



Çinkonun (Zn^{+2}) Gümüş Balığı (*Atherina boyeri*, Risso, 1810) Üzerine Akut Toksisitesi

Cafer BULUT^{1*}, Osman ÇETİNKAYA², Ayşegül KUBİLAY², Ufuk AKÇİMEN¹, Mustafa CEYLAN¹

¹Eğirdir Su Ürünleri Araştırma İstasyon Müdürlüğü Eğirdir/Isparta

²Süleyman Demirel Üniversitesi Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Doğu Kampüsü 32260 Isparta

(Alınış Tarihi: 30.07.2013, Kabul Tarihi: 19.12.2013)

Anahtar Kelimeler

Akut toksisite
Atherina boyeri
Gümüş balığı
Çinko
LT₅₀
LC₅₀

Özet: Bu çalışmada çinkonun gümüş balığı (*Atherina boyeri*) üzerine akut toksisitesinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Denemelerde ortalama boyları $4.41 \pm 0,068$ cm ve ağırlıkları $0.60 \pm 0,027$ g olan gümüş balıkları kullanılmıştır. Test balıklarına çinko sülfat çözülerek hazırlanan 7.78, 12.96, 21.6, 36, 60 ve 100 mg/L Zn^{+2} düzeyleri 6-24 saat süreyle uygulanmıştır. Denemede sıcaklığı 19 °C, sertliği 350 mg/L $CaCO_3$, çözünmüş oksijeni 5.72 mg/L olan artezyen suyu kullanılmıştır. Balıklar plastik kaplara 2 tekerrürlü olarak yerleştirilip, deneme gruplarında saatlik ve günlük olarak gözlemler yapılmış, ölen balık sayıları ve ölüm süreleri kaydedilerek akut toksisite testi gerçekleştirilmiştir. Çinko akut toksisite testinde statik biyo-deney yöntemi uygulanmış, 6-24 LC₅₀ ve LT₅₀ değerleri probit analiziyle belirlenmiştir. Gümüş balığı için 24 sa Zn^{+2} LC₅₀ 1.768 mg/L olarak belirlenmiştir. Maruz bırakma süresi uzadıkça LC₅₀ düşmektedir. Aplikasyon faktörü (0,1) alındığında gökkuşağı alabalığı için maksimum kabul edilebilir konsantrasyon 0.1768 mg/L Zn^{+2} olarak hesaplanmıştır. LT₅₀ konsantrasyona bağlı olarak 1 sa 5 dk ile 6 sa. 27 dk arasında değişmiş, konsantrasyon azaldıkça LT₅₀ uzamıştır. Deneme süresince konsantrasyonlara bağlı olarak balıklarda yüzeyle toplanma ve etkiden uzaklaşma, ters ve yan yüzme, hızlı ve kontrolsüz yüzme, suyun dışına kaçma hareketleri, su yüzeyine dik yüzmeler, su yüzeyine yaklaşip soluma hareketleri gözlemlenmiştir. Diğer balıklarla yapılan çalışmaların sonuçlarıyla kıyaslandığında gümüş balığının çinko toksisitesine birçok balıktan daha hassas olduğu görülmüştür.

Acute Toxicity of Zinc (Cu^{+2}) on Sand Smelt (*Atherina boyeri*, Risso, 1810)

Keywords

Acute toxicity
Atherina boyeri
Sand smelt
Zinc
LT₅₀
LC₅₀

Abstract: In this study it was aimed to determine acute toxicity of zinc on sand smelt (*Atherina boyeri*). In the experiments were used sand smelt which have average length of 4.41 ± 0.068 cm and weights 0.60 ± 0.027 g. The test fish were exposed to following concentrations of zinc (7.78, 12.96, 21.6, 36, 60 and 100 mg/L) for 24 hours. In preparation of test solutions zinc sulphate and artesian water which has temperature 19° C, total hardness 350 mg/L $CaCO_3$ and 5.72 mg/L DO. Test fish were placed in plastic containers to replications experimental groups as hourly and daily morphological observations were made and recorded time of death in acute toxicity test. In zinc-acute toxicity test were used static bioassay methods for 24 hour intervals. Data obtained from the zinc acute toxicity tests were evaluated using the Probit Analysis to LC₅₀ and LT₅₀. LC₅₀ zinc concentrations values were ranged between 1.768 mg/L were observed. The longer the duration of zinc showed a decrease in the value of LC₅₀. LC₅₀ value of the application factor is applied (1.768×0.1) to sand smelt zinc maximum acceptable concentration (safe concentration), 0.1768 mg/L Zn^{+2} , respectively. Lethal concentration, depending on the time interval is 1 hour and 5 minutes to 6 hours 27 minutes LT₅₀ values ranged and decreases the concentrations of zinc have been found. During the experiment, the surface concentrations of fish depending on the movements of assembly and also the opposite effect and side swims away from a fast-moving, uncontrolled swimming, to escape out of the water movement, perpendicular to the water, swimming, breathing movements are observed

* İlgili yazar: caferbulut@gmail.com

approaching the surface of the water. As a result, in the light of other fish sand smelt were found to be more sensitive than many fish.

1. Giriş

Günümüzde artan endüstriyel faaliyetler, kentleşme, nüfus artışı ve yoğun zirai uygulamaları, hızlı bir şekilde ortaya çıkan ve aşırı düzeylere ulaşan çevre kirliliğine neden olmaktadır. Oluşan bu kirlilikte metal ve metal bileşiklerde önemli etkenler arasında bulunmaktadır. Karasal ortamlarda ortaya çıkan atıklar, çeşitli yollarla sucul alanlara taşınmaktadır. Bunun yanında su kaynaklarının kirlenmesine asıl neden olan etkenlerin başında, sulara direkt deşarj edilen endüstriyel ve evsel atıklar gelmektedir (Bilgili vd., 1995).

Ortama bırakılan bu atıklar zamanla parçalanıp çevreye dönmekte ve teknolojinin yoğun olarak ürettiği kalıcı toksik maddeler ve ağır metaller çevrede her geçen gün biraz daha birikmektedir. Tehlikeli boyutlarda ağır metal deşarjları neticesinde doğal suların kalitesi bozulmaktadır. Doğal sularda çeşitli tuzlar halinde bulunan ağır metaller genel olarak her türden su canlısına akut toksik etkiye sahiptir (Bilgili vd., 1995).

Çinko, sucul ortamlarda genellikle eser miktarlarda bulunmakla birlikte gerek doğal gerekse endüstriyel, madencilik ve tarımsal aktiviteler gibi temelde antropojenik kaynaklı faktörlerin etkisi ile giderek artan derişimlerde bulunur. Bunun bir sonucu olarak, balıkların da içinde bulunduğu sucul organizmalar metallerin artan derişimlerinin etkisinde kalır (Cicik, 2003).

Çinko (Zn^{+2}), bileşiklerinin oransal olarak yüksek çözünürlüğe sahip olmasından dolayı tatlı sularda çok sık rastlanılan bir metaldir. Çinko, çinko sülfat olarak ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) özellikle tarımsal alanlarda yoğun bir şekilde kullanılan bir metaldir. Balıklar yavru dönemlerinde çinkonun toksik etkisine maruz kaldıklarında verimli bir üreme dönemi geçiremezler ve ortaya çıkan nesilde çinko nedeniyle yok olma durumuyla karşı karşıya kalabilmektedir (Sönmez ve Çetinkaya, 2003b).

Atherinidae familyasına ait gümüş balığı (*Atherina boyeri*, Risso, 1810)'nın tatlı su örneklerinde vücudun genel rengi sarımsı beyaz olup, sırt ve sırt yanlarında pulların kenarları seyrek biçimde siyah noktalıdır. Boyları 11 cm civarındadır. Yaşları 0-IV+ arasında dağılım gösterir (Altun, 1999; Özeren, 2004). *Atherina boyeri*'nin tüm denizlerimizde, Küçükçekmece, Sapanca, Köyceğiz gölleri ile Güzelhisar Çayı'nda bulunduğu belirtilmektedir (Altun, 1991; Geldiay ve Balık, 1996). İznik Gölü'nden ilk defa Altun (1991) tarafından bildirilmiştir. Altun (1991); Kuru vd., (2001) çalışmalarında Akyatan ve

Tuzla Gölleri (Adana), Bafa Gölü (Aydın), Köyceğiz Gölü (Muğla), Gediz Nehri (nehir ağzı), Büyükçekmece ve Küçükçekmece Gölleri (İstanbul), Peso Gölü (Edirne), Sapanca Gölü (Sakarya), Doğu Karadeniz'deki bazı akarsuların nehir ağzı bölgelerinde (Yeşilırmak, Karadere) varlığı tespit edilmiştir (Küçük vd., 2006). Yeğen vd., (2006) tarafından yapılan çalışmada Eğirdir ve Beyşehir Göllerinde, Kuru vd., (2001) tarafından Kızılırmak üzerindeki Hirfanlı ve Kapulukaya baraj göllerinde de yoğun olarak bulunduğu belirlenmiştir (Çetinkaya, 2008).

Balıklar ve diğer su canlıları üzerinde yapılan toksisite testleriyle bir maddenin hangi konsantrasyonda organizmalara zararlı olduğu, hangi konsantrasyonlarda görünür bir etki yapmadığı belirlenebilmektedir. Bu testlerle elde edilen sonuçlardan yararlanılarak, bir su canlısı için maksimum konsantrasyonları tavsiye edilebilmekte, balıkçılık yönetimi ile ilgili herhangi bir yerel su kaynağındaki kimyasal ölçümler değerlendirilip buna göre kararlar geliştirilebilmekte ve sınırlamalar öngörülebilinmektedir. Ayrıca toksisite testleri kirlenici atık deşarjlarının toksisitelerini izlemek veya yüzey sularının kalitelerini değerlendirmek amacı ile de kullanılmaktadır. Bu testler su ortamındaki kimyasal maddeleri izlemeye ve yapılan analizleri yorumlamaya hizmet eder. Bir deşarjın kalitesini belirlemek için balıkların kullanılması özellikle deşarjda atık maddeler varsa veya nelerin olduğu tam bilinmiyorsa, anlamlı ve ekonomik bir işlemdir.

Akuatik toksisite testlerinin bir kullanım amacı da bilimsel araştırmalardır. Bu testlerde diğer bütün koşullar sabit tutulurken sadece üzerinde durulan faktörün seviyesi, toksik maddenin konsantrasyonu değiştirilerek denemeler yapılır. Balık biyodenyelerinde balık hem bir deney hayvanı olarak değerlendirilir hem de bu deneyler sayesinde balık ile ilgili çok önemli, detaylı, pratik olarak önemli bilgiler elde edilir. Biyodenyeler günümüzde balığın fizyolojisi, patolojisi, beslenmesi, davranış değişiklikleri vb. bir çok konuyu aydınlatmada bir araç olarak kullanılırken; yeni üretilen bir kimyasalın, bir pestisit veya ilacın tescil edilmesi, kullanımına izin verilebilmesi için de biyodenyelerin yapılması ve tescil kuruluşuna sonuçların bildirilmesi zorunludur (Çetinkaya, 2005).

Bu çalışmamızda çinkonun gümüş balığına (*A.boyeri*) olan akut toksisitesinin araştırılması amaçlanmıştır.

2. Materyal ve Metod

Haziran 2011'de gerçekleştirilen deneme Akdeniz Su Ürünleri Araştırma Üretme ve Eğitim Enstitüsü Müdürlüğü Eğirdir Birimi'nin Kuluçkahane Ünitesi ve Balık Hastalıkları Laboratuvarı'nda yürütülmüş ve çalışma boyunca iki farklı deneme ortamı kurulmuştur.

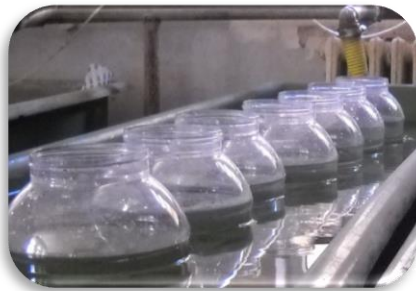
Akut toksisite çalışmalarında 3-6 cm büyüklüğündeki balıkların kullanılmasının uygun olduğu bildirilmiştir (Anonim, 1989). Çinko ile akut toksisite denemesinde ise ortalama boyları 4.41 ± 0.068 cm ve ortalama ağırlıkları 0.60 ± 0.027 g olan 118 adet gümüş balığı kullanılmıştır. Balıklar, Eğirdir Gölü Köprübaşı Mevkiinden ıgırıp ağlar kullanılarak hassas bir şekilde canlı olarak yakalanmış ve kovalar içerisinde Enstitü Kuluçkahanesi'nde tanklara alınmış ve adaptasyon süresince yaklaşık 7 gün bekletilmiştir (Şekil 1 ve Şekil 2).

Denemede Akdeniz Su Ürünleri Araştırma Üretme ve Eğitim Enstitüsü Müdürlüğü Eğirdir Birimi'nin sıcaklığı 19 °C, toplam sertliği 350 mg/L CaCO₃, toplam alkalinitesi 245 mg/L, kondüktivitesi 460 µmhos/cm, pH'sı 7.80 ve çözünmüş oksijeni 5.72 mg/L olan kuluçkahane suyu kullanılmıştır.

Denemede Merck marka teknik saflıkta çinko sülfat ve 14 adet 5 L'lik plastik kaplar kullanılmıştır. Denemede kullanılan konsantrasyon oranları Sönmez ve Çetinkaya'nın 2003'e göre hazırlanmıştır. Test balıklarına çinko sülfat çözülerek hazırlanan 7.78, 12.96, 21.6, 36, 60 ve 100 mg/L Zn⁺² düzeyleri 24 saat süre ile uygulanmıştır.



Şekil 1. Deneme balıklarının konulduğu tanklar



Şekil 2. Gümüş balığı denemesinde kullanılan kaplar

Deneme boyunca suyun fiziko-kimyasal parametreleri denetlenmiş, deneme gruplarında saatlik ve günlük ölümler ile morfolojik gözlemler kaydedilmiştir. Akut toksisite testi statik biyo-deney (SBD) olarak gerçekleştirilmiştir. Deneme sonuçlarının hesaplanması ve değerlendirilmesinde kullanılan parametreler ise süre 24 saat, kaçınma reaksiyonu, %95 güven sınırları, LC₅₀ konsantrasyonu, aplikasyon uygulama faktörü bir diğer ifade ile güvenli konsantrasyon, LT₅₀, ölüm zamanı olarak belirlenmiştir (Alabaster ve Lloyd, 1982; Sönmez ve Çetinkaya, 2003a).

Denemede elde edilen verilerin istatistiksel analizinde probit regresyon analizi kullanılmıştır. Probit regresyon analizi; değişkenlerin uygulanan muamele seviyesi ya da zamana göre davranışını yorumlamaktadır. En iyi muamele seviyesini ya da kombinasyonunu tahmin etme gibi ek bilgiler sağlar (Sönmez ve Çetinkaya, 2003a). Bu çalışmada probit analizi SPSS 17.0 paket programı yardımıyla yapılmıştır. Önem seviyesi olarak $P < 0.05$ kullanılmıştır.

3. Araştırma Bulguları

3.1 Akut çinko toksisite testi

Tablo 1. Akut çinko toksisite testinde bazı parametreler

Konsantrasyon (mg/L)	İlk Ölüm Zamanı (saat)	Etkili Konsantrasyon
100.00	0.27	X
60.00	0.40	X
36.00	0.56	X
21.60	1.30	X
12.96	1.45	X
7.78	2.30	X

Tablo 1. incelendiğinde 100 mg/L konsantrasyonda ilk ölüm 27. dakikada görülürken, konsantrasyonun azalmasıyla ilk ölüm zamanının da arttığı görülmektedir. 36 mg/L konsantrasyona tabi tutulan deneme grubunda 56. dakika iken bu oran 7.78 mg/L konsantrasyona tabi tutulan deneme grubunda 2 saat 30 dakikaya çıkmaktadır.

Tablo 2. Akut çinko toksisite testinde belirlenen LC₅₀ değerleri ve % 95'lik güven sınırları

Tatbik Süresi (saat)	LC ₅₀ (mg/L)	% 95'lik Güven Sınırları
6	8.102	7.211-9.439
12	4.410	3.947-5.146
18	4.410	3.947-5.146
24	1.768	1.589-2.076

Tablo 2. incelendiğinde gümüş balığı için LC₅₀ çinko konsantrasyonlarının 24 saatlik periyot için 8.102-1.768 mg/L arasında değiştiği görülmektedir. Süre uzadıkça çinko LC₅₀ değeri azalma göstermiştir. Sert

suda 24 saat LC₅₀ değerine aplikasyon faktörü uygulandığında (1.768x0.1) gümüş balığı için maksimum kabul edilebilir çinko konsantrasyonu 0.1768 mg/L Zn⁺² olarak hesaplanmıştır.

İlk 6 saat içinde 100 mg/L (F₁ - F₂), 60 mg/L (E₁-E₂), 36 mg/L (D₁-D₂), 21.6 mg/L (C₁-C₂), 12.96 mg/L (B₁-B₂) gruplarında bulunan gümüş balıklarının tamamı ölmüştür. 7.78 mg/L (A₁-A₂) grubundaki balıkların tamamı ise 12 saat içinde ölmüştür. 24 saat sonunda kontrol grubu hariç tüm deneme gruplarında ölümler gerçekleşmiştir (Tablo 3.).

Tablo 3. Akut çinko toksisite testinde belirlenen zamana bağlı ölüm oranları

Saat	Grup	Konsant. (mg/L)	Canlı Balık Sayısı (adet)	Ölüm Oranı (%)	Ort. Ölüm Oranı (%)
6	F ₁ /F ₂	100.00	0/0	100/100	100
	E ₁ /E ₂	60.00	0/0	100/100	100
	D ₁ /D ₂	36.00	0/0	100/100	100
	C ₁ /C ₂	21.60	0/0	100/100	100
	B ₁ /B ₂	12.96	0/0	100/100	100
	A ₁ /A ₂	7.78	5/5	44/38	41
12	F ₁ /F ₂	100.00	0/0	100/100	100
	E ₁ /E ₂	60.00	0/0	100/100	100
	D ₁ /D ₂	36.00	0/0	100/100	100
	C ₁ /C ₂	21.60	0/0	100/100	100
	B ₁ /B ₂	12.96	0/0	100/100	100
	A ₁ /A ₂	7.78	0/0	100/100	100
18	F ₁ /F ₂	100.00	0/0	100/100	100
	E ₁ /E ₂	60.00	0/0	100/100	100
	D ₁ /D ₂	36.00	0/0	100/100	100
	C ₁ /C ₂	21.60	0/0	100/100	100
	B ₁ /B ₂	12.96	0/0	100/100	100
	A ₁ /A ₂	7.78	0/0	100/100	100
24	F ₁ /F ₂	100.00	0/0	100/100	100
	E ₁ /E ₂	60.00	0/0	100/100	100
	D ₁ /D ₂	36.00	0/0	100/100	100
	C ₁ /C ₂	21.60	0/0	100/100	100
	B ₁ /B ₂	12.96	0/0	100/100	100
	A ₁ /A ₂	7.78	0/0	100/100	100

Tablo 4. incelendiğinde ise LT₅₀ değerlerinin konsantrasyona bağlı olarak 1 saat 5 dakika ile 6 saat 27 dakika arasında değiştiği ve çinko konsantrasyonu azaldıkça bu değerin arttığı görülmektedir.

Tablo 4. Akut çinko toksisite testinde belirlenen LT₅₀ değerleri ve % 95'lik güven sınırları

Konsantrasyon (mg/L)	LT ₅₀ (saat)	% 95'lik Güven Sınırları
100.00	6.27	5.59-6.56
60.00	2.36	2.14-2.56
36.00	2.36	2.18-2.53
21.60	1.37	1.25-1.50
12.96	1.07	0.54-1.19
7.78	1.05	0.53-1.17

3.2 Morfolojik Gözlemler ve Davranış Değişimleri

F₁ - F₂ (100 mg/L): Deneme başlangıcından ilk 1 saat içinde balıklarda yüzeyle toplanma ve etkiden uzaklaşma hareketleri gözlenmiştir. Bununla birlikte balıklarda ters ve yan yüzmeler, hızlı hareket, kontrolsüz yüzme, suyun dışına kaçma hareketleri, suya dik yüzmeler, su yüzeyine yaklaşarak soluma hareketleri de gözlenmiş olup bu belirtiler deneme ilerledikçe artmıştır. İlk ölüm 27 dakika sonra gözlenmiştir. Bunu takiben F₁-F₂ deneme grubundaki balıkların tamamı 1 saat 48 dakika içinde ölmüştür. Balıkların operkulum ve ağızlarının normalden daha fazla açık olduğu görülmüştür.

E₁ - E₂ (60 mg/L): Deneme başlangıcından ilk 15 dakika sonra balıkların suyun yüzeyinde yavaş hareketlerle yüzdükleri gözlenmiştir. Ayrıca bu deneme grubundaki balıklarda da yüzeyle toplanma ve etkiden uzaklaşma hareketleri ayrıca hızlı hareket, kontrolsüz yüzme, suyun dışına kaçma hareketleri, su yüzeyine yaklaşarak soluma hareketleri gözlenmiştir. Bu belirtiler deneme ilerledikçe artmıştır. İlk ölüm 40 dakika sonra gözlenmiştir. Bunu takiben E₁-E₂ deneme grubundaki balıkların tamamı 2 saat içinde ölmüştür.

D₁ - D₂ (36 mg/L): Deneme başlangıcından ilk 10 dakika boyunca normal davranışlar gösterdikleri fakat daha sonra balıkların suyun yüzeyinde yavaşça hareketlerle yüzdükleri gözlenmiştir. Bu deneme grubundaki balıklarda da ilk 30 dakikadan sonra yüzeyle toplanma ve etkiden uzaklaşma hareketleri, zamanla kontrolsüz yüzme, suyun dışına kaçma hareketleri, su yüzeyine yaklaşarak soluma hareketleri gözlenmiştir. Bu belirtiler deneme ilerledikçe artmıştır. İlk ölüm 56 dakika sonra gözlenmiştir. Bunu takiben D₁-D₂ deneme grubundaki balıkların tamamı 3 saat içinde ölmüştür.

C₁ - C₂ (21.6 mg/L): Deneme başlangıcından ilk 30 dakika boyunca normal davranışlar gösterdikleri gözlenmiştir. Daha sonra balıkların suyun yüzeyine yavaşça yaklaşarak yüzdükleri görülmüştür. Bu deneme grubunda da zamanla kontrolsüz yüzme, suyun dışına kaçma hareketleri, su yüzeyine yaklaşarak soluma hareketleri gözlenmiştir. Bu belirtiler deneme ilerledikçe artmıştır. İlk ölüm 1 saat 30 dakika sonra gözlenmiştir. Bunu takiben C₁-C₂ deneme grubundaki balıkların tamamı 4 saat 14 dakika içinde ölmüştür.

B₁ - B₂ (12.96 mg/L): Deneme başlangıcından ilk 1 saat boyunca normal davranışlar gösterdikleri gözlenmiştir. Daha sonra balıkların suyun yüzeyine yavaşça yaklaşarak yüzdükleri görülmüştür. Bu deneme grubunda da zamanla kontrolsüz yüzme, suyun dışına kaçma hareketleri, su yüzeyine yaklaşarak soluma hareketleri gözlenmiştir. Bu belirtiler deneme ilerledikçe artmıştır. İlk ölüm 1 saat 45 dakika sonra gözlenmiştir. Bunu takiben B₁-B₂

deneme grubundaki balıkların tamamı 5 saat 55 dakika içinde ölmüştür.

A₁ - A₂ (7.78 mg/L): Deneme başlangıcından ilk 2 saat boyunca normal davranışlar gösterdikleri gözlenmiştir. Daha sonra balıkların suyun yüzeyine yavaşça yaklaşarak yüzdükleri görülmüştür. Bu deneme grubunda da zamanla kontrolsüz yüzmeye, suyun dışına kaçma hareketleri, su yüzeyine yaklaşarak soluma hareketleri gözlenmiştir. Bu belirtiler deneme ilerledikçe artmıştır. İlk ölüm 2 saat 30 dakika sonra gözlenmiştir. İlk 6 saatlik dilimde balıkların %41'i ölmüştür. Bunu takiben B₁-B₂ deneme grubundaki balıkların tamamı ise 11 saat 50 dakika içinde ölmüştür.

KO₁ - KO₂ (Kontrol Grubu): Deneme boyunca yapılan gözlemlerde balıkların normal davranış gösterdikleri görülmüştür. Kontrol grubunda 24 saat deneme süresi boyunca herhangi bir olumsuzluk gözükmemiştir.

4. Tartışma

Bu çalışmada; çinkonun gümüş balığına (*Atherina boyeri*) akut toksisitesi araştırılmış olup denemede Eğirdir Gölü Köprübaşı Mevkiinden ıgırıp ağlar kullanılarak hassas bir şekilde canlı olarak yakalanan ve deneme ortamına alıştırılan gümüş balıkları kullanılmıştır. Gümüş balığı denemesi statik biyo-deney yöntemi ile 24 saatlik süre içinde akut toksisite testi uygulanarak morfolojik gözlemler ve davranış değişimleri takip edilmiş ve ölümleri esas alınıp LC₅₀ ve LT₅₀ değerleri bulunmuştur.

Gümüş balığı için LC₅₀ çinko konsantrasyonlarının 24 saatlik periyot için 1.768-8.102 mg/L arasında değiştiği ve süre uzadıkça çinko LC₅₀ değeri azalma gösterdiği görülmüştür. LC₅₀ değerine aplikasyon faktörü uygulandığında (1.768x0.1) gümüş balığı için maksimum kabul edilebilir çinko konsantrasyonu 0.1768 mg/L Zn⁺² olarak hesaplanmıştır. Öldürücü zaman aralığının konsantrasyona bağlı olarak 1 saat 05 dakika ile 6 saat 27 dakika arasında değiştiği ve çinko konsantrasyonu azaldıkça LT₅₀ değerinin arttığı görülmektedir. Deneme süresince konsantrasyonlara bağlı olarak balıklarda yüzeyle toplanma ve etkiden uzaklaşma hareketleri ayrıca ters ve yan yüzmeler, hızlı hareket, kontrolsüz yüzmeye, suyun dışına kaçma hareketleri, suya dik yüzmeler, su yüzeyine yaklaşarak soluma hareketleri gözlenmiştir. Bu belirtiler deneme ilerledikçe artmıştır.

Alabaster ve Lloyd (1982), 5 günlük LC₅₀'nin % 20'si düzeyinde yoğun bir Zn⁺² konsantrasyonuna gökkuşağı alabalıklarının 4 ay boyunca maruz bırakılması sonucu önemli mortalitelerin olduğunu; yine 7 günlük LC₅₀'nin % 30'u düzeyinde Zn⁺² konsantrasyonunda 8.5 ay boyunca bekletilen Kızılkanat balıklarında düşük fakat önemli mortalitelerin oluştuğu bildirilmiştir.

Baker ve Walden (1984), üç balık türü için çinkonun 96 saatlik (LC₅₀) statik biyo-deney metoduyla belirlemişlerdir. Çinko için 96 saat LC₅₀ değerini; *Melanotaenia splendida inornata* için 7.3 mg/L CaCO₃ su sertliğinde 4.73 mg/L; *Melanotaenia nigrans* için 22 mg/L CaCO₃ su sertliğinde 13.90 mg/L, yine aynı balık için 7.3 mg/L CaCO₃ su sertliğinde 6.39 mg/L; *Craterocephalus stercusmuscarum* için 42 mg/L CaCO₃ su sertliğinde 0.60 mg/L olarak hesaplamışlardır.

Joshi ve Prakash-Semwal (1990), *Noemacheilus rupicola* için ZnSO₄'ün akut toksisitesini klorlanmamış su kullanarak statik biyo-deney yöntemiyle tayin etmişlerdir. *N.rupicola* için ZnSO₄'ün 24, 48, 72 ve 96 saatlik LC₅₀ değerlerini sırasıyla 3.5 mg/L, 1.5 mg/L, 0.75 mg/L ve 0.50 mg/L olarak bildirmişlerdir. Ayrıca güvenli konsantrasyon ZnSO₄ için 0.31 mg/L olarak hesaplamış ve bildirmişlerdir.

Chen ve Yuan (1994), bir tatlı su balığı olan *Acrossocheilus paradoxus*'un Zn⁺²'ye olan hassasiyetini % 95 güven aralığında test etmişler ve çinko için 96 saat LC₅₀ 0.732-1.056 mg/L olarak bildirmişlerdir. Elde ettikleri bu sonuçlarla diğer türlerin bu ağır metallere olan duyarlılıklarını karşılaştırdıklarında bu balığın çinkoya hassasiyeti noktasında salmonlara çok yakın olduğunu bildirmişlerdir.

Sharma ve Sharma (1995), bir tatlısu balığı olan *Cirrhinus mrigala*'nın bazı gelişme safhalarına çinkonun akut toksik etkisini belirlemek amacıyla yapılan çalışmada *C.mrigala*'nın yumurtalarının daha ileri gelişme safhalarına (larva, yavru, ergin) göre çinkoya daha dayanıklı olduğunu bildirmişlerdir. Deney boyunca solunum sayısında artış, kıvrılma hareketi ve denge kaybı gibi balık davranışlarındaki değişiklikleri gözlemlenmişlerdir. Yumurta için çinkonun 24 saat LC₅₀ değerini 10 mg/L, yavru için 96 saat LC₅₀ değerini 7 mg/L, fingerlingler için 96 saat LC₅₀ değerini 0.35 mg/L olarak bildirmişlerdir.

Çetinkaya (1998), Zn⁺² toksisitesinin büyük ölçüde balık türü ve yaşına, özellikle suyun sertliğine ve diğer su kalitesi kriterlerine, Zn⁺² konsantrasyonuna alıştırmaya bağlı olduğunu, ayrıca su sertliğindeki artışın Zn⁺² toksisitesini azalttığını ve çinkonun subletal konsantrasyonlarda balıklarda üreme, büyüme ve immunitiyi gerilettiğini ve davranışı değiştirdiğini bildirmiştir. Suda tolere edilebilir maksimum Zn⁺² alabalıklarında 0.03-0.5 mg/L, sazangiller için 0.3-2.0 mg/L olduğunu bildirmiştir. Sazanda Zn⁺² için subletal konsantrasyon 0.4 mg/L, toksik konsantrasyon 2 mg/L, LC₅₀ ise 0.78 mg/L olduğunu bildirmiştir. Ayrıca LC₅₀ değerinin su sertliğinin artışıyla arttığını, sırasıyla 160, 385 ve 768 mg/L sertlikte LC₅₀ değerinin 3.82, 9.40 ve 12.32 mg/L olduğunu bildirmiştir.

Bat vd., (1999), Karadeniz'in Sinop Yanmadası'nda yaşayan *Echinogammarus olivii* (Amfipod),

Sphaeroma serratum (Isopod), *Palaemon elegans*'lar (Dekapod) üzerinde çinko akut toksik etkisini araştırmışlar ve 96 saatlik LC₅₀ değerlerini belirlemişlerdir. Çinko % 59 LC₅₀ değeri *Echinogammarus olivii* için 1.30 mg/L, *Sphaeroma serratum* için 6.12 mg/L, *Palaemon elegans* için 12.3 mg/L olarak bulunmuşlardır.

Bat vd., (2000), *Gammarus pulex pulex* (L. 1758) 'lerde çinko toksisitesi üzerine sıcaklığın etkisini araştırmışlar, 96 saatlik LC₅₀ değerlerini statik biyodenyelerle bulmaya çalışmışlardır. Çalışmanın sonucunda çinko için 96 saat LC₅₀ değerleri 15 °C'de 12.1 mg/L, 20°C'de 9.3 mg/L, 25 °C'de 5.2 mg/L olarak belirlenmiştir.

5. Sonuç

Sucul ortamlara yapılan bu türden deşarjlar, balık ve diğer sucul organizmalar üzerinde letal etkiler oluşturabilmektedir. Bu çalışma ile göllerimizde yoğun bir şekilde var olan gümüş balığının çinkoya olan toleransı ve letal konsantrasyonları belirlenmiştir.

Elde edilen bulgular yapılan diğer çalışma sonuçları ile kıyaslandığında gümüş balığının çinkoya birçok balığa oranla daha hassas olduğu görülmektedir. Bu sonuca balığın taşıma ve yapay ortamlara adaptasyonunun zayıf olmasının ayrıca metallere olan duyarlılığının da neden olabileceği sonucuna varılmıştır.

Kaynaklar

Alabaster, J.S., Lloyd, R., 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2. Baskı. FAO, Butterworths, Sci. London, Sidney, Toronto. 361.

Altun, Ö., 1991. Küçükçekmece Gölü'nde Yaşayan Gümüşbalığı (*Atherina boyeri* Risso, 1810)'nın Morfolojisi. *Turkish Journal of Zoology*, (15), 64-75.

Altun, Ö., 1999. Gümüş balığı (*Atherina boyeri* Risso, 1810) Populasyonlarında Gözlemlenen Morfolojik Varyasyonlar, *Turkish Journal of Zoology*, 23, (3), 911-918.

Anonim, 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17. Ed. APHA, AWWA, WPCF, Washington D.C. 1467.

Baker, L., Walden, D., 1984. Acute toxicity of copper and zinc to three fish species from the Alligator Rivers Region. Technical Memorandum 8, Supervising Scientist for the Alligator Rivers Region, AGPS, Canberra, Australian Government. Publ. Serv. 27.

Bat, L., Akbulut, M., Çulha, M., Gündoğdu, A., Satılmış, H. H., 2000. Effect of Temperature on the Toxicity of

Zinc, Copper and Lead to the Freshwater Amphipoda *Gammarus pulex pulex* (L., 1758). Tr. J. of Zoology, 24:409 - 415.

Bat, L., Gündoğdu, A., Sezgin, M., Çulha, M., Gönügür, G., Akbulut, M., 1999. Acute toxicity of zinc, copper and lead to three species of marine organism from the Sinop Peninsula, Black Sea. Tr.J. of Biology, 23:537 - 544.

Bilgili, A., Sağmanlıgil, H., Çetinkaya, N., Yersan, E., Türel, İ., 1995. Van Gölü suyunun doğal kalitesi ve buradan avlanan inci kefal (*Chalcalburnus tarichi* Pallas 1811) örneklerinde bazı ağır metal düzeyleri. Ankara Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi, (42), 445-450.

Chen, H., C., Yuan, Y. K., 1994. Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to freshwater fish *Acrossocheilus paradoxus*. ACTA - Zool. Taiwan, 5 (2):45 - 60.

Cicik, B., 2003. Bakır-çinko etkileşiminin sazan (*Cyprinus carpio*)'nın karaciğer, solungaç ve kas dokularındaki metal birikimi üzerine etkileri. Ekoloji Çevre Dergisi, Cilt 12, Sayı (48), 32-36.

Çetinkaya, O., 1998. Balıklarda Çinko (Zn) İhtiyacı ve Toksisitesi. *YYÜ Veteriner Fakültesi Dergisi*, 9 (1 - 2):83 - 88.

Çetinkaya, O., 2005. Akuatik Toksikoloji: Balık Biyodenyeleri. *Balık Biyolojisi Araştırma Yöntemleri Kitabı*. Editör: Karakaş., M. 13: 169-218.

Çetinkaya, S., 2008. Eğirdir Gölü'nden avlanan gümüş balığı (*Atherina boyeri*, Risso 1810'dan marinate yapımı ve bazı besinsel özelliklerinin tespiti. *Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora tezi*, 126s, Isparta.

Geldiay, R., Balık, S., 1996. Türkiye Tatlı Su Balıkları, *Ege Üniversitesi Yayınları, Ders Kitabı*, II. Baskı, No:46, 532s, İzmir.

Joshi, S. N., Parakash-Semwal, V., 1990. Toxicity of Zinc sulphate and copper sulphate to a hillstream cobitid fish *Noemacheilus rupicola*. *Indian Journal - ECOL.*, 17 (2): 148-150.

Kuru, M., Balık, S., Ustaoglu, M., R., Ünlü, E., Taşkavak, E., Gül, A., Yılmaz, M., Sarı, H., M., Küçük, F., Kutrup, B., Hamalosmanoğlu, M., 2001. Türkiye'de Bulunan Sulak Alanların Ramsar Sözleşmesi Balık Kriterlerine Göre Değerlendirilmesi Projesi. *Türkiye Cumhuriyeti Çevre Bakanlığı Çevre Koruma Genel Müdürlüğü ve Gazi Üniversitesi Vakfı, Kesin Raporu*, Ankara.

Küçük, F., Güllü, İ., Güçlü, S., S., Gümüş, E., Demir, O., 2006. Eğirdir Gölü'ne Sonradan Giren Gümüş Balığı (*Atherina boyeri*, Risso, 1810)'nın Göl Ekosistemine

ve Balıkçılığa Etkisi, *I. Ulusal Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu*, 532 s., Antalya.

Özeren, S., C., 2004. İznik Gölü Balıklarının Taksonomisi ve *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 (Sazan), *Rutilus frisii* Nordmann, 1840 (Akbalık) ve *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Gümüş balığı)'nin Biyo-Ekolojik Yönden İncelenmesi, *Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi*, 224s, Ankara.

Sharma , A., Sharma, MmS., 1995. Acute Toxicity of Zinc Certain Developmental Stages of *Cirrhinus mrigala* (Hamilton). *J.Environmental Biol*, 16 (2):157-162.

Sönmez, M., ve Çetinkaya, O., 2003a. Çinkonun (Zn^{+2}) inci kefali (*Chalcalburnus tarichi* Pallas 1811)'ne akut toksisitesinin belirlenmesi üzerine bir araştırma. Yüzüncü Yıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, 40s, Van

Sönmez, M., ve Çetinkaya, O., 2003b. Çinkonun (Zn^{+2}) inci kefali (*Chalcalburnus tarichi* Pallas 1811) üzerindeki akut toksisitesi. XII. Ulusal Su Ürünleri Sempozyumu, 413-418, Elazığ.

Yeğen, V., Balık, S., Bostan, H., Uysal, R., Bilçen, E., 2006. Göller Bölgesindeki Bazı Göl ve Baraj Göllerinin Balık Faunalarının Son Durumu, *I. Ulusal Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu*, 532, Antalya.