bakımından oldukça önem taşımaktadır.

Bakır toprak drenajı nedeniyle su ortamlarının doğal bir bileşeni olup günümüzde suda kullanılan malzemelerin çürümesini ve üzerlerinde zararlı organizmaların gelişimini engellemede besin ve ham ipek koruyucusu olarak endüstride kullanımı gibi temelde antropojenik faktörlerin etkisi nedeniyle bu ortamlarda derişimi artmaktadır. Balıklarda bakırın aşırı birikimi gelişmeyi, iyon dengesini, hematolojik parametrelerini, protein düzeylerini, doku permeabilitesini, membran bütünlüğünü ve endokrin sistemi etkilemektedir. Bu nedenle su ürünleri yetiştiriciliğinde korunma, tedavi ve dezenfektan olarak yaygın bir şekilde kullanılan bakır sülfat, formaldehit kullanımının işletmelerde gerekli olduğunda ve bilinçli olarak kullanılması gerektiği sonucuna varılmıştır.

Yapılan çalışmada gökkuşaağı alabalığı için kullanılan farklı dozların ve uygulama süresinin bakılan parametrelerde değişimler oluşturduğu belirlenmiştir. Ancak aynı kimyasalın farklı balık türleri ve farklı dozları denenerek çeşitlendirilmesi gerektiği sonucuna varılmıştır.

**KAYNAKLAR**

- Adeyemo, O., Agbede S.A., Olaniyan A.O. and Shoaga O.A., 2003. The haematological response of *Clarias gariepinus* to changes in acclimation temperature. Afr. J. of Biomed. Res., 6, 105-108.
- Ali, A., Al-Ogaily S.M., Al-Asgah N.A. and Gropp J., 2003. Effect of sublethal concentrations of copper on the growth performance of *Oreochromis niloticus*. J.Appl. Ichthyol., 19: 183-188.
- Anderson, P.D. and Spear P.A., 1980a. Copper pharmacokinetics in fish gills- I Kinetics in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, of different body sizes. Water Res., 14: 1101-1105.
- Anderson, P.D. and Spear P.A., 1980b. Copper pharmacokinetics in fish gills- II Body size relationships for accumulation and tolerance. Water Res., 14, 1107-1111.
- Ansari, I.A., 1984. Studies on the toxicity of copper sulphate on *Channa punctatus* and *Mystus vittatus*; determination of LC50 values. Acttaciencis India, 10: 154-160.
- Arabacı, M., 2007. Gökkuşığı Alabalığı Yetiştiriciliği. Doğu Anadolu Kalkınma Programı Tarım ve Kırsal Kalkınma Bileşeni Yayınları.
- Aras, M.S., Bircan R. ve Aras N.M., 1995. Genel Su Ürünleri ve Balık Üretim Esasları. Atatürk Üniv. Zir. Fak. Yayınları, No:173, Erzurum, s 348.
- Aras, N.M., Kocaman E.M., Aras M.S., 2000. Genel Su Ürünleri ve Kültür Balıkçılığı Temel Esasları. Atatürk Üniv. Ziraat Fak. Su Ürünleri Bölümü, ErzurumYayın No:216.
- Arillo, A., Calamari D., Margiocco C., Melodia F., Mensi P., 1984. Biochemical effects of long-term exposure to cadmium and copper on rainbow trout (*Salmo gairdneri*) validation of water quality criteria. Ecotoxicol Environ. Saf., 8, 106-117.
- Asztalos, B., Nemcsok J., Benedeczyk I., Gabriel R., Szabo A. and Refaie O.J., 1990. The effects of pesticides on some biochemical parameters of carp (*Cyprinus carpio* L.). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 19, 275-282.
- Atamanalp, A., Yanık T., Bayır A., Yılmaz M., Sirkecioğlu A.N., Cengiz M., 2003. Farklı yemlerle beslemenin gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nda hematokrit ve hemoglobinin miktarı üzerine etkileri. Atatürk Üniv. Ziraat Fak. Derg. 34(3), 229-232.
- Atamanalp, M., 2000. The effects of sublethal doses of Cypermethrin on haematological and biochemical parameters of rainbow trout (*O. mykiss*). A. Ü. Fen Bil. Enst. Doktora Tezi, 95-101.
- Atamanalp, M., 2003. Farklı yetiştirme sistemlerinin (Havuz ve Kafes) gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) hemoglobin, hematokrit ve sediment seviyeleri üzerine etkileri. E.Ü. Su Ürünleri Dergisi. 20(1-2), 81 – 86.
- Atamanalp, M., Keleş M.S., Haliloğlu H.İ. ve Aras M.S., 2002. The effects of cypermethrin (A Synthetic Pyrethroid) on some biochemical parameters (Ca, P, Na and TP) of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Turkish J. of Veterinary and Animal Sciences, (26), 1157-1160.

- Baltz, D. M., Chesney E. J., Tarr M. A., Kolok A. S. and Bradley M. J., 2005. Toxicity and sublethal effects of methanol on swimming performance of juvenile Florida pompano. Transactions of the American Fisheries Society, 134, 730–740.
- Başusta, A.G., 2005. Balık Hematolojisi ve Hematolojik Metotlar. Balık biyolojisinde araştırma yöntemleri editör: Karataş, M., nobel yayın no:772, 275-300.
- Beamish, F.W.H., 1978. Swimming Capacity. In Fish Physiology, vol. 7 (ed. W. S. Hoar and D. J.Randall), pp. 101–187. New York: Academic Press.
- Beaumont, M.W., Butler P.J., Taylor E.W.,1995. Exposure of brown trout, *Salmo trutta*, to sub-lethal copper concentrations in soft acidic water and its effect upon sustained swimming performance. Aquatic Toxicology, 33(1), 45–63.
- Berkarda, B. ve Eyüpoğlu H., 1983. Hematoloji Laboratuar Yöntemleri, Ar Yayım ve Dağıtım.
- Bhagwant, S. and Bhikajee M., 2000. Induction of hypochromic macrocytic anaemia in *Oreochromis Hybrid* (Cichlidae) exposed to 100 mg/L (Sublethal dose) of aluminium. Science and Technology Res. Journal, 5, 9–20.
- Blaxhall, P.C. and Daisley K.W., 1973. Routine haematological methods for use fish with blood. J. Fish Biol., 5, 771-781.
- Boeck G D, Van der Ven K, Hattink J, Blust R., 2006. Swimming performance and energy metabolism of rainbow trout, cammon carp and gibel carp respond differntly to sublethal copper exposure. Aquatic Toxicology, 80(1), 92-100.
- Brett, J.R., 1964. The respiratory metabolism and swimming performance of young sockeye salmon. J.Fish. Res. Bd. Can. 21, 1183–1226.
- Bricknell, I.R., Bowden T.J., Bruno D.W., MacLachlan P., Johnstone R. and Ellis A.E., 1999. Susceptibility of atlantic halibut, *Hippoglossus hippoglossus* (L) to infection with typical and atypical *Aeromonas salmonicida*. Aquaculture, 175, 1–13.
- Bruno, D.W. and Poppe T.T., 1996. A Colour Atlas of Salmonid Diseases. Academic Press. 194 p. London.
- Calabrese, A., Thurberg F.P., Dawson M.A., and Wenzloff D.R., 1975. Sublethal physiological stress induced by cadmium and mercury in the winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. In Koemon, J.H. and J.J.T.W.A, Strik (eds.). Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic animals. P. 15-21. American Elsevier, NY.
- Caldwell, C.A. and Hinshaw J.M., 1995. Tolerance of Rainbow Trout to dissolved oxygen supplementation and a *Yersinia ruckeri* challenge. Journal of Aquatic Animal Health, 7, 168-171.
- Canyurt, M. A., 1977. Yavru som balığı (*Salmo salar* L.) yetiştiriciliği ile ilgili bazı parametreler üzerine araştırmalar. Tübitak Bilim Kongresi Tebliği. Ankara.
- Cataldi, E., D, Marco P., Mandich A., and Cataudella S., 1998. Serum parameters of adriatic sturgeon *Acipenser naccarii* (Pisces: Acipenseriformes): Effects of temperature and stres. Comp. Biochem. Physiol., 121A, 351– 354.
- Christensen, G.M., Mckim J.M., Brungs W.A. and Hunt E.P., 1972. Changes in the blood of the Brown Bullhead (*Ictalurus nebulosus* Lesuer) following short and long term exposure to copper. Toxicol. App. Pharmacol., 23, 417-427.
- Courtois, L.A. and Meyerhoff R.D., 1975. Effects of copper exposure on water balance. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 14, 221-224.

- Cyriac, P.J., Antony A. and Nambisan P.N.K., 1989. Hemoglobin and haematocrit values in the fish, *Oreochromis mossambicus* (Peters) after short term exposure to copper and mercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 43, 315-320.
- Çelik, E.Ş., Aslan A., Alparslan M., 2008. Balıklarda kan glukozunu etkileyen başlıca faktörler. Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi, Çanakkale 2008.
- Çelik, E.Ş., 2006. Balıkların kan parametreleri üzerine ağır metallerin etkisi. E.Ü. Su Ürünleri Dergisi, (1/1), 49.
- Çelikkale, M.S., 1994. İçsu Balıkları ve Yetiştiriciliği. Cilt I. K.T.Ü. Sürmene Deniz Bilimleri Fak., Genel Yay. No:124, Fak. Yay. No:2, K.T.Ü. Basımevi, Trabzon, s 419.
- Çiltaş, A.K., 2000. *Stenotrophomonas malthophilia*, *Brevibacillus agri*, *Micrococcus lylae* suşlarının patojenitesi ile gökkuşağı alabalığı üzerinde oluşturulan enfeksiyonların laboratuvar ve klinik yönden araştırılması. Doktora Tezi. A. Ü. Fen Bil. Enst., Erzurum.
- Çolak, A., 1982. Balık Hastalıkları El Kitabı. Cumhuriyet Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Yayınları, No:1, Sivas, 103.
- Dash, S. C., 1989. Copper sulphate poisoning and acute renal failure, Int. J. Artif Organs, 12, 610.
- Davison, N. A., 1995. Evaluation of copper and tributyltin containing compounds, Environmental Monitoring & Pest Management Branch Department of Pesticide Regulation, EPA, California, 8.
- Dawson, M.A. 1979. Hematological effects of long-term mercury exposure and subsequent periods of recovery of the winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. In Vernberg, W.B., Thurberg, F.P., Calabrese, A. and F.J., Vernberg (eds.), Marine pollution: Functional responses, p. 171-182. Acad. Press, NY.
- De Boeck, G., De Smet H. and Blust R., 1995. The effect of sublethal levels of copper on oxygen consumption and ammonia excretion in the common carp, *Cyprinus carpio*. Aquat. Toxicol., 32, 127-141.
- Dethloff, G.M., Bailey H.C. and Maier K.J., 2001. Effects of dissolved copper on select haematological, biochemical and immunological parameters of wild rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 40, 371-380.
- Dethloff, G.M., Schlenk D., Khan S., Bailey H.C., 1999. The effects of copper on blood and biochemical parameters of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Archive Environmental Contamination Toxicology, 36, 415-423.
- Dhanapakiam, P. and Ramasamy, V.K., 2001. Toxic effects of copper and zinc mixtures on some haematological and biochemical parameters in common carp, *Cyprinus carpio* (L.,1758). J. Environ. Biol. 22(2), 105-111.
- Dick, P.T. and Dixon, D.G., 1985. Changes in circulating blood cell levels of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, following acute and chronic exposure to copper. J. Fish. Biol., 26, 475-481.
- Drucker, E.G., 1996. The use of gait transition speed in comparative studies of fish locomotion. Am. Zool., 36, 555-566.
- Flos, R., Tort, L., Balasch, J. 1987. Effects of zinc sulphate on haematological parameters in the dogfish *Scilorchinus canicula* and influences of MS-222. Mar.Env.Res., 21, 289 – 298.



- Greene, D.H.S. and Selivonchick D.P., 1990. Effects of dietary vegetable, animal and marine lipids on muscle lipid and hematology of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 89, 165-182.
- Hammer, C., 1995. Fatigue and exercise tests with fish. *Comp. Biochem. Physiol. A* 112,1-20.
- Hammer, C., 1995. Fatigue and exercise tests with fish. *Comp. Biochem. Physiol. A* 112,1-20.
- Handy, R. D., 1992. The assessment of episodic metal pollution. I. Uses and limitations of tissue contaminant analysis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after short waterborne exposure to cadmium or copper, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 22, 74-81.
- Handy, R. D., Sims D. W., Giles A., Campbell H. A. and Musonda M. M. 1999. metabolic trade-off between locomotion and detoxification for Maintenance of Blood Chemistry and Growth Parameters by Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) During Chronic Dietary Exposure To Copper. *Aquatic Toxicology*, 47, 23-41.
- Heath, A. G. 1990. Summary and Perspective. American Fisheries Society Symposium, 8: 183-191.
- Heath, A.G.,1995. *Water Pollution and Fish Physiology*. 2. ed., CRC Press Inc., Florida.
- Horning, W.B. and Neiheisel T.W., 1979. Chronic effect of copper on the bluntnose minnow, *Pimephales notatus* (Rafinesque). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 8, 545-552.
- Houston, A. H., Roberts W. C. and Kennington J. A., 1996. Hematological response in fish: pronephric and splenic involvements in the goldfish, *Carassius auratus* L. *Fish Physiol. Biochem.* 15, 481-489.
- Hugges, G.M., Biro P., 1993. Swimming performance of rainbow trout following exposure and recovery from the pyrethroid S-deltamethrin. *Acta. Biol. Hung.* 44(2-3), 231-41.
- Jain, K.E., Birtwell I.K., Farrell A.P., 1998. Repeat swimming performance of mature sockeye salmon following a brief recovery period: a sensitive measure of fish health and water quality. *Can. J. Zool.*, 76,1488-1496.
- Kaur, K. and Virk S., 1980. Toxic effects of copper sulphate residue in water on the development of the eggs of common carp: *Cyprinus carpio* Linn., *Ind. J. Ecol.*, 7, 294-297.
- Khangarot, B. S., Tripathi D. M., 1991. Changes in humoral and cell-mediated immune responses and in skin and respiratory surfaces of catfish, *Saccobranchus fossilis*, followingcopper exposure. *Ecotox. Environ. Safety*, 22, 291-308.
- Khunyakari, R. P. Tare V. and Sharma R. N., 2001. Effects of some trace heavy metals on *Poecilia reticulata* (Peters). *J. Environ. Biol.*, 22(2), 141-144.
- Kirk R. S. and Lewis J. W., 1993. An evaluation of pollutant induced changes in the gills of rainbow trout using scanning electron microscopy. *Environ Technol.*, 14, 577-585.
- Knoph, M.B. and Thorud K., 1996. Toxicity of ammonia to atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in seawater-effects on plasma osmolality, ion, ammonia, urea and glucose levels and hematological parameters. *Comp. Biochem. Physiol.*, 113(4), 375-381.

- Kocabatmaz, M., Ekingen G., 1978. Beş tatlısu balığı türünde bazı hematolojik normlar üzerine ön çalışmalar. F.Ü. Veteriner Fak. Derg. IV(1,2), 223-232.
- Kocabatmaz, M., ve Ekingen G., 1977. Preliminary investigation on some haematological norms in five freshwater fish species. Fırat Üniv. Vet. Fak. Derg., 4(1-2), 28-40.
- Kocabatmaz, M.E., Ekingen G., 1984. Değişik tür balıklarda kan örneği alınması ve hematolojik metodların standardizasyonu. Doga Bilim Dergisi, 2, 149- 159.
- Kurisaki, E., Kuroda Y., Sato M., 1988. Copper-binding protein in acute copper poisoning. Forensic Sci. Int., 38, 3-11.
- Levesque, H. M., Moon T. W., Campbell P. G. G., Hontela A., 2002. Seasonal variation in carbohydrate and lipid metabolism of yellow perch (*Perca flavescens*) chronically exposed to metals in the field. Aquatic Toxicology, 60(3-4), 257-267.
- Lindhors-Emme, W., 1990. Forellenzucht, Vertag Paul Parey, Hamburgund Berlin, 157.
- Ling, K. H., Sin, Y. M., Lam, T.J., 1993. Effect of copper sulphate on ichthyophthiriasis (white spot disease) in gold fish (*Carassius auratus*). Aquaculture, 118, 23-25, 1993.
- Lusková, V., 1997. Annual cycles and normal values of hematological parameters in fishes. Acta. Sc. Nat. Brno, 31(5),70.
- Martinez, F.J., Garcia-Riera M.P., Canteras M., De Costa J. and Zamora S., 1994. Blood parameters in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Simultaneous influence of various factors. Comp. Biochem. Physiol., 107(1), 95–100.
- Mawdsley-Thomas, L.E., 1972. Diseases of Fish, Symposia of the Zoological Society of London, Number 30, Academic Press, p 104.
- McKenzie, D.J., Garofalo E., Winter M.J., Cerandi S., Verweij F., Day N., Hayes R., Van der Oost R., Butler P.J., Chipma J. K. and Taylor E.W., 2007. Complex physiological trait as biomarkers of sub-lethal toxicological effects of pollutant exposure in fishes. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B. 362, 2043–2059.
- McKim, J. M. and Benoit D. A., 1971. Effects of long term exposures to copper on survival, growth, and reproduction of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). J.Fish. Res. Board Can., 28, 655-662.
- McKim, J. M., Christensen G. M. and Hunt E. P., 1970. Changes in the blood of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) after short-term and long-term exposure to copper. J. Fish. Res. Board Can., 27, 1883-1889.
- Mishra, J., Srivastava A.K., 1983. Malathion Iinduced hematological and bichemical changes in the Indian Catfish *Heteropneustes fossilis*. Environmental Research, 30, 393-398.
- Monteiro, S.M., Mancera J.M., Fontainhas-Fernandes A., and Sousac M., 2005. Copper induced alterations of biochemical parameters in the gill and plasma of *Oreochromis niloticus*. Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 141, 375 – 383.
- Nemcsok J. G. and Hughes G. M., 1988. The effect of copper sulphate on some biochemical parameters of rainbow trout. Environ Pollut., 49, 77-85.
- Nikl, D.L., Farrell A.P., 1993. Reduced swimming performance and gill structural changes in juvenile salmonids exposed to 2-(thiocyanomethylthio) benzothiazole. Aquat. Toxicol. 27, 245–263.

- Öz, A., 2010. Bakır sülfat pentahidrat pestisitinin lebistes balıkları (*Poecili reticulata*) üzerindeki akut toksik etkisinin araştırılması ve davranış değişimlerinin incelenmesi. Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Özbilgin, Y. ve Başaran F., 2005. Su sıcaklığı ve balık boyunun Isparoz'un (*Diplodus annularis* L., 1758) yüzme performansı üzerine etkileri. E. Ü. Su Ürünleri Dergisi. 22(3-4), 407-411.
- Pelgrom, S. M., Lock R. A. C., Balm P. H. M. and Wendelaar Bonga S. E., 1995. Integrated physiological response of tilapia, *Oreochromis mossambicus* to sublethal copper exposure. Aquat. Toxicol., 32, 303-320.
- Pelgrom, S.M.G.J., Lock R.A.C., Balm P.H.M., and Wendelaar Bonga S.E., 1995. Effects of combined waterborne cd and cu exposures on ionic compositions and plasma cortisol in Tilapia, *Oreochromis mossambicus*. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C, 2, 227-235
- Peutz, I.L.J.A, Oorschot R.W.A., Johnson G.R., Horney B.S. and Boon H.J., 1996. The lucogram as an indicator of marine-cultured rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), health in Netherlands. Aquaculture Research, 27, 437-445.
- Pickering, A.D. and Pottinger T.G., 1987. Crowding causes prolonged leucopenia in salmonid fish, despite acclimation. J. Fish Biol., 20, 229-244.
- Plaut, I., 2001. Critical swimming speed: its ecological relevance. Comp. Biochem. Physiol., 131(A), 41-50.
- Playle R. A., 1997. Physiological and toxicological effects of metals at gills of freshwater fish, ed. Bergmann H. L. and Dorward-King E. J., Reassessment of metals criteria for aquatic life protection, Florida, 2,101, 105.
- Reddy, P.M., Bashamoiden M.D., 1989. Fenvalerate and Cypermethrin induced changes in the haematological parameters of *Cyprinus carpio*. Acta. Hydrochim. Hydrobiol., 17(1), 101-107.
- Reid, S. D. and McDonald D. G., 1988. Effects of cadmium, copper, and low pH on ion fluxes in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45, 244-253.
- Reidy, S.P. Kerr S.R., Nelson J.A., 2000. Aerobic and anaerobic swimming performance of individual Atlantic Cod. J. Exp. Biol. 203, 347-357.
- Sağlam N., Ural, M., 2003. Değişik yoğunluktaki bakır sülfat solüsyonunda bırakılan gökkuşuğu alabalıklarında makroskobik ve mikroskobik incelemeler. F.Ü. Fen ve Müh. Bilimleri dergisi 15 (1) Elazığ. s:89-97
- Sağlamtimur, B., Cicik, B., Erdem, C. 2003. Farklı ortam derişimleri etkisinde bakır, bakır + kadmiyum karışımının *Oreochromis niloticus* (L.)'un solungaç, karaciğer, böbrek ve kas dokularındaki bakır birikimi üzerine etkileri. Turkish J. Vet. Ani. Sci. 27, 813-820.
- Satake, T., Nuti-Sobrinho A., Paula-Lopes O.V., Lopes R.A., Leme Dos Santos H.S., 1986. Haematological study of brazilian fish. III. Blood parameters in armored catfish *Hypostomus paulinus* Ihering 1905 (Pisces, Loricariidae). Ars Veterinaria, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias "Campus" de Jaboticabal Unesp, 2 (2), Jaboticabal-SP-Brasil, 179-183.
- Sauter, S. K., Macek K. J., 1976. Effects of exposure to heavy metals on selected freshwater fish, toxicity of copper, cadmium, chromium, and lead to eggs and fry of seven fish species. US EPA Off. Res. Dev., Rep. No. EPA-600/3- 76-105, 74.

- Sayer, M. D. J., Reader J. P. and Morris R., 1989. The effect of calcium concentration on the toxicity of copper, lead and zinc to yolk-sac fry of Brown trout, *Salmo trutta* L., in soft acid water. *J. Fish Biol.*, 35, 323-332.
- Schmidtke, L.M. and Carson J., 1999. Induction, characterisation and pathogenicity in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum) of *Lactococcus garvieae* L-forms. *Veterinary Microbiology*, 69, 287-300.
- Siemering, G., David N., Hay worth J. and Franz A., 2005. Aquatic Pesticides Monitoring Program Literature Review. San Francisco Estuary Institute, California, 10-20, 35-45.
- Singh, H. S. and Reddy T. V., 1990. Effect of copper sulfate on hematology, blood chemistry, and hepato-somatic index of an Indian catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch) and its recovery. *Ecotox. Environ. Safety*, 20, 30-35.
- Solbe, J. F. de L. G. and Cooper V. A., 1976. Studies on the toxicity of copper sulfate to Stone loach, *Noemacheilus barbatulus* (L.) in hard water. *Water Res.*, 10, 523-527.
- Stevens, D. G., 1977. Survival and immune response of coho salmon exposed to copper. U.S. EPA, USA, 36.
- Stickney, R.R., 2000. Culture of Salmonid Fishes. Boca Ratom Ann Arbor; Boston London.
- Stoskopf, M., 1993. Anaesthesia. In: L. Brown, Editor, Aquaculture for Veterinarians, Pergamon Press, Oxford, 161-167.
- Svobodova, Z., Vykusova B. and Machova J., 1994. The effects of pollutants on selected haematological and biochemical parameters in fish, eds. R Mullerand R. Lloyd, FAO, Blackwell, 39-52
- Svobodova, Z., Vykusova B., and Machov, J., 1994. Sublethal chronic effects of pollutants on freshwater fish. Ed. R. Muller ir R. Lloyd. Lugano, 39-52.
- Şahin, Z.B., 2009. Bakır ve kurşunun *Oreochromis niloticus*'da morfolojik ve hematolojik parametreler ile eritrosit morfolojisi üzerine etkileri. Mersin Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- Şanlı, Y., 1995. Özel Toksikoloji, Veteriner Klinik Toksikoloji, Editör Prof.Dr. Sezai Kaya, Medisan Yayınevi, Ankara, 21: 67-69.
- Titarev, E.F. and Nauch T., 1974. Raising rainbow trout to marketable size within a year. Bircan, R., 1981'den Alıntı.
- Tort, L. and Torres P., 1988. The effects of sublethal concentrations of cadmium on haematological parameters in the dogfish, *Scyliorhinus canicula*. *J. Fish Biol.*, 32, 277-282.
- Tort, L., Torres P. and Flos R., 1987. Effects on dogfish haematology and liver composition after acute copper exposure. *Comp. Biochem. Physiol.*, 87(C), 349-353.
- U.S. EPA, 1987. Drinking Water Criteria Document for Copper, Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH, for the Office of Drinking Water, Washington, 54381-54383.
- Ünsal, M., 1998. Kirlilik Deneyleri, Yöntemler ve Sonuçların Değerlendirilmesi, Tarım ve Köyişleri Bakanlığı Bodrum Su Ürünleri Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Yay. No: 11. 10-12.

- Val, A.L., De Menezes G.C. and Wood C.M., 1998. Red blood cell adrenergic responses in amazonian teleost. *Journal of Fish Biology*, 52, 83–93.
- Van Vuren, J.H.J., Van-der Merve, M. M. and Du-Preez, H.H., 1994. The effect of copper on the blood chemistry of *Clarias gariepinus*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 29, 187-199.
- Venkataramana, P. and Radhakrishnaiah K., 2001. Copper influenced changes in lactate dehydrogenase and G-6-PDH activities of freshwater teleost, *Labeo rohita*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 67, 247-263.
- Vosylienė, M.Z., 1996. The effect of long-term exposure to copper on physiological parameters of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). 2. Studies of Haematological Parameters, *Ekologija* 1, 3-6.
- Waiwood, K.G., Beamish F.W.H., 1978. Effects of copper, pH and hardness on the critical swimming performance of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) Richardson. *Water Research*, 12, 611–619.
- Webb, P.W., 1993. Swimming. In: Evans, D.H. Ed. *The Physiology of Fishes*. CRC Press, Boca Raton, pp. 47–73.
- Weinstein, N. L., 1978. Multiple toxicity assessment for mixtures of aquatic pollutants .Sc.Thesis. Dept. Biological Science, Concordia University, Montreal, 116.
- White, W.L., Ericson N.M. and Stevens S.C., 1976. *Chemistry for the clinical laboratory* (4th Ed.), CV Mosby, St Louis, p 122.
- Witeska, M. and Baka I., 2002. The effect of long-term cadmium exposure on common carp blood. *Fresenius Environm. Bulletin*, 11(12A), 1059-1065.
- Wilson, R. W. and Taylor E. W., 1993. The physiological responses of freshwater rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, during acutely lethal copper exposure *J. Comp. Physiol. B.*, 163, 38-47.
- Wolter, C. and Arlinghaus R., 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13, 63–89.
- Wood, C.M., 1992. Flux measurements as indices of H<sup>+</sup> and metal effects on freshwater fish. *Aquat Toxicol.*, 22, 239-264.
- Yılayaz, Ö. ve Bitmiş K., 2002. Keban Baraj Gölü'nde yaşayan barbus *Rajanorum mystaceus* (Heckel, 1843)' da kan parametrelerinin incelenmesi. *G.Ü. Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 22, 2, 11-21.
- Yıldız, M., Gürkan O., Turgut C., 2005. Tarımsal savaşımında kullanılan pestisitlerin yol açtığı çevre sorunları. *TMMOB Ziraat Mühendisleri 6. Teknik Kongresi*, Ankara, 1-22.
- Zelikoff, J.T., 1998. Biomarkers of immunotoxicity in fish and other non-mammalian sentinel species: predictive value for mammals. *Toxicology*, 129, 63- 71.

## **ÖZGEÇMİŞ**

1984'de Erzurum'un Aşkale ilçesinde dünyaya geldi. İlk ve orta öğretimini İnkılap İlköğretim okulunda tamamladıktan sonra Aşkale Lisesinden mezun oldu. 2006 yılında Tercan Meslek Yüksek Okulun'dan mezun oldu ve buradan Erzurum Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesine geçiş yaptı. 2009 yılında Su ürünleri bölümünden mezun olarak aynı bölümde yüksek lisans eğitimini tamamladı.