

**SDS (Sodium Dodecyl Sulphate)'NİN FARKLI
DOZLARININ GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI
(*Oncorhynchus mykiss*)'NİN YÜZME PERFORMANSI,
HEMATOLOJİ PARAMETRELERİ VE BAZI
ANTİOKSİDAN ENZİM AKTİVİTELERİ
ÜZERİNE ETKİLERİ**

Hülya ESENBÜĞA

Yüksek Lisans Tezi

Su Ürünleri Mühendisliği Ana Bilim Dalı

Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP

Yrd. Doç. Dr. Gonca ALAK

2013

Her hakkı saklıdır

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**SDS (Sodium Dodecyl Sulphate)’NİN FARKLI DOZLARININ
GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI (*Oncorhynchus mykiss*)’NİN YÜZME
PERFORMANSI, HEMATOLOJİ PARAMETRELERİ VE BAZI
ANTİOKSİDAN ENZİM AKTİVİTELERİ ÜZERİNE ETKİLERİ**

Hülya ESENBUĞA

SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

ERZURUM

2013

Her hakkı saklıdır



T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

FARKLI DOZLARDAKİ SDS (Sodium Dodecyl Sulphate) MADDESİNİN GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI (*Oncorhynchus mykiss*)'NİN HEMATOLOJİ, YÜZME PERFORMANSI VE BAZI ANTİOKSİDAN ENZİM AKTİVİTELERİ ÜZERİNE ETKİLERİ

Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP danışmanlığında, Hülya ESENBÜĞA tarafından hazırlanan bu çalışma 17/05/2013 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Su Ürünleri Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak **oybirliği/oy çokluğu (.../...)** ile kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP

İmza :

Üye : Prof. Dr. Muhlis MACİT

İmza :

Üye : Yrd. Doç. Dr. E. Mahmut KOCAMAN

İmza :

Üye : Yrd. Doç. Dr. Arzu UÇAR

İmza :

Üye : Yrd. Doç. Dr. Gonca ALAK

İmza :

Yukarıdaki sonucu onaylıyorum

Prof. Dr. İhsan EFEOĞLU
Enstitü Müdürü

Bu çalışma BAP projeleri kapsamında desteklenmiştir.
Proje No: 2012/209

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

SDS (Sodium Dodecyl Sulphate)'NİN FARKLI DOZLARININ GÖKKUŞAĞI ALABALIĞI (*Oncorhynchus mykiss*)'NİN YÜZME PERFORMANSI, HEMATOLOJİ PARAMETRELERİ VE BAZI ANTİOKSİDAN ENZİM AKTİVİTELERİ ÜZERİNE ETKİLERİ

Hülya ESENBUĞA

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP
Ortak Danışman: Yrd. Doç. Dr. Gonca ALAK

SDS (Sodium Dodecyl Sulphate) maddesinin 2 farklı doz (1,5 mg/lt ve 2,25 mg/lt) uygulamasının etkilerinin araştırıldığı çalışmada, materyal olarak gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) kullanılmıştır. Uygulama periyodu sonucunda yüzme performansı, kan parametreleri ve bazı enzim aktivite değerleri incelenmiştir.

SDS maddesinin iki farklı dozuna maruz bırakılan gökkuşağı yüzme performansı olarak kritik yüzme hızı incelenmiştir. SDS'nin kritik yüzme hızı üzerine etkisi önemli bulunmuştur ($P<0,05$). Söz konusu parametre ile ilgili değerler kontrol grubunda $120,600\pm5,2096$ cm/sn veya $4,9280\pm0,4970$ bl/sn; 1,5 mg/lt uygulama yapılan grupta $67,672\pm16,4057$ cm/sn veya $2,4340\pm0,8070$ bl/sn; 2,25 mg/lt uygulama yapılan grupta ise $30,390\pm14,4625$ cm/sn veya $1,090\pm0,4708$ bl/sn olarak tespit edilmiştir.

Hematolojik parametrelerden hemoglobin, hematokrit, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı (MCH), ortalama eritrosit hacmi (MCV) ve lökosit değerleri SDS'den etkilenmemiştir ($p>0,05$). Eritrosit sayısı, eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu (MCHC), eritrosit sedimentasyon oranı ve trombosit sayısı bakımından gruplar arasındaki fark önemli bulunmuştur ($p<0,05$).

SDS uygulaması gökkuşağı alabalık dokularında antioksidan enzim aktivitelerini önemli derecede etkilemiştir. Karaciğerde GPx, böbrekte SOD aktivitesi, her iki dokuda ise MDA seviyesi bakımından gruplar arasındaki fark önemli olmuştur ($p<0,05$ ve $p<0,01$).

2013, 75 sayfa

Anahtar Kelimeler: SDS (Sodyum Dodesil Sülfat), gökkuşağı alabalığı, hematoloji, yüzme performansı, enzim

ABSTRACT

THE EFFECTS OF DIFFERENT DOSES OF SDS (Sodium Dodecyl Sulphate) ON SWIMMING PERFORMANCE, HAEMATOLOGY PARAMETERS AND SOME ANTIOXIDAN ENZYME ACTIVITIES OF RAINBOW TROUT (*Oncorhynchus mykiss*)

MS Thesis

Hülya ESENBUĞA

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

Supervisor: Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP
Co-supervisor: Assist. Prof. Dr. Gonca ALAK

In this study the effects of the two different dosage application of SDS (Sodium Dodecyl Sulphate) substance were researched and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) was used as the material. As a result of the application period, swimming performance, blood parameters, and some enzyme activity values were scrutinized.

In the rainbow trout, exposed to two different doses of the SDS substance, critical swimming speed was examined as the swimming performance trait and the effect of SDS on critical swimming speed was found to be significant ($p<0.05$). Average critical swimming speed values was found to be 120.600 ± 5.2096 cm/sec or 4.9280 ± 0.4970 bl/sec in the control group, 67.672 ± 16.4057 cm/ sec or 2.4340 ± 0.8070 bl/sec in the group applied 1.5 mg/l SDS and 30.390 ± 14.4625 cm/ sec or 1.090 ± 0.4708 bl/ sec SDS in the group applied.

From the hematologic parameters, haemoglobin, hematocrit, average haemoglobin amount per erythrocyte (MCH), average erythrocyte volume (MCV) and leukocyte values were not affected by SDS ($p>0.05$). Differences among the groups interms of number of the erythrocytes, average haemoglobin concentration per erythrocyte (MCHC), erythrocyte sedimentation rate and number of thrombocytes were found to be significant ($p<0.05$).

The SDS application affected the antioxidant enzyme activities in the rainbow trout tissues ($p<0.05$ and $p<0.01$). GPx activity in the liver, SOD activity in the kidney, and MDA in both tissues of groups were found to be significant.

2013, 75 pages

Keywords: SDS (Sodium Dodecyl Sulphate), rainbow trout, haemotology, swimming performance, enzyme

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tezi olarak sunduğum bu çalışmanın araştırma konusunun belirlenmesi, planlanıp yürütülmesi ve tez haline getirilmesinde bana yol gösteren danışmanım, Su Ürünleri Fakültesi Dekanı Sayın Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP'e ve ortak danışmanım Sayın Yrd. Doç. Dr. Gonca ALAK'a,

Bu tezin değerlendirilme sürecinde Ziraat Fakültesi Dekanı Sayın Prof. Dr. Muhlis MACİT'e, Su Ürünleri Fakültesi Dekan Yardımcısı Sayın Yrd. Doç. Dr. E. Mahmut KOCAMAN'a ve Sayın Yrd. Doç. Dr. Arzu UÇAR'a,

Çalışmalarım esnasında yardımlarını esirgemeyen Sayın Arş. Gör. Harun ARSLAN'a ve Su Ürünleri Fakültesi'nin tüm akademik ve idari personeline,

Tez çalışmam kapsamında istatistik analizlerinin yapılmasında, ayrıca maddi manevi destek ve teşviklerinden dolayı ablam Sayın Prof. Dr. Nurinisa ESENBÜĞA'ya ve hayatımın her döneminde yanımda olan yardımlarını ve desteklerini her zaman hissettiren dostlarıma teşekkürlerimi sunarım.

Hülya ESENBÜĞA

Mayıs 2013

İÇİNDEKİLER

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	16
3. MATERYAL ve METOT	22
3.1. Materyal.....	22
3.1.1. Araştırma yeri	22
3.1.2. Su materyali.....	22
3.1.3. Suyun filtrasyon sistemi	22
3.1.4. Araştırma kapları	23
3.1.5. Yüzme performansı sistemi.....	23
3.1.6. Balık materyali	25
3.1.7. SDS.....	25
3.2. Metot	26
3.2.1. Su dağıtım düzeneği	26
3.2.2. Deney balıklarının bakım ve beslenmesi.....	26
3.2.3. SDS'nin uygulanma şekilleri.....	26
3.2.4. Kan örneklerinin alınması	27
3.2.5. Kan parametreleri analizleri	27
3.2.5.a. Hemoglobın miktarının tayini	27
3.2.5.b. Hematokrit tayini.....	28
3.2.5.c. Eritrositlerin çökme hızı	29
3.2.5.d. Eritrosit sayısının tespiti	29
3.2.5.e. Lökosit sayısının tespiti	30
3.2.5.f. Trombosit sayısının tespiti	30

3.2.5.g. Elde edilen analiz sonuçlarından diğer parametrelerin hesaplanması.....	30
3.2.6. Enzim Parametreleri Analizleri	32
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	35
4.1. Kritik yüzme hızı sonuçları	35
4.2. Hematoloji parametreleri.....	38
4.2.1. Hemoglobin miktarı	38
4.2.2. Hematokrit değerleri.....	39
4.2.3. Eritrosit çökme hızı	39
4.2.4. Eritrosit sayısı (ES)	40
4.2.5. Lökosit sayısı (LS)	41
4.2.6. Trombosit sayısı (TS).....	42
4.2.7. Ortalama eritrosit hacmi (OEH)	43
4.2.8. Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı (OHM).....	43
4.2.9. Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu (EOHK)	44
4.3. Enzim aktivite sonuçları	45
4.3.1. Karaciğer	45
4.3.2. Böbrek	48
5. TARTIŞMA ve SONUÇ.....	51
5.1. Kritik Yüzme Hızı	51
5.2. Hematoloji Parametreleri	53
5.3. Enzim Parametreleri	60
KAYNAKLAR	65
ÖZGEÇMİŞ	76

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

ABS	Alkil benzen sülfanat
ASS	Antioksidan savunma sistemi
bl	Balık boyu
BSA	Bovine serum albümin
CAT	Katalaz
CuCl ₂	Bakır klorür
EDTA	Etilen diamin tetra asetat
EOH	Eritrositlerdeki ortalama hemoglobin
EOHK	Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu
ES	Eritrosit sayısı
G6PD	Glukoz 6 fosfataz dehidrojenaz
GPx	Glutasyon peroksidaz
GSH	Glutasyon
GSH	Redükte glutasyon
GSSG-Rx	Glutasyon redüktaz
H ₂ O ₂	Hidrojen peroksit
Hb	Hemoglobin
Hct	Hematokrit değeri
K ₃ Fe(CN ₆)	Potasyum ferrisiyanid
KCN	Potasyum siyanid
KH ₂ PO ₄	Potasyum dihidrojenfosfat
LAS	Linear alkilbenzen sülfanat
LC ₅₀	Öldürücü doz
LS	Lökosit sayısı
MCH	Kırmızı kan hücrelerinde bulunan ortalama hemoglobin
MCHC	Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu
MCV	Kırmızı kan hücrelerinin ortalama hacmi
MDA	Malondialdehit
ml	Mililitre

Na ₂ CO ₃	Sodyum karbonat
NaCl	Sodyum klorür
NADPH	Nikotinamid adenin dinükleotidfosfat
NBT	Nitro blue tetrazolium
OEH	Ortalama eritrosit hacmi
OHM	Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı
POD	Peroksidaz
RBC	Eritrosit sayısı
RNA	Ribonükleik asit
RNS	Reaktif nitrojen türleri
ROS	Reaktif oksijen türleri
ROT	Radikal oksijen değerleri
SDS	Sodium dodecyl sulfate
SOD	Süperoksit dismutaz
TS	Trombosit sayısı
Ucrit	Kritik yüzme hızı
μ	Mikro
μl	Mikrolitre

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. Bir yüzey aktif madde yapısı	8
Şekil 3.1. Yüzme performansı sistemi	23
Şekil 3.2. Balıklardan kanın alındığı bölge.....	27
Şekil 3.3. Kan hücrelerinin ışık mikroskopundaki görüntüsü.....	30
Şekil 4.1. Farklı dozlarda uygulanan SDS'nin <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığının kritik yüzme hızı üzerine etkisi.....	36
Şekil 4.2. Farklı SDS dozları uygulanan <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığına ait KYH veri noktaları, doğrusal regresyon çizgi ve denklemleri	36
Şekil 4.3. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında SDS uygulamasının kritik yüzme hızı üzerine etkisi	37
Şekil 4.4. SDS nin farklı dozlarının <i>Oncorhynchus mykiss</i> balıklarına ait KYH veri noktaları, doğrusal regresyon çizgileri ve denklemleri	38
Şekil 4.5. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında SDS uygulamasının ortalama eritrosit sayısı üzerine etkisi	41
Şekil 4.6. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında SDS'nin trombosit sayısı üzerine etkisi.....	42
Şekil 4.7. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında SDS'nin ortalama eritrosit hacmi üzerine etkisi	44
Şekil 4.8. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında SDS'nin karaciğerde GPx aktivitesine etkisi	46
Şekil 4.9. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında SDS'nin karaciğerde MDA miktarı üzerine etkisi	47
Şekil 4.10. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında SDS'nin böbrekte SOD miktarı üzerine etkisi	49
Şekil 4.11. <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığında SDS'nin böbrekte MDA miktarı üzerine etkisi	50

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1. Gökkuşığı alabalığı (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)’ nın sistematikteki yeri.....	9
Çizelge 3.1. Yüzme performansı sisteminin özellikleri.....	24
Çizelge 3.2. Cyanmethemoglobin metoduyla hemoglobin tayini.....	28
Çizelge 3.3. Katalaz.....	32
Çizelge 3.4. Süperoksit dismutaz.....	33
Çizelge 3.5. Glutasyon peroksidaz.....	33
Çizelge 4.1. Kritik Yüzme Hızı (bl/sn) değerine ait varyans analiz tablosu.....	35
Çizelge 4.2. Farklı dozlarda uygulanan SDS’ nin (bl/sn) <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığının kritik yüzme hızı üzerine etkisi	35
Çizelge 4.3. Kritik yüzme hızı (cm/sn) değerine ait varyans analiz tablosu.....	37
Çizelge 4.4. Farklı dozlarda uygulanan SDS’ nin (cm/sn) <i>Oncorhynchus mykiss</i> balığının yüzme performansı üzerine etkisi.....	37
Çizelge 4.5. Hemoglobin değerine ait varyans analiz tablosu	38
Çizelge 4.6. SDS’ nin hemoglobin miktarına etkisi	39
Çizelge 4.7. Hematokrit değerine ait varyans analiz tablosu.....	39
Çizelge 4.8. SDS’ nin hematokrit değeri üzerine etkisi.....	39
Çizelge 4.9. Sediment değerine ait varyans analiz tablosu.....	39
Çizelge 4.10. SDS’ nin sedimentasyon çökme hızına etkisi.....	40
Çizelge 4.11. Eritrosit değerine ait varyans analiz tablosu.....	40
Çizelge 4.12. SDS’ nin ortalama eritrosit sayısına etkisi.....	40
Çizelge 4.13. Lökosit değerine ait varyans analiz tablosu.....	41
Çizelge 4.14. SDS’ nin lökosit sayısına etkisi	41
Çizelge 4.15. Trombosit değerine ait varyans analiz tablosu	42
Çizelge 4.16. SDS’ nin trombosit miktarına etkisi	42
Çizelge 4.17. OEH değerine ait varyans analiz tablosu.....	43
Çizelge 4.18. SDS’ nin ortalama eritrosit hacmine etkisi.....	43
Çizelge 4.19. OHM değerine ait varyans analiz tablosu.....	43
Çizelge 4.20. SDS’ nin eritrositlerin ortalama hemoglobin konsantrasyonuna etkisi	43
Çizelge 4.21. EOHK değerine ait varyans analiz tablosu.....	44

Çizelge 4.22. SDS'nin eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu (EOHK)'na etkisi	44
Çizelge 4.23. Karaciğerde CAT aktivitesine ait varyans analiz tablosu.....	45
Çizelge 4.24. SDS'nin karaciğerde katalaz aktivitesine etkisi	45
Çizelge 4.25. Karaciğerde SOD değerine ait varyans analiz tablosu	45
Çizelge 4.26. SDS'nin karaciğerde SOD aktivitesine etkisi.....	45
Çizelge 4.27. Karaciğerde GPx aktivitesine ait varyans analiz tablosu.....	46
Çizelge 4.28. SDS'nin karaciğerde GPx aktivitesine etkisi.....	46
Çizelge 4.29. Karaciğerde MDA seviyesine ait varyans analiz tablosu	47
Çizelge 4.30. SDS'nin karaciğerde MDA seviyesine etkisi	47
Çizelge 4.31. Böbrekte katalaz değerine ait varyans analiz tablosu	48
Çizelge 4.32. SDS'nin böbrekte katalaz aktivitesine etkisi	48
Çizelge 4.33. Böbrekte SOD değerine ait varyans analiz tablosu	48
Çizelge 4.34. SDS'nin böbrekte SOD aktivitesine etkisi	48
Çizelge 4.35. Böbrekte GPx değerine ait varyans analiz tablosu	49
Çizelge 4.36. SDS'nin böbrekte GPx aktivitesine etkisi	49
Çizelge 4.37. Böbrekte MDA değerine ait varyans analiz tablosu	49
Çizelge 4.38. SDS'nin böbrekte MDA aktivitesine etkisi	50

1. GİRİŞ

Su ürünleri yetiştiriciliği, insanların sağlıklı beslenmesi, sanayi sektörüne hammadde temini, istihdam oluşturmaları, kırsal kalkınmaya katkı sağlaması, yüksek ihracat imkânı ve doğal kaynakların daha etkin yönetimi ile biyolojik çeşitliliğin korunması konularında önemli fırsatlar oluşturmaktadır. Su ürünleri sektörü protein açığının kapatılmasında oldukça önemli bir konuma gelmiştir. Dengeli ve sağlıklı beslenmenin bilincinde olan toplumlar hayvansal protein ihtiyaçlarının karşılanmasında su ürünlerinden yüksek oranda yararlanmaktadır. Bu konum itibarıyla 1984'den beri her yıl %11'in üzerindeki büyümeyle, gıda sektörleri arasında en hızlı büyüyen ve gelişen sektör unvanını almıştır (FAO 2004).

Su ürünlerinde birikim yapan ve sağlık açısından tehlikeli olan ve ekolojik dengeyi bozan kirletici unsurlar; deterjanlar, bazı organik maddeler, endüstriyel atıklar, petrol ve türevleri, yapay tarımsal gübreler, radyoaktivite, pestisitler, inorganik tuzlar, yapay organik kimyasal maddeler, ağır metaller ve atık ısı olarak bilinen maddelerdir (Hu 2000).

Deterjanlar yüzey aktif bileşikler sınıfına giren ve temizlik amacı ile kullanılan bileşiklerdir. Anyonik, katyonik ve noniyonik olarak gruplandırılırlar. Sentetik deterjanlar sert sularda köpürdüklerinden ve oldukça geniş bir pH aralığında çalışabildiklerinden sabunun yerine temizlik amacı ile kullanılmaktadır. Sentetik organik deterjanların kullanımı gün geçtikçe artmaktadır. Bu sentetik bileşikler sadece evlerde değil aynı zamanda tekstil, kozmetik, metal, boya, deri, kağıt ve lastik sanayilerinde kullanılmaktadır. Deterjanların %20- 40'ı aktif madde geri kalan kısmı ise yapı taşları dolgu maddeleri, boyalar ve diğer maddelerdir (Şengül 1982).

1917 yılında alman kimyacı Günther, naftalini alkilleştirerek elde ettiği maddeyi sülfonlamış ve böylece ilk deterjan aktif maddesini elde etmiştir. Bunu sonraki yıllarda özellikle Alman kimyacıların araştırmaları takip etmiş ve 1932 yılında Henkel'in Fewa

ve Procter&Gamble'ın Dreft markalarıyla piyasaya çıkardığı yağ alkolü sülfatı bazlı deterjanlar ilk deterjanlar olarak tarihe geçmiştir. Bugün batıda üretilen deterjanların %50-60'ı endüstride ve temizlik amacıyla büyük kuruluşlarda, %25-30'u temizlik amacıyla evlerde ve geri kalanı kozmetik ve kişisel bakım ürünlerinin formülasyonlarında kullanılmaktadır (Uçar ve Atamanalp 2009; Anonim 2013a).

Sentetik deterjanlar içerdikleri fosfor nedeni ile alıcı ortamlarda ötrofikasyona neden olduğu gibi sularda oluşturduğu köpük estetik bir soruna kimyasal yapılarına bağlı olarak alıcı su ortamlarında çeşitli düzeylerde kirliliğe neden olabilirler (Ekici ve Yarsan 2009).

Deterjanların kullanılması sonucunda meydana gelen su kirliliği problemi ya yüzey aktif maddelerden ya da diğer yapıtaşı olan maddelerden ileri gelir ve sulardaki varlıkları köpük oluşumu ile belirlenir. Deterjanlarda asıl kullanılan yapı maddesi $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ (sodium tripolyphosphate)'dır. Bu madde çevrede yavaş bir hidroliz reaksiyonu geçirerek orto fosfatları yapar ve toksik değildir. Ortofosfatlar ayrıca biyolojik metabolizma için faydalıdır. Deterjan kullanımı ile günümüzde alıcı su ortamlarına verilen fosfor miktarları büyük ölçüde artmıştır ve deterjanların sulardaki kalıntıları çevrede aşağıda sıralanan problemlere neden olmuştur.

- Aktif çamur tesislerinde ve alıcı su ortamlarında oksijen transferinin engellenmesi
- Aşırı derecede köpük oluşumu
- Tatlı sularda yaşayan balıklara karşı toksik etki
- İçme suyu arıtma tesislerinde arıtımın güç olması

Deterjanların yapısındaki diğer bir kirlilik unsuru polifosfatlardır. Polifosfatlar ve bunların hidroliz ürünleri büyük ölçüde fosfor içerdiklerinden çevresel açıdan önemlidirler. Deterjanlardaki polifosfatların organik asitlerle değiştirilerek alıcı su ortamlarında alg problemine neden olmamaları konusunda yoğun araştırmalar yapılmaktadır (Şengül 1991).

Deterjanların biyodegradasyonundan sorumlu olan faktörler: deterjan aktif madde sayısı, mevcut mikroorganizmaların adaptasyon dereceleri ve tabiatları, deterjan konsantrasyonu, pH, sıcaklık, etkilenme süresi, ortamın havalandırılması, ortamın bileşimi, mineral maddelerin seviyeleri ve organik maddelerdir. Deterjan kirliliği, sulardaki biyolojik aktiviteyi etkilemesi açısından önemlidir. Genellikle deniz suyundaki deterjan miktarının 0,1 g/m³'ten fazla olması halinde organizmalara toksik etkiler yapacağı belirtilmektedir ki bu etkiler birçok tür için letal doz değerleriyle işaret edilmektedir (Egemen 2000).

Deterjan artıkları hemen hemen tüm dünyada yaygın bir biçimde çevre kirliliği sorunlarına dahil edilmelerinden dolayı büyük ilgi toplamaktadır. Çünkü özellikle sentetik organik deterjanlar su sistemlerinin kirlenmesi yönünden önem taşır. Farklı amaçlarla kullanılan deterjanlar içerdikleri iyon çeşidine ve iyonlaşıp iyonlaşmama durumuna göre:

1. Yüzeyde aktif negatif iyon içeren anyonik (geleneksel sabunlar, linear alkil benzen sülfanotlar, birincil alkil sülfatlar ve ikincil alkil sülfatlar gibi)
2. Yüzeyde etkin pozitif iyonları içeren katyonik (genellikle dörtlü amonyum türevlerinden oluşurlar)
3. Tüm molekülü yüzeyde etkin olabilen noniyonik (polioksietilen nonilfenol bileşikleri gibi) deterjanlar olmak üzere 3 grupta toplanırlar.

Genellikle deterjanlar suda çözünebilen polar veya hidrofilik grup ile yağlarda ve lipidlerde çözünebilen yağlı veya lipofilik gruplardan oluşur. Belirtilenlere koşut olarak ticari ölçekte tüketime sunulan tüm deterjan çeşitleri yüzeyde etkinlik gösteren esas deterjan kısmı ile buna taşıyıcılık ve destek görevi yapan ve aynı zamanda deterjan kitlesini oluşturan kurucu kısım olmak üzere iki bölümden oluşur (Şanlı, 2002).

Kirlenmiş sularda bulunan deterjan atıklarının büyük bir kısmı kentsel atıklardan kaynaklanır. Su ortamında bulunan deterjan atıkları kendilerinden kaynaklanan zehirli etkilerinden başka fenoller gibi bazı önemli zehirli moleküllerin etrafını kaplamak ve su

ortamında çözülmüş oksijenle doğrudan değinimlerini engellemek suretiyle oksitlenmelerini inhibe ederler. Benzeri şekilde zamanla sediment ortamına çökerek nispeten kısa sürede doğal sistemlerle parçalanabilen veya filtrasyonla su ortamından bertaraf edilebilen birçok zehirli maddenin uzun süre süspansiyon halinde kalmalarını sağlamak suretiyle sakıncalı etkilerinin sürekliliğini sağlarlar. Hiç kuşkusuz deterjan artıklarının en önemli sakıncalarından biriside oldukça geniş su yüzeyini kaplayabilen kalıcı köpük oluşturmak suretiyle doğal sularda çözülmüş oksijenin hızla azalmasına ve bunun sonucu olarak su canlılarının oksijensizlik yüzünden kitlesel ölümlerine neden olmalarıdır (Uçar ve Atamanalp 2009).

Doğal sularda bulunan deterjan artıkları aynı ortamdaki canlılar üzerinde doğrudan öldürücü olmasa bile bunların hücre zarlarında sürekli hasarlara yol açmak suretiyle diğer zehirli maddelerin ve enfeksiyon etmenlerinin zararlı etkilerine karşı hassas hale getirirler. Deterjan molekülünde su canlılarına yönelik en etkin kısmı uzun bir zincir oluşturan lipofilik bölümünden kaynaklanır. Bu kısım su canlılarının protoplazmasındaki lipoidlerle tepkimeye girerek su canlılarının solungaçları ve su ile temasta bulunan diğer organlarında önemli hasarlar meydana getirir. Keza deterjan artıklarına sürekli maruz kalan balıkların karaciğer ve bazı iç organlarında sakıncalı boyutlarda deterjan birikir. Ayrıca su ortamındaki deterjan artıkları yine aynı ortamlarda bulunan zehirli yağları emülsiyon haline getirmek suretiyle su canlılarının vücuduna girmesini kolaylaştırır. Su ortamında anyonik deterjanların balıklar için öldürücü yoğunluğu 5-10 mg/lt düzeyinde bulunurken 1,2-2 mg/lt'lik deterjan yoğunlukları da sulardaki algleri topluca öldürebilmektedir. 0,1 mg/lt yoğunluğundaki deterjan kirlilikleri balık yumurtalarını olumsuz yönde etkileyerek larva oluşumunu önemli boyutlarda sınırlandırır (Şanlı 2002).

Sentetik deterjanların 0,4-40 mg arasındaki konsantrasyonlarının balık üzerinde toksik etki yaptığı rapor edilmiştir. Toksisiteyi etkileyen faktörler deterjanın moleküler yapısı, su sertliği, sıcaklık, çözülmüş oksijen konsantrasyonu, test balıklarının yaşı, türü ve deterjanın konsantrasyonudur. En açık toksik etki solungaçlarda olan zararlardır. Solungaçlarda ortaya çıkan olumsuzluklar balığın solunumunu engellediğinden dolayı

ani ölümler ortaya çıkar. Subletal etkiler büyümeyi geciktirme, yem alımındaki davranış değişimleri ve kemoreseptör organların inhibisyonu olabilir. İnvertebralar özellikle juvenil dönemlerinde deterjanlara karşı oldukça hassastırlar. 0,1 mg konsantrasyonlar bile bazı türlerde büyüme ve gelişmeyi engeller. Deterjanlar ve proteinler arasındaki etkileşim ve onların membran üzerindeki geçirgenliği deterjanların biyolojik hareketinin temeli olabilir (Abel 1974).

Sentetik deterjanlar kentsel arıtma işlemlerinde bütünüyle parçalanmazlar ve alıcı sularda biota için toksiktirler. Bundan dolayı deterjan üreticileri linear alkilbenzen sülfanat (LAS) deterjanların üretimine yönelmişlerdir. Bu deterjanlar su arıtma sistemlerinde biyolojik olarak önemli ölçüde parçalanıyor olsalar da çok düşük konsantrasyonlarda bile akuatik organizmalar için toksik olabilirler. LAS'ın dünya çapında kullanılan sentetik surfactantların (yüzey aktif madde) yaklaşık %28'ini oluşturması ne denli yaygın kullanım alanı olduğunu göstermektedir. Dolayısıyla kentsel atıklar içerisinde de en önemli dilim bu bileşiklere ait olmaktadır. Atık su arıtma sistemlerinde sudan %98 oranında uzaklaştırılabilmektedirler. ABD'de toplam kullanılan LAS'ın %60'ının doğal su kaynaklarına ulaşmadan kaybolduğu fakat sedimentte kalıntı oluşturduğu da araştırmacılar tarafından belirlenmiştir (Rand1995).

Yüzey aktif maddeler deterjanların ve evsel atık ürünlerin başlıca komponentlerinden biridir ve yaygın ölçüde kullanıldıklarından doğal sularda da yaygın bir şekilde bulunurlar. Katyonik surfactantların subletal toksisiteleri diğer surfactant grubundan daha az olduğu aniyonik ve noniyonik yüzey aktif maddelerin toksisitesinin genellikle 0,1 mg/lt'den daha fazla konsantrasyonlarda meydana geldiği bildirilmiştir. Aynı yüzey aktif maddelerin davranış ve fizyolojik parametreler üzerindeki etkisi 0,02-40,0 mg/lt seviyelerinde olduğu rapor edilmiştir (Lewis 1991).

Yüzey aktif maddeler evlerde ve endüstriyel ürünlerde yaygın bir şekilde kullanılır. Bunlar kullanıldıktan sonra bitkiler üzerine boşaltılır ve daha sonra yüzey suları ile çevreye dağılırlar. Yüzey aktif maddeler çevrede farklı formlarda bulunurlar. Noniyonik ve katyonik yüzey aktif maddeler toprak ve sedimentte LAS gibi aniyonik yüzey aktif

maddelerden daha fazla adsorbe edilirler. Çoğu yüzey aktif madde düşük konsantrasyonlarda organizmalara akut toksik olmadığı ve surfaktantların akuatik kronik toksisitesinin 0,2 mg/l'ten daha yüksek olduğu bildirilmiştir (Ying 2006).

Deterjan üretimi sırasında pahalı olan yüzey aktif maddeler yerine, daha ucuz olan, suda az çözünen ve biyolojik bozunması yavaş olan malzeme kullanıldığında, çevreye olumsuz etkiler yapacak atıklar oluşmaktadır. Bu maddelerin deterjandaki kullanım oranları arttıkça zararı da büyümektedir. Deterjanlarda kullanılan bu tür katkı maddeleri su ve toprakta bozulmadan kalır ve daha sonra akarsular aracılığıyla göllere ve denizlere karışarak buradaki canlı yaşamını olumsuz etkilemektedir. Örneğin, STPP (sodyum dipolifosfat) yüksek düzeyde fosfor içerdiği için doğada fosfor kirliliğine neden olmaktadır. Ülkemizde üretilen DDB'li (dodesil benzen) deterjanlar su ve toprakta güçlükle bozunmakta ve doğada birikmektedir. Bu nedenle üretilen deterjanlarda bu tür maddelerin kullanımından vazgeçilmelidir. Deterjanların olumsuz etkilerin azaltılması amacıyla deterjan üretiminde biyolojik bozunması hızlı olan yüzey aktif maddeler ve katkı maddeleri kullanılmalıdır. Yüzey aktif maddesi Lineer Alkil Benzen olan (LAB) deterjanlar su ve toprakta daha hızlı bozunabildiklerinden, üretimde bu yapıda olan maddelere öncelik verilmelidir (Anonim 2013b).

Yüzey aktif maddeler (surfaktantlar) büyük moleküllü bileşiklerdir. Sabun ve deterjan endüstrisi atık sularında büyük miktarlarda bulunur. Fakat yüzey aktif madde molekülü su içerisinde belli ölçüde çözünür. Bu nedenle arıtma tesislerinde ve alıcı su ortamlarında yüzeyde köpük oluşmasına neden olur. Yüzey aktif maddeler hava-su ara yüzeyinde toplandığı ve birikmeye eğilimli olduğundan atık suyun havalandırılması aşamasında (biyolojik süreçte) yüzey aktif maddeler hava kabarcıklarının üzerinde kümeleşirler ve oldukça kararlı köpükler oluştururlar, evsel ve endüstriyel kullanımlarda deşarj edilen yüzey aktif maddelerin halk sağlığı üzerinde önemli ölçüde etkileri olduğu bilinmektedir.

Çalışmamızda kullanılan SDS (Sodyum Dodesil Sülfat) anyonik bir yüzey aktif maddedir. Yüzey aktif maddeler kimya ve kozmetik endüstrisinde, yüzey aktivitesi,

özme kapasitesi ve ısılatma özelliği gibi temel işlevleri nedeniyle emülsiyon polimerizasyonu, deterjanlar, kaplama prosesleri ve daha birçok alanda kullanılmaktadır. Hücre zarında protein protein, protein lipit etkileşimlerini parçaladığı için zar proteinlerinin çözülmesinde kullanılan biyolojik bir deterjan olup kimyasal formülü Sodyum Dodesil Sülfat (SDS) ($\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{SO}_4^- \text{Na}^+$) şeklindedir.

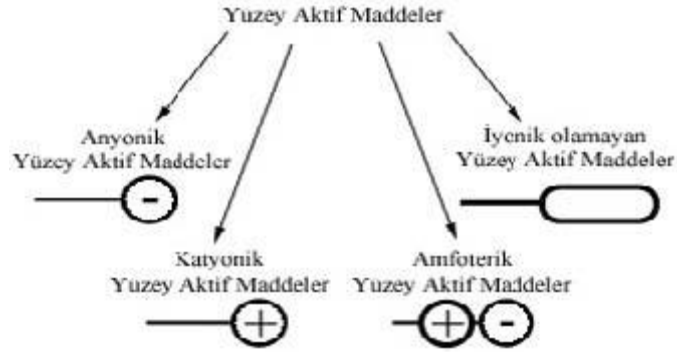
Yüzey aktif madde moleküllerinin başlıca fiziksel özellikleri yüzey gerilimi, yüzey viskozitesi ve fazlar arasındaki elektriksel potansiyel farklarında ölçülebilen değışikliklerdir. Endüstriyel açıdan da önem taşıyan diğerk özellikleri ise ısılatma, deterjan etkisi, yayılma ve dağılma, hidrotropi (özündürme), emülsiyon oluşturma (sıvı-sıvı karışımı) ve köpüklenme olarak sıralanabilir. Deterjanlar uzun zincirli sülfonat veya sülfatların sodyum tuzlarıdır.

($\text{RSO}_3^- \text{Na}^+$ veya $\text{ROSO}_3^- \text{Na}^+$).

Sodyum dodesil sülfat

($\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{OSO}_3^- \text{Na}^+$)

Kosswig (2000) yüzey aktif maddelerin başlıca özelliklerini açıklamış ve sınıflandırmıştır. Yüzey aktif maddeler kuyruk ve öncü grup modeline göre açıklanırlar: kuyruk hidrofobik grupları sembol etmekteyken, öncü grup hidrofilik grubu temsil eder. Çünkü deterjan grubuna giren yüzey aktif maddeler genellikle sulu ortamlarda kullanılırlar ve hidrofilik grubun kimyasal yapısı dikkate alınarak gruplandırılırlar (Şekil 1.1).



Şekil 1.1. Bir yüzey aktif madde yapısı (Kıran 2008)

Yüzey aktif maddeler evsel kullanımlarının yanı sıra tekstil, kozmetik ve ilaç sanayinde ayrıca metal, boya, deri, kâğıt ve kauçuk endüstrilerinde dağıtıcı, nemlendirici ve emülsiyeciler olarak kullanılırlar. Su içerisinde çözünebilen deterjan kalıntılarının içme suyu arıtma tesislerinde giderilmesi zordur. Ayrıca suda çözünen bu deterjan kalıntıları aktif çamur arıtmasında oksijen transferinin engellenmesi, aşırı köpürme, temiz sularda balıklara toksik etki oluşturmaları gibi olumsuz etkilere sebebiyet verirler (Ece 2005).

Su ürünleri yetiştiriciliği kapsamında; özellikle soğuk su balıklarından olan alabalık yetiştiriciliğinin, dünyanın birçok ülkesinde geniş çevresel koşullar altında yapıldığı bilinmektedir. Bu nedenle bölgelere ve ülkelere göre üretme amaçları ve planları birbirinden farklılıklar gösterebilir. Ancak, ister tatlı suda 200-250 gr'lık, ister deniz ortamında 5 kg olarak yetiştirilsinler hepsinin üretim prensipleri aynı esaslara dayanır. Alabalık yetiştiricilerinin ortak amacı, daha üretken, hastalıklara karşı dirençli ve yüksek kalitede ete sahip balıklar üretmektir.

Alabalık türleri içerisinde yoğun ve yaygın yetiştiriciliği yapılan en önemli tür Salmonidae familyasına ait olan gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'dir (Çizelge 1.1). Alabalık ülkemizde hem karasal havuzlarda, hem baraj gölleri ve denizlerde kafeslerde yetiştiriciliği yapılan bir balık türüdür. Diğer ülkelerde olduğu gibi ülkemizde de gökkuşağı alabalığı, yetiştiriciliği en yaygın yapılan türdür (Geldiay ve Balık 1996).

Çizelge 1.1. Gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)' nın sistematikteki yeri

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

Kuzey Amerika kökenli bir balık türü olan gökkuşığı alabalığında vücut, tıknaz ve az basık olup, sırt yüzgeci 10, anal yüzgeci ise 8-12 yumuşak ışına sahiptir. D IV, 10; A III, 10; V I, 8; P I, 12; C 19 ışınlıdır. Pulları, sikloit ve küçüktür. Yanal çizgi tam, az öne doğru 135 ile 150 adet pulla kaplanmıştır. Kafanın üst kısmı ve arkası çelik mavisi, mavi-yeşil, sarı-yeşil ve hemen hemen kahverengidir. Vücut kenarları gümüşü, beyaz veya soluksarı-yeşilden griye eğilimli olan bir renktir. Karın kısmı gümüşü beyaz veya sarıdır. Yine vücut kenarlarında pembe, mavimtrak veya geniş açık bir pembe bant ile çok sayıda küçük lekeler mevcuttur. Anaçlarda yumurtlama zamanı renk çok koyu ve yan al çizgi ise çok kırmızı renk alır. Vücudunda çok sayıda küçük siyah beneklerinin olması ve yan çizginin gökkuşığı renginde oluşu ile diğer türlerden kolayca ayırt edilirler (Çelikkale 1988).

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).

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 sürdürülemez. 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).

Kırmızı ve beyaz kaslar fonksiyon olarak farklı görevlere sahiptir. Kırmızı kaslar daha çok rutin, yavaş yüzme hareketlerinde kullanılırken, beyaz kaslar ise ani hareket gerektiren kısa mesafeli yüzme işlemlerinde kullanılır. Ton balığı, orkinos gibi aktif olarak hareket eden balıklar, tabanda yaşayan morina gibi balıklara göre daha fazla kırmızı kas içerirler (Kobayashi *et al.* 2006).

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 deyişle vücut şekli, yüzgeç biçimi, kas fonksiyonu, yüzme modu ve balık büyüklüğü yüzme performansında etkilidir. Çevresel faktörler ise pH, oksijen, fotoperyot ve çeşitli kirleticiler olarak belirlenmiştir (Wolter and Arlinghaus 2003).

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 performansını ölçümdeki 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 optomotor dan 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).

Balıkların boyu performans sınırlamaları üzerine en önemli faktörlerden birisidir. Uzatılmış veya sürdürülebilir hızın balığın boyu ile orantılı olması gerektiği tartışılmıştır. Bu sonuç balığın hacmi ve kas miktarının uzunluğa bağlı olarak artmasından kaynaklanmaktadır. Atılım veya maksimum hızın uzunluğa bağlı olmadığını kalp ve kan akışı ile ilgili olduğu da ifade edilmektedir. Bazı balık türlerindeki kas yüzdesi ve hidrodinamik etki uzunlukla artmasına rağmen bazı türlerde bu ilişki sıcaklığa bağlı olarak büyük balıklarda aktivite için daha yüksek metabolik faaliyet temin edebilir. Atılım yüzme hızının kas hücrelerinde depo edilen glikojen gibi düşük materyallerin varlığında meydana geldiği ve glikojen miktarının da balığın büyüklüğü ile doğru orantılı olduğu belirtilmiştir. Balığın boyuna ilaveten ağırlık ve kondüsyon faktörünün de yüzme performansı üzerine etkili olduğu bildirilmiştir (Beamish 1978).

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).

Doğada yaşayan balıkların hematolojik değerlerinin belirlenmesi, populasyonların tanısında ve su ortamında kirleticiler ile ilgili bilgilerin saptanmasında yardımcı olmaktadır. Kanın fiziksel ve kimyasal yapısı, organizmadaki değişiklikleri doğru bir şekilde yansıttığı gibi farklı yaş gruplarında ve farklı ekolojik ortamlarda yaşayan balıkların metabolizmaları hakkında da yeterli bilgi vermektedir. Balıkların kan yapısını yaş, eşey, mevsim, yakalama yöntemi, cinsi olgunluk, uzunluk, ağırlık, su sıcaklığı, pH, beslenme vb. faktörler etkilemektedir. Bu nedenledir ki, hematolojinin kültür balıkçılığında kullanma alanları oldukça yaygındır (Başusta 2005).

Hematoloji, balık bilimi ile ilgili olarak balıkların fizyolojik durumlarının belirlenmesinin yanı sıra su ortamlarında hızla artan kimyasal kirlenmenin balıklar üzerindeki stres düzeyini belirlemede de yararlanılan bir bilim dalıdır. Hematolojik bilgiler su ortamındaki kirleticilerin sucul organizmalara verdikleri zararların belirlenmesinde yardımcı olur (Kayhan vd 2009).

Balıklarda, hastalıkların ve çevresel faktörlerin yaratacağı durumun belirlenmesinde normal hematolojik değerlere yer verilmesi kaçınılmazdır. Hematolojinin değişen çevresel koşullarda ve normal koşullarda değerlerinin belirlenmesi, populasyonlar arasındaki tanıda ve su ortamındaki kirleticiler ile ilgili bilgilerin saptanmasında yardımcı olur. Hematoloji balık hastalıklarının tanısının yanısıra, beslenme ve çevresel etmenlerin etkilerini de belirleyen bir bilim dalıdır (Atamanalp 2003).

Hayvanlarda kan parametrelerinin değerlendirilmesi, önemli bir araç ve alışıla gelmiş bir yöntemdir. Bu teknik ile hayvanın fizyolojik durumu ile ilgili güvenilir kararlar verebilmek mümkün olur. Biyolojik ve çevresel faktörlerin etkisi altındaki bir organizmada meydana gelebilecek kompleks fizyolojik ve biyokimyasal değişikliklerin

tüm hemapoietik sistemle bağlantılı olduğu bildirilmektedir (Rimsh and Adamova 1973).

Balıklarda kan parametreleri stres ölçümünde kullanılmaktadır. Eritrosit sayısındaki değişim stresin belirlenmesinde kullanılan önemli parametrelerden birisidir. Bunun yanında kanın pıhtılaşma süresi ve lökosit sayısı güvenilir stres seviyesi indikatörlerindendir (Öğüt 2005).

Kan dokusu organizmada meydana gelen fiziksel ve kimyasal değişiklikleri doğru ve tam olarak yansıtmaktadır (Kocabatmaz ve Ekingen 1982). Bu nedenle memeliler ve balıklarda kanın analizi; metabolik bozukluklar ve septisemik hastalıklarda geniş uygulama alanı bulmaktadır. Bununla birlikte immünostimulantların vücutta oluşturduğu fizyolojik değişiklikleri ortaya koyması bakımından da önemlidir. Hematokrit düzeyi balık sağlığı için genel bir indikatördür. Bu parametre, balık sağlığı hakkında ipuçları vermekte ve immünostimulantlardan kaynaklanan anormaliteleri açıklamaya yardım etmektedir (Anderson 1992).

Akuatik organizmalardaki metabolik ve enzimatik aktivitelerin çalışılması, tatlı su ve deniz ortamına giren kirleticilerin ekolojik etkilerini anlamaya olanak verdiği için önemlidir. Fizyolojik ve biyokimyasal belirteçler olan enzimler, akuatik organizmaların sağlığının ciddi bir şekilde kirleticilerden etkilenmeden önce olası bir çevre kirliliğinin belirlenmesinde kullanılmaktadır (Jiminez and Stegeman 1990).

Enzimler canlı hücreler tarafından sentezlenen ve canlı metabolizmasındaki kimyasal reaksiyonları hızlandıran ve hiçbir yan ürün oluşturmadan %100 ürün verimi sağlayan biyolojik katalizörlerdir. Enzimlerin en önemli özellikleri katalizleme güçleri ve spesifiklikleridir. Katalitik RNA moleküllerin küçük bir grubu hariç tutulduğunda bütün enzimler protein yapısındadır (Keha ve Küfrevioğlu 2000).

Enzim yanıtlarının çoğu ikincil stres yanıtları olup hücrel hasarlarla ortaya çıkmakta ve kirleticilerin daha yüksek biyolojik mekanizmalara geri dönüşümsüz zarar vermeden

önce stresin erken tanısına olanak sağlamaktadır (Barnhoorn ve van Vuren, 2004). Enzimler üzerine kirleticilerin etkileri ya spesifik yada spesifik olmayan düzeylerde olmaktadır. Spesifik etkiler, moleküler düzeyde meydana gelen doğrudan bir etkiye bağlı olarak oluşurken (örneğin, enzimlerin –SH foksinyonel gruplarının ağır metaller tarafından inhibe edilmesi gibi) spesifik olmayan etkiler, diğer fizyolojik ve biyokimyasal sistemlerdeki enzimler üzerine dolaylı bir etkinin sonucunda ortaya çıkmaktadır (Golovanova *et al.* 1999).

Reaktif oksijen türlerinin düzeylerini ve bunların meydana getirdiği hasarı sınırlandırmak için canlılarda antioksidan savunma sistemleri gelişmiştir. Antioksidanlar, peroksidasyon zincir reaksiyonunu engelleyerek ve reaktif oksijen türlerini toplayarak lipid peroksidasyonunu inhibe ederler (Kılbaş 2006).

Antioksidan savunma sistemi enzimatik (glutasyon peroksidaz, katalaz, süperoksit dismutaz, glutasyon redüktaz) ve enzimatik olmayan savunma sistemi (vitamin E, vitamin A, vitamin C, glutasyon) olarak sınıflandırılabilir (Akay 2004).

Süperoksit dismutaz (EC 1.15.1.1, EC-SOD) süperoksit serbest radikalının hidrojen peroksit (H_2O_2) ve moleküler oksijene (O_2) dönüşümünü katalizleyen antioksidan enzimdir. Cu-Zn SOD sitozolde bulunur, Cu ve Zn içerir. SOD'un fizyolojik fonksiyonu oksijeni metabolize eden hücreleri süperoksit serbest radikalının (O_2^-) lipid peroksidasyonu gibi zararlı etkilerine karşı korumaktır. SOD aktivitesi, yüksek oksijen kullanımı olan dokularda fazladır (Atabeyoğlu 2011).

Glutasyon peroksidaz (glutasyon: H_2O_2 oksidoredüktaz, EC 1.11.1.9), hidroperoksitlerin indirgenmesinden sorumlu enzimdir. Glutasyon peroksidaz (GSH-Px) sitozolde bulunur. Diğer antioksidan enzimlerle birlikte GSH-Px, oksijen tüketiminin hızla arttığı sırada serbest radikal peroksidasyonu sonucu fagositik hücrelerin zarar görmesini önler. GSH-Px eritrositlerde oksidatif strese karşı en etkili antioksidandır.

Katalaz genellikle H_2O_2 (hidrojen peroksit) üreten enzimlerin lokalize olduğu peroksizomlarda bulunmaktadır. Balıklarda, amfibilerde ve memelilerde karaciğer, böbrek, kalp ve beyinde yüksekten düşüğe doğru aktivite dağılımı göstermektedir (Ahmad *et al.* 1995)

Katalaz (CAT: EC 1.11.1.6), protein yapısında bol miktarda bulunan karakteristik bir enzimdir. Bu enzim yaygın bir şekilde hayvan, bitki ve mikroorganizmada mevcuttur. Ayrıca toksik hidrojen peroksidi hücrelerden uzaklaştırmada da önemli bir rol oynar (DeDuve 1983). Biyolojik ve biyokimyasal sistemlerde katalaz (CAT), peroksidaz (POD), glutatyon redüktaz (GSSG-Rx) ve süperoksit dismutaz (SOD) antioksidant etkiye sahip enzimlerdir. Antioksidant savunma sistemi, hücreyi serbest radikal veya diğer reaktif moleküllerin oksidatif hasarından korur. Bundan dolayı bu savunma sisteminde CAT, POD, GSSG-Rx ve SOD gibi antioksidant enzimler büyük öneme sahiptir. Serbest radikallerin zararlı etkileri hücrelerdeki antioksidant savunma sistemleri tarafından kontrol edilir (Gülçin 2002). Katalaz canlı organizmanın eritrosit, karaciğer, böbrek, kemik iliği ve çeşitli dokularında bulunur (Demir vd 2004).

Katalaz (Hidrojen Peroksit: Hidrojen Peroksit Oksidoredüktaz), hidrojen peroksitin suya dönüştürülmesini tek yönlü olarak gerçekleştirir (Kunce and Trelease 1986; Havir and Mchale 1987; Keha ve Küfrelioğlu 2000) ve prostetik grup olarak hem gurubunu içerir (Kar and Mishra 1976; Yamaguchi and Nishimura 1984). Omurgalılarda, omurgasızlarda, bitkilerde ve mantarlarda mevcut olup yüksek bir turnover sayısına ($5 \times 10^6 \text{ s}^{-1}$) sahiptir (Odabaşoğlu 1988).

Anyonik yüzey aktif maddelerin hücre zarı ve enzimlerin aktiviteleri üzerine etkileri, çeşitli proteinlere bağlanma durumları ile diğer hücre öğelerine ve insan sağlığı üzerine olan toksik etkileri bilinmektedir Anyonik yüzey aktif maddelerin alıcı su ortamlarında yaşayan organizmalar üzerinde toksik etkileri önemli çevre problemlerinin ortaya çıkmasına neden olduğu bildirilmiştir (Ece 2005).

2. KAYNAK ÖZETLERİ

Tarımsal uygulamalar, endüstriyel işlemler ve kimyasal ürünler gibi aktiviteler sonucunda akuatik ortamda sayısız ürünler ortaya çıkar. Pek çok toksikolojik araştırma memeli hücrelerinde kirleticilerin etkilerini belirlerken balık hücrelerindeki zararlı etkileri az bilinen bir konudur.

Yapılan bir çalışmada gökkuşağı alabalığında denenen ve başka bir balığın hücre seviyesinde 3 organik kirletici olan nonoxynol deterjanının uygulanan konsantrasyonlarının balık için toksik olduğu rapor edilmiştir (Dowling and Mothersill 1997).

Gökkuşağı alabalığının solungaçları üzerine anyonik bir deterjanın toksik etkileri ile ilgili yapılan bir çalışmada 100 mg/l sodyum lauryl sülfat maddesine maruz bırakılan gökkuşağı alabalığının solungaç dokusunda akut iltihaplanma reaksiyonu meydana geldiğini ve genelde diğer toksik ajanlar tarafından solungaçlarda olan değişimlere benzer olduğu bildirilmiştir (Abel and Skidmore 1975).

0-8 mg/l çinko içeren suya kronik bir şekilde maruz bırakılan gökkuşağı alabalığına ABS (alkil benzen sülfanat)'nin toksisitesi kontrol grubu ile karşılaştırılmıştır. Testler yalnız yapıldığı zaman ABS'nin toksisitesi her iki muamele grubu içinde benzer olduğu fakat 0-8 mg/l çinko karışımında yapıldığı zaman önceden çinkoya maruz bırakılan balıkta toksisitenin daha etkili olduğu bildirilmiştir (Brown *et al.* 1968).

Yapılan bir çalışmada günlük yaşamda yaygın olarak kullanılan toz deterjanın gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*, W. 1792) kromozomlarında oluşturabileceği değişimler incelenmiştir. Üç farklı konsantrasyonda (0,09 mg/l, 0,29 mg/l ve 0,90 mg/l) hazırlanan deterjan, balıklara enjeksiyonla ve yaşadıkları su ortamına karıştırılmak suretiyle uygulanmıştır. Elde edilen kromozom preparatlarındaki metafaz dağılımları, kromozom sapması yönünden incelenmiştir. Sonuç olarak, 1380 Sayılı Su Ürünleri

Kanunu'na ait Su Ürünleri Yönetmeliği'nde iç sularımızda bulunmasına izin verilen deterjan konsantrasyonunun bu balık türünde herhangi bir kromozom sapmasına yol açmadığı belirlenmiştir (Tüfek 2004).

Bellan ve diğerleri, farklı sistematik gruplara ait türler üzerinde anyonik ve noniyonik deterjanların toksik etkilerini araştırmışlar, noniyonik deterjanların anyonik deterjanlara oranla 1,5–2 kat daha fazla etkili olduğunu bildirerek organizmaların hassasiyetlerine karşı deterjanların toksisitelerinin değiştiğini ifade etmişlerdir (Gündoğdu 1995).

Türkmen vd (2004) LAS'ın subletal konsantrasyonlarının balıklarda yaptığı biyokimyasal ve hematolojik değişikliklerle ilgili yapılan çalışmada, gökkuşağı alabalığına değişik dozlarda LAS uygulandıktan sonra, böbrek, karaciğer, solungaçlardaki biyokimyasal değişiklikler ve hematolojik parametreleri incelenmiş, deney grubunda eritrosit sayısının arttığını fakat bunun istatistiksel olarak önemli bulunmadığını bildirmişlerdir.

Gökkuşağı alabalığı frylarında LAS'ın ve amonyağın kronik etkilerinin araştırıldığı çalışmada gökkuşağı alabalığı fryları 0,2 mg LAS'a 54 gün boyunca maruz bırakılmışlardır. Bu konsantrasyonun solungaç epitelinde hipertrofi ve yüzme performansında azalmaya neden olduğu bildirilmiştir (Hofer *et al.* 1995).

Gökkuşağı alabalıkları iki metal (bakır ve cıva) ve 3 deterjan (iki anyonik ve 1 noniyonik) karışımına 14 gün boyunca maruz bırakılarak toksisite düzeyinin araştırıldığı anyonik deterjan ve metal karışımının noniyonik deterjan ile metal karışımından daha fazla toksik olduğu görülmüştür (Calamari and Marchetti 1973).

Yapılan bir çalışmada ise laboratuvar şartlarında LC₅₀ değerinin belirlenmesi amaçlanan 11 deterjan farklı balık türlerinde denenmiş ve türler arasında deterjanlara en düşük LC₅₀ değerini alabalıkların verdiği dolayısıyla en hassas türün bu grup olduğu kaydedilmiştir (Reiff *et al.* 1979). Benzer olarak; Rand (1995) gökkuşağı alabalıklarının

LAS'a karşı diğ er omurgalı, balık ve alg türlerinden 5 kat daha fazla hassas olduğunu rapor etmiştir.

Stres faktörlerine karşı indikatör olarak kullanılan biyokimyasal parametrelerin belirlenmesi bir balık populasyonunun azalmasına karşı zamanla koruyucu önlemlerin alınmasını mümkün hale getirmektedir. Biyolojik indikatörler olarak görev yapan biyokimyasal parametrelerin çevredeki bir değişime karşı, hızlı bir tepki özelliğine sahip olduğu düşünülmektedir. Bireyi çevreleyen ekolojik özelliklere ( evre, yıllık döngü, nehir hidrolojisi vb.) göre değişen belirli kan parametrelerinin dinamiği ve değişimi daha çok doğada yaşayan balıklarla deneme yapılmasını gerektirmektedir (Heath 1990;  elik ve  akıcı 2004).

Kirleticiler balığın yüzme kabiliyetini azaltabilir ve mekanizmasının farklılaşmasına neden olur. Farklı maddelere akut maruz kalma sonucunda solungaçlar zarar gördüğünden dolayı solunum değişimi engellenir. Bu nedenle oksijen alımı ve dolayısıyla kritik yüzme hızı azalacaktır. Ancak kronik maruz kalma durumunda önemli olmamakla birlikte detoksifikasyon ve zararların giderilmesinde daha fazla metabolik aktiviteye ihtiyaç duyulabilir. Kronik maruz kalma sinir fonksiyonlarında değişimlere neden olabilir. Kirleticiler maruz kalan balığın karbonhidrat depoları azalacağından maksimum yüzme hızında önemli bir şekilde azalma görülür. Sinir sistemini etkileyen maddeler sadece doğal aktiviteyi değil kritik yüzme hızı da dahil bütün vücudun enerji metabolizmasını da etkiler (Heat 1995).

Yüzme faaliyeti birçok fizyolojik işlem ve sistemlerden oluştuğu için yüzme performansının tahmini de özel bir çevrede balığın genel sağlık durumunun belirlenmesinde hassas bir indekstir. Kirleticilere maruz kalan balıklarda da kritik yüzme hızı testleri ile ölçüm yapılarak fiziksel sağlık kriterleri belirlenmiştir (Rajotte and Couture 2002).

Gökkuşağı alabalığında ve sazangillerde yüzme performansı ve solunum üzerine bakırın subletal dozlarının etkisinin araştırıldığı bir çalışmada sazangillerin bakır toksisitesine

karşı yüzme performansında ve solunum davranışında alabalıktan daha dirençli olduğu bildirilmiştir. Bakıra maruz kalan balıklarda kritik yüzme hızının, gökkuşağı alabalığı ve sazangillerde 48 saat içinde azaldığı, bildirilmiştir (Boeck *et al.* 2006).

Toksisite testleri bir organizmada kirliliğin etkilerini hızlı ve basit işlemlerle belirlenmesini sağlar. Bir toksikantın subletal etkilerinin belirlenmesi letal etkilerinin belirlenmesi kadar önemlidir. Kirleticilere maruz kalan balığın yüzme performansının belirlenmesi çalışmaları oldukça yetersizdir. Böyle 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 yavaş olduğu belirlenmiş, bakıra maruz kalan asidik sularda grupların yüzme performansında önemli derecede azalma olduğu kaydedilmiştir (Beaumont *et al.* 1995).

Yapılan başka bir çalışmada, 10°C sıcaklıkta bulunan dere alabalığının yüzme performansı üzerine olta ile yakalayıp bırakmanın kısa dönemde subletal etkileri değerlendirilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre 60 saniyeden daha az hava ile temas ettirilen balıkta yüzme performansında etkilenme gözlemlenmediği ancak 120 saniyelik bir temas sonucunda belirgin bir azalma meydana geldiği rapor edilmiştir (Schreer *et al.* 2005).

Pyrethroid pestisitinin subletal konsantrasyonlarına maruz kalan gökkuşağı alabalığının oksijen tüketimi ve yüzme performansı Brett tipi solunum cihazı ile çalışılmış, oksijen tüketim değerleri her bir yüzme hızında daha yüksek belirlenerek pestisit ile muameleyi takiben önemli derecede azalma olduğu ifade edilmiştir. Deltametrin ile muamelelerin önce ve sonrasında yüzme performansında gökkuşağı alabalığının hareket kabiliyetinin önemli derecede etkilendiği bildirilmiştir (Hughes and Biro 1993).

Bakır, pH ve sertliğin gökkuşağı alabalığının kritik yüzme hızına etkileri araştırılmış ve bakırın yüzme performansına etkisi kirleticiye 5 gün maruz kaldıktan sonra

gerçekleşmiştir. Bakır, yüksek pH ve sertlik koşullarında kritik yüzme hızını daha fazla etkilendiği rapor edilmiştir (Waiwood and Beamish 1978).

Bellan ve diğerleri, farklı sistematik gruplara ait türler üzerinde anyonik ve noniyonik deterjanların toksik etkilerini araştırmışlar, noniyonik deterjanların anyonik deterjanlara oranla 1,5–2 kat daha fazla etkili olduğunu belirtmişler ve organizmaların hassasiyetlerine karşı deterjanların toksisitelerini saptamışlardır (Gündoğdu 1995).

Kahverengi alabalığın siyanitin 0,05 ppm dozuna bir günlük maruz kalmasının kritik yüzme hızını normalden %5 oranında azalttığı bildirilmiştir (Heat 1995).

Daha yüksek omurgalılarda olduğu gibi balıklarda da antioksidan savunma sistemleri; hem süperoksid dismutaz (SOD), katalaz (CAT), glutatyon peroksidaz (GPx) ve glukoz 6 fosfataz dehidrojenaz (G6PD) gibi enzimatik olan hem de glutatyon (GSH), spesifik proteinler (serum albumin, transferin, seruloplazmin) ve vitaminler gibi enzimatik olmayan iki savunma mekanizması tarafından gerçekleştirilmektedir. Bu savunma sistemleri tüm dokular gibi kanında önemli bir savunma sistemini oluşturmaktadır. Antioksidanlar, ROT oluşumunu önleyerek ya da ROT'ları etkisiz hale getirerek etkilerini göstermektedir (Benzie 2000). Kirleticilerin etkisine yanıtta antioksidan sistem aktivasyonu çeşitli balık türlerinde belirlenmiştir (Filho 1996; Hai ve *et al.* 1997; Ahmad *et al.* 2000). Enzimatik ve enzimatik olmayan antioksidan sistemler, metal iyonları tarafından oluşturulan oksidatif strese karşı biyolojik savunmada önemli roller oynamaktadır (Lopes *et al.* 2001). Balıklarda oksidatif stres biyomarkırları özellikle de antioksidan enzimler sulardaki kirliliğin indikatörleri olarak kullanılmaktadır (Pandey *et al.* 2003; Fırat 2007)

Anyonik yüzey aktif maddeler enzim proteinlerine bağlanarak enzimlerin aktivitesini etkilerler. Örneğin lineer alkali benzen sülfonatın farelerin karaciğerindeki yağ dokularında birikebildiği ve enzimlerin aktivitesini engellediği kanıtlanmıştır (Ece 2005).

Sonuç olarak, çok geniş kullanım alanı bulunan ve büyük miktarlarda tüketilen deterjanlar su kaynaklarına ulaştığında içerisindeki habitata özellikle de alabalıkları olumsuz etkilediği araştırmalardan anlaşılmaktadır. Alabalık yetiştiriciliğinin, üzerinde yerleşim merkezlerinin bulunduğu akarsularda yapılıyor olması ekonomik açıdan önemli olan bu türde olumsuzluklara neden olmaktadır ve bu durum yalnızca balık seviyesinde kalmayıp, balıkları tüketen insanlarda da sağlık problemlerine neden olacağı düşünüldüğünde, deterjan kullanımında daha fazla özen gösterilmesi gerektiği gerçeğini ortaya çıkarmaktadır.

Yapılan bu çalışma SDS'nin iki farklı dozunun gökkuşağı alabalığına 21 gün süre ile uygulanması sonucunda yüzme performansı, kan değerleri ve enzim aktiviteleri üzerine olan etkilerinin araştırılması amacıyla planlanmış ve yürütülmüştür.

3. MATERİYAL ve METOT

3.1. Materyal

3.1.1. Araştırma yeri

Araştırma, Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi İç Su Balıkları Uygulama ve Araştırma Merkezi, Akvaryum Balıkları Uygulama ve Araştırma Merkezinde bulunan Toksikoloji Deneme Ünitesi ve Su Ürünleri Fakültesi Laboratuvarlarında yapılmıştır.

3.1.2. Su materyali

Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Akvaryum Balıkları Üretim ve Araştırma Merkezindeki mevcut şehir şebekesinden gelen su, aktif karbonlu filtre sistemiyle kloru giderildikten sonra kullanılmıştır (Martinez *et al.* 1994; Schmidtke and Carson 1999; Atamanalp 2000).

Filtre sisteminden geçirilen su, kg balığa 0,5 l/dk.'dan az olmamak şartıyla tanklara dağıtılmıştır (Laird ve Needham 1987; Stickney 1991; Çelikkale 1994). Araştırma boyunca su sıcaklığı $11,5 \pm 2,5^{\circ}\text{C}$ olarak ölçülmüştür.

3.1.3. Suyun filtrasyon sistemi

Araştırmada kullanılan suyun klorunu gidermek için su dağıtım sistemine aktif karbon filtrasyonu uygulanmıştır (Martinez *et al.* 1994). Bir lt/dk. kapasiteli üç kartuşlu, aktif karbonlu 4 adet filtre kullanılmıştır. Filtrelerin ticari şekli olan elyaf+reçine+aktif karbon kartuşlu düzeneği modifiye edildi ve sudaki mineral kaybını önlemek için reçine kartuşu aktif karbon kartuşuyla değiştirildi. Böylece kullanılan su iki kez aktif karbon filtrasyonuna tabi tutularak klorun giderilmesi sağlandı (Atamanalp 2000; Çiltaş 2000).

3.1.4. Araştırma kapları

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

3.1.5. Yüzme performansı sistemi



şekil 3.1. Yüzme performansı sistemi

Kritik yüzme hızı, balıkların yüzme hızının ölçümünde 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 ölçülmesi esasına dayanmaktadır (şekil 3.1).

Kritik yüzme hızının hesaplanmasında balığın yorulduğu zaman ve akıntı hızı kullanılmaktadır.

SDS'nin iki farklı dozuna 21 gün süre ile maruz bırakılan balıklar, uygulama süresi sonunda bulundukları 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 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Yüzme performansı sisteminin özellikleri

Devir	Genişlik	Derinlik	Hız	Alan	Debi	O ₂
	cm	cm	m/sn	m ²	m ³ /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)

3.1.6. Balık materyali

Laboratuvar şartlarında sağlıklı koşullarda (aktivitesi, yemlemesi, aklimizasyonu normal olmalı) en azından 1 ay tutulabilen ve testler için yeterli sayıda ferdi bulunabilen gökkuşaklı alabalığı olarak belirlendi.

Denemede 165 ± 25 g ağırlığında 30 adet iki yaşlı gökkuşaklı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*) kullanıldı. 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).

3.1.7. SDS

Çalışmada kullanılan SDS ticari firmalardan 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 çözünmüş 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

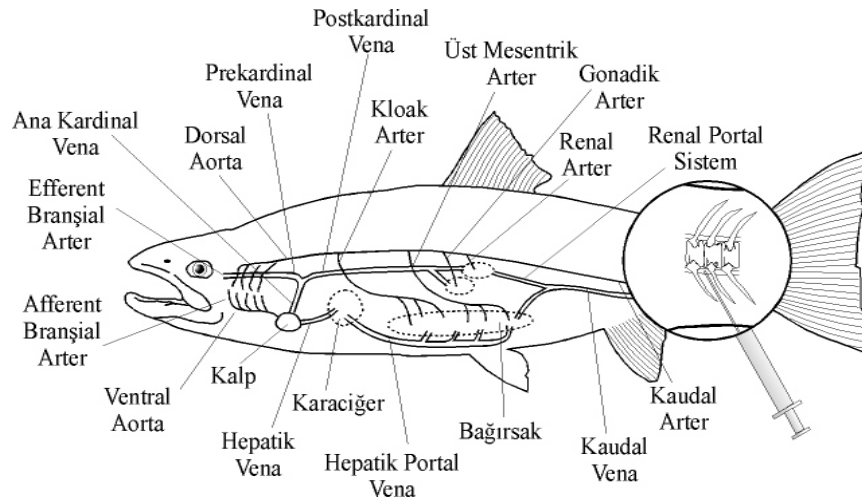
Denemeye alınan balıklara %45 proteinli, ticari alabalık yeminden, günlük olarak canlı ağırlığın %2'si oranında yemleme yapıldı (Bricknell *et al.* 1999). Yemleme günde 2 kez sabah-akşam yapıldı. Tanklar her gün tahliye borusu yardımıyla sifonlanarak yem ve dışkı artıklarının ortamdan uzaklaştırılması sağlandı.

3.2.3. SDS'nin uygulanma şekilleri

Balıklar 14 günlük bir aklimasyon periyodundan sonra denemeye alınmış, 21 gün boyunca SDS'nin 2 farklı dozuna maruz bırakılmıştır. Deneme 2 uygulama 1 kontrol olmak üzere 3 gruptan oluşmuştur. Uygulama dozu LC50₉₆ değerlerinden yararlanılmış ve tanklardan her birine bu dozun ½'si (1,5 mg/lt) (D1) ve diğerine ¾'ü (2,25 mg/lt) (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. Hemoglobinin miktarının tayini

Cyanmethemoglobin metodu: 0,02 ml kan örneği 5 ml drabkin solüsyonuyla karıştırılarak yavaş hareketlerle alt üst edilmiş ve homojen bir karışım sağlanmıştır. Hemoglobinin 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 hemoglobin miktarı standart tablodan bakılarak tespit edilmiş ve g/100 cm³ olarak yazılmıştır (Çizelge 3.2) (White *et al.* 1976; Çiltaş 2000).

Çizelge 3.2. Cyanmethemoglobin metoduyla hemoglobin tayini

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

Hematokrit tayininde mikrohematokrit metodu uygulandı. Kan örnekleri 1,1 mm çaplı, 7 mm uzunluğundaki mikrohematokrit tüplerine alındıktan sonra tüpün bir ucu cam macunıyla kapatılarak hematokrit santrifüjde 10500 rpm devirde 5 dk. santrifüj edildikten sonra bulunan değer skaladan okundu ve toplam kanın %'si olarak kaydedildi (Blaxhall and Daisley 1973; Jones and Pearson 1976; Atamanalp vd 2002).

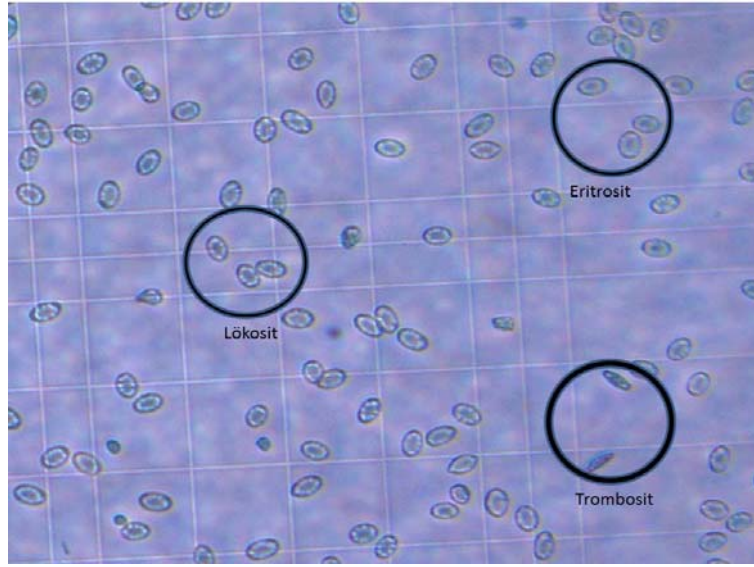
3.2.5.c. Eritrositlerin çökme hızı

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 and Ekingen 1984; Atamanalp 2002).

3.2.5.d. 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 kamerasına dolduruldu. Thoma lamı üzerinden mikroskopta $1/5 \text{ mm}^2$ sayılarak çıkan değer $10^6/\text{mm}^3$ cinsinden hesaplandı (Blaxhall and Daisley 1973; Atamanalp 2000).

Thoma lamının üzerinde dört olukla yapılmış üç 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 biçimindedir. Ortada bulunan büyük karenin alanı 1 mm^2 '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 $1/20 \text{ mm}$ ve alanı $1/400 \text{ mm}^2$ 'dir. Lamın üzeri lamelle kapatılınca her ikisi arasında 0,1 mm'lik bir açıklık kalır ve bu biçimde büyük karenin bulunduğu yerde $0,1 \text{ mm}^3$ 'lük bir hacim oluşur. Bu küçük kare prizmanın hacmi ise $1/4000 \text{ mm}^3$ 'dür (Başusta 2005).



Şekil 3.3. Kan hücrelerinin ışık mikroskopundaki görüntüsü

3.2.5.e. Lökosit sayısının tespiti

Eritrosit sayısının tespitindeki metodun aynısı uygulandıktan sonra lökositler için 4 mm², sayının yetersiz bulunduğu durumlarda ise 9 mm³ sayıldı. Bulunan sonuç 10³/mm³ cinsinden hesaplandı (Blaxhall and Daisley 1973).

3.2.5.f. Trombosit sayısının tespiti

Eritrosit sayısının tespitindeki metot kullanılarak tüm kareler sayıldı ve bulunan sonuç 10³/mm³ cinsinden hesaplandı (Mawdesley-Thomas 1972; Kocabatmaz ve Ekingen 1977, 1984; Satake *et al.* 1986; Reddy and Bashamohideen 1989).

3.2.5.g. Elde edilen analiz sonuçlarından diğer parametrelerin hesaplanması

Kırmızı kan hücrelerinin ortalama hacmi (MCV) formülü

$$MCV (\mu m^3) = \frac{Hct (\%) \times 10}{RBC (10^6 / mm^3)}$$

MCV: Eritrositlerin Ortalama Hacmi (μm^3)

Hct: Hematokrit Değeri (%)

RBC: Eritrosit Sayısı ($10^6/\text{mm}^3$)

Kırmızı kan hücrelerinde bulunan ortalama hemoglobin (MCH) formülü

$$\text{MCH}(\mu\text{g} / \text{hücre}) = \frac{\text{Hb}(\text{g}/100 \text{ ml}) \times 10}{\text{RBC}(10^6 / \text{mm}^3)}$$

MCH: Eritrositlerde bulunan ortalama hemoglobin ($\mu\text{g}/\text{hücre}$)

Hb: Hemoglobin Miktarı (g/100 ml)

RBC: Eritrosit Sayısı ($10^6/\text{mm}^3$)

Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu (MCHC) formülü

$$\text{MCHC}(\text{g} / 100 \text{ ml}) = \frac{\text{Hb}(\text{g} / 100 \text{ ml}) \times 100}{\text{Hct}(\%)}$$

MCHC: Eritrosit Başına Düşen Ortalama Hemoglobin Konsantrasyonu (g/100 ml)

Hb: Hemoglobin Miktarı (g/100 ml)

Hct: Hematokrit Değeri (%)

(Mawdesley-Thomas 1972; Kocabatmaz ve Ekingen 1977, 1984; Satake *et al.* 1986; Reddy and Bashamohideen 1989).

3.2.6. Enzim Parametreleri Analizleri

Katalaz enzim aktivitesinin ölçülmesi

Köre ve numune küvetine kimyasallar eklendikten sonra 3 dk boyunca 230 nm’de 1 dk’daki köre karşı aktivite ölçülmüştür (Çizelge 3.3) (Beutler 1984; Atabeyoğlu 2011).

Çizelge 3.3. Katalaz

	Numune (µl)	Kör (µl)
Fosfat Tamponu	-	2990
H₂O₂	2990	10
Hemolizat	10	-

$$\text{EU/ml} = \frac{\Delta A x V_T}{ExV_H}$$

ΔA : Absorbans farkı

V_T : Deney çözeltisinin toplam hacmi (ml)

V_H : Deneyde numune olarak kullanılan süpernatantın hacmi (ml)

E : Ekstinsiyon katsayısı

0,071 : 1 mM H₂O₂’nin oluşturduğu absorbans değeri (E)

Süperoksit dismütaz enzim aktivitesinin ölçülmesi

Kör olarak fosfat tamponu kullanılmıştır. 560 nm’de ölçüm gerçekleştirilmiştir. (Çizelge 3.3) (Atabeyoğlu 2011)

Çizelge 3.4. Süperoksit dismütaz

	Numune (µl)	Kör (µl)
Fosfat Tamponu	310	310
NBT	300	300
Na ₂ CO ₃	200	200
Sığır Albümin	100	100
Ksantin	40	40
Hemolizat	30	-
Distile Su	-	30
Ksantin Oksidaz	20	20
Oda sıcaklığında 20 dk inkübasyon		
CuCl ₂	500	500

$$\% \text{ İnhibisyon} = \frac{\text{Kontrolün absorbanısı} - \text{Numunenin absorbanısı}}{\text{Kontrolün absorbanısı}} \times 100$$

$$\text{Aktivite (EU/ml)} = \% \text{ İnhibisyon} / 50 \times 0,1$$

Glutasyon peroksidaz enzim aktivitesinin ölçülmesi

Aktivite, NADPH oksidasyonunu takiben spektrofotometrik olarak 340 nm'deki düşüşten hesaplanır (Beutler 1984).

Çizelge 3.5. Glutasyon peroksidaz

	Numune (µl)	Kör (µl)
Tris-EDTA	100	100
GSH	20	20
Glutasyon Redüktaz	100	100
NADPH	100	100
Hemolizat	10	10
Distile Su	660	670
37°C'de 10 dk inkübasyon		
t-butilhidroperoksit	10	-

$$\text{EU/ml} = \frac{\Delta A}{E} \times \frac{V_T}{V_H}$$

6,22: 1mM NADPH'ın oluşturduğu absorbans değeri (E)

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1. Kritik yüzme hızı sonuçları

SDS'nin 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 çok önemli bulunmuştur ($P<0,01$). Söz konusu parametre ile ilgili ortalama değerler kontrol grubu için $120,600\pm5,2096$ cm/sn veya $4,9280\pm0,4970$ bl/sn; 1,5 mg/lt uygulama yapılan grup (D1) $67,672\pm16,4057$ cm/sn veya $2,4340\pm0,8070$ bl/sn ve 2,25 mg/lt uygulama yapılan grup (D2) için $30,390\pm14,4625$ cm/sn veya $1,090\pm0,4708$ bl/sn olarak tespit edilmiştir.

Farklı doz uygulamaları sonucunda kritik yüzme hızı ve boy ilişkisini gösteren doğusal regresyon denklemleri Şekil 4.2'de verilmiştir.

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

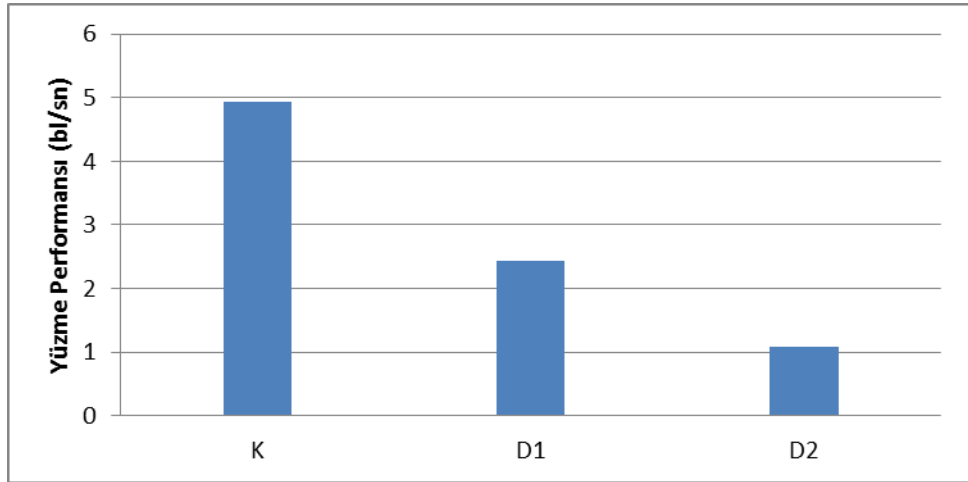
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	18,964	50,803	0,000**
Hata	12	0,373		

*: Önemli ($P<0,05$), **: Çok önemli ($P<0,01$)

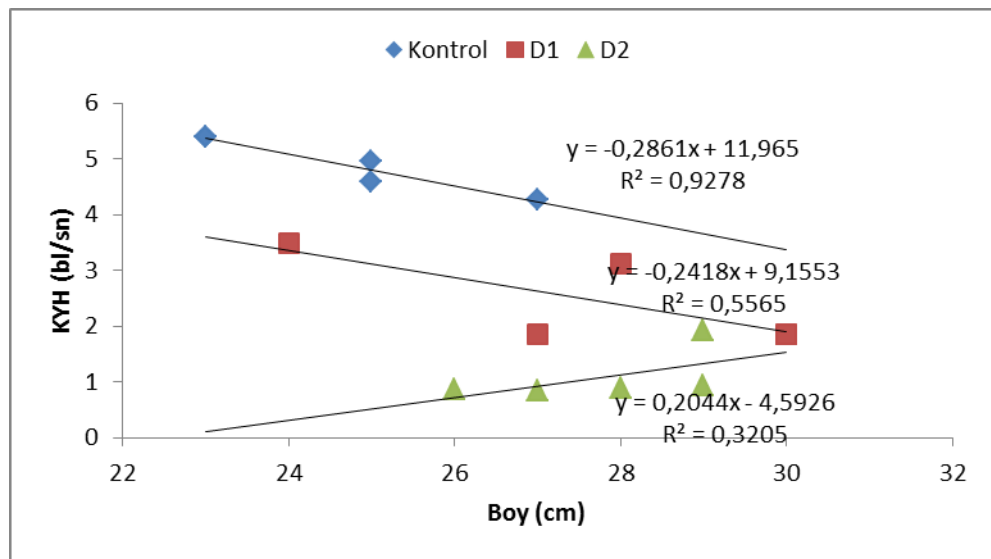
Çizelge 4.2. Farklı dozlarda uygulanan SDS'nin (bl/sn) *Oncorhynchus mykiss* balığının kritik yüzme hızı üzerine etkisi

Grup	Ucrit (bl/sn)
K	$4,9280\pm0,4970^a$
D1	$2,4340\pm0,8070^b$
D2	$1,090\pm0,4708^c$

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



Şekil 4.1. Farklı dozlarda uygulanan SDS'nin *Oncorhynchus mykiss* balığının kritik yüzme hızı üzerine etkisi



Şekil 4.2. Farklı SDS dozları uygulanan *Oncorhynchus mykiss* balığına ait KYH veri noktaları, doğrusal regresyon çizgi ve denklemleri

Çizelge 4.3. Kritik yüzme hızı (cm/sn) değerine ait varyans analiz tablosu

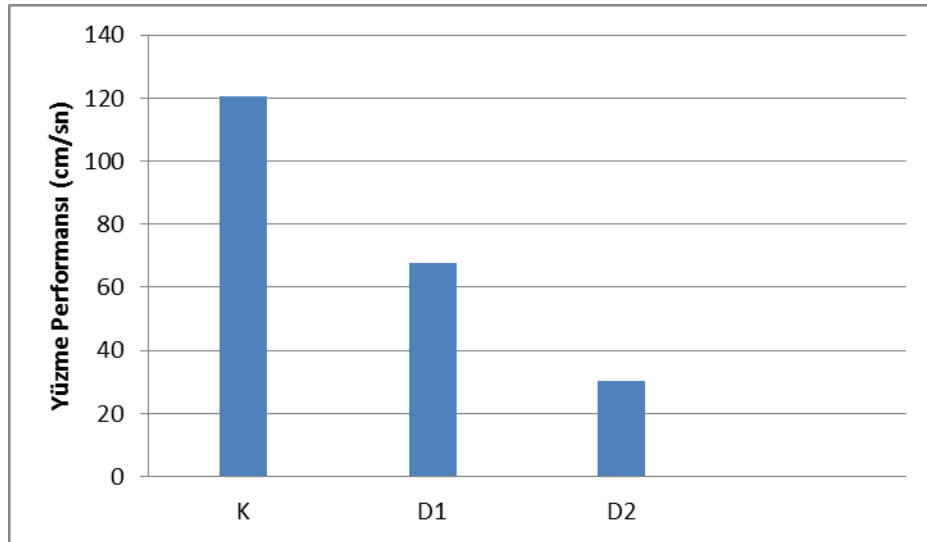
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	10274,304	60,981	0,000**
Hata	12	168,484		

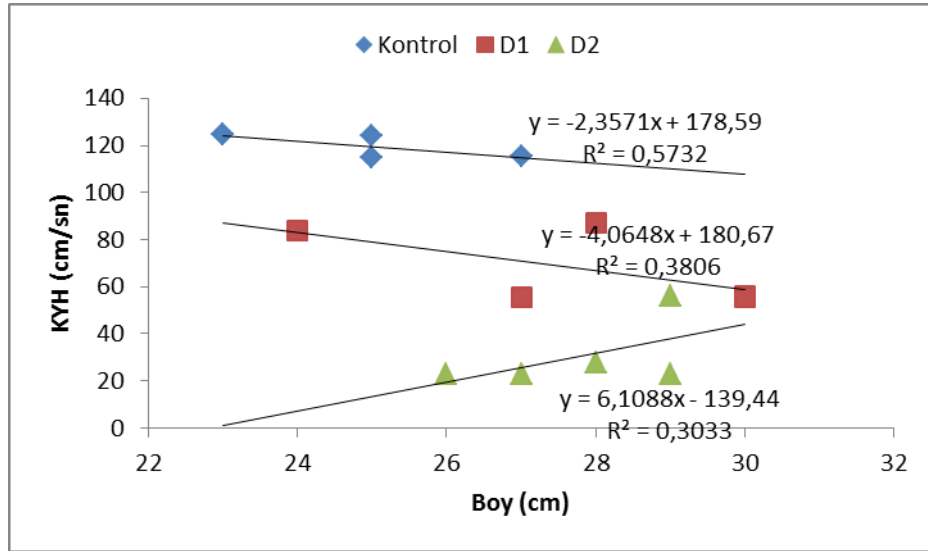
*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.4. Farklı dozlarda uygulanan SDS'nin (cm/sn) *Oncorhynchus mykiss* balığının yüzme performansı üzerine etkisi

Grup	Ucrit (cm/sn)
K	120,600±5,2096 ^a
D1	67,672±16,4057 ^b
D2	30,390±14,4625 ^c

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

**Şekil 4.3.** *Oncorhynchus mykiss* balığında SDS uygulamasının kritik yüzme hızı üzerine etkisi



Şekil 4.4. SDS nin farklı dozlarının *Oncorhynchus mykiss* balıklarına ait KYH veri noktaları, doğrusal regresyon çizgileri ve denklemleri

4.2. Hematoloji parametreleri

Bu araştırmada hematoloji parametreleri olarak eritrosit sayısı, lökosit sayısı, trombosit sayısı, hemoglobin, hematokrit ve eritrosit çökme hızı ile Ortalama Eritrosit Hacmi (OEH), eritrositlerdeki ortalama hemoglobin (EOH) ve ortalama hemoglobin konsantrasyonu (EOHK) çalışılmış ve söz konusu parametrelere ait varyans analiz tabloları ve standart sapmalarıyla birlikte çizelgeler halinde aşağıda verilmiştir.

4.2.1. Hemoglobin miktarı

Çizelge 4.5. Hemoglobin değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	8,552	2,711	0,110
Hata	11	3,154		

*: Önemli ($P < 0,05$), **: Çok önemli ($P < 0,01$)

Çizelge 4.6. SDS'nin hemoglobin miktarına etkisi

Grup	Hb (g/100 ml)
K	6,575±0,2986 ^a
D1	8,780±1,6634 ^a
D2	9,200±2,4166 ^a

4.2.2. Hematokrit değerleri**Çizelge 4.7.** Hematokrit değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	235,292	0,678	0,518
Hata	21	346,821		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.8. SDS'nin hematokrit değeri üzerine etkisi

Grup	Hematokrit (%)
K	22,250±9,312 ^a
D1	34,900±5,889 ^a
D2	32,800±5,889 ^a

4.2.3. Eritrosit çökme hızı**Çizelge 4.9.** Sediment değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	2,904	2,604	0,098
Hata	21	1,115		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.10. SDS'nin sedimentasyon çökme hızına etkisi

Grup	Sedimentasyon (mm/saat)
K	2,275±0,2630 ^a
D1	0,850±0,6621 ^a
D2	1,290±1,4632 ^a

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

4.2.4. Eritrosit sayısı (ES)

Çizelge 4.11. Eritrosit değerine ait varyans analiz tablosu

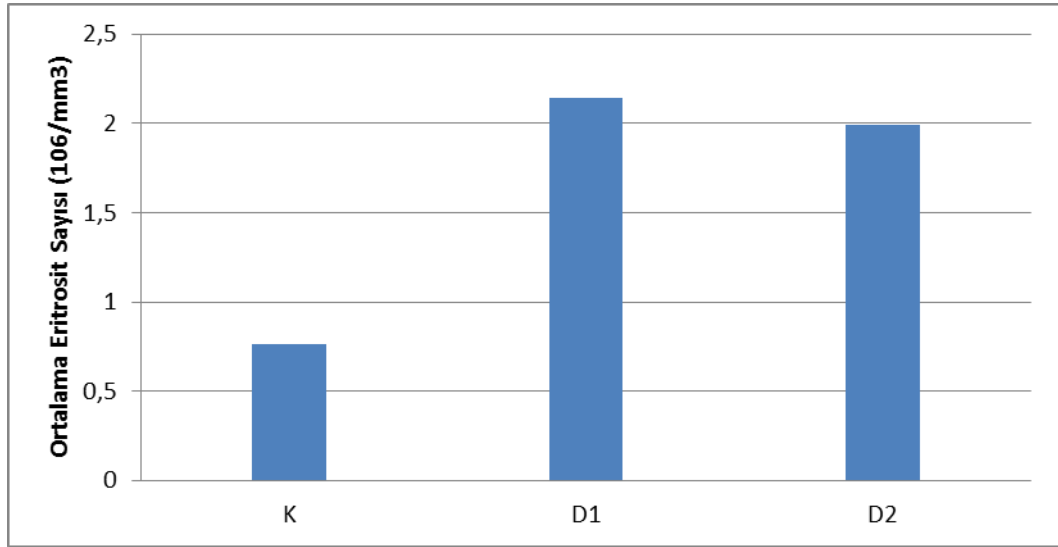
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	2,448	6,045	0,017*
Hata	11	0,405		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.12. SDS' nin ortalama eritrosit sayısına etkisi

Grup	Ortalama eritrosit sayısı (10 ⁶ /mm ³)
K	0,7650±0,052 ^b
D1	2,1440±0,535 ^a
D2	1,9880±0,908 ^a

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



Şekil 4.5. *Oncorhynchus mykiss* balığında SDS uygulamasının ortalama eritrosit sayısı üzerine etkisi

4.2.5. Lökosit sayısı (LS)

Çizelge 4.13. Lökosit değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	4,514	2,204	0,157
Hata	11	2,048		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.14. SDS'nin lökosit sayısına etkisi

Grup	Ortalama lökosit sayısı (10 ⁴ /mm ³)
K	3,28±0,386 ^a
D1	5,28±1,277 ^a
D2	4,56±1,972 ^a

4.2.6. Trombosit sayısı (TS)

Çizelge 4.15. Trombosit değerine ait varyans analiz tablosu

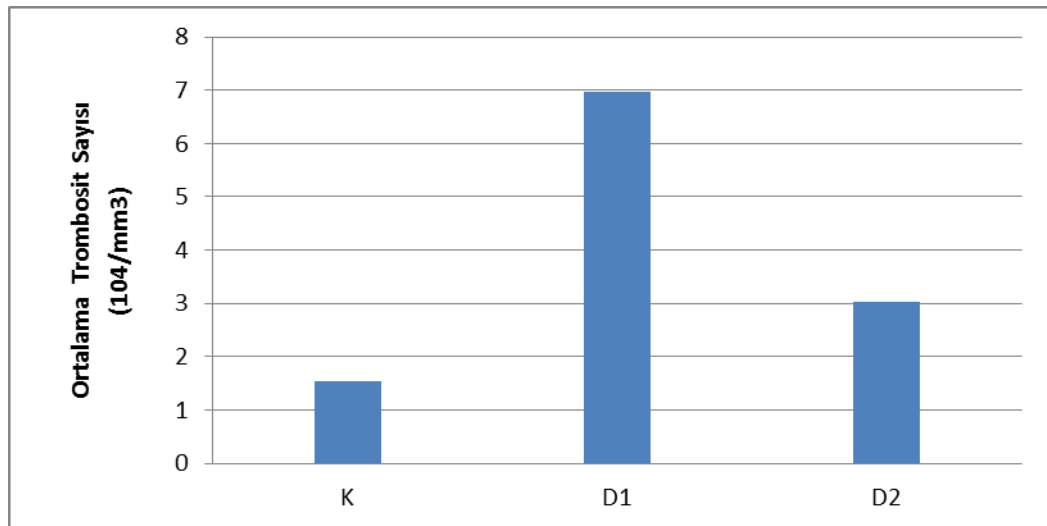
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	36,212	11,900	0,002**
Hata	11	3,043		

*: Önemli ($P < 0,05$), **: Çok önemli ($P < 0,01$)

Çizelge 4.16. SDS'nin trombosit miktarına etkisi

Grup	Ortalama trombosit Sayısı ($10^4/\text{mm}^3$)
K	$1,550 \pm 0,3109^b$
D1	$6,960 \pm 2,2334^a$
D2	$3,040 \pm 1,8188^b$

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



Şekil 4.6. *Oncorhynchus mykiss* balığında SDS'nin trombosit sayısı üzerine etkisi

4.2.7. Ortalama eritrosit hacmi (OEH)

Çizelge 4.17. OEH değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	17465,34	1,899	0,196
Hata	11	9195,09		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.18. SDS'nin ortalama eritrosit hacmine etkisi

Grup	OEH (μm^3)
K	289,0225 $\pm$ 22,567 ^a
D1	170,5580 $\pm$ 85,041 ^a
D2	189,0780 $\pm$ 132,938 ^a

4.2.8. Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin miktarı (OHM)

Çizelge 4.19. OHM değerine ait varyans analiz tablosu

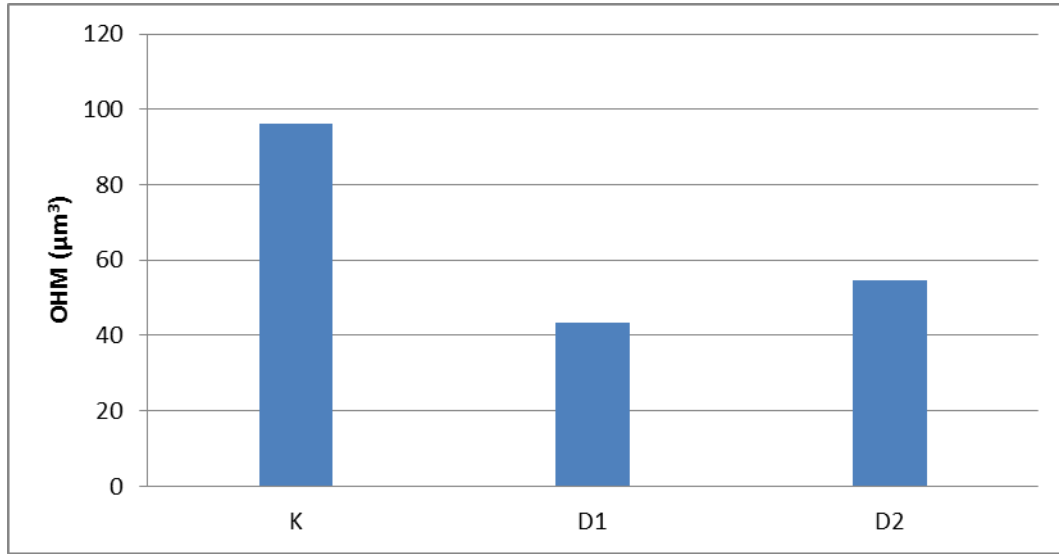
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	3323,99	12,129	0,002**
Hata	11	274,04		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.20. SDS'nin eritrositlerin ortalama hemoglobin konsantrasyonuna etkisi

Grup	OHM (pg)
K	96,0925 $\pm$ 4,4163 ^a
D1	43,3740 $\pm$ 13,347 ^b
D2	54,6880 $\pm$ 23,682 ^b

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



Şekil 4.7. *Oncorhynchus mykiss* balığında SDS'nin ortalama eritrosit hacmi üzerine etkisi

4.2.9. Eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu (EOHK)

Çizelge 4.21. EOHK değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	26,592	0,058	0,944
Hata	11	457,221		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.22. SDS'nin eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonu (EOHK)'na etkisi

Grup	EOHK (g/100 ml)
K	38,178±3,055 ^a
D1	33,440±27,23 ^a
D2	36,560±22,549 ^a

4.3. Enzim aktivite sonuçları

4.3.1. Karaciğer

Çizelge 4.23. Karaciğerde CAT aktivitesine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	0,537	4,273	0,132
Hata	3	0,126		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.24. SDS'nin karaciğerde katalaz aktivitesine etkisi

Grup	Katalaz
K	0,600±0,2828 ^a
D1	1,043±0,1135 ^a
D2	1,632±0,5327 ^a

Çizelge 4.25. Karaciğerde SOD değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	0,019	1,317	0,389
Hata	3	0,015		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.26. SDS'nin karaciğerde SOD aktivitesine etkisi

Grup	SOD
K	0,497±0,1988 ^a
D1	0,383±0,0042 ^a
D2	0,302±0,0643 ^a

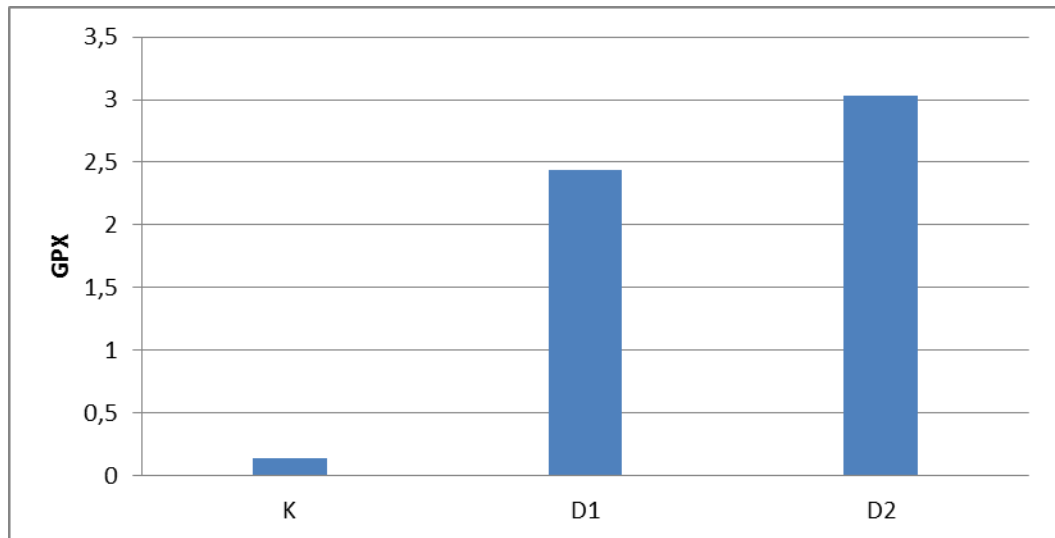
Çizelge 4.27. Karaciğerde GPx aktivitesine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	4,684	10,204	0,046*
Hata	3	0,459		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.28. SDS'nin karaciğerde GPx aktivitesine etkisi

Grup	GPx
K	0,1377±0,1281 ^c
D1	2,4429±1,1660 ^b
D2	3,0339±0,3378 ^a

**Şekil 4.8.** *Oncorhynchus mykiss* balığında SDS'nin karaciğerde GPx aktivitesine etkisi

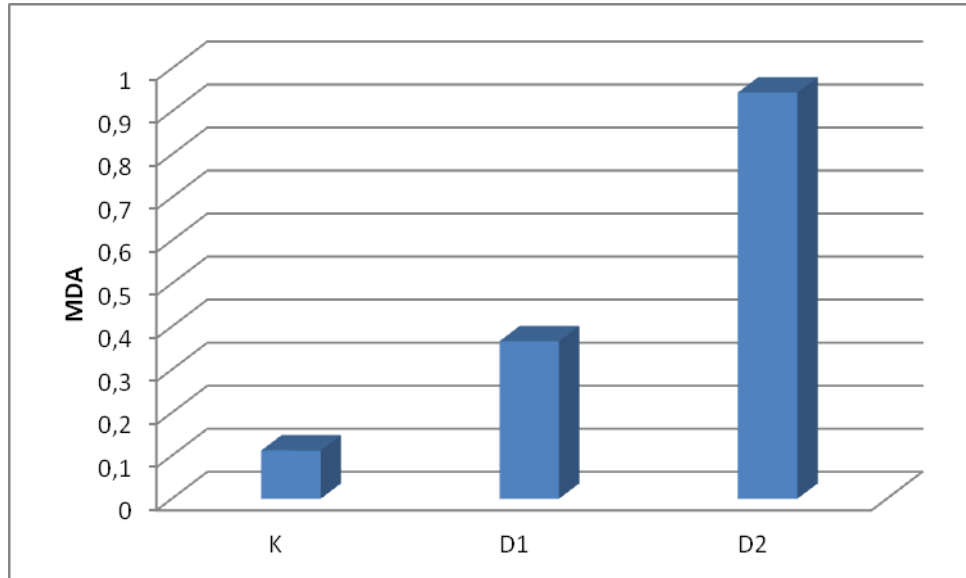
Çizelge 4.29. Karaciğerde MDA seviyesine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	0,363	6,665	0,007**
Hata	3	0,055		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.30. SDS'nin karaciğerde MDA seviyesine etkisi

Grup	MDA
K	0,112±0,0005 ^c
D1	0,366±0,0281 ^b
D2	0,944±0,4034 ^a

**Şekil 4.9.** *Oncorhynchus mykiss* balığında SDS'nin karaciğerde MDA miktarı üzerine etkisi

4.3.2. Böbrek

Çizelge 4.31. Böbrekte katalaz değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	0,421	7,878	0,064
Hata	3	0,053		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.32. SDS'nin böbrekte katalaz aktivitesine etkisi

Grup	Katalaz
K	0,676±0,0000 ^a
D1	1,181±0,2385 ^a
D2	1,592±0,3217 ^a

Çizelge 4.33. Böbrekte SOD değerine ait varyans analiz tablosu

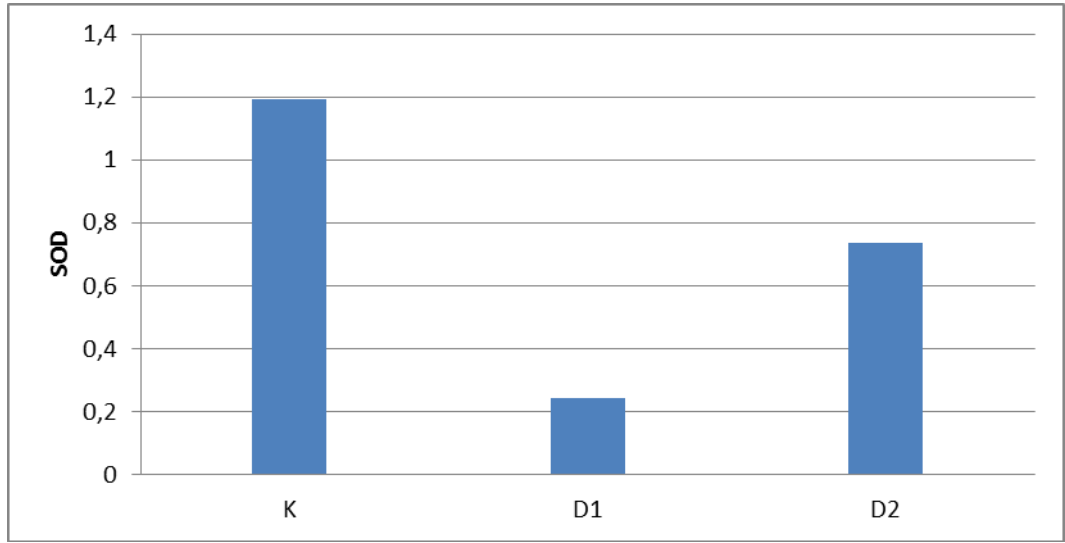
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	0,450	307,404	0,000**
Hata	3	0,001		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.34. SDS'nin böbrekte SOD aktivitesine etkisi

Grup	SOD
K	1,192±0,0392 ^a
D1	0,243±0,0531 ^c
D2	0,737±0,0060 ^b

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



Şekil 4.10. *Oncorhynchus mykiss* balığında SDS'nin böbrekte SOD miktarı üzerine etkisi

Çizelge 4.35. Böbrekte GPx değerine ait varyans analiz tablosu

Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	0,044	0,069	0,935
Hata	3	0,642		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.36. SDS'nin böbrekte GPx aktivitesine etkisi

Grup	GPx
K	0,8360±0,0909 ^a
D1	1,1339±0,2118 ^a
D2	0,9796±1,369 ^a

Çizelge 4.37. Böbrekte MDA değerine ait varyans analiz tablosu

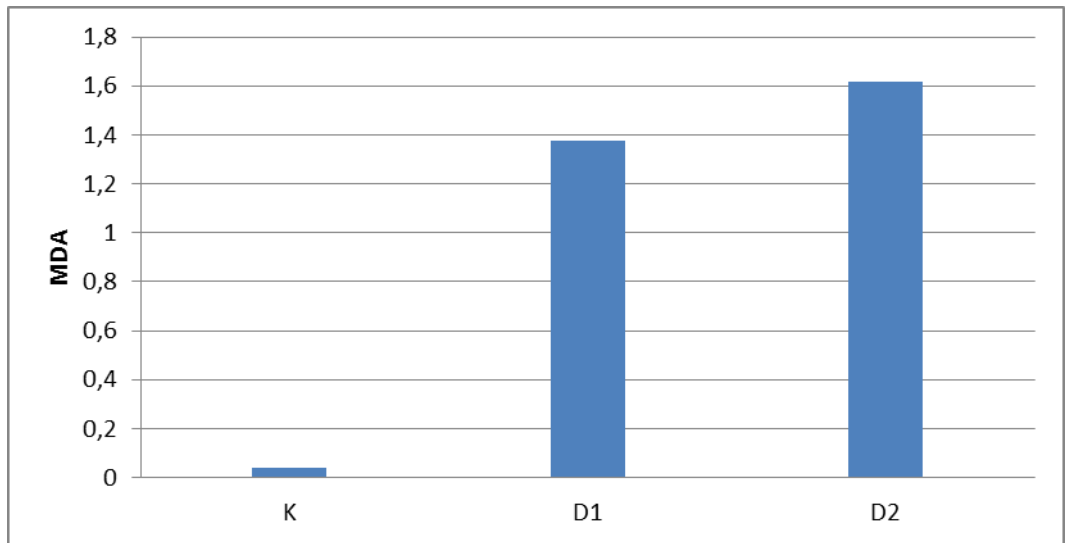
Varyasyon Kaynağı	Serbestlik Derecesi	Kareler Ortalaması	F	Önem Seviyesi
Muamele	2	1,450	73238,866	0,000**
Hata	3	0,000		

*: Önemli (P<0,05), **: Çok önemli (P<0,01)

Çizelge 4.38. SDS'nin böbrekte MDA aktivitesine etkisi

Grup	MDA
K	0,0381±0,0077 ^b
D1	1,3766±0,0358 ^a
D2	1,6196±0,0014 ^a

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



Şekil 4.11. *Oncorhynchus mykiss* balığında SDS'nin böbrekte MDA miktarı üzerine etkisi

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

5.1. Kritik Yüzme Hızı

Yüzme performansının önemli kriterlerinden biri olan kritik yüzme hızı için tespit edilen değerler toksikolojik araştırmalarda LD₅₀ değerleri ile karşılaştırılabildiğinden mevcut çalışmada söz konusu parametre ele alınmıştır.

SDS'nin iki farklı dozuna maruz bırakılan gökkuşağı alabalığında kritik yüzme hızı değerleri bakımından gruplar arasında meydana gelen fark önemli bulunmuştur. Söz konusu parametreye ait ortalama değerler K, D1 ve D2 grupları için sırasıyla 120,60±5,21 cm/sn veya 4,93±0,50 bl/sn, 67,67±16,41 cm/sn veya 2,43±0,81 bl/sn ve 30,39±14,46 cm/sn veya 1,09±0,47 bl/sn olarak tespit edilmiştir.

Çalışmamızla benzer olarak 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.

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; Heath 1995; Nikl and Farrell 1993; Beaumont *et al.* 1995b; Jain *et al.* 1998; Baltz *et al.* 2005; McKenzie *et al.* 2007).

Yapılan çalışmada kirleticinin etkisine bağlı olarak gökkuşağı alabalıklarında yüzme performansının önemli ölçüde değişiklik gösterdiği belirlenmiştir. 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).

Deterjanların 5,6 ve 18 ppm dozuna 3 ay boyunca maruz kalan *Lepomis gibbosus* balıklarında solungaçlar zarar görmesine rağmen yüzme hızında ve aktif oksijen tüketimlerinde etkilenme gözlenmemiştir (Cairns and Scheier 1962).

Kritik yüzme hızı testleri kullanılarak gökkuşağı alabalığının yüzme performansı karşılaştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar balık sağlığına etki eden toksikolojik faktörleri belirleyen yüzme performansı testlerini ve tasarımlarını karşılaştırmada kullanılmıştır (Farrel 2008).

Spesifik büyüme oranı ve yüzme performansı arasındaki ilişkinin incelendiği golyan balığında kritik yüzme hızı belirlendikten sonra büyüme oranı tespit edilmiş ve kritik yüzme hızındaki değişiklikler ile spesifik büyüme ve kritik yüzme hızı arasında önemli bir negatif korelasyon bulunmuştur (Kolok and Oris 1995).

Su sıcaklığı ve balık boyunun Isparoz balığının yüzme performansı üzerine etkilerinin incelendiği bir çalışmada; artan su sıcaklığının ve balık boyunun kritik yüzme hızını artırdığı tespit edilmiştir (Özbilgin ve Başaran 2005).

5.2. Hematoloji Parametreleri

Sucul ortamlar, evsel, endüstriyel ve tarımsal atıklar için başlıca alıcı ortamları oluşturduğundan akuatik organizmalar doğrudan kirleticilerin etkisinde 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 metabolik ve fizyolojik olaylarda özellikle hematolojik parametrelerde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi ortamdaki kirlilik düzeyini yansıtması bakımından oldukça önem taşımaktadır (Özaslan 2008).

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; Adeyemo *et al.* 2003; Cataldi *et al.* 1998).

İki farklı SDS konsantrasyonuna maruz kalan gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)’nda hemoglobinin miktarına ilişkin ortalama ve standart sapma değerleri Çizelge 4.6’da gösterilmiştir.

Kontrol grubu gökkuşığı alabalığında hemoglobin miktarı $6,575 \pm 0,2986$ g/100 ml olarak belirlenmiş ve (Çizelge 4.6) ortalama hemoglobin değerleri bakımından gruplar arasındaki fark önemsiz bulunmuştur. Belirlenen değerler Kocabatmaz ve Ekingen (1984) ile Atamanalp (2000)’in sağlıklı alabalık için bildirdiği aralıkta (min. 4,3 max. 10,9 ve ort. 6,5) yer almaktadır. En düşük değer kontrol grubunda ($6,58 \pm 0,29$ g/100 ml) belirlenirken, en yüksek değer ise D2 grubunda ($9,20 \pm 2,42$ g/100 ml) kaydedilmiştir (Çizelge 4.6).

Azizoğlu ve Cengizler, (1996), sağlıklı Tilapia (*Oreochromis niloticus*) bireylerinde bazı hematolojik parametrelerin saptanması üzerine yaptıkları bir araştırmada, eritrosit miktarını $2,16-4,005 \times 10^6 / \text{mm}^3$, lökosit miktarını $25,6-77,5 \times 10^3 / \text{mm}^3$, hematokrit değerini %25- 44, hemoglobin miktarını ise 3-6 dL/g olduğunu bildirmişlerdir.

Balıklarda hemoglobin değeri kültüre alınmış *Hypostomus regani*'de 8,6 g/100 ml (Favaretto *et al.* 1978); yabani *Hypostomus regani*'de 8,5 g/100 ml; *Hypostomus paulinus*'da $6,87 \pm 0,46$ g/100 ml (Satake *et al.* 1986); *Hypostomus punctatus*'da 7,6 g/100 ml; (Torres *et al.* 1986); *Cyprinus carpio*'da $8,07 \pm 0,86$ g/100 ml (Reddy ve Bashamohideen, 1989); *Anabas testudineus*'da 14,53 g/100 ml (Kumar vd 1999); *Tilapia mossambica*'da, $9,80 \pm 1,17$ g/100 ml (Aziz vd, 1993); *Heteropneustes fossilis*'de $14,5 \pm 2,5$ g/100 ml (Kumar vd 1999); *Ctenopharyngodon idella*'nda ise Shakoori *et al.* (1991), $4,38 \pm 2,5$ g/100 ml, Shakoori *et al.* (1996) ise $4,33 \pm 0,18$ g/100 ml olduğunu rapor etmişlerdir (Atamanalp 2002). Değerler arasındaki farklılığın çalışmada kullanılan türlerin ve toksik maddenin farklı olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Bunun yanı sıra çalışmanın yapıldığı dönemdeki ortam koşullarında hematoloji parametrelerinde değişimler ortaya çıkardığı düşünülmektedir.

Kan hücrelerinden eritrosit sayısı ile kan hücrelerinin seruma oranı olan hematokrit düzeyi, kanın oksijen taşıma kapasitesini yansıtanın yanı sıra eritropoietik dokuların işlevini yansıtmaları bakımından da önem taşıyan bir parametredir (Witeska 2005).

İki farklı SDS konsantrasyonuna maruz kalan gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nda hematokrit değerine (%) ilişkin ortalama ve standart sapma değerleri Çizelge 4.8'de gösterilmiştir.

Hematokrit yüzdesi, eritrosit sayısı ve hemoglobin düzeyinin yanı sıra eritrosit indeksinin de bir parametresi olup, kanda bulunan eritrosit hacminin yüzdesi olarak belirtilir. Dehidratasyon, beslenme, eritrosit sentezi ve membran permeabilitesindeki değişimler, hematokrit düzeyinde değişikliklere neden olur. Çeşitli balık türleri ile

yapılan araştırmalarda, eritrosit sayısı ve hematokrit düzeyinin türe, ortam derişimine ve etkide kalma süresine bağlı olarak değişim gösterdiği saptanmıştır (Arslan 2006).

Yapılan analizler sonucunda, hematokrit değeri kontrol grubunda $22,25 \pm 9,31$, D1 grubunda $34,90 \pm 5,89$, D2 grubunda ise $32,80 \pm 5,89$ olarak belirlenmiştir. Hematokrit değerinin kontrol grubuna göre uygulama gruplarında yükselme gösterdiği belirlenmiştir.

Kontrol grubunda ölçülen çökme değeri $2,275 \pm 0,2630$ mm/saat'tir. Bu değer McCarty *et al.* (1973), Kocabatmaz ve Ekingen (1984) ve Atamanalp (2000)'in sağlıklı alabalıklar için bildirdiği değerler ile (0,0–8,0 ve 1,8–6,0 mm/saat) uyum içerisinde. Çeşitli balık türleri ile yapılan araştırmalarda, eritrosit sayısı ve hematokrit düzeyinin türe, kirleticiye, ortam derişimine ve etkide kalma süresine bağlı olarak değişim gösterdiği saptanmıştır.

Sedimentasyon değeri kontrol grubunda $2,28 \pm 0,26$ mm/saat D1 grubunda $0,85 \pm 0,66$ mm/saat, D2 grubunda $1,29 \pm 1,46$ mm/saat olarak belirlenmiş ve gruplar arasındaki fark istatistiki açıdan önemli bulunmuştur. Farklı tür balıklarda yapılan çalışmalarda Kocabatmaz ve Ekingen (1984) sedimentasyon değerinin pullu sazanda 0,8–2,3 mm/saat, aynalı sazanda 1,8–2,5 mm/saat olarak belirlenirken yayın balığında 2,5–5,6 mm/saat ve tatlı su kefalinde 2,0–3,3 mm/saat; Kumar *et al.* (1999) ise tatlı su kedi balığında (*Heteropneustes fossilis*) $6,0 \pm 2,0$ mm/saat olduğunu bildirmişlerdir.

Akut enfeksiyonlar, ağır metal zehirlenmeleri ve böbrek deformasyonları gibi durumlarda eritrosit sedimentasyon oranı yükselme göstermektedir (Blaxhall and Daisley 1973). Balıklarda enfeksiyon varlığı ile sedimentasyon hızı artmaktadır (Kocabatmaz ve Ekingen 1984; Uçar 2010). Bu değerlerin literatürler de bildirilen değerlerden farklılık göstermesi denemeye alınan balık türlerinin, kullanılan balıkların cinsiyet ve yaşlarının ve çalışmaların yapıldığı koşulların farklı olmasından kaynaklanmış olabilir.

Balık kanında ki şekilli elemanlardan sayıca en fazla olan hücre tipi eritrositlerdir. Eritrosit sayısının, balıklarda dokulara oksijen taşıma kapasitesinin bir ölçütü olduğu bildirilmektedir (Houston 1997).

Kan hücrelerindeki şekilsel ve hacimsel değişiklikler, toksik etkili kimyasalların spesifik göstergelerinden biri olup, bu değişiklikler arasında eritrosit ve eritrosit nükleus büyüklüğündeki değişiklikler, yapısal deformasyonlar sayılabilir (Vosyliene 1999; Duran 2011).

Carthy and Stevenson (1971), 227-225 gr ağırlığındaki sağlıklı gökkuşağı alabalıklarında, eritrosit sayısını $1,07 \times 10^6$ olarak belirlemişler, araştırmamızda ise ortalama ağırlıkları 165 ± 25 gr olan sağlıklı gökkuşağı alabalığı bireylerinden elde ettiğimiz eritrosit miktarının kontrol grubunda $0,7650 \pm 0,052$ D1 grubunda $2,1440 \pm 0,535$ ve D2 grubunda ise $1,9880 \pm 0,908$ olduğu belirlenmiştir. Bu farklılığın, üzerinde çalışılan balıkların ve ağırlıklarının farklı olmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Bu değerin gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nda min $0,538 \times 10^6/\text{mm}^3$, max $1,185 \times 10^6/\text{mm}^3$, ort $0,782 \times 10^6/\text{mm}^3$ (Kocabatmaz ve Ekingen 1984); *Tilapia zilli*'de $1,8 \times 10^6/\text{mm}^3$ (Ezzat *et al.* 1974); *Hypostomus paulinus*'da $0,66-2,01 \times 10^6/\text{mm}^3$ (Satake *et al.* 1986), kültüre alınmış *Hypostomus regani*'de $0,69 \times 10^6/\text{mm}^3$, (Favaretto *et al.* 1978), yabani *Hypostomus regani*'de $1,04 \times 10^6/\text{mm}^3$, (Satake *et al.* 1986), *Hypostomus punctatus*'da $1,00 \times 10^6/\text{mm}^3$ (Torres *et al.* 1986); *Anabas testudineus*'da $4,09 \times 10^6/\text{mm}^3$ (Kumar *et al.* 1999) olduğunu rapor etmişlerdir (Atamanalp 2002).

Suyun fiziksel ve kimyasal özelliklerindeki değişimler balıkların hematolojik parametrelerinde değişime neden olmaktadır. Suyun pH'sının asidik yöne kaymasının balıklarda hematokrit, hemoglobin düzeyleri ile eritrosit sayısını artırdığı Heat (1995) tarafından bildirilmiştir. Söz konusu değişimler hemokonsantrasyon ile plazma elektrolitlerinin regülasyonundaki bozulma sonucu kan hücrelerinin şişmesinden kaynaklanmış olabilir.

SDS'nin etkisinin incelendiği çalışmamızda lökosit değeri K, D1 ve D2 grupları için sırasıyla $3,28 \pm 0,386 \times 10^4/\text{mm}^3$, $5,28 \pm 1,277 \times 10^4/\text{mm}^3$, $4,56 \pm 1,972 \times 10^4/\text{mm}^3$ olarak belirlenmiştir. Muamele gruplarında kontrol grubuna oranla yüksek değerler kaydedilmiş fakat bu artış istatistiki açıdan önemsiz bulunmuştur. Yapılan çalışmada lökosit sayılarında görülen artışın, balığın kirliliğe karşı savunma mekanizmasında oluşturduğu fizyolojik bir tepki olarak düşünülmektedir. D1 grubunda kontrol grubuna göre lökosit sayısındaki artışın savunma sisteminin kirleticilere karşı vermiş olduğu ilk tepki olduğu ortaya çıkmıştır.

Balıklarda lökosit sayısının gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*)'nda min $3,0 \times 10^4$, max $6,5 \times 10^4$ ve ort $4,6 \times 10^4$ (Kocabatmaz ve Ekingen, 1984); *Tilapia zilli*'de $0,7 \times 10^4/\text{mm}^3$, (Ezzat *et al.* 1974) *Anabas testudineus*'da $4,71 \times 10^4/\text{mm}^3$ (Kumar *et al.* 1999) olduğu rapor edilmiştir (Atamanalp 2002).

Noyan (1980), Roberts (1989), Yılmaz ve Otlu (1989) ile Isoda and Fujimaki (1990), herhangi bir enfeksiyona maruz kalmış, hasta balık bireylerinde, eritrosit sayısında düşüş olduğunu ve lökosit hücrelerinde de savunmaya bağlı artışın görüldüğünü bildirmişlerdir. Bielinska (1987), deterjanların subletal dozlarına maruz bırakılan sazan balıklarında eritrosit sayısı ile hemoglobin ve hematokrit düzeylerinde düşüş olduğunu rapor etmiştir.

Trombosit değeri, kontrol grubunda $1,550 \pm 0,309 \times 10^4/\text{mm}^3$, muamele gruplarından D1 grubundaki balıklarda $6,960 \pm 2,2334 \times 10^4/\text{mm}^3$, D2 grubundakilerde ise $3,040 \pm 1,8188 \times 10^4/\text{mm}^3$ olarak tespit edilmiştir.

Kontrol grubunda gökkuşağı alabalığı için tespit edilen $1,550 \pm 0,309 \times 10^4/\text{mm}^3$ olan trombosit değeri Kocabatmaz ve Ekingen (1984) ve Atamanalp (2000)'in bildirdiği ortalama değerler ile (min $0,4 \times 10^4/\text{mm}^3$, max $2,41 \times 10^4/\text{mm}^3$ ve ort $0,94 \times 10^4/\text{mm}^3$) uygunluk göstermektedir. Trombosit değerinin stresten önemli derecede etkilendiği ve gökkuşağı alabalıklarında stresten önce $2,1 \times 10^4/\text{mm}^3$ olarak tespit edilen bu değerin stresten sonra $4,3 \times 10^4/\text{mm}^3$ 'e yükseldiği aynı araştırmacılar tarafından bildirilmiştir.

Her iki muamele grubunda trombosit sayısının kontrole oranla yükseldiği belirlenmiş ve istatistik analizlerde gruplar arasındaki farkın önemli olduğu belirlenmiştir.

Trombosit sayısını, Lester and Budd (1983) coho salmonlarında $26,10^3 /\text{mm}^3$, Casillas and Smith (1977) gökkuşağı alabalıklarında streten önce $21,10^3 /\text{mm}^3$, streten sonra $43,10^3/\text{mm}^3$ olarak bildirmişlerdir. Balıklarda stres koşulları, çeşitli kirleticiler, sıcaklık ve oksijen gibi ortamın fiziksel ve kimyasal yapısındaki herhangi bir faktörde oluşan değişimlerin etkileri sonucu oluşmakta ve bu değişimler öncelikle kan parametrelerini etkilemektedir. Balıklarda stres altında çok kısa sürede gözlenebilen bu değişimler belirli bir süre içerisinde homeostatik mekanizmalarla normal düzeye döndürülmekte, ancak stres faktörünün daha uzun sürelerle etkisinde kalıcı olmaktadır (Duran 2011).

Ortalama OEH değeri kontrol grubunda $289,0225\pm22,567 \mu\text{m}^3$ olarak bulunmuştur. OEH değeri D1 grubundaki balıklarda $170,558\pm85,041 \mu\text{m}^3$, D2 grubunda ise $189,0780\pm132,938 \mu\text{m}^3$ olarak belirlenmiştir.

Kontrol grubu ile karşılaştırıldığında SDS'nin iki farklı dozunun ortalama eritrosit hacmini düşürdüğü belirlenmiştir. Balıklarda kan parametreleri üzerine etki eden birçok faktör bulunmaktadır. Yapılan çalışmada ki değerlerin diğer çalışmalardan farklılık göstermesi çevresel (sıcaklık, fotoperyot, yoğunluk, tuzluluk, pH, oksijen gibi), fizyolojik (balık türü, üreme, yaş, cinsiyet), toksik ve kirletici maddeler (ağır metaller, pestisitler, deterjanlar) ve sosyal (sosyal hiyerarşi gibi) faktörlerden kaynaklanmış olduğu düşünülmektedir.

Kontrol grubunda OHM değeri $96,0925\pm4,4163 \text{ pg}$ olarak tespit edilirken D1 grubunda $43,3740\pm13,347 \text{ pg}$ ve D2 grubunda $54,6880\pm23,682 \text{ pg}$ olarak belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda kontrol grubu ile uygulamalar arasındaki farkın önemli olduğu belirlenmiştir.

Ortalama OHM değerimiz; Atamanalp (2000)'in gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*), Haşiloğlu ve Atamanalp (2002)'in tatlı su kefali (*Leuciscus cephalus*), Mughal

et al. (1993)'nin ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*), Pages *et al.* (1995)'nin çipura (*Sparus aurata*), Quentel and Obech (1992)'in kalkan balığı (*Scophthalmus maximus*), Sandes *et al.* (1988)'nin somon balığı (*Salmo salar*) ve Yamawaki *et al.* (1986)'nin sazan balığı (*Cyprinus carpio*) türleri için bildirdikleri değerlerden daha yüksek bulunmuştur. Yapılan çalışmada değerlerin farklılıklar göstermesi toksik maddenin etki şekli ve balık türlerinin farklılığından kaynaklanmış olabileceği düşünülmektedir.

Kontrol grubunda EOHK değerleri ortalaması $38,178 \pm 3,055$ g/100 ml, D1 uygulanan grupta $33,440 \pm 27,33$ g/100 ml, D2 uygulanan grupta $36,560 \pm 22,54$ g/100 ml olarak belirlenmiştir. Bu değer Kocabatmaz ve Ekingen (1984) ve Atamanalp (2000)'in sağlıklı alabalıklar için bildirdiği değerden (20,5–28,4 g/100 ml) yüksek olmuştur. EOHK değerlerimiz muamele gruplarının her ikisinde de kontrol grubuna göre düşük değerler vermiş olsa da bu değişimler istatistiki açıdan önemsiz olarak bulunmuştur.

Çelik vd (2006) farklı tür balıklarda hematolojik indekslerin referans değerleri üzerine yaptıkları çalışmada her türlü stres, hastalıklar, beslenme yetersizliği, toksik maddeler, su kalitesindeki değişimler ve diğer çevresel faktörler gibi nedenler balığın direk fizyolojik durumunu etkilediğini belirlemişlerdir. Balıklarda sağlık ve fiziksel durumun önemli göstergeleri olarak bilinen bazı hematolojik indekslerin farklı tür balıklardaki seviyeleri incelenmiştir. Hematolojik indekslerden eritrosit sayısı (RBC), lökosit sayısı (WBC), hemoglobin değeri (Hb), hematokrit oranı (Hct), ortalama eritrosit hacmi (MCV), eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin (MCH) ve eritrosit başına düşen ortalama hemoglobin konsantrasyonunun (MCHC) minimum ve maksimum değerleri sırasıyla $0,128-4,005 \times 10^6/\text{mm}^3$, $1,43571-107,000 \times 10^3/\text{mm}^3$, $1,300-16,000 \text{ g}100\text{ml}^{-1}$, %, 4, $800-58,800$, $31,600-894,940 \mu\text{m}^3$, $17,300-406,250 \mu\text{g/hücre}$ ve $8,700-65,000 \text{ g}100\text{ml}^{-1}$ olarak belirlenmiştir. Bu değerler ışığında, genel olarak balıklarda hematolojik indekslerin farklılık gösterdiği sonucuna varılmıştır.

5.3. Enzim Parametreleri

Artan nüfusun ihtiyaçlarını karşılamak için tarımdan mühendisliğe birçok alanda üretim ve ürün artırıcı tekniklerin gelişmesi, doğal kaynakların hızla kirletilmesine ve bütün canlıların hayatını tehdit eder boyuta gelmesine neden olmaktadır (Kıran 2008).

Bu kirletici unsurlar içerisinde sabun ve deterjanlar önemli bir paya sahip olup, evsel, endüstriyel ve laboratuvar çalışmaları sonucunda farklı yollarla su kaynaklarına bulaşmakta, ekosistemleri direk-indirek olarak etkilemekte ve bu sektördeki üretici-tüketici sağlığına olumsuz etkiler yapabilmektedir.

Canlılar bu zehirli bileşiklerin zararlı etkilerinden korunabilmek için antioksidan savunma sistemi (ASS) ile donatılmışlardır. Antioksidant enzimler oksidatif stres tarafından indüklenen anahtar bileşenler olup, endojen enzimler (Süperoksitdismutaz (SOD), Glutasyonperoksidaz (GSH-Px), Glutasyon-S-Transferazlar (GST), Katalaz (CAT), Mitokondriyal sitokrom oksidaz sistemi, Hidroperoksidaz) ve eksojen enzimlerden (Vitamin E ve C, bazı ilaçlar) oluşmaktadır (Oruç vd 2004; Alak ve Hisar 2010; Alak vd 2011; Uçar vd 2012). Bu enzimler hücre dengesinin düzenlenmesinde yaşamsal bir öneme sahiptirler ve indüksiyonları kirleticilere karşı verilen tepkinin bir sonucu olup, antioksidant enzim aktiviteleri ve lipid peroksidasyonu toksikolojik çalışmalarda hücre hasarlarının incelenmesinde önemli indikatörlerdir (Doyotte 1997; Zwart *et al.* 1999; Oruç vd 2004; Çinkılıçlı 2007).

Oksijen yönünden zengin bir atmosferin varlığı reaktif oksijen türleri (ROS) ve reaktif nitrojen türleri (RNS)'ne karşı çıkan endojen bir antioksidant sistemin gelişmesini sağlamıştır (Sen and Packner 2000). Bu O₂ metabolizması ürünlerinin azaltılması enzimatik (SOD), (CAT) ve (GSH-Px) hücresel savunma mekanizmalarıyla kontrol edilmektedir (Wohaieb *et al.* 1987; Wickens 2001; Uçar vd 2012).

Genel dolaşım ile sindirim kanalı arasında çok önemli bir konuma yerleştirilmiş olan karaciğer, besin maddelerine uygun şekilde metabolize edilmelerinin yanı sıra

potansiyel zararlı maddelerin atılımında geniş bir detoksifiye edici mekanizmalar dosyası ile donatılmıştır. Bu organ, gerekli besin maddeleri için ileri derecede özgül ve seçici taşıma mekanizmaları da içermekte olup bu besin maddeleri sadece organın gereksinim duyduğu enerjiyi sağlamakla yetinmez, aynı zamanda, organizmanın sistemik gereksinimlerine ait fizyolojik olarak önemli maddeleri de sağlar (Atik 2007; Yılmaz 2010).

SDS uygulaması balık karaciğerinde CAT spesifik aktivitesinde artışa neden olmuş ve kontrole nazaran yüksek değerler kaydedilmiştir (Çizelge 4.23). Fakat yapılan istatistik analizlerde gruplar arası farkın önemsiz olduğu belirlenmiştir ($p>0,05$) Benzer olarak böbrekten elde edilen sonuçlarda karaciğerdeki sonuçlara paralellik göstermiştir (Çizelge 4.32). Bazı enzimler "katalitik olarak mükemmel" veya "kinetik olarak mükemmel" şeklinde tanımlanırlar. Bu enzimlere örnek olarak trioz-fosfat izomeraz, karbonik anhidraz, asetilkolinesteraz, katalaz, fumaraz, β -laktamaz ve superoksit dismutaz gösterilebilir (Anonim 2013c).

Süperoksit dismutaz ve katalaz toksisiteye karşı savunmanın ilk ve en önemli basamağındadır (Pandey *et al.* 2003; Çinklioğlu 2007). H_2O_2 'nin detoksifikasyonunda görev alan CAT gibi enzimatik antioksidantların kanda, kemik iliğinde, mukoz membranlarda, böbrek ve karaciğerde diğer dokulara oranla daha fazla bulunduğu ve daha yüksek aktivite gösterdiği bilinmektedir (Anonim 2013d). Elde edilen sonuçlara benzer olarak Peixoto *et al.* (2006) tilapia (*Oreochromis niloticus*), Sayeed *et al.* (2003) yeşil yılanbaşı (*Channa punctatus*) balığının karaciğerinde pestisit uygulamalarının CAT aktivitesini artırdığını kaydetmişlerdir. Bu çalışmada, CAT enzim aktivitesinin karaciğer ve böbrek dokularında yüksek çıkması bu enzimin, böbrek ve karaciğerde bulunmasından kaynaklanabilir. Peixoto *et al.* (2006), katalaz enzim aktivitesinin bazı kirleticilere karşı hem inhibisyona hem de indüksiyona uğradığını belirterek toksikoloji çalışmalarında geçerli biyomarkırlar olmadıklarını bildirmiştir.

SDS uygulaması karaciğer ve böbrek dokularında MDA'yı arttırmış, SOD aktivitesinde azalmaya neden olarak söz konusu dokuların yapısını hasara uğratarak enzim aktivitelerinde oksidatif stres kaynaklı azalmalara neden olmuştur (Yılmaz 2010).

SOD aktivite düzeylerinin, incelenmesinde her iki doz uygulamasında kontrol grubuna göre daha düşük süperoksit dismutaz aktivite düzeylerinin alındığı böbrek dokusunda bu azalmanın önemli dereceye ulaştığı belirlenmiştir ($p<0,05$). Söz konusu parametre ile ilgili olarak mevcut çalışmadan elde edilen bulgular yapılan bazı çalışmalarla paralellik göstermiştir (Pedrajas *et al.* 1995; Oruç vd 2004; Peixoto *et al.* 2006). Çalışmamızda kontrol grubuna kıyasla deney gruplarına ait karaciğer ve böbrek dokularındaki SOD enzim aktivitelerinde gözlenen düşüşün, SDS ile etkileşim sonucu ortaya çıkan reaktif oksijen türlerindeki (ROS) artışa bağlı olabileceği kanaatindeyiz (Kaya 2005).

Antioksidant enzim aktiviteleri, glutatyon redoks düzeyi, lipid peroksidasyonu toksikolojik çalışmalarda sıklıkla tercih edilen biyomarkırlardır (Oruç vd 2004). Özellikle hücre içi GSH düzeyindeki değişimler, balıklarda kirleticilerin neden olduğu oksidatif stresin önemli bir indikatörü olarak kabul edilmektedir (Zhang *et al.* 2004; Çinklioğlu 2007).

Bu araştırmada, SDS nin farklı dozlarına maruz kalan gökkuşağı alabalıklarında karaciğerde GPx miktarı muamele gruplarında kontrole oranla daha yüksek değerler elde edilmiş ve gruplar arası fark $p<0,05$ seviyesinde önemli olmuştur.

Kirleticilerin etkisinde GSH düzeyinde gerçekleşen artışlar, GSH sentezinde görev alan enzimlerin, GSH düzeyinin yerine koyulması için gerçekleştirebilecekleri düzenlenmeler ve aktivasyonlar ile açıklanmaktadır (Çinklioğlu 2007). Bu çalışmada SDS etkisinde, karaciğer ve böbrek dokularında kontrole oranla GPx'de gözlenen artışların, GSH'ın, aktive olan GSH sentez mekanizmaları ile yerine konmasına bağlı olabileceği ya da diğer detoksifikasyon mekanizmaları ile ilişkili olabileceğini düşündürmektedir (Zhang *et al.* 2005; Çinklioğlu 2007). Muamele grupları arasında

gözlemlenen GPx aktivitelerinde meydana gelen azalmaların ise O₂'nin artışına bağlı olarak geliştiği düşünülmektedir (Matkovics *et al.* 1987; Yılmaz 2010).

Lipid peroksidasyonu sonucu oluşan lipid hidroperoksitleri yıkıldığında çoğu biyolojik olarak aktif olan aldehitler oluşur. Bu bileşikler ya hücre düzeyinde metabolize edilirler ya da başlangıçtaki etki alanlarından diffüze olup hücrenin diğer bölümlerine hasarı yayarlar. Bu hasarların belirlenmesinde sıklıkla tiobarbitirik asitle ölçülebilen malondialdehit (MDA) kullanılır. MDA, yağ asidi oksidasyonunun spesifik ya da kantitatif bir indikatörü değildir fakat lipid peroksidasyonunun derecesiyle iyi korelasyon gösterir (Akkuş 1995).

Çizelge 4.30 ve 4.38'de görüldüğü gibi karaciğer ve böbrek dokularında en yüksek MDA değerlerini D2 grubu vermiş ve gruplar arası fark istatistiki olarak her iki dokuda da önemli bulunmuştur (p<0,01). Farklı balık türleri, farklı dokular ve kirleticilerin denendiği birçok araştırma sonuçları mevcut çalışmadan elde edilen bulgularla paralellik göstermektedir (Dorval and Hontela, 2003; Durmaz vd 2005; Oruç ve Usta 2007, Barım ve Karatepe 2010).

SDS uygulanan gruplarda MDA düzeylerinin anlamlı ölçüde artış gösterdiği dikkati çekmektedir. Bununla birlikte, bu gruplarda CAT ve GPx enzim aktivitelerinde gözlenen artışın da lipid peroksidasyonundaki bu artışı kompanse edecek yönde olduğunu düşündürmektedir. Daha yüksek MDA değerleri veren D2 uygulamasında ise bu SDS dozajının serbest radikal hasarının daha baskın olabileceğini düşündürmektedir (Kaya 2005).

Yapılan bu çalışmada anyonik yüzey aktif madde olan ve deterjanların yapısında bulunan SDS'nin yoğun kültürü yapılan gökkuşağı alabalığının yüzme performansı, sağlık indeksi olarak kullanılan hematoloji parametreleri ve antioksidan enzim aktivitelerindeki etkilerinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Çevre kirliliğinin önem kazandığı günümüzde, evsel ve endüstriyel atıklardan kaynaklanan kirlilik olayları çok önem taşımakta ve deterjanlar sucul ortama karışan kirleticilerin önemli bir kısmını oluşturmaktadır. Deterjanların boşaltıldıkları alıcı sulara etkileri; köpük oluşturma, biyolojik ayrışma sonucu oksijen tüketimi, sudaki canlılar üzerine olumsuz etkileri, ötrofikasyon ve içme sularına etkileri şeklinde özetlenebilir. Suların kalitesinde meydana gelecek olumsuz değişikliklerin içme suyu açısından direkt olarak, tarımsal kullanım ve balık yetiştiriciliğiyle ise dolaylı olarak insan sağlığına etkisi bulunmaktadır.

Balık yetiştiriciliği yapılan sulara (tatlı su, tuzlu su, akarsu ve durgun su), su içerisinde barındırmış olduğu organizmalara zarar verebilecek her çeşit yabancı maddelerin karıştırılmaması insan sağlığı açısından, ekonomik açıdan ve organizmanın sağlığı açısından büyük önem arz etmektedir. Bu nedenle gerekli ön tedbirler alındıktan ve incelemeler yapıldıktan sonra balık üretim tesisleri planlanmalı ve zehirlenmelerden kaynaklı ölümlerin önüne geçilebilmesi için doğal su kaynaklarımızın her çeşit kirleticiden korunması zorunludur.

Çalışma sonucunda elde edilen verilere dayanarak doğal su ortamlarındaki kirliliğin düzenli olarak izlenmesi, canlılar üzerindeki etkilerinin belirlenerek bu çalışmalarla bir veri tabanı oluşturulması gerekliliği ortaya çıkmıştır. Yapılan tüm çalışmalar doğrultusunda gerekli önlemlerin alınarak yetiştiricilik açısından zararlı olan kirleticilerin etki seviyelerinin belirlenmesi zorunlu hale gelmiştir.

KAYNAKLAR

- Abel, P. D., 1974. Toxicity of synthetic detergents to fish and aquatic invertebrates. *Journal of Fish Biology*, 6(3):279- 298.
- Abel, P. D., Skidmore J. F., 1975. Toxic effects of an anionic detergent on the gills of Rainbow Trout. *Water Research*, 9(8):759-765.
- 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.
- Ahmad, F., Ali S.S. and Shakoori A., 1995. Sublethal effects of danitol (Fenpropathrin), a synthetic pyrethroid, on freshwater chinese grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. *Folia. Biol. (Krakow)*, 43, 151-159.
- Ahmad, I., Hamid, T., Fatima, M., Chand, H. S., Jan, S. K., Athar, M. and Raisuddin, S., 2000. Induction of hepatic antioxidants in Freshwater Catfish (*Channa punctatus* Bloch.) is a biomarker of paper mill effluent exposure. *Biochim. Biophys., Acta*. 1523: 37–48.
- Akkuş, İ., 1995. Serbest Radikaller ve Fizyopatolojik Etkileri, Mimoza Yayınları, Konya.
- Alak, G., Hisar, O. 2010. Effect of cadmium on some antioxidant enzymes in liver and kidney tissues of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Üniversite Öğrencileri III. Çevre Sorunları Kongresi*, İstanbul.
- Alak, G., Sönmez, A.Y. ve Hisar, O. 2011. Bazı pestisitlerin balıkların antioksidan enzim aktiviteleri üzerine etkileri. *J. of Agricultural Faculty of Atatürk Univ.*, 42 (1): 91-93, 2011
- Anderson, D.P., 1992. Immunostimulants, adjuvants and vaccine carriers in fish: applications to aquaculture. *Ann. Rev. Fish Dis.*, 2, 281-307.
- Anonim, 2013a. <http://tr.wikipedia.org/wiki/Enzim>
- Anonim 2013b. <http://www.mustafaaltinisik.org.uk/89-1-20.pdf>
- Anonim 2013c. <http://www.mustafaaltinisik.org.uk/89-1-20.pdf>
- Anonim, 2013d. <http://tr.wikipedia.org/wiki/Enzim>
- Arslan, M., Karaytuğ S., Cicik B., 2006. Bakırın *Clarias lazera* (Valenciennes, 1840)'da doku glikojen ve serum glukoz düzeyi üzerine etkileri. *E.U. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*. 23(1/1): 23-27.
- 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., 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.
- Atamanalp, M., 2003. Farklı yetiştirme sistemlerinin (Havuz ve Kafes) gökkuşağı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) hemoglobin, hematokrit ve sediment seviyeleri üzerine etkileri. *E.Ü. Su Ürünleri Dergisi*. 20(1-2), 81 – 86.
- Atabeyoğlu, K., 2011. Bazı ağır metallerin subletal dozlarının gökkuşağı alabalıklarında (*Oncorhynchus mykiss*) Katalaz, Süperoksit dismutaz, Glutasyon Peroksidaz

- enzim aktiviteleri ve mRNA ekspresyonları üzerine etkileri. A. Ü. Fen Bil. Enst. Doktora Tezi. Erzurum.
- Atik, U., 2007. Mark's Temel Tıbbi Biyokimyası: Klinik Yaklaşım. (Erden-İnal, M., Atik, U., Aksoy, N., Haşimi, A.,) Karaciğer Metabolizması, 2.Baskı, Öncü Basımevi, İstanbul, 842 s.
- Aziz, F., Amin, M., Shakoori, A.R., 1993. Toxic effects of cadmium chloride on the haematology of fish, *Tilapia mossambica*. Proc. Pakistan Congr. Zool., 13: 141-154.
- Azizoğlu, A. ve Cengizler İ., 1996. An investigation on determination of haematological parameters in healthy *Oreochromis niloticus*. Tr. J. of Veterinary and Animal Sciences. 20, 425- 431.
- 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.
- Barim, O., Karatepe, M., 2010. The effects of pollution on the vitamins A, E, C, b-carotene contents and oxidative stress of the freshwater crayfish, *Astacus leptodactylus*. Ecotoxicology and Environmental Safety. 73:138–142.
- Barnhoorn, I. E. J. and Van Vuren, J. H. J., 2004. The use of different enzymes in feral freshwater fish as a tool for the assessment of water pollution in South Africa. Ecotoxicol. Environ. Safe., 59: 180-185.
- 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.
- Benzie, I. F. F., 2000. Evolution of antioxidant defence mechanisms. Eu. J. Nut., 39, 2: 53–61.
- Beutler, E., 1984. Red cell metabolism, A manual of Biochemical Methods. 3rd ed. Grune and Starton, Inc. Orlando, FL 32887, London, 248-251.
- Bielinska, T. 1987. Dielectric, haematological and biochemical studies of detergent toxicity in fish blood. Phys. Med. Biol. 32 (5): 623-635.
- 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, common carp and gibel carp respond differently 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.
- Brett, J.R., and Gosal, N.R. 1973. Metabolic rates and critical swimming speeds of sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, in relation to size and temperature. Journal of the Fisheries Research Board Canada. 30, 379- 387.
- 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.

- Brown, V. M., Mitrović V.V., Stark G.T.C., 1968. Effects of chronic exposure to Zinc on toxicity of a mixture of detergent and zinc. *Water Research*, 2(4):255- 260.
- Cairns, J. and Scheier, A., 1962. The acute and chronic effects of standart sodium alkylbenzene sulphonate upon the pumpkinseed sunfish, *Lepomis gilbosus* and the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. Raf., Proc. 17 th. Ind. Waste Conf. Purdue Univ., Eng. Ext. Ser., 112,14.
- Calamari, D. and Marchetti R., 1973. The toxicity of mixtures of metals and surfactants to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri rich.*). *Water Research*, 7(10):1453- 1464.
- Carthy, D. H., Stevenson, J. P., RobertS, M. S., 1971. Some blood parameters of the Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*, Richardson). *Fish Biol*, 5, England. 1-8.
- Casillas, E. and Smith L.S., 1977. Effect of stress on blood coagulationand haematology in rainbow trout (*S. gairdneri*). *J. Fish Biol.*, 10, 481-494.
- Cataldı, E., D, Marco, P., Mandich, A., and Cataudella, S., 1998. Serum parameters of adriatic sturgeon *Acipenser naccarii* (Pisces: Acipenseriformes): Effects of temperature and stress, *Comp. Biochem. Physiol.*, 121A, 351– 354.
- Çelik, E.Ş. ve Çakıcı, H., 2004. Çanakkale Boğazı'ndaki İskorpit Balığı (*Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758)'nın bazı biyokimyasal kan parametrelerinin belirlenmesi. *O.M.Ü. Ziraat Fakültesi Dergisi*. 20 (2):15-23.
- Çelik, E.Ş., Akbulut, M., Sağır Odabaşı, S., Anıl Odabaşı, D., 2006. Farklı tür balıklarda hematolojik indekslerin referans değerleri. *Anadolu Universty Journal of Science and Technology*, 7(2): 277-293.
- Çelik, E.Ş., Aslan, A. ve Alparslan, M., 2008. Balıklarda kan glukozunu etkileyen başlıca faktörler. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi* 24(1-2): 364– 379.
- Çelikkale, M.S., 1988. İçsu Balıkları ve Yetiştiriciliği. Cilt 1, K.T.Ü.Yayın No:124 sayfa Trabzon.
- Çelikkale, M.S., 1994. İç Su Balıkları ve Yetiştiriciliği, KTÜ Sürmene Deniz Bilimleri Fak. Genel Yayın No: 124, Fak. Yayın No: 2, Cilt 1, 2. Baskı, Trabzon, s,37.
- Çinkıloğlu, E., 2007. *Cyprinus carpio*'da beyin dokusunda fenthionun antioksidant savunma sistemi, lipid peroksidasyonu ve asetilkolinesteraz enzim aktivitesine n-asetilsistein modülatörlüğünde etkileri. Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Çiltaş, A.K., 2000. *Stenotrophomonos malthophilia*, *Brevibacillus agri*, *Micrococcus lylae* suşlarının patojenitesi ile gökkuşağı alabalığı üzerinde oluşturulan enfeksiyonların laboratuar 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.
- Das, B.K. and Mukherjee S.C., 2003. Toxicity of cypermethrin in *Labeo rohita* Fingerlings: Biochemical, enzymatic and haematological consequences. *Comp. Biochem. Physiol.*, Part C, 134, 109-121.
- DeDuve, C., 1983. Microbodies in the living cells. *Sci. Am.*, 248,42-52.
- Demir, H., Akkoyun H.T., Çimen Ç. ve Çelik İ., 2004. İnsan eritrositlerinden ve rat eritrositlerinden katalaz enzimi aktivitesi üzerinde bazı ilaç ve antibiyotiklerin (in vivo) inhibisyon kinetiğinin incelenmesi. XVII. Ulusal Biyoloji Kongresi, Çukurova Üniversitesi, 21–24 Haziran, Adana

- Dorval, J., Hontela, A., 2003. Role of glutathione redox cycle and catalase in defense against oxidative stress induced by endosulfan in adrenocortical cells of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Toxicology And Applied Pharmacology, 192: 191–200.
- Dowling, K., Mothersill C., 1997. Toxicity of three organic pollutants, Nonoxynol, Prochloraz and 2,4-Dichloroaniline to primary cultures of Rainbow Trout and a fish cell line. Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis, 379(1):113.
- Doyotte, A., Cossu, C., Jacquin, M.C., Babut, M., Vasseur, P., 1997. Antioxidant enzymes, glutathione and lipid peroxidation as relevant biomarkers of experimental or field exposure in the gills and digestive gland of freshwater bivalve *Unio tumidus*. Aquatic Toxicology, 39: 93-110.
- Drucker, E.G., 1996. The use of gait transition speed in comparative studies of fish locomotion. Am. Zool., 36: 555–566.
- Duran, S., 2011. Bakır (Cu), Çinko (Zn), Kadmiyum (Cd) Ve Karışımlarının *Oreochromis Niloticus*'ta Bazı Hematolojik Parametreler Üzerine Etkileri. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı. Yüksek Lisans Tezi. Adana.
- Durmaz, H., Sevgiler, Y., Üner, N., 2005. Tissue-specific antioxidative and neurotoxic responses to diazinon in *Oreochromis niloticus*. Pesticide Biochemistry and Physiology, 84: 215-226.
- Ece, M., 2005. Yüzey aktif maddelerin kimyasal oksidasyon sürecinde giderimi. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı. Y. Lisans Tezi. Isparta.
- Egemen, Ö., 2000. Environment and Water Pollution, (In Turkish), Bornova, E.Ü. Faculty of Fisheries Journals, 42, İzmir, 120p.
- Ekici, H. ve Yarsan, E., 2009. Akuakültür canlılarında zehirli etki oluşturabilecek maddeler. E.U. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences. 26: (3), 229-233.
- Ezzat, A.A., Sharana M. B. and Farghaly A.M., 1974. Studies on the blood characteristics of *tilapia zilli* blood cells. J. Fish. Biol., 6, 1-12.
- FAO, (2004). FAO Aquaculture Newsletter (FAN), Special Issue, June 2004, No:35, 57s.
- Farrell, A.P., 2008. Comparisons of swimming performance in rainbow trout using constant acceleration and critical swimming speed tests. Journal of Fish Biology, 72(3): 693-710(18).
- Favaretto, A. L. V., Sawaya P., Petenusci S. O. and Lopes R. A., 1978. Hematologia do Cascudo *Plecostomus regani*. I. Serie vermelha. Biologica, 4, 12-17.
- Filho, D. W., 1996. Fish antioxidant defences a comparative approach. Br. J. Med. Biol. Res., 29: 1735–1742.
- Fırat, Ö., 2007. *Oreochromis niloticus*'ta Metal (Zn, Cd) Ve Metal Karışımının (Zn+Cd) Kan Dokusunda Fizyolojik Ve Biyokimyasal Parametreler Üzerine Etkisi. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. Biyoloji Anabilim Dalı . Doktora Tezi. Adana.
- Geldiay, R., ve Balık S., 1996. Türkiye Tatlısu Balıkları Ders Kitabı. E.Ü. Su Ür. Fak. No:46, İzmir,
- Golovanova, I. L., Kuzmina, V. V., Gobzhel'ian, T. E., Pavlov, D. F. and Chuiko, G. M., 1999. In vitro effects of cadmium and DDVP (Dichlorvos) on intestinal

- carbonhydrase and protease activities in freshwater teleosts. *Comp. Biochem. Physiol. C.*, 122: 21-25.
- 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.
- Gülçin, İ., 2002. Isırgan otunun (*Urtica dioica*) antioksidant aktivitesinin blirlenmesi, oksidatif ezimlerin karakterizasyonu ve bazı in vivo etkilerinin incelenmesi, Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, S. 37, Erzurum.
- Gündoğdu, A., 1995. Sinop ili sahilinde anyonik deterjan kirliliğinin araştırılması. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Su Ürünleri Yetiştiriciliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Samsun.
- Hai, D. Q., Varga, S. I. and Matkovics, B., 1997. Organophosphate effects on antioxidant system of Carp (*Cyprinus carpio*) and Catfish (*Ictalurus nebulosus*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 117C, 1: 83-88.
- Hammer, C., 1995. Fatigue and exercise tests with fish. *Comp. Biochem. Physiol. A* .112:1.20.
- Haşiloğlu, M.A. ve Atamanalp, M., 2002. Demirdöven baraj gölü (Erzurum) tatlısu kefali (*Leuciscus cephalus*) populasyonu hematolojik parametrelerinin belirlenmesi. *OMU Zir. Fak. Der.*, 17 (2), 34-38.
- Havir, E. A., Mchale N. A., 1987. Biochemical and developmental characterization of multiple forms of catalase in tobacco leaves. *Plant Physiol*, 84, 450-455.
- Heath, A. G., 1990. Summary and perspective. American Fisheries Society Symposium, Heath, A.G., 1995. Water Pollution and Fish Physiology. 2. ed., CRC Press Inc., Florida.
- Hofer, R., Jeney Z. and Bucher F., 1995. Chronic effects of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) and ammonia on Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry at water criteria limits. *Water Research*, 29(12):2725- 2729.
- Houston, A. H., 1997. Rewiev: Are the classical haematological variables acceptable indicators of fish health?. *Transactions of the American Fisheries Society. U.S.A.*, 6, (126), p. 879-894
- Hu, H., 2000. Exposure to metals. *Occupational and Environmental Medicine*, 27: 983-996.
- Hughes, 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.
- Isoda, M., Fujimaki Y., 1990. Fine-structural study of leucocytes in the gold fish (*Carassius auratus*). *J. Fish. Biol.*, 23(2), 170-175.
- 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
- Jimenez, B.D. and Stegeman, J.J., 1990. Detoxication enzymes as indicators of environmental stress on fish. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 8: 67-79.
- Jones, B.J. and Pearson W.D., 1976. Variations in haematocrit values of successive blood samples from bluegill. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2, 291-293.
- Kar, M., Mishra, D., 1976. Catalase, peroxidase and polyphenoloxidase activities during rice leaf senescence. *Plant Physiol.*, 57, 315-319.

- Kaya, E., 2005. Klorprifos ve deltamethrin'in kan ve beyin lipid peroksidasyon ve antioksidan enzim aktivitelerine etkileri. Yüksek Lisans Tezi Kimya Anabilim Dalı, Isparta.
- Kayhan, F.E., Muşlu, M.N., Koç, N.D., 2009. Bazı ağır metallerin sucul organizmalar üzerinde yarattığı stres ve biyolojik yanıtlar. *Journal of Fisheries Sciences*. 3(2),153-162.
- Keha, E., ve Küfrevioğlu Ö.İ., 2000. Biyokimya, Aktif Yayınevi, Erzurum 338-349.
- Kılbaş, S., 2006. L-Name H Pertans F ratlarda L S Nopr L N beyinde lipid peroksidasyonu ve antioksidan enzim aktiviteleri üzerine etkisi. Süleyman Demirel Üniversitesi Tıp Fakültesi Nöroloji Anabilim Dalı. Tıpta Uzmanlık Tezi. Isparta.
- Kıran, İ., 2008. Yüzey aktif maddelerin demir (Fe^{+3}) ile modifiye edilmiş zeolit katalizi eşliğinde heterojen foto-oksidasyonu. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü. Y. Lisans Tezi. Gebze.
- 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.
- Kobayashi, A., Tanaka, H., Hamada, Y., Ishizaki, S., Nagashima, Y., Shiomi, K., 2006. Comparison of allergenicity and allergens between fish white and dark muscles. *Allergy*, 61: 357-363.
- 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., ve Ekingen G., 1984. Değişik tür balıklarda kan örneği alınması ve hematolojik metotların standardizasyonu. *Doğa Bilim Dergisi*, D1, 8, 2,149–159.
- Kolok, A.S. and Oris, J.T., 1995. The relationship between specific growth rate and swimming performance in male fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Canadian Journal of Zoology/Revue Canadien de Zoologie*. 73(11): 2165–2167.
- Kosswig, K., 2000. Surfactants. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*.
- Kumar, S., Lata M. and Gopal K., 1999. Deltamethrin induced physiplogical changes in freshwater Cat fish *Heteropneustes fossilis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 62, 254-258.
- Kunce, C.M., Trelease, R.N., 1986. Heterogeneity of catalase in maturing and germinated cotton seeds. *Plant physiol.*, 81(4):1134–1139.
- Laird, L.M. and Needham, T., 1987. Salmon and trout farming. Ellis Horwood Limited, Halsted Press: a division of John Wiley & Sons, New York-Chichester-Brisbane-Toronto, 78.
- Lester, R.J.G. and Budd, J., 1983. Soma changes in the blood cells of diseased coho salmon. *Can. J. Zool.*, 57, 1458-1464.
- Lewis, M.A., 1991. Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals: A review and risk assesment. 25(1): 101- 113.
- Lopez, S. L., Nolasco, H. and Vega-Villasanta, F., 2003. Characterization of digestive gland esterase-lipase activity redclaw crayfish cherax quadricarinatus. *Comp. Biochem. Physiol.*, 135B: 337-347.
- Lusková, V., 1997. Annual cycles and normal values of hematological parameters in fishes. *Acta. Sci. 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.
- Matkovics, B., Witas, H., Gabrielak, T., Szabo, L. 1987. Paraquat as an agent affecting antioxidant enzymes of common carp erythrocytes. *Comp. Biochem Physiol.* 87C: 217-219
- Mawdsley-Thomas, L.E., 1972. Diseases of Fish, Symposia of the Zoological Society of London, Number 30, Academic Press, p 104.
- McCarty, D.H., Stevenson, J. P. and Roberts, M.S., 1975. Some blood parameters of the rainbow trout (*Salmo gairnerii* R.) II. The Shasta Variety, 7, 215-219.
- 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.
- Mughal, A.L., Iqbal, M.J. and Shakoori, A.R., 1993. Toxicity of short term exposure of sublethal doses of a synthetic pyrethroid, fenvalerate, on the Chinese grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. *Proc. Sem. Aqua. Dev. Pak.*, 49-74.
- 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.
- Noyan, A., 1980. Fizyoloji Ders Kitabı. Anadolu Üniversitesi Tıp Fakültesi, Anadolu Üni. Yayınları No: 2, Eskişehir. S. 590.
- Odabaşoğlu, F., 1988. Ispanak bitkisinde pestisitler ve bitkisel hormonlar ile muamelenin bazı enzim aktiviteleri üzerine etkileri. Doktora tezi, s:5-9, Yüzüncü Yıl Üniv., Fen Bilimleri Enstitüsü, Van.
- Oruç, E.Ö., Sevgiler, Y., Üner, N., 2004. Tissue-specific oxidative stress responses in fish exposed to 2,4-D and azinphosmethyl. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 137: 43–51.
- Oruç, E.Ö., Usta, D., 2007. Evaluation of oxidative stress responses and neurotoxicity potential of diazinon in different tissues of *Cyprinus carpio*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 23: 48-55.
- Öğüt, H., 2005. Balıklarda Stres, Balık Biyolojisi Araştırma Yöntemleri, (Editör: M., Karataş), Nobel Yayıncılık, 498s.
- Özaslan, M.E., 2008. Aşağı seyhan ovası drenaj kanallarında *Clarias gariepinus*'da serum glukoz, elektrolit, hematokrit düzeyi ve bazı kan parametrelerinin incelenmesi. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı. Yüksek lisans tezi. Adana.
- 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.
- Pagés, T., Gómez, E., Súñer, O., Viscor, G. and Tort, L., 1995. Effects of daily management stress on haematology and blood rheology of the gilthead seabream. *J. Fish Biol.*, 46, 775-786.
- Pandey, S., Parvez, S., Sayeed, I., Haque, R., Bin-hafeez, B., Raisuddin, S., 2003. Biomarkers of oxidative stress: a comparative study of river Yamuna fish *Wallago atto*. *The Science of the Total Environment*, 309: 105-115.

- Pedrajas, J.R., Peinado J., Lopez-Barea, J., 1995. Oxidative stress in Wsh exposed to model xenobiotics, Oxidatively modified forms of Cu, Zn superoxide dismutase as potential biomarkers. *Chem. Biol. Interact.* 98: 267–282.
- Peixoto, F., Alves-Fernandes, D., Santos, D., Fontainhasfernandes, A., 2006. Toxicological effects of oxyfluorfen on oxidative stress enzymes in Tilapia *Oreochromis Niloticus*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 85: 91-96.
- Peterson, R.H., 1974. Influence of fenitrothion on swimming velocities of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish Res Board Can* 31:1757–1762.
- 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.
- Quentel, C. and Obach, A., 1992. The cellular composition of the blood and haematopoietic organs of turbot *Scophthalmus maximus* L. *J. Fish Biol.*, 41, 709-716.
- Rajotte, J.W. and Couture, P., 2002. Effects of environmental metal contamination on the condition, swimming performance, and tissue metabolic capacities of wild yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*. 59 (8): 1296.
- Rand, M. G., 1995. *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*. Taylor & Francis, Washington, DC, USA, pp 24- 25
- Reddy, P.M., Bashamoiden, M.D., 1989. Fenvalarate and Cypermethrin induced changes in the haematological parameters of *Cyprinus carpio*. *Acta. Hydrochim. Hydrobiol.*, 17(1), 101–107.
- 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.
- Reiff, B., Lloyd, R., How, M.J., Brown, D., Alabaster, J.S., 1979. The Acute Toxicity of eleven detergents to fish: Results of an interlaboratory exercise. *Water Research*, 13(2):207- 210.
- Rimsh, E.Y. and Adamova, L.G., 1973. Blood analysis of herbivorous fish (biological principles and ways of increasing the efficiency of natural reproduction and rearing of valuable commercila fishes. *Fish. Res. Board of Canada*. Translation series No: 2620.
- Roberts, J. R., 1989. *Fish Pathology*. Second Edition. 24-28 Oval Road London, NW1 7DX England. P. 453.
- Sandnes, K., Lie Q., Waagbo R., 1988. Normal ranges of some blood chemistry parameters in adult farmed atlantic salmon, *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology*, 32, 129-136.
- 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.

- Sayeed, I., Parvez, S., Pandey, S., Bin-Hafeez, B., Haque, R., Raisuddin, S., 2003. Oxidative stress biomarkers of exposure to deltamethrin in freshwater fish, *Channa punctatus* Bloch. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 56: 295–301.
- Schereer, J.F., Resch, D.M. and Gately, M.L., 2005. Swimming performance of brook trout after simulated catchand- release angling: Looking for air exposure thresholds. *North American Journal of Fisheries Management*. 25:1513–1517.
- 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.
- Sen, C.K., and Packer, L., 2000. Thiol homeostasis and supplements in physical exercise. *American Journal of Clinical Nutrition*. 72, 653-669.
- Shakoori, A., Iqbal, R., Mughal, A.L., Ali, S.S. 1991. Drastic biochemical changes following 48 hours of exposure of chinese grass carp *Ctenopharyngodon idella*, to sublethal doses of mercuric chloride. *Proc 1. Symp. Fish & Fisheries, Pakistan*.
- Shakoori, A.R., Iqbal, M.J., Mughal, A.L. and Ali, S.S., 1994. Biochemical changes induced by inorganic mercury on the blood, liver and muscles of freshwater Chinese grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. *J. Ecotoxicol. Environ. Monit.*, 4, 81-92.
- Shakoori, A.R., Mughal, A.L., and Iqbal, M.J., 1996. Effects of sublethal doses of fenvalerate (a synthetic pyrethroid) administered continuously for four weeks on the blood, liver and muscles of a freshwater fish, *Ctenopharyngodon idella*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 57, 487-494.
- Stickney, R.R., 1991. *Culture of Salmonid fishes*, School of Fisheries, University of Washington, Seattle, Washington, 52.
- Stoskopf, M., 1993. Anaesthesia. In: L. Brown, Editor, *Aquaculture for Veterinarians*, Pergamon Press, Oxford, 161–167.
- Şanlı, Y., 2002. *Veteriner Klinik Toksikoloji*. Güngör Matbaacılık Pendik İstanbul. 808 s.
- Şengül, F., 1982. Endüstri Atık Sularının Arıtılması. Ege Üniversitesi İnşaat Fakültesi Ders Notları. İnşaat Fakültesi Yay. 40, İzmir.
- Şengül, F., 1991. Endüstriyel Atık Suların Özellikleri ve Arıtılması. D.E.Ü. Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Yay.172, İzmir.
- Torres, I. P., Moura, E.G., Nascimento, C.C.A., Contaifer, Jr D., Ramos, C.F., Pimenta, M.A., Torres, E.B. 1986. Parametros bioquímicos e hematológicos de cascudos (*Hypostomus punctatus*). *Ciencia e Cultura.*, 38: 825-828.
- Tüfek, Ö.M., 2004. Toz Deterjanın Gökkuşáğı Alabalığı Kromozomlarında Oluşturabileceğı Sapmaların İncelenmesi. Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Yetiştiriciliğı Anabilim Dalı. Doktora Tezi. Elazığ.
- Türkmen, G., Keleş, O., Aslan, M., Bakirel, T., Arun, S., 2004. Biochemical and haematological changes in fish exposed to sublethal concentrations of linear alkylbenzene sulphonate (LAS). *Medicine Veterinary Journal*. 60 (2): 143 – 146.
- Uçar, A., Atamanalp, M. 2009. Deterjan kirliliğinin gökkuşáğı alabalığı üzerine etkileri. 6. Ulusal Zootekni Bilim Kongresi, 24-26 Haziran 2009, Erzurum.
- Uçar, A., 2010. Doğal (karanfil yağı) ve Sentetik (2-fenoksietanol) Anestezik Maddelerinin Gökkuşáğı Alabalığı (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792) ve

- Kahverengi Alabalığın (*Salmo trutta fario* Linneaus, 1758) Kan Biyokimyası ve Hematolojik Parametreleri ile Bazı Enzim (G6PD, 6-PGD, GR, Katalaz) Aktiviteleri Üzerine Etkileri. Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi. Erzurum.
- Uçar, A., Ali Al-Hamdani, A.H., Alak, G., Atamanalp, M., Topal, A., Fakıoğlu, Ö., Arslan, H., Parlak, V., Şensurat, T., 2012. Effects of carboxin on superoxide dismutase enzyme activite in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). BIBAD Research Journal of Biological Sciences. 5 (2): 083-085.
- Uluköy, G., 1992. Sudak (*Stizostedion lucioperca* L. 1758) Balıklarında farklı konsantrasyondaki bazı pestisidlerin oluşturabileceği hematolojik ve histopatolojik değişimlerin incelenmesi üzerine bir araştırma. Ege Üniv. Su Ürünleri Fak., Su Ürünleri Derg. C.; 10(37-38-39): 1-96.
- 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.
- Vosyliene, M.Z., 1999. The effect of heavy metals on hematological indices. Acta Zoologica Litvanica Hydrobiologia. 9, 76–82.
- 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.Ž Ed. The Physiology of Fishes. CRC Press, Boca Raton, pp. 47–73.
- White, W.L., Ericson, N.M. and Stevens, S.C., 1976. Chemistry for the Clinical Laboratory (4th Ed.), CV Mosby, St Louis, p 122.
- Wickens, A.P., 2001. Ageing and free radical theory. Respiration Physiology, 128: 379-391.
- Witeska, M., 2005. Stress in fish hematological and immunological effects of heavy metals. Electronic Journal of Ichthyology, 1, 35-41
- Wohaieb, S.A., Godin, D.V. 1987. Starvation related alterations in free radical tissue defense mechanisms in rats. Effects of insulin treatment. Diabetes. 36:1014-8.
- 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.
- Yamaguchi, J., Nishimura M., 1984. Purification of glyoxymal catalase and immunochemical comparison of glyoxysomal and leaf peroxisomal catalase in germinating pumpkin cotyledons. Plant Physiol., 74, 261–267.
- Yamawaki, K., Hashimoto W., Fujii K., Koyama J., Ikeda Y. and Ozaki H., 1986. Hemochemical changes in carp exposed to low cadmium concentrations. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish., 52 (3), 459-465.
- Yılayaz, Ö., 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
- Yılmaz, K., Otlu, A., 1989. Veteriner Hematoloji El Kitabı. Fırat Üniv. Veteriner Fak. Hatiboglu Yayınevi- Ankara. s.120.

- Yılmaz, M., 2010. Bazı pestisitlerin sıçan dokularındaki asetilkolinesteraz ve antioksidan enzim aktiviteleri ile Malondialdehit düzeyine etkileri. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi. Adana.
- Ying, G., 2006. Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the Environment. *Environmental Internatiol.* 32(3):417- 431.
- Zhang ,J.F., Lü, H., Sun, Y.Y., Wang, X.R., Wu, J.C., Xue, Y.Q. 2005. Responses of the antioxidant defenses of the Goldfish *Carassius auratus*, exposed to 2,4-dichlorophenol. *Environmental Toxicology and Pharmacology.* 19: 185–190.
- Zwart, L.L.D., Meerman, J.H.N., Commandeur, J.N.M., Vermeulen, N.P.E., 1999. Biomarkers of free radical damage applications in experimental animals and in humans. *Free Radical Biology and Medicine.* 27: 202-226.

ÖZGEÇMİŞ

1972 yılında Erzurum'da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Erzurum'da tamamladı. 2 yıl laboratuvar teknisyenliği eğitiminin ardından Erzurum Numune Hastanesi'nde laboratuvar teknisyeni olarak çalıştı. 1995 yılında girdiği Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Su Ürünleri Bölümü'nü 1999 yılında birincilikle bitirdi. 2001-2003 yılları arasında Trabzon Su Ürünleri Merkez Araştırma Enstitüsünde Su Ürünleri Mühendisi olarak göreve başladı. 2003 yılından itibaren Erzurum Gıda Tarım ve Hayvancılık İl Müdürlüğünde Hayvan Sağlığı, Yetiştiriciliği ve Su Ürünleri Şube Müdürlüğünde çalışmaktadır.