

Çinko ve Bakırın Kadife Balığı (*Tinca tinca* L., 1758) için Akut Toksisitesinin Belirlenmesi*

Mehmet Borga ERGÖNÜL**, Ahmet ALTINDAĞ
Ankara Üniversitesi, Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Ankara

Geliş Tarihi (Received) : 24.05.2011

Kabul Tarihi (Accepted) : 06.06.2011

ÖZET: Çinko ve bakır esansiyel metaller olarak bilinmesine ve pek çok enzim sisteminde görev almasına rağmen yüksek konsantrasyonlarda toksik etki göstermektedir. Bu çalışmada Kadife balığı (*Tinca tinca* L., 1758) için bu metallerin 96 saatlik LC₅₀ değerlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışma sonucunda çinko ve bakır için 96 saatlik LC₅₀ değerleri sırasıyla 20.79 (%95 güven aralığı; 17.39-23.98) ve 1.13 (%95 güven aralığı; 1.06–1.20) mg l⁻¹ olarak bulunmuştur.

Anahtar Kelimeler: Çinko klorür, Bakır sülfat, Toksikite, Lethal konsantrasyon, Ağır metal.

Determination of the Acute Toxicity of Zinc and Copper on Tench (*Tinca tinca* L., 1758)

ABSTRACT: Although, zinc and copper are known to be essential metals and have important functions in several enzyme systems, they can have toxic effects at high concentrations. In this study it was aimed to determine the 96 h LC₅₀ values of zinc and copper, for tench (*Tinca tinca* L., 1758). The 96 h LC₅₀ values for zinc and copper were found as 20.79 (%95 confidence intervals; 17.39-23.98) ve 1.13 (%95 confidence intervals; 1.06-1.20) mg l⁻¹, respectively.

Keywords: Zinc chloride, Copper sulphate, Toxicity, Lethal concentration, Heavy metal.

GİRİŞ

Su kirliliği, sucul ortamlarla etkileşim içinde olan insan ve diğer hayvan popülasyonları için global anlamda potansiyel bir tehlike oluşturmaktadır. Nehir, göl ve denizler gibi doğal su kaynaklarının katı ve sıvı atıklarla kirlenmesi günümüzde önemli bir çevre sorunu haline gelmiştir. Bu kirlenmeler arasında ağır metaller, sucul ekosistemlerdeki kirliliğin temel kaynağı olarak gösterilmektedir (Ramesh ve ark., 2007). Ağır metaller sucul ortamlar üzerinde en yüksek tehdiye sahiptir ve çoğu kez ortamda önerilen limitlerin çok üzerinde bulunurlar. Toksik etkilerini canlılar üzerinde birikerek ve lipidler, amino asitler, enzimler ve proteinler gibi biyolojik olarak aktif moleküllere bağlanarak gösterirler (Vutukuru ve ark., 2005). Dolayısıyla canlıların metabolizmasında, biyokimyasında, fizyolojisinde ve hatta davranışlarında dahi değişimlere neden olabilirler (Sorengas ve ark., 1996; Shah ve Altındağ, 2004; Shah ve Altındağ, 2005; Vutukuru ve ark., 2005; Ramesh ve ark., 2007).

Ağır metallerin sucul ekosistemler üzerinde yarattığı tehdit oldukça iyi bilinmesine rağmen, bu tehdidi tamamen ortadan kaldıracak yasal düzenlemelerin yapılması ve faaliyete geçirilmesi oldukça zordur. Zira gelişen sanayi ve insan tüketimine yönelik ihtiyaçlar bu tip yasal düzenlemelere ket vuran en önemli sorundur. Bu nedenle çeşitli kirlenmeler için tolere edilebilir veya izin verilen dozların belirlenmesi yoluna gidilmekte ve bu doğrultuda içme veya sulama amacıyla kullanılacak sularda, insan tüketimine sunulacak gıdalarda ağır metal ve diğer toksik maddelerin belirli limitler altında olmasına veya kesinlikle bulunmamasına dikkat edilmektedir. Bu bağlamda kirlenici maddeler için lethal konsantrasyonların belirlenmesi merkezi bir öneme sahip olup bu amaçla Cladocer'ler ve

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

Çinko ve bakır esansiyel metaller olarak kabul edilmelerine ve her iki metal de homeostazisin korunması için elzem olmasına rağmen yüksek konsantrasyonlarda toksik etki göstermektedir (Clearwater ve ark., 2002). Birçok çalışmada çinko ve bakırın çeşitli sucul canlılar için toksik değerleri belirlenmiş ve çeşitli toksik etkileri çalışılmış (Smith ve Heath, 1979; Thompson ve ark., 1980; Gomez ve ark., 1998; Bagdonas ve Vosyliene, 2006; Gündoğdu, 2008) olmasına rağmen Kadife balığı (*Tinca tinca* L., 1758) üzerinde bu metallerin toksisitesini konu alan bir çalışmaya rastlanmamaktadır. Kadife balığı Türkiye'de yüksek bir ekonomik değere sahip olmamasına ve üretimi yapılamamasına karşın bazı Avrupa ülkelerinde yoğun olarak tüketilmekte ve üretimi üzerine çalışmalar yapılmaktadır (Svobodova ve Kolarova, 2004; Buchtova ve ark., 2005). Ayrıca Çin'in 2006 yılında Kadife balığı üretimine yönelik başlatmış olduğu büyük bir projesi bulunmaktadır (Wang ve ark., 2006). Türkiye'de ise özellikle Anadolu'nun kuzey bölgelerinde genellikle yavaş akan nehir ve göllerde yayılım gösteren kadife balıklarının 1970'li yıllardan bu yana çeşitli baraj ve göllere aşılındığı ve yayılış alanının genişlediği bildirilmektedir (Karabatak, 1994).

* Doktora tezinden özetlenmiştir.

**Sorumlu yazar: Ergönül, M.B., borga@science.ankara.edu.tr

Balık ve Ustaoglu (2006) kadife balığının Beyşehir, Eğirdir ve Işıklı Göllerine aşılındığını bildirmektedir. Dolayısıyla kadife balığına ilginin artması bu balık üzerine yapılan çalışmaları daha da önemli kılmaktadır.

Bu çalışmada çinko ve bakırın, hastalıklara ve su kalitesindeki olumsuz koşullara karşı nispeten toleranslı bir balık türü olarak kabul edilen kadife balığı için akut toksisitesinin (96 saat) belirlenmesi amaçlanmıştır.

MATERYAL ve METOD

Çalışmada kullanılan Kadife balıkları (*Tinca tinca* L., 1758) Ankara'ya 20 km uzaklıktaki Mogan Gölü'nden (39.47'-32.47'E) çeşitli göz açıklığına sahip galsama ağları ve pinterler kullanılarak yakalanmıştır. Labortatuvara portatif pompa yardımı ile havalandırılan 50 litrelik tanklarla getirilen balıklar 800 litrelik fiberglas tanklara yerleştirilmiş ve laboratuvar koşullarına adapte olmaları için minimum 2 hafta süreyle bekletilmiştir. Adaptasyon süresince balıklar günde 1 kez pelet yemle beslenmiş ancak denemelerden 1 gün öncesinde ve denemeler sırasında yemleme yapılmamıştır. Çalışmada kullanılan balıklar için ortalama ağırlık ve ortalama boy sırasıyla 209.5±12.3 g ve 25.2±3.1 cm'dir.

Denemeler için dinlendirilmiş ve bu sayede kloru uçurulmuş musluk suyu kullanılmıştır. Çalışmalar süresince fotoperiyod suni ışık kaynağı kullanılarak 12A:12K (12 saat aydınlık: 12 saat karanlık) olarak ayarlanmıştır. Denemelerde kullanılan musluk suyunun CaCO₃ sertliği ve alkalitesi sırasıyla 77.5±1.2 ve 80±2.3 mg l⁻¹, pH'ı 7.71±0.49, elektriksel iletkenliği 217.47±16.95 µS cm⁻¹ ve sıcaklığı ise 17.7±4.47 °C'dir. Musluk suyunda ayrıca çinko ve bakır seviyesinin belirlenmesi için Gazi Üniversitesi Analitik Kimya Laboratuvarında Varian Marka (AA240FS) atomik absorpsiyon spektrometresi ile ağır metal analizi de yapılmış ve her iki metalin de deteksiyon seviyesinin (<0.01 mg/l) altında olduğu belirlenmiştir.

Çalışmada çinko kaynağı olarak çinko klorür (ZnCl₂) (Merck), bakır kaynağı olarak ise bakır sülfat (CuSO₄.5H₂O) (Sigma-Aldrich) kullanılmıştır. Denemeler her akvaryuma rastgele seçilmiş 10 birey olacak şekilde 100 litrelik akvaryumlarda yürütülmüş ve ağır metallerin stok solüsyonları hazırlanarak istenen konsantrasyonun elde edilmesini sağlayacak şekilde akvaryumlara uygun miktarda eklenmiştir. Akut toksiditenin (96 saat) belirlenmesi için çinkonun 9 farklı konsantrasyonu (Çizelge 1), bakırın ise 11 farklı konsantrasyonu denenmiştir (Çizelge 2). Çalışma süresince akvaryumlardaki suyun yarısı 2 günde bir değiştirilerek stok solüsyonlardan uygun miktarda eklenmiş ve ağır metal konsantrasyonunun sabit kalması sağlanmıştır. Denemeler süresince mortalite 12 saatlik aralıklarla kontrol edilerek ölen balıklar akvaryumdan uzaklaştırılmıştır. Ağır metallerin 96 saatlik LC₅₀ değerlerinin ve %95 güven aralıklarının hesaplanması için EPA Probit Analysis Programı (V 1.5) kullanılmıştır.

Çizelge 1. Çinkonun 96 saatlik LC₅₀ değerinin belirlenmesi için uygulanan konsantrasyonlar ve mortalite oranları.

Konsantrasyon (mg Zn ²⁺ l ⁻¹)	Maruz bırakılan balık sayısı	Ölen balık sayısı	% Mortalite
0.6	10	0	0
0.7	10	0	0
0.8	10	1	10
0.9	10	1	10
1.0	10	2	20
1.1	10	4	40
1.2	10	5	50
1.3	10	7	70
1.4	10	9	90
1.5	10	10	100
1.6	10	10	100

Çizelge 2. Bakırın 96 saatlik LC₅₀ değerinin belirlenmesi için uygulanan konsantrasyonlar ve mortalite oranları.

Konsantrasyon (mg Zn ²⁺ l ⁻¹)	Maruz bırakılan balık sayısı	Ölen balık sayısı	% Mortalite
0.6	10	0	0
0.7	10	0	0
0.8	10	1	10
0.9	10	1	10
1.0	10	2	20
1.1	10	4	40
1.2	10	5	50
1.3	10	7	70
1.4	10	9	90
1.5	10	10	100
1.6	10	10	100

BULGULAR ve TARTIŞMA

Kadife balığı üzerinde yürütülen bu çalışmada çinkonun 96 saatlik LC₅₀ değerinin belirlenmesi için toplam 9 farklı konsantrasyon denenmiş ve her bir grupta 10'ar adet balık kullanılmıştır. Yapılan çalışma sonunda çinko için hesaplanan 96 saatlik LC₅₀ değeri 20.79 mg l⁻¹ olup güven aralığı ise 17.39-23.98 olarak bulunmuştur (Çizelge 3). Bakırın 96 saatlik LC₅₀ değerinin belirlenmesi için ise toplam 11 farklı konsantrasyon denenmiş ve bakır için hesaplanan 96 saatlik LC₅₀ değeri 1.13 mg l⁻¹ olup güven aralığı ise 1.06-1.20 olarak bulunmuştur (Çizelge 4).

Çizelge 3. Kadife balığında çinko için 96 saatlik LC değerleri.

Lethal Konsantrasyon	Maruz bırakılan konsantrasyon (mg Zn ²⁺ l ⁻¹)	%95 Güven aralığı
LC 1.00	8.47	4.33-11.50
LC 5.00	11.02	6.63-14.01
LC 10.00	12.68	8.29-15.60
LC 15.00	13.93	9.63-16.80
LC 50.00	20.79	17.39-23.98
LC 85.00	31.02	26.60-40.40
LC 90.00	34.10	28.82-46.65
LC 95.00	39.23	32.26-58.07
LC 99.00	51.03	39.48-88.42

Çizelge 4. Kadife balığında bakır için 96 saatlik LC değerleri.

Lethal Konsantrasyon	Maruz bırakılan konsantrasyon (mg Cu ²⁺ l ⁻¹)	%95 Güven aralığı
LC 1.00	0.74	0.59-0.84
LC 5.00	0.83	0.70-0.92
LC 10.00	0.90	0.78-0.97
LC 15.00	0.94	0.83-1.01
LC 50.00	1.13	1.06-1.20
LC 85.00	1.37	1.28-1.52
LC 90.00	1.43	1.33-1.62
LC 95.00	1.53	1.40-1.78
LC 99.00	1.73	1.41-1.78

Çinko ve bakırın çeşitli balık türleri üzerindeki akut toksik değerleri ve bu çalışmalarda kullanılan laboratuvar suyu fiziko-kimyasal özellikleri Çizelge 5 ve 6'da özetlenmiştir. Çizelge 5'de de görüldüğü gibi çinkonun balıklar için 96 saatlik LC₅₀ değerinin çeşitli araştırmacılar tarafından 3.6 ile 87.8 mg Zn²⁺ l⁻¹ aralığında olduğu bildirilmiştir. Bakır için ise bu değer 0.05 ile 5.45 mg Cu²⁺ l⁻¹ aralığında olduğu görülmektedir (Çizelge 6). Görüldüğü gibi hem çinkonun hem de bakırın lethal konsantrasyonları üzerine yapılan çalışmalarda oldukça geniş bir varyasyon dikkat çekmektedir. Bunun, deneylerde kullanılan suyun sertliği, alkalinitesi, pH ve sıcaklık değeri (Smith ve Heath, 1979; Sorensen, 1991; Straus ve Tucker, 1993; Gomez ve ark., 1998; Lemus ve Chung, 1999) ile ilgili bildirilmektedir.

Genel olarak suyun pH'ı ile ağır metal toksisitesi arasında ters bir orantı olduğu vurgulanmakta ve yüksek pH değerlerinde ağır metal toksisitesinin azaldığı bildirilmektedir. Özellikle çinko için bu durum çinkonun yüksek pH değerlerinde çökmesinden kaynaklanmaktadır. Yüksek pH değerlerinde oluşan çinko presipitatlarının nispeten daha az toksik olduğu düşünülmektedir. Ancak araştırmacılar bu noktada fikir birliğine varamamışlardır; Gomez ve ark. (1998) yaptıkları çalışmada çinkonun zamanla ZnCO₃ şeklinde çökmesi ve ZnCO₃'ün nispeten daha az toksik olması sebebi ile çinko toksisitesinin ilk 24 saat içinde daha yüksek olduğunu daha sonra zamanla azaldığını bildirmişlerdir. Spear (1981), ise çinkonun Zn(OH)₂ şeklinde de çökeldiğini ve bunun toksik olmadığını ancak ZnCO₃'ün toksik olduğunu öne sürmüştür. Bakırın toksisitesinin ise temel olarak kuprik iyon (Cu²⁺) ve bakır hidroksit (CuOH ve Cu₂OH₂) ile ilgili olduğu bildirilmektedir (Brooks, 2000).

Ağır metal toksisitesi üzerinde diğer etkili bir parametre ise su sıcaklığıdır. Genel olarak ağır

metallerin yüksek sıcaklık değerlerinde daha toksik etki gösterdiği kabul edilmektedir. Örneğin Hilmy ve ark. (1987) *Tilapia zilli* üzerinde yaptıkları bir çalışmada 18° C'de *T. zilli* için 96 saatlik LC₅₀ değerini 21 mg l⁻¹ olarak 25° C'de ise 13 mg l⁻¹ olarak bulmuşlardır. Buthelezi ve ark. (2000) yaptıkları çalışmada sıcaklık arttıkça çinko toksisitesinin arttığını ve bu durumun sıcaklık arttıkça kanın oksijene olan affinitesinin azalması, metabolizmanın hızlanması ve dolayısıyla solungaçlardan daha fazla çinko alınmasından kaynaklandığını bildirmişlerdir. Benzer bulgular bakır için de kaydedilmiştir. Örneğin Lemus ve Chung (1999), *Petenia kraussii* üzerinde yaptıkları bir çalışmada 22 ve 30°C'de bakır için 96 saatlik LC₅₀ değerlerini sırasıyla 4.85 ve 2.84 mg l⁻¹ olarak bulmuşlardır.

Ağır metal toksisitesi üzerinde etkili olan diğer bir parametre ise suyun CaCO₃ sertliği ve alkalinitesidir. Suyun kalsiyum karbonat (CaCO₃) sertliği ve alkalinitesi arttıkça divalent ağır metallerin toksisitesinin arttığı birçok çalışmada gösterilmiştir (Straus ve Tucker, 1993; Wurts ve Perschbacher, 1994; Gomez ve ark., 1998). Örneğin Gomez ve ark. (1998) *Cnesterodon decemmaculatus* adlı tatlısu balıklarında yaptıkları çalışmada çinko toksisitesi üzerine su sertliği, elektriksel iletkenlik ve pH'ın etkilerini araştırmışlar ve çalışma sonunda suyun sertliği ve elektriksel iletkenliği arttıkça 96 saatlik LC₅₀ değerlerinin de yükseldiğini bulmuşlardır. Kalsiyum karbonat sertliği 25 mg l⁻¹ ve elektriksel iletkenliği 100 µs cm⁻¹ olan suda lethal konsantrasyonu 9.1 mg l⁻¹ bulurken, sertliğin 201 mg l⁻¹, elektriksel iletkenliğin ise 695 µs cm⁻¹ olduğu koşullarda lethal konsantrasyonu 87.8 mg l⁻¹ olarak bulmuşlardır. Benzer bulgular bakır toksisitesi için de kaydedilmiştir (Wurts ve Perschbacher, 1994; Schjolden ve ark., 2007).

Kalsiyum karbonatın ağır metal toksisitesine karşı koruyucu etkisinin Ca²⁺ kasyonu ile ilgisi olduğu belirtilmektedir. Sudaki Ca²⁺ ve Mg²⁺ gibi divalent kanyonlar çinko, bakır ve diğer birçok ağır metal toksisitesinde belirleyici role sahiptir (Wood, 2001). Sert sularda bu divalent kanyonların miktarı da fazladır ve bu tip sularda balıkların solungaçlarında branşial permeabilite düşüktür; tam aksine yumuşak sularda ise balıklarda elementlere karşı branşial permeabilite artmaktadır. Zira bilindiği gibi sucul canlılarda özellikle de balıklarda sucul ortama sızmış ağır metallerin ilk giriş yeri solungaçlardır (Sorensen, 1991). Özellikle Ca²⁺, sularda Mg²⁺ dan 10 kat kadar fazla bulunduğu için ağır metal toksisitesine karşı kalsiyumun magnezyumdan çok daha koruyucu etkileri olduğu kabul edilmektedir (Wood, 2001).

Çizelge 5. Bazı balık türleri için çinkonun LC₅₀ değerlerinin karşılaştırılması.

Tür	Çinko kaynağı	LC ₅₀ (mg Zn ²⁺ l ⁻¹)				pH	Sıcaklık (°C)	Sertlik (mg l ⁻¹)	Alkalinite (mg l ⁻¹)	Kaynak
		24h	48h	72h	96h					
<i>Carassius auratus</i>	ZnSO ₄ .7H ₂ O	110	-	-	-	-	5	-	-	Smith ve Heath, 1979
		37	-	-	-	7.1	15	36	-	
		25	-	-	-	-	30	-	-	
<i>Lepomis macrochirus</i>	ZnSO ₄ .7H ₂ O	-	-	-	3.6	6.8-7.5	22	21.2-59.2	23.2-32.8	Thompson ve ark., 1980
<i>Cyprinus carpio</i>	-	9.04	7.28	-	-	6.3	-	7.1	-	Khargarot ve ark., 1984
<i>Clarias lazera</i>	ZnSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	38	-	18	-	-	Hilmy ve ark., 1987
		-	-	-	26	6.9	25	-	-	
<i>Fundulus heteroclitus</i>	ZnCl ₂	-	96.5	-	-	7.8	20	-	-	Burton ve Fisher, 1990
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	ZnCl ₂	18.6	-	-	9.1	7.0	21-24	25	-	Gomez ve ark., 1998
		93.2	-	-	87.8	7.6	-	201	-	
<i>Cyprinus carpio</i>	ZnCl ₂	-	-	-	9.74	6.5-8.5	23-25	-	-	Hattink ve ark., 2006
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ZnSO ₄ .7H ₂ O	-	-	-	3.79	8.0	12	284	244	Bagdonas ve Vosyliene, 2006
<i>Leporinus obtusidens</i>	ZnSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	23.6	7.3	20.2	22	42.3	Gioda ve ark., 2007
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ZnCl ₂	-	-	-	12.88	7.49	14.6	249.6	-	Gündoğdu, 2008
<i>Clarias gariepinus</i>	ZnSO ₄ .7H ₂ O	-	-	-	36.7	6.51	27.4	227.5	193.3	Ololade ve Ogini, 2009
<i>Tinca tinca</i>	ZnCl ₂	-	-	-	20.79	7.71	17.7	77.5	80.0	Bu çalışma

Çizelge 6. Bazı balık türleri için bakırın LC₅₀ değerlerinin karşılaştırılması.

Tür	Bakır kaynağı	LC ₅₀ (mg Cu ²⁺ l ⁻¹)				pH	Sıcaklık (°C)	Sertlik (mg l ⁻¹)	Alkalinite (mg l ⁻¹)	Kaynak
		24h	48h	72h	96h					
<i>Lepomis macrochirus</i>	CuCl ₂ .2H ₂ O	-	-	-	1.10	-	-	21.2-59.2	23.2-32.8	Thompson ve ark., 1980
		-	-	-	0.05	7.3	-	16	-	Straus ve Tucker, 1993
<i>Ictalurus punctatus</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	1.13	8.4	-	161	-	Wurts ve Perschbacher, 1994
		-	2.8	-	-	7.2	20	75	75	
<i>Cyprinus carpio</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	-	8.0	-	5.45	7.3-7.8	20.5	210	-	Karan ve ark., 1998
<i>Petenia kraussii</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	4.85	7.8-8.0	22	-	-	Lemus ve Chung, 1999
		-	-	-	2.84	8.0	30	-	-	
<i>Salmo trutta</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	0.06	6.8-7.1	15-18	157	-	Baldigo ve Baudanza, 2001
<i>Danio rerio</i>	CuCl ₂ .Cu(OH) ₂	4.74	1.19	257	0.15	7.5	25	40-48	-	Oliveira-Filho ve ark., 2004
<i>Clarias gariepinus</i>	-	-	-	-	0.60	7.01	26	10.42	-	Olaifa ve ark., 2004
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	0.65	8.0	12	284	244	Bagdonas ve Vosyliene, 2006
<i>Cyprinus carpio</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	0.7	-	-	-	7.1	24	18	-	Ramesh ve ark., 2007
<i>Leporinus obtusidens</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	0.20	7.3	20.2	22	42.3	Gioda ve ark., 2007
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	0.09	7.49	14.6	249.5	-	Gündoğdu, 2008
<i>Tinca tinca</i>	CuSO ₄ .5H ₂ O	-	-	-	1.13	7.71	17.7	77.5	80.0	Bu çalışma

SONUÇ

Bu çalışmada Kadife balığı için, esansiyel metaller olarak bilinen ancak yüksek konsantrasyonlarda toksik etki gösteren çinko ve bakırın 96 saatlik LC₅₀ değerlerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Yapılan çalışma sonucunda çinko ve bakır için 96 saatlik LC₅₀ değerleri sırasıyla 20.79 ve 1.13 mg l⁻¹ olarak bulunmuştur. Literatürde farklı araştırmacıların çinko ve bakır için belirttiği LC₅₀ değerlerinin oldukça geniş varyasyon gösterdiği gözlenmektedir. Bunda analizlerde kullanılan suyun pH, sıcaklık, EC, sertlik ve alkalinite gibi fiziko-kimyasal parametrelerinin etkili olduğu bildirilmektedir. Ayrıca balık türü, balık büyüklüğü, balığın cinsiyeti ve eşeyssel olgunluğu gibi faktörlerin de LC₅₀ değerleri üzerinde etkili olduğu bilinmektedir (Feldman ve ark., 2006).

TEŞEKKÜR

Bu çalışmanın bir kısmı TÜBİTAK 108T662 Nolu Proje ile desteklenmiştir. Ayrıca ağır metal analizleri konusunda yardımcı olan Gazi Üniversitesi Biyoloji Eğitim Anabilim Dalı'ndan Prof. Dr. Ali GÜL'e teşekkür ederiz. Çalışma Ankara Üniversitesi Hayvan Deneyleri Yerel Etik Kurulu Kararı (No: 2008-25-120) izni ile yürütülmüştür.

KAYNAKLAR

- Bagdonas, E., Vosyliene, M.Z. 2006. A study of toxicity and genotoxicity of copper, zinc and their mixture to rainbow trout. *Biologija*, 1, 8-13.
- Baldigo, B.P., Baudanza, T.P. 2001. Copper avoidance and mortality of juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in tests with copper sulphate treated water from west branch reservoir, putnam county, new york. USGS Water Resources Investigations Report 99-4237, 25 pp.
- Balık, S., Ustaoglu, M.R. 2006. Türkiye'nin göl, gölet ve baraj göllerinde gerçekleştirilen balıklandırma çalışmaları ve sonuçları. I. Balıklandırma ve Rezervuar Yönetimi Sempozyumu. 07-09 Şubat 2006, Antalya.
- Brooks, K.M. 2000. Assessment of the Environmental Effects Associated with Wooden Bridges Preserved with Creosote, Pentachlorophenol, or Chromated Copper Arsenate. Res. Pap. FPL-RP-587. Madison, WI : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory.
- Buchtova, H., Smutna, M., Vorlova, L., Svobodova, Z., Flajshans, M. 2005. Amino acid composition of muscle proteins of diploid and triploid tench (*Tinca tinca*). *Acta Veterinaria Brunensis*, 74, 329-337.
- Burton, D.J., Fisher, D.J. 1990. Acute toxicity of cadmium, copper, zinc, ammonia, 3,3'-dichlorobenzidine, 2,6-dichloro-4-nitroaniline, methylene chloride, and 2,4,6-trichlorophenol to juvenile grass shrimp and killifish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 44, 776-783.
- Buthelezi, P.P., Wepener, V., Cyrus, D.P. 2000. The sublethal effects of zinc at different water temperatures on the haematology of *Oreochromis mossambicus*. *African Journal Of Aquatic Science*, 25, 146-152.
- Clearwater, S.J., Farag, A.M., Meyer, J.S. 2002. Bioavailability and toxicity of dietborne copper and zinc to fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C; Toxicology and Pharmacology*, 132, 269-313.
- Feldman, B.F., Zink, J.G., Jain, N.C. 2006. *Schalm's Veterinary Hematology*. 5th ed. Williams and Wilkins, Philadelphia.
- Gioda, C.R., Lissner, L.A., Pretto, A., Rocha, J.B., Schetinger, M.R., Netoi, J.R., Morsch, V.M., Loro, V.L. 2007. Exposure to sublethal concentrations of Zn(II) and Cu(II) changes biochemical parameters in *Leporinus obtusidens*. *Chemosphere*, 69, 170-175.
- Gomez, S., Villar, C., Bonetto, C. 1998. Zinc toxicity in the fish *Cnesterodon decemmaculatus* in the Parana River and Río de La Plata Estuary. *Environmental Pollution*, 99, 159-165.
- Gündoğdu, A. 2008. Acute toxicity of zinc and copper for rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *Journal of Fisheries Sciences*, 2, 711-721.
- Hattink, J., De Boeck, G., Blust, R. 2006. Toxicity, accumulation, and retention of zinc by carp under normoxic and hypoxic conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, 87-96.
- Hilmy, A.M. El-Domiaty, N.A., Daabees, A.Y., Abdel Latife, H.A. 1987. Toxicity in *Tilapia zilli* and *Clarias lazera* induced by zinc, seasonally. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C; Toxicology and Pharmacology*, 86, 263-265.
- Karan, V., Vitorovic, S., Tutundzic, V., Poleksic, V. 1998. Functional enzymes activity and gill histopathology of carp after copper sulphate exposure and recovery. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40, 49-55.
- Karabatak, M. 1994. Mogan Gölündeki (Ankara) Kadife Balığının (*Tinca tinca* L., 1758) Boy-Ağılık ilişkisi, Kondisyonu ve Gonad Gelişiminde Mevsimsel Değişiklikler., *Üstanbul Üniv. Su Ürün. Derg.*, 8, 15-30.
- Khargarot, B.S., Sehgal, A., Bhasin, M.K. 1984. Acute toxicity of mixed Cu-Zn solutions on common carp. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 12, 131-135.
- Lemus, M.J., Chung, K.S. 1999. Effect of temperature on copper toxicity, accumulation and purification in tropical fish juveniles *Petenia kraussii*. *Caribbean Journal of Science*, 35, 64-69.
- MacIntyre, C. 2008. What next for fish welfare. *Aquaculture News*, 34, 8-9.
- Olaifa, F.E., Olaifa, A.K., Onwude, T.E. 2004. Lethal and sublethal effects of copper to the african catfish (*Clarias gariepinus*) juveniles. *African Journal of Biomedical Research*, 7, 65-70.

- Oliveira-Filho, E.C., Lopes, R.M., Paumgarten, F.J.R. 2004. Comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper-based pesticides. *Chemosphere*, 56, 369-374.
- Ololade, I., Ogini, O. 2009. Behavioural and hematological effects of zinc on African Catfish, *Clarias gariepinus*. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 1, 22-27.
- Ramesh, M., Senthil Kumaran, S., Kavith, C., Saravanan, M., Mustafa, A. 2007. Primary stress responses of common carp, *Cyprinus carpio* exposed to copper toxicity. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 37, 81-85.
- Schjolden, J., Sorensen, J., Nilsson, G.E., Poleo, A.B.S. 2007. The toxicity of copper to crucian carp (*Carassius carassius*) in soft water. *Science of the Total Environment*, 384, 239-251.
- Shah, S.L., Altındağ, A. 2004. Behavioural abnormalities of tench (*Tinca tinca* L., 1758) on exposure to mercury, cadmium and lead. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13, 1482-1486.
- Shah, L.S., Altındağ, A. 2005. Alterations in the immunological parameters of tench (*Tinca tinca*) after acute and chronic exposure to lethal and sublethal treatments with mercury, cadmium and lead. *Tr. J. Vet. Anim. Sci.*, 29, 1163-1168.
- Smith, M.J., Heath, A.G. 1979. Acute toxicity of copper, chromate, zinc, and cyanide to freshwater fish: Effect of different temperatures. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 22, 113-119.
- Sorengas, J.L., Agra-Lago, M.J., Carballo, B., Andres, M.D., Veira, J.A.R. 1996. Effects of an acute exposure to sublethal concentrations of cadmium on liver carbohydrate metabolism of Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 57, 625-631.
- Sorensen, E.M.B. 1991. Copper. In: Sorensen, E.M.B. (Eds.), *Metal Poisoning in Fish*. CRC, Boca Raton, FL, USA, pp 235-284.
- Spear, P.A. 1981. Zinc in the aquatic environment: chemistry, distribution and toxicology. National Research Council of Canada. Publication NRCC 17589. 145 pp.
- Straus, D.L., Tucker, C.S. 1993. Acute toxicity of copper sulphate and chelated copper to channel catfish. *Journal of World Aquaculture Society*, 24, 390-395.
- Svobodova, Z., Kolarova, J. 2004. A review of the diseases and contaminat related mortalities of tench. *Veterinari Medicina*, 49, 19- 34.
- Thompson, K.W., Hendricks, A.C., Cairns, J. 1980. Acute toxicity of zinc and copper singly and in combination to the bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 25, 122-129.
- Vutukuru, S.S., Suma, C., Madhavi, K.R., Pauleena, J.S., Rao, J.V., Anjaneyulu, Y. 2005. Studies on the development of potential biomarkers for rapid assessment of copper toxicity to freshwater fish using *Esomus danricus* as model. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2, 63-73.
- Wang, J., Min, W., Guan, M., Gong, L., Ren, J., Huang, Z., Zheng, H., Zhang, J., Liu, H., Han, Y. 2006. Tench farming in China: present status and future prospects. *Aquaculture International*, 14, 205-208.
- Wood, C.M. 2001. Toxic responses of the gill. In: Schlenk, D., Benson, W.H. (Eds.), *Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts*. Taylor and Francis, London, pp: 1-87.
- Wurts, W.A., Perschbacher, P.W. 1994. Effects of bicarbonate alkalinity and calcium on the acute toxicity of copper to juvenile channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Aquaculture*, 125, 73-79.
- Zelikoff, J.T. 1998. Biomarkers of immunotoxicity in fish and other non-mammalian sentinel species: predictive value for mammals. *Toxicology*, 129, 63-71.