

T.C.
VAN YÜZÜNCÜ YIL ÜNİVERSİTESİ
SAĞLIK BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**RAZZAZA GÖLÜ'NDEKİ SU, SEDİMENT VE FARKLI TÜR
BALIK ÖRNEKLERİNDE BAZI AĞIR METAL
BİRİKİMİNİN İNCELENMESİ**

Veteriner Hekim Adel Abbas Safar Al-jobory

ECZACILIK MESLEK BİLİMLERİ
(FARMASÖTİK TOKSİKOLOJİ) ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

DANIŞMAN

Yrd. Doç. Dr. Ufuk MERCAN YÜCEL

VAN-2017

T.C.
VAN YÜZÜNCÜ YIL ÜNİVERSİTESİ
SAĞLIK BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**RAZZAZA GÖLÜ'NDEKİ SU, SEDİMENT VE FARKLI TÜR
BALIK ÖRNEKLERİNDE BAZI AĞIR METAL
BİRİKİMİNİN İNCELENMESİ**

Veteriner Hekim Adel Abbas Safar Al-jobory

ECZACILIK MESLEK BİLİMLERİ
(FARMASÖTİK TOKSİKOLOJİ) ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

DANIŞMAN

Yrd. Doç. Dr. Ufuk MERCAN YÜCEL

VAN-2017

Bu araştırma Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeler Başkanlığı tarafından TYL-2016-5552 no'lu proje olarak desteklenmiştir.

T.C
YÜZÜNCÜ YIL ÜNİVERSİTESİ
SAĞLIK BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**RAZZAZA GÖLÜ'NDEKİ SU, SEDİMENT VE FARKLI TÜR
BALIK ÖRNEKLERİNDE BAZI AĞIR METAL
BİRİKİMİNİN İNCELENMESİ**

Veteriner Hekim Adel Abbas Safar Al-jobory

ECZACILIK MESLEK BİLİMLERİ
(FARMASÖTİK TOKSİKOLOJİ) ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Yrd. Doç. Dr. Ufuk MERCAN YÜCEL
Jüri Başkanı

Yrd. Doç. Dr. Oruc ALLAHVERDİYEV
Üye

Yrd. Doç. Dr. Erdinç TÜRK
Üye

TEZ KABUL TARİHİ
27/ 09 /2017

TEŞEKKÜR

Değerli bilgi ve deneyimlerinden yararlandığım, çalışmalarımın yönlendirilmesinde ve devam etmesinde her türlü desteğini benden esirgemeyen danışman hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. Ufuk MERCAN YÜCEL'e, tezimin istatistiksel analizlerini yapan Sayın Prof. Dr. Sıddık KESKİN'e, tez çalışmama maddi destek sağlayan VAN YYÜ Bilimsel Araştırma Projeleri Başkanlığı'na, hayatımın her aşamasında bana destek olan, sevgi ve ilgilerini benden esirgemeyen değerli aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.



İÇİNDEKİLER

Sayfa

KABUL VE ONAY	II
TEŞEKKÜR.....	III
İÇİNDEKİLER	IV
SİMGELER VE KISALTMALAR	VI
ŞEKİLLER DİZİNİ	VII
ÇİZELGELER DİZİNİ	VIII
1. GİRİŞ VE AMAÇ.....	1
2. GENEL BİLGİLER	4
2.1. Ağır Metaller.....	4
2.1.1. Civa.....	5
2.1.2. Kadmiyum	7
2.1.3. Kurşun	9
2.1.4. Arsenik	11
2.1.5. Nikel	13
2.1.6. Alüminyum.....	14
2.1.7. Bakır	16
2.1.8. Çinko	19
2.2. Sucul Ortamdaki Ağır Metal Kirliliğinin Kaynakları	21
2.3. Ağır Metallerin Toksisitesi	24
2.4. Ağır Metallerin Toksisitelerini Etkileyen Faktörler.....	26
2.5. Sularda Ağır Metal Düzeyinin Tespit Edilmesi	28
2.5.1. Su ortamı	28
2.5.2. Sediment	29
2.5.3. Sucul canlılar	30
2.6. Balık Doku ve Organlarında Ağır Metallerin Biyobirikimi.....	32
2.7. Su, Sediment ve Balık Dokularında Ağır Metal Analizi ile İlgili Daha Önce Yapılan Çalışmalar	34
3. GEREÇ VE YÖNTEM.....	41
3.1. Gereçler	41
3.1.1. Razzaza Gölü' nün Genel Özellikleri.....	41

3.1.2. <i>Cyprinus carpio</i> L., 1758 (Sazan) Balığının Genel Özellikleri.....	43
3.1.3. <i>Barbus grypus</i> Heckel 1843 (Şabut) Balığının Genel Özellikleri	44
3.1.4. <i>Ctenopharyngodon idella</i> , Valenciennes, 1844 (Ot sazanı) Balığının Genel Özellikleri	46
3.1.5. Analiz için kullanılan araç ve gereçler	47
3.1.6. İndüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometrisi (ICP-MS)	47
3.2. Yöntem.....	48
3.2.1. Su Örneklerinin Ağır Metal Analizine Hazırlanması.....	48
3.2.2. Sediment Örneklerinin Ağır Metal Analizine Hazırlanması	48
3.2.3. Balık Örneklerinin Ağır Metal Analizine Hazırlanması	49
3.3. İstatiksel Analizler	50
4. BULGULAR.....	51
4.1. Göl Suyunun pH Değeri.....	51
4.2. Göl Suyunun Ağır Metal Düzeyi	51
4.3. Sedimentte Tespit Edilen Ağır Metal Düzeyi	52
4.4. Balık Türlerinin Ağırlık ve boyları	53
4.5. Sazan Balığının (<i>Cyprinus Carpio</i> , 1758) Dokularında Ölçülen Ağır Metal Düzeyleri.....	54
4.6. Şabut Balığının (<i>Barbus grypus</i>) Dokularında Ölçülen Ağır Metal Düzeyleri....	56
4.7. Ot sazanı (<i>Ctenopharyngodon idella</i>) Balığı Dokularında Ölçülen Ağır Metal Düzeyleri	58
4.8. Ağır Metal Düzeyi Bakımından Genel olarak Grupların Karşılaştırması.....	60
4.9. Ağır Metal Düzeyi Bakımından Genel olarak Dokuların Karşılaştırması	62
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	64
ÖZET	71
SUMMARY	72
KAYNAKLAR	73
ÖZGEÇMiŞ	100

SİMGELER VE KISALTMALAR

Cd	Kadmiyum
Zn	Çinko
Pb	Kurşun
Cu	Bakır
Hg	Civa
Ni	Nikel
As	Arsenik
Al	Alüminyum
Ag	Gümüş
HNO₃	Nitrik asit
HClO₄	Perklorik asit
H₂O₂	Hidrojen peroksit
mg	Miligram
kg	Kilogram
µg	Mikrogram
L	Litre
ml	Mililitre
ppb	Milyarda bir kısım
WHO	Dünya Sağlık Örgütü (World Health Organization)
pH	Hidrojen iyon konsantrasyonunun eksi logaritması
ICP-MS	İndüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometrisi
TGK	Türk Gıda Kodeksi
TSE	Türk Standartları Enstitüsü
EPA	Çevre Koruma Ajansı

ŞEKİLLER DİZİNİ

	Sayfa
Şekil 2.1. Metalin su ortamında izlediği yol.....	22
Şekil 3.1. Razzaza Gölünün haritadaki yeri.....	42
Şekil 3.2. Razzaza gölü ve balıkçılık.....	42
Şekil 3.3. Sazan balığı (<i>Cyprinus carpio</i> L. 1758).....	44
Şekil 3.4. Şabut balığı (<i>Barbus grypus</i> H. 1843).....	45
Şekil 3.5. Ot sazanı (<i>Ctenopharyngodon idella</i> , Valenciennes, 1844).....	47
Şekil 3.6. Sazan balığı'nın (<i>Cyprinus carpio</i> L. 1758) boy ölçümü.....	49
Şekil 4.1. Göl suyunun ağır metal düzeyinin çizgi grafiğinde gösterimi.....	51
Şekil 4.2. Sedimentte ağır metal düzeyinin ($\mu\text{g/g}$) sütun grafiğinde gösterimi.....	52
Şekil 4.3. İncelenen türlere ait bireylerin boy ölçümlerinin sütun grafiğinde gösterimi.....	53
Şekil 4.4. İncelenen türlere ait bireylerin ağırlık ölçümlerinin sütun grafiğinde gösterimi.....	53
Şekil 4.5. Sazan balığının farklı organlarında ölçülen Al ve Zn düzeyleri ($\mu\text{g/g}$).....	55
Şekil 4.6. Sazan balığının farklı organlarında ölçülen Ni, Cu, As, Cd ve Pb düzeyleri ($\mu\text{g/g}$).....	55
Şekil 4.7. Şabut balığının farklı organlarında ölçülen Al ve Zn düzeyleri ($\mu\text{g/g}$).....	57
Şekil 4.8. Şabut balığının farklı organlarında ölçülen Ni, Cu, As, Pb ve Cd düzeyleri ($\mu\text{g/g}$).....	57
Şekil 4.9. Ot Sazanı balığının farklı organlarında ölçülen Ni, Cu, Zn, As, Cd ve Pb düzeyleri ($\mu\text{g/g}$).....	59
Şekil 4.10. Ot Sazanı balığının farklı organlarında ölçülen Al düzeyleri ($\mu\text{g/g}$).....	59
Şekil 4.11. Balık türlerinde tespit edilen toplam Al ve Zn düzeyi ($\mu\text{g/g}$).....	61
Şekil 4.12. Balık türlerinde tespit edilen toplam Ni, Cu, As, Cd ve Pb düzeyleri ($\mu\text{g/g}$).....	61
Şekil 4.13. Dokularda tespit edilen toplam Al ve Zn düzeyi ($\mu\text{g/g}$).....	63
Şekil 4.14. Dokularda tespit edilen toplam Ni, Cu, As, Cd ve Pb düzeyleri ($\mu\text{g/g}$).....	63

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri ile WHO ve Türk standartlarına göre izin verilen maksimum değerler (mg/l).....	23
Çizelge 2.2. Sucul ortamda ağır metallerin kabul edilebilir değerleri (mg/l)	23
Çizelge 2.3. Sediment Kalite Yönergesi (µg/g, k.a.)	23
Çizelge 2.4. Balık dokularında ağır metallerin kabul edilebilir değerleri (mg/kg).....	24
Çizelge 4.1. Göl suyunun ağır metal Düzeyleri (µg/l).....	51
Çizelge 4.2. Sedimentte tespit edilen ağır metal Düzeyleri (µg/g yaş ağırlık)	52
Çizelge 4.3. İncelenen Türlerle Ait Bireylerin Ortalama Boy (cm) ve Ağırlıkları (g)	53
Çizelge 4.4. Sazan balığının farklı organlarında ölçülen Ağır Metal Düzeyleri (µg/g) .	54
Çizelge 4.5. Şabut balığının farklı organlarında ölçülen Ağır Metal Düzeyleri (µg/g) ..	56
Çizelge 4.6. Ot Sazanı balığının farklı organlarında ölçülen Ağır Metal Düzeyleri (µg/g)	58
Çizelge 4.7. Gruplarda tespit edilen toplam ağır metal düzeyi (µg/g).....	60
Çizelge 4.8. Dokularda tespit edilen toplam ağır metal düzeyi (µg/g)	62

1. GİRİŞ VE AMAÇ

Günümüzde tarım alanlarının ve hayvan sayısının azalması nedeniyle hayvansal protein gereksiniminin karşılanmasında su ürünleri iyi bir alternatif olmuştur. Sucul ekosistemlerde balıklar önemli bir protein kaynağıdır. Ancak sucul ekosistemlerde de kirlilik düzeyinin artması besin zinciri yoluyla insan sağlığını tehdit eder durumdadır. Göl, nehir, deniz ve okyanus gibi su ortamlarının atık sular, zirai kaynaklı sular ve evsel atıklar için basit ve ucuz bir deşarj yeri olarak kabul edilmesi nedeniyle bu ortamlardaki kirlilik gittikçe artmaktadır. Sucul habitatların kirletilmesi sonucu çevre dengesi bozulmakta, sosyolojik ve ekonomik açıdan önemli sorunlar ortaya çıkmaktadır. Özellikle besin maddesi miktarının azalması ve hastalıkların artması bunların başında gelmektedir.

Doğal dengeyi bozan kirletici unsurlar; organik maddeler, ağır metaller, petrol türevleri, yapay tarımsal gübreler, deterjanlar, radyoaktivite, pestisitler, inorganik tuzlar, yapay organik kimyasal maddelerdir (Köse, 2007). Bu kirleticiler içinde ağır metaller birçok kaynaktan ortaya çıkabilmeleri, çevre şartlarına dayanıklı olmaları ve besin zincirine kolayca katılıp canlıların vücutlarında artarak birikmeleri sonucu sıklıkla çevre kirlenmesine yol açarlar ve diğer kimyasal kirleticiler içerisinde ilk sırada yer alırlar (Karadede, 1997; Canpolat, 2001). Ağır metaller, doğal sularda eser miktarda bulunurken insan faaliyetleri sonucu özellikle endüstriyel atık suların içme sularına karışması veya ağır metalle kirlenmiş partiküllerin atmosfere, toprak ve suya geçmesiyle sulardaki konsantrasyonları artmaktadır (Türkoğlu, 2008; Üstün, 2011).

Denizlere taşınan ağır metaller en fazla dip sedimentinde, sudaki asılı partiküllerde ve canlılarda yoğunlaşmaktadırlar (Rashed, 2001; Topçuoğlu ve ark., 2002). Biyolojik olarak indirgenemeyen ağır metaller, organik ve inorganik maddelerle kimyasal bileşikler şeklinde absorbe olarak zamanla sedimentte birikmekte ve uzun yıllar sedimente bağlı kalmaktadırlar (Shrivasta ve ark., 2003). Sucul ekosistemlerde toksik ağır metallerle kirlenen sedimentler ekosistem sağlığını tehdit eden büyük stres kaynaklarından biridir ve sedimentin içinde ve üzerinde yer alan su canlıları için büyük bir risk oluşturmaktadır (Del Valls ve ark., 1998). Ağır metaller beslenme zinciriyle, ya doğrudan planktonlarla ya da su ortamındaki diğer tüketici organizmalarla balıklara

geçmektedir. Biyolojik döngünün bir halkasını oluşturan ve önemli bir protein kaynağı olarak tüketilen balıklarda giderek artan ağır metal birikimi hem balıklarda toksik etki yapmakta hem de insan sağlığını olumsuz yönde etkilemektedir (Ağcasulu, 2007).

Toksik etkili Cd, Hg, Cr, Ni ve Pb gibi ağır metallerle düşük derişimlerde, Cu, Zn ve Fe gibi eser elementlerin yüksek derişimlerde belirtilen kaynaklardan sucul ortamlara katılımı, duyarlı türlerde toplu ölümlere neden olduğu gibi, dayanıklılığı yüksek türlerde metabolik bakımdan aktif dokularda ve organlarda birikime, besin zinciri yoluyla artan derişimlerde üst trofik düzeylere iletilmesine ve çeşitli çevre ve sağlık sorunlarına neden olmaktadır (Heath, 1995; Montero ve ark., 2005). Özellikle Cd, Hg, Pb ve Cr gibi ağır metaller besin zinciri yoluyla canlı vücudunda birikime uğrar ve vücutta belli sınır konsantrasyonlarının aşılması halinde toksik etki yaparlar. Ağır metallerin birikimi sonucunda sucul ortamda yaşayan canlılar ölebilir, hatta metaller ile kontamine olmuş su ürünleriyle beslenen insanların yaşamı da tehlikeye girebilir. Toksik maddeler suda düşük konsantrasyonlarda bulunmaları halinde bile (örn. 1 mg/l) insan sağlığına zarar vererek, hastalıklara ve hatta ölüme sebep olur (Anonim, 1989). Bütün bu nedenlerden dolayı su kalitesini korumak ve ekonomik geleceğimizi garanti altına almak için, kirliliğin boyut ve yayılım alanı olarak artmasını engellemek, su kirliliği kontrol çalışmalarına hız vermek ve somut bir biçimde kirleticiler ile onların ekosisteme olan etkilerini ortaya koymak gerekmektedir. Ağır metal kirliliğinin her alanda yaşadığımız doğayı tehdit ettiği günümüzde özellikle yiyeceklerle alınan ağır metal düzeyinin tespiti ve bu kirliliğin önlenmesine yönelik tedbirlerin alınması önem arz etmektedir.

Bu çalışmada Irak'ta bulunan Razzaza gölü'nün su ve sedimenti ile gölde yaşayan üç farklı balık türünün bazı dokularında ağır metal birikiminin incelenmesi amaçlanmıştır. Irak'ın ikinci büyük gölü olan Razzaza gölü Kerbela'nın 15 km batısında, Bağdat'ın güney batısında 1810 km² büyüklüğünde, 40 metre derinliğinde bir göldür. Bu göl 1969 yılında İspanyol bir müteahhit tarafından Fırat nehri taşkın sularının, inşaa edilen bir kanalla derive edilerek, Güney Irak'ta meydana gelecek taşkınları önlemek amacıyla oluşturulmuştur. Gölün varlığı bölgede yerel balık sanayinin, turizm ve ekonomisinin gelişmesinde önemli yer tutmaktadır. Fırat nehri suları, Ramadiye'nin doğusunda yer alan Habbaniye gölü, Kerbela'nın kuzeyinde yer alan Al-Rashidiyya kolu, yağışlar, yer altı suları, Ayn al-Tamr kaynakları ve dönem

dönem meydana gelen mevsimsel akışlardan beslenen bu gölün ağır metal düzeyi hakkında herhangi bir bilgi bulunmamaktadır. Bu nedenle yapılacak bu çalışma ile Razzaza Gölü'ndeki su, sediment ve farklı tür balık örneklerinde özellikle toksik metal olarak bilinen As, Hg, Cd, Pb ve Al düzeyi ile fazla miktarda alındığında toksisite oluşturabilecek Cu, Zn ve Ni düzeyi tespit edilecektir. Elde edilen bulgular göre Razzaza gölünde ağır metal kirliliğinin olup olmadığı değerlendirilecektir. Böylece bazı ağır metal birikimine yönelik güncel verilerin elde edilmesinin yanı sıra, balıklarda insan sağlığını tehdit edecek düzeyde ağır metal yükünün belirlenmesi ile bu balıkların tüketiminin kısıtlanması sağlanabilecektir.



2. GENEL BİLGİLER

2.1. Ağır Metaller

Ağır metal genel anlamda tanımlanacak olursa atom ağırlığı 40'tan fazla olan, eksenindeki elektron dağılımı benzerlik gösteren, nispeten yüksek yoğunluğa sahip ve düşük konsantrasyonlarda bile toksik olabilen metaldir. Ağır metaller yerkabuğunun doğal bileşenleridir, bu nedenle bozulmaz ve yok olmazlar. Ağır metaller; sulara, toprağa ve sedimentlere dağılmış halde bulunmaktadır (Gündüz, 2012). Ağır metallere çevre kirlетici elementlerde denilmektedir.

Ağır metal grubuna Pb, Cd, Fe, Co, Cu, Ni, Hg ve Zn olmak üzere 60'tan fazla metal dahildir (Kahvecioğlu ve ark., 2003). Bu metallere bazıları (Fe, Mg, Zn, Cu, Mn gibi) esansiyel metallere dir ve insan metabolizmasında biyokimyasal olayların tam olarak yürütülebilmesi için elzemdirler. Bunlar çok küçük miktarlarda içme suyu, gıdalar ve hava yolu ile vücudumuza alınırlar. Ancak bu esansiyel elementler, yüksek düzeyde vücuda alınan ağır metaller akut veya kronik zehirlenmelere neden olabilirler. Hg, Cd, Pb ve As ise esansiyel olmayan metallere dir. Biyolojik herhangi bir fonksiyonu olmayan bu metaller, su ortamında belirli limitleri aştığı zaman zehirleyici etki yapıp organizmaların canlılığına son veren maddelerdir (Oehlenschläger, 2002). En zehirli ağır metaller sırasıyla Hg, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni ve Co'dur. Zehirlilik, metalin bileşik ya da iyon halde oluşuna ve organizmaların metali absorbe etme derecesine değişir (Dökmeci, 2005).

Ağır metaller uzun süre düşük dozlarda bile vücuda besinler, içme suyu ve hava aracılığıyla alındıklarında biyobirikmeye neden olduklarından kronik sağlık problemlerine neden olabilirler. Biyobirikim, organizmada alınan kimyasal düzeyinin metabolize edilebilir veya diğer bir tabirle tolere edilebilir düzeyin üzerine çıkmasıdır. Biyobirikim bu bileşiklerin organizmaya alınma hızlarının metabolize edilmelerinden veya atılma hızlarında daha fazla olmasından kaynaklanmaktadır (Food-Info.net, 1999).

Pestisitler, metal endüstrisi, termik santraller, kimyasallar, maden ocakları, cam sanayisi, çöp yakma tesisleri başlıca ağır metal kaynaklarıdır. Metaller yağmur ve toz parçacıkları, ayrıca sıvı ya da katı atıklar ile su ortamına taşınırlar. Özellikle yirminci

yüzyılın ikinci yarısında endüstri gelişimi ile ortaya çıkan ve giderek artan ağır metal kirliliği canlılar üzerinde tehdit oluşturmaktadır (Zheljazkov ve Nielsen, 1996).

Deniz besinleri, sucul yaşamın bir sonucu olarak her zaman belirli miktarlarda ağır metal içermektedirler. Suda kolayca çözünen ağır metaller, sudaki organizmalar tarafından kolayca alınabilmekte ve proteinlerin sülfidril gruplarına kuvvetli bir şekilde bağlanabilmektedirler. Birçok iz element, besin zincirinin ilk basamağında (deniz suyu, fitoplankton) en yüksek konsantrasyona yükselebilmektedir (Lall, 1995).

Bu çalışma kapsamında incelenen metaller;

2.1.1. Civa

Çevredeki toksik kirleticilerin en etkilisi ve kalıcısı olarak bilinmektedir. Bu metal, diğer kirleticilerden farklı olarak düşük sıcaklıklarda (oda sıcaklığı gibi) buharlaşabilmesi, biyolojik olarak doğada metillenebilmesi ve farklı kimyasal formlarda bulunabilmesi gibi önemli özelliklere sahiptir (Tunçer, 1985). Bu metal, organizmaların metabolik aktiviteleri için gerekli değildir ve oldukça düşük derişimlerde bile toksik etki yapabilmektedir (Güven ve Öztürk, 2005).

Hg, çevrede doğal olarak metal formunda, Hg tuzu ya da organik Hg bileşikleri şeklinde bulunabilir. Hg doğal olarak gıdalarda bulunmaz. Fakat insanlar tarafından tüketilen balık gibi gıda zincirine girerek kendilerine yer bulur ve yayılabilirler. Balıkta bulunan Hg miktarı içinde yaşadığı suda bulunan Hg miktarından daha fazladır (Food-Info.net, 1999).

Ziraat endüstrisi (fungusitler, tohum koruyucular), Hg'lı alaşımlar, ilaç kullanımı, termometreler ve bataryalar, klorin ve kostik soda üretimi, organik sentezdeki katalazlar, kâğıt sanayi aktiviteleri ile insanlar tarafından doğaya tonlarca Hg bırakılmaktadır. Atmosfere bırakılan Hg miktarı yıllık yaklaşık 40000– 50000 ton iken, denize bırakılan miktar yaklaşık 4000 ton civarındadır. Hg birçok sanayi dalında kullanıldığı için, deniz sahillerinde sanayi kuruluşlarının yoğunlaşması ile bu bölgelerde yaşayan balıkların dokusundaki Hg düzeyi artmıştır (Anonymous, 1989).

Hg kontamine olmuş balıklardaki intoksikasyon olayı ile ilgili ilk belirlenen vaka Minemata hastalığıdır. Bu intoksikasyon, kıyısularda yaşayan balıkta depolanan

metil civa tarafından oluşan intoksikasyonun kesin soruşturulması sonucu belirlenmiştir. Hg ile kontamine olmuş balıklarda Hg seviyesi 50–250 mg/kg (yaş ağırlık) olarak bulunmuştur. Açık denizden yakalanan balıklardaki Hg düzeyi daha düşüktür (Oehlenschlger, 2002).

Hg'nin toksisitesi Hg'nin kimyasal formuna (iyonik, metalik, organik) bağlıdır. Hg'nin organik veya inorganik formlarda bulunması toksisitesinin belirlenmesinde en önemli faktördür. Hg, gıda maddelerinde element, inorganik, iyonik veya organik formda bulunabilir. Bakteriyel ve enzimatik reaksiyonlara bağlı olarak toksik etkileri yüksek olan civa bileşikleri oluşmaktadır. Çevrede ve hayvan dokularında kolaylıkla oluşabilen alkil civa toksikolojik olarak büyük öneme sahiptir. Alkil Hg, Hg'nin en toksik formudur (Anonymus, 1989; Concon ve Dekker, 1998). Balıklarda daha çok Hg'nin organik formu olan dimetilciva bulunur. Lipofilik bileşik olan dimetilciva yağlı dokularda birikmeye eğilimlidir. Bu nedenle, Hg esasen yağlı balık türlerinde ve yağsız balıkların karaciğerinde yüksek konsantrasyonlarda bulunmektedir. Metil Hg düzeyi, balık yaşı ile artış gösterir. Bundan dolayı, ton, kalkan, köpek balığı ve kılıç balığı gibi yaşlı, yağlı predatör türlerde Hg yüksek konsantrasyonlarda bulunabilir. Konserve balık gibi gıda ürünlerinin işlenmesi, 1960'lı yıllarda Hg düzeyinin yasal limitlerin üzerine çıkmasına neden olmuştur. Son yıllarda yapılan araştırmalar konserve edilmiş ton balığının Hg içeriğinin, dünyanın tüm bölgelerindeki ton balığından çok düşük seviyede olduğunu göstermektedir (Küçükgülmez, 2005).

Hg, balık ve omurgasızlarda depolanabilir ve Hg düzeyi yalnızca yaş ile değil aynı zamanda besin seviyesi ile artış göstermeye eğilimlidir. Çevrede Hg'nin dominant formu olan inorganik Hg kolayca alınır ve hızlıca atılır. Metil Hg ise oldukça hızlı depolanırken, çok yavaş atılır. Bundan dolayı çoğu Hg bileşikleri balık türlerinde metil civa olarak bulunmektedir (Bloom, 1992; Joins ve ark., 1997). Deniz balıklarında Hg içerikleri, dünya çapında antropojenik evre kirliliğinin bir göstergesi olarak yorumlanmaktadır. Ancak açık denizden yakalanan deniz balıklarındaki metil Hg içerikleri çoğunlukla evre kirliliğine bağlı değildir, bununla birlikte biota'da kontamine olmuş sulardaki Hg depolanması rapor edilmiştir. Deniz balıklarında, deniz suyunun biyomas içeriği ile Hg depolanmasının bir korelasyonu bulunmuştur. Hg bileşikleri plankton ve planktonu yiyen balıklara geçer. Eğer planktonların çoğunun ortamdaki Hg'yi seyreltme özelliği varsa balıklar Hg'yi daha az almaktadır. Bu öncelikle herbivor

balıklar içindir. Ancak herbivor balıklarla beslenen karnivor balıklar içinde geçerlidir (Mason ve ark., 2000).

2.1.2. Kadmiyum

Cd metali, canlılarda biyolojik olarak herhangi bir işlevi olmayan, kanserojen, mutajen ve teratojen etkileri bilinen ve Hg gibi ekotoksikolojik bakımdan önemli bir ağır metaldir (Kalay ve Karataş, 1999). Cd, en toksik ağır metallerden biridir. Bütün formları hayvanlar, bitkiler, mikroorganizmalar ve insan için toksiktir. Kadmiyum doğadaki canlılara ve insana zararlı bir elementtir. Sucul canlılar için düşük derişimlerde bile son derece zararlı etkileri vardır (Kayhan, 2006). Sularda serbest iyonik fazda çift değerlikli katyon olarak bulunur. Klorit ve sülfat tuzları ile serbestçe çözünebilen Cd suda çözünmez (Neff, 2002). Bu nedenle çok düşük seviyelerde bulunmaktadır. Cd, endüstriyel alanda son derece yaygın olarak kullanılan bir iz elementtir. Yerkabuğundaki ortalama konsantrasyonu 0,1-0,5 mg/kg olarak bildirilmiştir. Zn ve Pb üretiminde oluşan bir yan ürün olduğu için ortamda Zn ve Pb'dan kaynaklanan ağır metal kontaminasyonu varsa, Cd'un da bulunması beklenen bir sonuçtur. Cd'un diğer önemli kaynakları fosil yakıtlar ve atık ürünlerin yanmasıdır (Cook ve Morrow, 1995).

Diğer ağır metaller gibi hava, toprak ve sudaki bulunan Cd beslenme yolu ile insanlara geçmektedir. Cd, gıda zinciri yolu ile insana zararlı düzeylerde transfer olabildiğinden dolayı insan toksikolojisinde oldukça önemli bir yere sahiptir. Japonya'da görülen Itai-Itai hastalığı madencilikte kullanılan su ile yüksek oranda kontamine olmuş Cd ihtiva eden pirinçlerden kaynaklanmıştır (Klaasen ve ark., 1999).

Bu metalin kullanım alanı çok yaygındır. Suda bu metalin temel kaynağı elektrikle kaplama veya kaynak işlerinden kaynaklanan atıklardır. Ayrıca Jeolojik depolardan da bir miktar Cd yüzey sularına karışır. Cd sudaki organik ve inorganik partiküller üzerine güçlü bir şekilde tutunup humik maddelerle çözünebilir kompleksler oluşturduğu halde Cu'da olduğu gibi toksisitesi azalmaz. Bununla birlikte, katı partiküllere bağlandığından dolayı suda total Cd seviyesinin önemi sınırlandırılmış olur. Fakat bunun da büyük bir kısmı sedimentte depolanır. Burada biriken Cd, sedimentte

yaşayan omurgasızların vücuduna geçer. Gıda zinciri ile de balıklara ve insanlara kadar transfer olur (Karadede, 1997; Lloyd, 1992; Özan ve ark., 2004).

Cd'un canlı organizmalara olan toksik etkisi fiziksel ve kimyasal faktörlere bağlı olarak değişir. Sudaki farklı iyonlar, pH, elektriksel geçirgenlik ve sıcaklık kadmiyumun toksisitesini etkiler (Eisler, 1985). Cd, Hg ve Pb gibi biyolojik işlevi olmayan ağır metaller organizmaya alındığında veya eser elementlerin organizmadaki derişimleri metabolik gereksinimi aştığında metallothionein sentezi artmaktadır. Cd intoksikasyonu sonucu hücre membran lipidlerinin peroksidasyonu arttığı ve hücrelerin antioksidan koruma güçleri değiştiği için dokularda oksidatif zarar ortaya açabilir. Çoğunlukla karaciğer ve böbrekte depolanan kadmiyum uzun bir yarılanma süresine sahiptir (10–30 yıl) (El-Sıkaily ve ark., 2004). Ayrıca Zn, Cu gibi ağır metallerinde suda bulunması Cd'un zehirli etkisini artırır (McNeely ve ark., 1979).

Sucul organizmalar yüksek Cd derişimlerine karşı hassastırlar. Çünkü Cd aquatik ortamda geniş bir yayılım gösterir ve aquatik organizmalar tarafından Cd'un depolanması oldukça belirgindir. Cd sucul canlıların üremelerini de etkiler, larvaların büyüme ve yaşama oranlarının düşmesine sebep olur. Balıkta Ca metabolizmasını engelleyen Cd ayrıca iyon dengesinin bozulmasına yol açar (McNeely ve ark., 1979).

Balıklarda Cd vücut yüzeyi ve solungaçlardan vücuda girmektedir. Vücut yüzeyinin pullarla kaplı olması bu yolla Cd alınımlarını düşürmektedir. Buna karşın, solungaç dokularındaki Cd birikiminin fazla olması; bu dokunun lameller yapısının geniş yüzey alanı oluşturması ve bu dokuda su ile kan arasındaki difüzyon aralığının kısa olmasıyla açıklanır (Kalay, 1996). Ayrıca Cd mollusk ve balıkların solungaçlarıyla, Ca'un bağlanma bölgeleriyle rekabet halindedir. Cd, Ca^{++} ATPase basolateral etkisi sayesinde balık solungaçlarına Ca verilmesine müdahale ederek iyon dengesini etkiler (Hollis ve ark., 1997). Balıkta böbrek, karaciğer gibi organlarda depolanan Cd'un yenilebilir kısmı olan kas dokusundaki düzeyi oldukça düşüktür (McNeely ve ark., 1979).

Cd sucul canlılar üzerinde başlıca şu etkileri yapar (Kruger, 2002):

- a. Zn ve Ca gibi metallerle rekabete girerek bu metallerin işlevlerini engeller.
- b. Dolaşım sistemi hasarları, perikardiyal ve abdominal ödemler, kısalmış yada bozulmuş kuyruk yüzgeci ve saplarına neden olur.

c. Yapısal proteinler ve enzimlerin normal fonksiyonları için gerekli olan sülfidril gruplarını bloke ederek enzim faaliyetlerine zarar verir.

d. Balıklardaki hücre membranlarının geçirgenliğini bozarak ve solungaçlarında yapısal hasarlar meydana getirerek iyon dengesini bozar.

e. Pigment formasyonunu etkilediği için vücuttaki renk ve lekelerde azalmaya sebep olur.

f. Larvalarda şekil bozukluklarına ve ölümlere neden olur.

g. Kanın pıhtılaşmasına ve kan dolaşımında azalmaya yol açar.

h. Oksijen kullanımını azaltır, böylece solunumu etkiler.

2.1.3. Kurşun

Pb insan vücudu için gerekli olmayan ve gündelik hayatta çok kullanılan toksik bir elementtir. Pb'un toksik özelliğini kimyasal bileşiklerinin türü yanı sıra suyun sertliği, organik maddelerin ve diğer elementlerin varlığı, ortamın pH'sı gibi faktörlerden etkilemektedir. Çevrede inorganik ve organik formda bulunan Pb'un çoğu tatlı su ve deniz balıkları türlerinde bulunan formu organik formu olan tetra alkali-Pb formudur ve bu formu genellikle 5–100 µg/kg konsantrasyonlarında bulunur. Genellikle Ag, Cu, Zn, Sb ve Fe metalleri ile birleşmiş halde bulunur. Her çeşit doğal çevrede ve canlı organizmalarda iz halinde Pb'a rastlanır. Canlı organizmada bulunan Pb varlığı doğal çevrede, yiyecek ve içeceklerde bulunan Pb'un kaçınılmaz bir yansımasıdır (Leita, 1991).

Doğal ve kirlenmiş sulardaki Pb'nun kaynağı kayaçlar, toprak ve esasen insan aktiviteleridir. Pb cevherinin işlenmesi ve Pb'lu yakıtların kullanımı sırasında atmosfere ve sulara bir miktar Pb yayılır. Ayrıca metalik Pb ve bileşikleri, boya, kablolar, metal yağları, akümülatör, boru, patlayıcı üretimi, fotoğraf malzemesi, matbaacılıkta ve hatta pestisitlerde kullanılmaktadır (McNeely ve ark., 1979). Etler, Meyveler, deniz mahsulleri, tahıllar, sebzeler, alkolsüz içecekler ve şarap gibi gıdalar önemli miktarlarda Pb ihtiva ederler. Sigara dumanında da az miktarda Pb bulunmaktadır (Food-Info.net, 1999). Su dağıtım şebekelerindeki Pb borulardan geçen asidik özellikteki sular ya da tampon özelliği düşük olan sular önemli miktarda Pb çözebilmektedirler (Hem, 1985).

Pb önemli bir enzim inhibitörüdür. Pb iyonlarının enzimin katalitik bölgesine bağlanarak aktiviteyi düşürdüğüne dair çalışmalar bulunmaktadır (Rajanna ve ark., 1990). Pb^{+2} iyonunun tiol ve fosfat içeren ligantlara karşı afinitesinin yüksek olması hemin biyosentezini inhibe ederek beyin hücreleri, karaciğer ve böbrek zarlarının geçirgenliğini etkiler. Bu durum, bu organlarının fonksiyonlarının azalmasına veya tamamen ortadan kalkmasına neden olmaktadır (Pirinçci, 2004). Yakın zamanlara kadar zararsız olduğu düşünülen düşük doz kronik Pb maruziyeti, artık büyüme ve sinirsel gelişimi baskılayıcı ve dejenere edici olarak kabul edilmektedir (Dündar ve Aslan, 2005).

Çok yönlü etkileri olan Pb canlıda özellikle sinir, kan, kas, kapıllar damar ve metabolizma zehiri olarak etkir. Bu sistemlerle ilgili pek çok enzim veya biyokimyasal tepkimeyi etkiler ve bunları engeller (Kaya ve Akar, 1998). Pb'nun vücutta toplandığı yer kemik dokusu olmakla beraber, karaciğer, böbrek ve dalakta da toplandığı bilinmektedir. Pb'nun ve kalsiyumun kemiklerde birikme mekanizması benzerdir. Ancak Pb yıllarca mobilize olmadan metabolik dağılımı tespit edilemez. Vücutta toplam Pb birikiminin yaklaşık % 2'si kanda bulunur ve kan Pb'nun % 90'ı eritrositlerde toplanmıştır. Vücuda çeşitli yollarla alınan ve kana karışan Pb, kandan kemiklere ve diğer dokulara gitmekte veya dışkı ve böbrekler yolu ile vücuttan atılmaktadır. Kemiklerde biriken Pb zamanla (yarılanma ömrü yaklaşık 20 yıl) çözünür ve böbreklerde tahribata neden olmaktadır (Pirinçci, 2004). Beyin ve böbrekte Pb'nu bağlayan bir proteinin bulunması Pb'nun bu organlardaki toksik etkisini artırır (Aksoy, 2000). İnorganik Pb bileşikleri yaşlı ve yeni doğan farelerde böbrek kanserine sebep olmakta ve hayvan embriyo hücrelerinde çoğalmayı yavaşlatmaktadır. Böbreklerde ur ve kansorejen etkisinin daha çok Pb kullanmasından kaynaklandığını ve akümülatör fabrikalarında çalışan işçilerde bu hastalıklara daha sık rastlandığını belirtilmiştir (Pirinçci, 2004). Pb bir tür nörotoksin olduğu için anormal beyin ve sinir sistemi fonksiyonlarına, sinir sisteminde iletimin azalmasına neden olmaktadır. Ayrıca Pb, anne karnındaki cenine ve anne sütüne de geçebilmektedir. Bebekler ve çocuklarda düşük olan Pb oranı, yaşı ilerlemesi ve çevreden Pb'nun alınmasıyla birlikte vücuttaki düzeyi artış göstermektedir. Ayrıca hormonal bozukluklara, sperm anomalilerine, hipertansiyon ve kalp kası hasarlarına neden olur (Siegel, 2002).

Sucul ortamlarda Pb alımı pH, sertlik, sıcaklık, tuzluluk ve organik madde gibi çevresel faktörlerden oldukça etkilenmektedir (Kesler, 1994). Pb'nun balıklardaki zehirliliği sertlik ve çözünmüş oksijen miktarının artması ile azalmaktadır. Sucul hayatı koruma için konulan Pb derişimi sınırı içme sularınınkinden daha sıkıdır. Tatlı sulardaki sucul hayatın korunması için sınır olarak 0,03 mg/l kabul edilmiştir (McNeely ve ark., 1979). Sucul ortamdaki canlıların Pb'u biriktirme özelliğine sahiptirler. Bu durum sucul ortamdaki canlılarda Pb'nun zehirlenme potansiyelini artırmaktadır (Baykurt ve ark., 1987). Balık ve kabuklular'ın öncelikle solungaç, karaciğer, böbrek ve kemiğinde biriken Pb'nun son derece uzun bir yarılama ömrü vardır. Bu canlıların larvalarını öldürme bile önemli zararlar meydana getirebilir. Pb'un en fazla biriktiği kemikler genelde insanlar için tüketilmeyen kısımlardır. Bu nedenle, dünyanın bazı bölgelerinde Pb'un neden olduğu çevre kirliliği kas dokuda değil yalnız kemikteki Pb içeriğinin analizi yapılarak belirlenebilir. Endüstrinin ve zirai aktivitelerin yoğun olduğu bölgelerde yenilenmemiş belediye ve endüstri atık sularının girişı olan sulardan yakalanan balıkların kas dokusunda yüksek Pb içeriği tespit edilmiştir (Wong ve ark., 2001).

Su canlılarının yaşadığı ortamda bulunan kurşun canlının vücuduna geçerek şu olumsuz etkileri meydana getirir (Kruger, 2002).

- a. Düşük konsantrasyonlarda bile yumurtayı etkileyerek yumurtadan yavru çıkış oranını azaltır.
- b. Baş kısmında şekil bozuklukları meydana getirir.
- c. Özellikle prelarva ve larva dönemlerinde yumurta sarısının emilmesine sebep olur. Gonad fonksiyonlarını etkiler ve üreme potansiyelini değiştirir. Kortikosteroid seviyesini yükselterek yumurtlama zamanını kısaltır. Bunun sonucunda da bazı gelişim bozuklukları görülür.
- d. Kalp çalışsa bile kan sirkülasyonu engellenir.
- e. Ovaryumlarda küçülme nedeniyle yumurta sayısında azalma meydana gelir.

2.1.4. Arsenik

Yer kabuğunun doğal oluşumuna katılan en toksik elementlerden biri olan As tüm canlılarda ve ekosistemlerde iz element halinde bulunur. As'in canlılardaki

yoğunlukları endüstriyel etkinliklere, canlının beslenme koşulları ve şekline göre değişir. As, element halde çok toksik değildir. As zehirlenmesi; elementin kimyasal bileşiğinin şekline, doza ve diğer birçok faktöre göre değişmektedir. As bileşiklerinde Arsin ve arsenitler yüksek değerlikli As bileşiklerinden daha zehirleyicidir (Beliles, 1975; Concon ve Dekker, 1998; Yiğit ve ark., 1979). Doğada genellikle diğer metaller ile birlikte bulunur. Kullanıldığı başlıca alanlar; yağlı boya sanayi, pestisit ve herbisit yapımı, seramikçilik ve sülfürik asit üretimidir. As'nin bir sistemden diğerine geçişi genellikle su aracılığıyla olur. Havada bulunan As'in önemli bir kısmı endüstriyel kaynaklıdır. As, toprak ve minerallerde doğal olarak bulunur ve çevre koşullarında yıkımlanmaz, yalnızca form değiştirebilir. Gıdalardaki As miktarı zehirlenme amaçlı kasıtlı katılmamış ise genellikle düşüktür. Ancak balıklar yaşadıkları sulardaki As'i absorbe ederler. Bu nedenle balıklarda ve deniz mahsullerindeki As miktarı yüksek olabilir. Şans eseri, As balık ve kabuklu deniz ürünlerinde çoğunlukla, esansiyel olarak toksik olmayan organik arsenobetain bileşiği olarak birikir (Atsdr, 2017; Data, 2017).

As çoğu besinde 0.25 µg/g'dan az (Data, 2017), balıklarda ise 80 µg/g'dan daha fazla (Bamji ve Neelam, 2002) bulunabilir. As miktarı dip kısımda beslenen balıklar ile kabuklu deniz ürünlerinde 100 µg/g'a çıkabilir. Gıdalarla alınan As miktarı 10-200 µg/gün iken balık ağırlıklı beslenenlerde bu düzey birkaç bin µg/ gün'e çıkabilmektedir (Data, 2017).

İnorganik As kırmızı ve beyaz kan hücrelerinin oluşumunun azalması, midede ve bağırsaklarda tahriş, akciğer tahrişi ve deride değişiklik gibi çeşitli sağlık problemlerine neden olabilir. İnorganik As arseniğin fazla alınması sonucu akciğer kanseri, lenf kanseri, cilt kanseri ve karaciğer kanseri gibi kanser vakalarının ortaya çıkma şansının arttırdığı ileri sürülmektedir (Food-Info.net, 1999). Ayrıca inorganik As'e fazla miktarda maruz kalma enfeksiyonlara dirençte azalmaya, kadınlarda kısırlık ve çocuk düşürmeye, kalp rahatsızlıklarına ve beyin hasarlarına, hem kadınlarda hem erkeklerde deri rahatsızlıklarına sebep olabilmektedir. Neticede inorganik As DNA'ya hasar verebilmektedir. İçme sularında 0,5-1,0 mg/L As bulunması insanlarda zehirlenmeye yol açmaktadır. Organik As ise ne kansere ne de DNA hasarına sebep olmaktadır. Ama yüksek dozlarda alındığında karın ağrıları ve sinir bozuklukları gibi rahatsızlıklara yol açabilmektedir (Food-Info.net, 1999).

2.1.5. Nikel

Toprakta eser element olarak bulunan Ni, öncelikle alaşım yapımında kullanılmaya başlanmıştır. Günümüzde alkali pillerde, elektrolit kaplamada, kaynak ürünleri, madeni para, mıknatıslar, elektrotlar, makine parçaları, elektrik fişleri, tıbbi protezler, takı yapımı ve renkli camların boyanmasında kullanılmaktadır (Habashi, 1997; Anonymous, 2001b; Kartal ve ark., 2004).

Atmosferde Ni, Ni madeninin işlenmesi ve rafinesi, fosil yakıtların yakılması, belediye atık insineratörleri ile ortaya çıkan Ni sülfat olarak bulunur. Sudaki Ni'in varlığı ise doğal ve antropojenik yollardan kaynaklanır. Kum taşı, kil minerallerinin aşınması ve toprak erozyonu sonucu Ni sucul ortamda doğal olarak bulunurken; insan kaynaklı olarak atık yakma tesisleri, termik santraller ve metal endüstrisinin atıklarının suya boşaltmasıyla suya katılır (Anonymous, 1993; Demiralay 2007). Nikel bileşiklerinin suda çözünebilen tuzları nikel klorür (NiCl_2), nikel sülfat (NiSO_4) ve nikel nitrat ($\text{Ni}(\text{NO}_3)_2$)'tır (Vural, 2005; Boğa, 2007).

Yerkabuğunda 58-94 mg/kg arasındaki Ni düzeyi, çiftlik toprağında 5-500 mg/kg, kayalarda 2-60 mg/kg ve kömürde 2 g/kg olarak belirlenmiştir. Amerika'da yapılan bazı çalışmalarda suda bulunan doğal Ni düzeyi 4,8 $\mu\text{g/L}$ olarak saptanmıştır. Günlük olarak gıdalar yoluyla alınan Ni'in yarısı ekmek, içecek ve tahılların tüketilmesiyle gerçekleşmektedir. Bu nedenle gıdalarla günde 150 μg 'dan az Ni alınması tavsiye edilmektedir. Ni, EPA tarafından 129 önemli kirleticiden ve 14 önemli zehirli ağır metalden biri olarak sınıflandırılmıştır. Ayrıca Ni, insan sağlığını tehdit eden zehir niteliğindeki 25 önemli bileşik arasındadır. EPA, Ni'in bazı bileşiklerini kanserojen özelliklerine göre gruplandırmıştır (Anonymous, 1986). Ni ve bileşiklerinin karsinojenik, teratojenik ve üreme üzerine etkisi olduğu yapılan bazı çalışmalarla kesinleşmiştir. İnsanlardaki epidemiyolojik çalışmalar ve deney hayvanlarındaki testler suda çözünebilen Ni bileşiklerinin akciğer, karaciğer ve burun kanserlerinin oluşumunda etkili olduğunu göstermiştir (Anonymous, 2006; Vural, 2005). Ayrıca NiSO_4 ve NiCl_2 gibi suda çözünebilen Ni tuzlarının sindirilmesinin sindirim sisteminde irritasyona neden olacağı ve buna bağlı olarak mide bulantısı, karın ağrısı, kusma ve ishalin ortaya çıkabileceği belirlenmiştir. Yine Ni tuzlarının beslenme ile alınması baş dönmesi, halsizlik, baş ağrısı, öksürük ve nefes darlığına neden olabilmektedir

(Sunderman ve ark., 1988; Anonymous, 1991; Anonymous, 2005). Uluslararası Kanseri Araştırma Merkezi (IARC), Ni bileşiklerini “Grup 1 insan karsinojeni” olarak; Ni metalini “Grup 2B olası insan karsinojeni” olarak değerlendirmiştir (IARC, 1990).

2.1.6. Alüminyum

Al atom numarası 13, atom ağırlığı 26,9815386(8) g/mol, yoğunluğu 2,70 g/cm³, erime noktası 660,32 °C, kaynama noktası 2519 °C olan bir elementtir (Anonymus, 2009). Yer kabuğunun yaklaşık yüzde 8'ini oluşturan Al dünyada makro düzeyde bulunmaktadır. Ayrıca suda, besinlerde ve hayvansal dokularda fazla miktarda bulunmaktadır (Koivistoinen, 1980).

Al'un başlıca kompleksi Al silikatlarıdır. Bu kompleksten Al'u saf olarak elde etmek pek mümkün değildir. Doğada, bir Al oksit olan boksit (Al₂O₃·xH₂O) yatakları bulunur ve buradan elektrolitik indirgenme ile saf Al elde edilir (Dökmeci ve Dökmeci, 2005; Flaten, 2001; Ganrot, 1986; Krewski ve ark., 2007; Sienko, 1983). Al, mineralli toprak yapısında yoğun olarak bulunur. Ancak biyoyararlanım açısından kullanılabilirliği toksisitesinden dolayı yalnızca asitli ortamlar ile sınırlıdır (Poschenrieder ve ark., 2008).

Al oksidasyona karşı üstün dirence sahiptir. Bu direncin nedeni pasivasyon özelliğidir. Bu nedenle kolayca dövülebilir, makinede işlenebilir ve dökülebilir. Endüstrinin bir çok alanında milyonlarca farklı ürünün yapımında (elektrik ve elektronik, inşaat, makine, ulaştırma ve ekipman sektörlerinde; kimya ve gıda sanayinde, metal sanayinde, muhtelif ev eşyaları ve mutfak eşyalarında, dayanıklı tüketim aletlerinde, levha yapımı, mobilya, kumaş boyacılığında, dekorasyon ürünleri) ve sert suların yumuşatılmasında kullanılmakta olup dünya ekonomisinde oldukça önemli yeri vardır (Alan, 2008). Ayrıca patlayıcıların, parlaticı maddelerin, kozmetiklerin, seramiklerin, mürekkeplerin, ilaçların, fitosaniter maddelerin içeriğinde de bulunmaktadır (Dökmeci ve Dökmeci 2005; Sienko 1983). Al uzay ve havacılık sanayi için vazgeçilmezdir. Yer kabuğunda fazla miktarda bulunduğu halde serbest olarak çok nadir bulunduğu için bir zamanlar altından daha kıymetli görülmüştür (Tuncay, 2007).

Al, vücuda oral ve parenteral (solunum, deri v.b.) yollarla girer. Bu durumda; içme suyundan, gıda katkı maddelerinden, mutfak kaplarından, aşı adjuvanlarından, deodorantlardan, oral antiasitler, antidiyareikler, bazı analjezikler, efervesan tabletler, hemoroid preparatları ve bazı antiülser ilaçlar gibi ilaçlardan; parenteral ve diyaliz solüsyonlarının hazırlanması için kullanılan su aracılığıyla ve Al işleyen tesislerden Al tozu solunarak alınabilir (Onur, 1997; Güler, 1997; Yokel, 2008).

Al'un biyolojik olarak spesifik bir görevi yoktur. Canlı organizmalarda besinlerle çok düşük düzeylerde alınabilen bir elementtir. Al düşük konsantrasyonda zararlı değildir, ama yüksek konsantrasyonlarda zehirleyici etkiye sahiptir. Al'un çözünür mineral tuzları ve organik türevleri oldukça irritandır. Alkilli türevler, yanıcı ve patlayıcı özelliktedirler. Mineral tuzlarının sistemik toksisitesi azdır. Fakat diğer moleküllerin (Al oksit) toksisitesi görülebilmektedir. Maden ocaklarında ve fabrikalarda, buharların solunması ya da yüksek dozda ağızdan alınması, solunum düzensizlikleri, bitkinlik ve spontan pnömotaraks gibi belirtilere sebep olabilmektedir (Dökmeci ve Dökmeci, 2005).

Al'un şimdiye kadar tespit edilen en önemli etkisi sinir sistemi ile ilgilidir. 1965 yılında tavşanlar üzerinde yapılan deneylerde, Al ile Alzheimer demansı (AD) arasında ilişki olabileceğini akla getirmiştir. 1973 yılında ise Al miktarının AD hastalarının beyinlerinde artmış olduğu gösterilmiştir. İlerleyen dönemlerde beynin Al kaynaklı hasara yatkın olduğu ve Al katkı maddeli besinlerle fazla miktarda Al ihtiva eden suların tüketilmesi sonucu AD ortaya çıkma riskinin olabileceği gösterilmiştir (Dökmeci ve Dökmeci 2005; Flaten 2001; Ganrot 1986; Krewski ve ark, 2007).

Su ortamı, Al'ü en fazla taşıma potansiyeline sahiptir (Bakar, 2009). Alüminyum toksisitesi, suyun pH'sına, Ca ve organik maddelerin konsantrasyonuna bağlıdır (Freda, 1991; Wauer ve Teien, 2010). Al'un çözünürlüğü, azalan pH ile doğrusal olarak artmaktadır. Lloyd (1992), en zehirli Al formlarının pH 5.2 ile 5.8 arasında değiştiğini bildirmiştir.

Al'un balık üzerindeki birçok olumsuz etkisi tanımlanmıştır (Gensemer ve Playle 1999; Lydersen ve ark., 1990; McCartney ve ark. 2003; Monette ve McCormick 2008). Balıklardaki Al, lenfositlerde oksidatif stresin yanı sıra osmoregülasyonda değişiklikler ve birikimden dolayı solungaç hasarına neden olabilir (Galar-Martinez ve

ark. 2010; Garcia-Medina ve ark., 2010). Stohs ve Bagchi (1995) ve Bondy ve Cambell (2001) 'e göre, Al, mitokondrinin doğrudan hasar görmesine sebep olabilir ve LPO'yu ve daha sonra ROS üretimini arttırarak solunum zincirindeki elektron transpozisyonunu etkileyebilir. Garcia-Medina ve ark. (2011) düşük konsantrasyonlarda bile Al maruz kalan sazan balıklarının lenfositlerinde zaman bağımlı DNA hasarı tespit etmişlerdir. Al'a 6 saat ve 24 saat maruz kalma *Prochilodus*'da, DNA hasarı yanında katalaz ve glutatyon-S-transferazda (GST) artışa neden olduğu bildirilmiştir (Galindo ve ark., 2010). Akut Al toksisitesinin, solungaç yüzey ligandları ile PH 4.5 ila 5.5 aralığındaki katyonik Al hidroliz ürünlerinin etkileşimine dayandığı düşünülmektedir (Exley ve ark., 1991; Neville ve Campbell, 1988; Playle ve Wood, 1989). Al birikimi, solungaç epitelinde yaralanmanın yanısıra iyon düzenleyici ve osmoregülatör işlev bozukluğunun ana nedeni olarak kabul edilen solungaçtaki iyon taşıma hücrelerinin (Eeckhaoudt, 1994) apoptoz ve nekrozuna neden olur (Witters ve ark., 1996). Al maruziyetini takip eden balık ölümleri, aşırı mukoza üretimi ve daha sonra da O₂ ve CO₂ difüzyonunun parçalanması ile birlikte Al-hidroksitlere karşı bir inflamatuvar cevap ile ilişkilidir (Playle ve Wood, 1989; Witters ve ark., 1991).

2.1.7. Bakır

Cu; atom numarası 29, atom ağırlığı 63,546 g/mol, yoğunluğu 8,9 g/cm³, erime noktası 1083 °C olan bir metaldir (Anonim, 2006). Biyolojik sistemlerde +2 ve +1 valanslı olarak bulunan Cu, oksidoredüksiyon olaylarında rol oynar (Özden, 2008).

Son on yılda Cu üretimi çok gelişmiştir ve dolayısıyla doğadaki Cu miktarı artmıştır. Madeni kaplama işlemleri, endüstriyel atıklar ve bazı tarımsal ilaçlar ile Cu'nun sulu ortamlara bırakılması sonucu; su, sediment ve organizmalarda yüksek miktarlarda birikir. Yüksek düzeydeki birikimler ise toksik etki yaparak canlıların ölümüne neden olabilir (Çetinbaş, 2003). Birçok Cu bileşiği ya su tortusuna ya da toprak parçacıklarına yerleşip bağlanır. Genellikle çözünür Cu bileşiklerinin tarım uygulamalarında kullanımı sonucu sudaki Cu miktarı artar. Vücut bir miktar Cu'ı elimine edebilmesine rağmen alınan yüksek düzeydeki Cu, ciddi sağlık sorunlarına sebep olabilir. Çözünür Cu bileşikleri insan sağlığı için en büyük tehdidi oluşturmaktadır (Food-Info.net, 1999).

Tüm gıdaların içinde 0,05-2 mg/kg konsantrasyonda Cu bulunur. Cu'nın canlılar ve bitkiler üzerindeki etkisi, canlının büyüklüğüne ve Cu'nın kimyasal formuna göre değişir. Küçük ve basit canlılarda toksik etki göstermesine karşın yüksek yapılı canlılarda temel yapı bileşen olarak yer alır. Bundan dolayı Cu ve bileşikleri biosit, fungusit, böcek zehiri ve antibakteriyel madde olarak tarım zararlılarına ve yumuşakçalara karşı yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Anonymous, 2001a).

Cu, genellikle ince bağırsakta aktif ve pasif transportla absorbe edilir. Gastrointestinal kanaldan absorbe edilen Cu öncelikle albumine bağlanarak ve küçük bir kısmı da histidinle kompleks yaparak karaciğere taşınır. Burada çoğu metallothionein benzeri proteinlerin yapısında depolanır. Karaciğerde serüloplazmin yapısına giren Cu kana salınır. Plazmadaki toplam Cu'nın % 95'ten fazlası serüloplazmin yapısındadır ve Cu bu şekilde dokulara taşınır. Serüloplazmin, Cu içeren bir metalloglikoproteindir. Karaciğerdeki ferritinden (plazmada Cu taşıyıcı protein) ve diğer Fe depolarından Fe'in salınmasını sağlar. Ekstrasellüler ortamda antioksidan aktiviteyi serüloplazmin ve ferritin sağlar. Cu, en fazla karaciğerde depolanır. Kalp, beyin ve böbreklerde yüksek; kas ve kemikte ise düşük konsantrasyonda bulunur. Buna rağmen vücut total Cu'nın %50'si kas ve kemik dokusundadır (Cartwright, 1977).

Cu, düşük derişimlerde hayvansal organizmalar için gereksinim duyulan bir eser element olup, amin oksidaz, katalaz, seruloplazmin, sitokrom oksidaz, dopamin beta-hidroksilaz, peroksidaz, süperoksit dismutaz, tirozinaz ve ürikaz gibi yaklaşık 30 enzim ve glikoprotein'in yapısal bileşiminde yer alır (Aaseth ve Norseth, 1986; Goyer, 1986). Katalaz, peroksidaz ve sitokrom oksidaz gibi oksidatif enzimlerin Cu içermesi, metalin hidrojen peroksit, organik madde yıkımı ve enerji üretimi ile ilişkili olduğunu gösterir (Sorensen, 1991).

Madeni kaplama işlemleri, endüstriyel atıklar ve bazı tarımsal ilaçlar ile Cu'nın sucul ortamlara bırakılması sonucu; su, sediment ve organizmalarda yüksek miktarlarda bakır birikebilir ve yüksek konsantrasyonlardaki birikimler toksik etki yaparak canlıların ölümüne neden olabilir (Correa ve ark., 1999). Deniz suyunun pH'sında ve iyonik bileşenlerinde en fazla bulunan inorganik Cu bileşikler çeşitli Cu-klorid bileşikler, CuCO_3 ve Cu(OH)_2 şeklindedir. Cu çözünmüş organik maddeler, humik maddeler ve bakteriyel partiküller gibi organik ligantlarla yüksek derecede bileşik

oluşturma yeteneğindedirler. Bu nedenle toksik inorganik türleri deniz suyunda az miktarlarda bulunur. Cu'ın sucul canlılar tarafından gereksinim duyulan düzeyde ortamdan alınımı ve depolanması iç homeostasi ile sağlanır. Ancak balıklarda atılım, depolama ve detoksifikasyon mekanizmaları, ağır metal alınımını karşılamadığı durumlarda dokularda birikme, hücresel yada moleküler düzeyde işlevsel ve yapısal bozukluklara sebep olur (Dethloff ve ark., 2001).

Cu'ın balıklar tarafından alınması besin, solungaçlar ve tüm vücut yüzeyinden absorpsiyon yoluyla gerçekleşmektedir (McGeer ve ark., 2000). Balıklarda Cu'ın düşük derişimlerde uzun süre alındığında karaciğer, böbrek, solungaç ve dalak gibi dokuların yanı sıra kas, beyin, ovaryum ve testis gibi dokularda da önemli düzeylerde biriktiği saptanmıştır (Cicik, 2003). Karaciğerde diğer dokulara göre daha yüksek miktarlarda Cu depolanır. Böbrek te metalin en çok depolandığı yerlerden biridir. Sıcaklık, mevsim, tuzluluk, suda bulunan Mn ve Fe gibi diğer metallerin varlığı gibi faktörler balıkta Cu miktarını etkiler (Lall, 1995).

Çeşitli balık türlerinde yapılan araştırmalarda bakır etkisinin, karaciğer hücrelerinde sitoplazmik vakuollerin sayısında artışa, lizozomal veziküllerde büyümeye, nükleusta şekilsel değişimlere, karaciğer hücrelerinin safra kanalına bakan mikrovilluslarında kısalmaya (Kotze ve ark., 1999; Levesque ve ark., 2002), solungaç lamellerinde hipertropiye neden olduğu (Handy, 2003) belirlenmiştir. Balıklarda bakır etkisinin mukus salgınımını artırdığı (Lewis ve Lewis, 1971), solungaç yüzeyinin mukus ile kaplanması sonucu ortaya çıkan hipoksik koşulların, anaerobik metabolizmayı stimüle ettiğı (Levesque ve ark., 2002), endokrin sistem aracılığı ile karbonhidrat ve protein metabolizmalarını etkilediğı ve lipid peroksidasyonunu artırdığı (Hollis ve ark., 2001; Vijayan ve ark., 1997), gelişmeyi yavaşlattığı (Marr ve ark., 1996), immün sistemi baskıladığı (Stouthart ve ark., 1996), ovaryum ve testiste eşey hücrelerinin sayısını azalttığı, olgunlaşmayı engelleyerek üreme şansını düşürdüğü saptanmıştır (Horning ve Yang, 1979).

Balıkta ve sucul ekosistemde ağır metal kirliliğine bağlı olarak Cu'ın toksik etkileri ile ilgili birçok çalışma yapılmıştır. Yumuşakçalar kas dokularında ve diğer organlarında balıklara, deniz bitkilerine ve kabuklulara göre daha yüksek miktarda Cu içermektedirler. Fakat bu miktarlarda insan sağlığı için sorun teşkil etmemektedir.

Dokularına oksijeni taşımak için hemosiyeninlerindeki Cu'yu kullanan kabuklular, decapodlar, gastropadlar ve cephalapodlar yüksek miktarlarda Cu içerirler. Hemosiyenin fonksiyonu tamamen hemoglobininle aynıdır. Böbrek ve sindirim bölgelerinde Cu'yu depolayan istiridyeler mükemmel bir Cu kaynağıdır (Lall, 1995).

2.1.8. Çinko

Zn, atom ağırlığı 65.39 g/mol ve atom numarası 30 olan gümüş renkli bir metaldir. Gerek insan gerekse hayvanlar için gerekli esansiyel elementlerden birisidir. Biyolojik sistemlerde yalnız Zn^{+2} olarak bulunur. Toprak, hava, su ve bütün gıdalarda mineral olarak bol bulunan elementtir. Alaşım imalatında, Demir ve diğer metallerin kaplama işlemlerinde, seramiklerde, kuru hücre akülerde, kauçuk sanayinde, beyaz boya üretiminde, gübrelerde, sağlık alanında ve bazı kozmetiklerde kullanılmaktadır (Atsdr, 2003).

Canlılarda normal gelişme ve büyüme için gerekli olan Zn'nin suda ve yemlerde az miktarda bulunması zorunludur. Sularda Zn, serbest katyon halinde, çözünür. Zn kompleksleri halinde veya süspanse maddelerce absorbe edilmiş halde bulunabilir (Çetinbaş, 2003; Belgemen ve Akar, 2004).

Zn Alkol dehidrojenaz, karbonik anhidraz, alkalen fosfataz, DNA ve RNA polimerazlar gibi yaklaşık 300 enzimin yapısında bulunur. Özellikle bazı enzimlerin aktivasyonu için vazgeçilmez bir maddedir. Zn'nin esansiyel fonksiyonu, birçok metaloenzimin integral bir bölümü olmak ve spesifik Zn'ye bağlı enzimlerin aktivitesini düzenlemektir. Bu yüzden Zn Protein, karbonhidrat ve lipid metabolizmalarının metabolik birçok işlevlerini ve nükleoproteinlerin sentezini düzenleyebilir. Protein sentezinde için Zn gen ekspresyonunda yapısal ve enzimatik rol oynamaktadır. Katalitik ve gen ekspresyonundaki rolünün yanı sıra, diğer proteinlerin ve nükleik asitlerin yapılarını korumakta, hücre alt birimlerinin bütünlüğünü korumakta, transport işlemlerinde yer almakta, timüsün onarımı ve gelişiminde, bağışıklık sistemindeki olaylarda önemli rol oynamaktadır (Belce, 2002). Karbonhidrat metabolizması için önemli olan insülin hormonu, Zn kompleksi şeklinde depo edilmektedir. Bu nedenle vücuttaki Zn miktarının değişimi, insülinin üretimi, salgılanması ve depolanmasında etkilidir. Canlı organizmada Zn azlığında, pankreasın hücrelerinin Zn içeriğinin azaldığı

ve insülin salınımında azalma olduğu saptanmıştır (Boguis, 1969). Ayrıca Zn miktarı azaldığında karaciğerdeki glikojen seviyesinde de artış görülmektedir (Vallae, 1959).

İnsan vücudunda Zn'nun yaklaşık %90'ı kaslarda ve kemiklerde bulunur. Zn, esansiyel olduğu için her gün belirli bir miktar alınması gerekir. Zn'un yeterli miktarda alınmadığında 200'den fazla enzimi olumsuz etkiler. Ancak Zn'nun fazla alınması durumunda yaraların yavaş iyileşmesi, iştah ve bağışıklık sistemi aktivitesinde azalma, kolesterolün yükselmesi ve deride hassasiyet gibi olumsuzluklar görülür. Zn fazlalığında Cu fonksiyonunu da engellemektedir (Atsdr, 2003).

Balık vücudunda en yüksek miktarda bulunan iz element Zn'dur. Balıklar Zn'yu sudan ve gıdalardan alırlar. Suyun Zn düzeyi balık vücudundaki Zn düzeyi üzerinde kayda değer bir öneme sahiptir. Sucul organizmalarda Zn'un en fazla birikim gösterdiği organlar karaciğer, böbrek ve kaslardır (Belgemen ve Akar, 2004).

Balık ve diğer deniz ürünlerinin yenilebilir kısımlarında insan sağlığı için zararlı olabilecek Zn miktarı olduğu ile ilgili bir kayıt yoktur (El-Sıkaily ve ark., 2004). Zn istiridye kabuğunun alt tabakasından sorumlu karbonik anhidraz enziminin parçasını oluşturduğu için istiridye en zengin Zn kaynağıdır. Çoğu balık ve kabuklularda Zn'nin biyoyararlanımı yüksektir, ama fazla miktarlarda Ca, P içeren diğer besin komponentleri tarafından etkilenebilmektedir (Lall, 1995).

Zn'nun toksik etkisi suyun kimyasına, suda bulunan diğer metallere ve yer kabuğunun bazikliğine bağlı olarak değişir. Zn ortamda yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu solungaçları tahrip ederek balığı öldürebilir. Genellikle Zn'nun sudaki organizmalar için zararları şu şekilde sıralanabilir (Kruger, 2002):

- a. Deride lezyonlar, omur hasarları ve hemorajilere sebep olur.
- b. Balıkta yumurta zarının incelmeye yol açarak yumurtlama sırasında yumurtanın yırtılmasına sebep olur.
- c. Gonat faaliyetlerini engeller.
- d. Embriyo gelişimini sekteye uğratar.
- e. Yumurtadan çıkan larvanın Zn'ya maruz kalması kulak kapsüllerinde ve gözlerde şekil bozukluklarına, ağızda ve solungaç kemerlerinde sakatlıklara yol açar.

2.2. Sucul Ortamdaki Ağır Metal Kirliliğinin Kaynakları

Tabii şartlarda nehirler, denizlerdeki ağır metallerin en önemli kaynağı olarak görülmektedir. Nehirlere taşınan ağır metallerin büyük bir kısmı çoğunlukla çözünmüş halde taşınmaktadır. Partiküler formdaki ağır metal formlarının ise yalnızca bir kısmı denizlere varmaktadır. Çünkü akarsuyun akış hızı azaldıkça çökeltme meydana gelir ve körfezlerde tatlı su ile tuzlu su birbirine karıştığında çeşitli fiziko-kimyasal değişimler ortaya çıkar. Metaller rüzgar ve sularla bir yerden başka bir yere sürüklendiği için hiç kirlenmemiş bölgelere kirlilik taşınabilir (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Ağır metal içeren atık sular genellikle endüstriyel kaynaklıdır ve bu atıklar arıtım yapılmadan sulara boşaltıldığında ise kirletici etki yaparak ekosistemde bireylerin yaşamsal aktivitelerini olumsuz etkilemektedir.

Ağır metal kirliliğine neden olan ve yaygın olarak görülen kirletici kaynaklar:

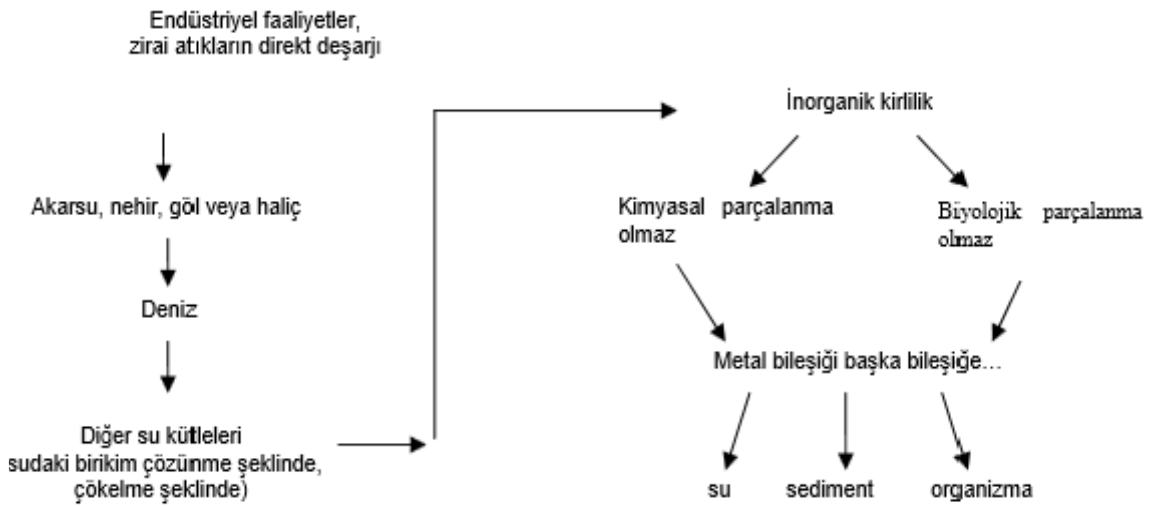
1. Madencilik faaliyetleri sonucu oluşan katı ve sıvı atıklar,
2. Endüstriyel katı ve sıvı atıklar,
3. Yerleşim alanlarından ortama verilen katı ve sıvı atıklar,
4. Tarımsal atıklar ve gübreler,
5. Fosil yakıtlar olarak sıralanabilir.

Antik çağlarda metal cevherlerin işlenmeye başlanması sonucu metaller atmosfere ve hidrosfere yayılmaya başlamışlardır. Sanayileşmeyle birlikte ağır metal içeren kömürlerin yakılması endüstri bölgelerindeki ağır metal kirliliğinin aşırı boyutlara ulaşmasına neden olmuş ve ağır metal kirliliğinden dolayı ortaya çıkan ilk zehirlenmeler Japonya’da görülmüştür (Kahvecioğlu ve ark., 2009).

Metal kirliliğinin birçoğu sularda birikir. Sulardaki bu birikim, çözünme şeklinde olabileceği gibi, çözünmeden suların dibinde çökeltme şeklinde de olabilir. Bu şekilde bir kirlenme endüstriyel ve zirai atıklardan meydana geldiği gibi herhangi bir yolla atmosfere verilen metal türü maddelerden de meydana gelebilir. Atmosfere bırakılan metaller sonunda yeryüzüne dönerler ve akarsular aracılığı ile su yataklarına sürüklenirler. Metal kirlenmesi, organik kirlenmeler gibi kimyasal ve biyolojik yollarla parçalanmazlar, bir metal bileşiği başka bir metal bileşiğine dönüşür ve dönüşme ne

olursa olsun metal iyonu kaybolmaz. Bu nedenle bozunmaya uğramayan ağır metallerin dağılımı ve taşınması sonucu emisyonu uğradıkları yerlerden çok uzaklarda da birikerek çevredeki konsantrasyonlarını artar ve çok daha geniş alanlarda kirletici etki yapabilirler (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Ağır metal içeren atık sular genel olarak biyokimyasal oksijen ihtiyacı değeri düşük asidik suda yaşayan ve bu suyu kullanan canlılar için toksik ve inorganik karakterli sulardır. Kirliliği oluşturan; Pb, Cd, Cu, As, Fe, Zn, Hg gibi ağır metal iyonlarıdır. Özellikle demir çelik ve metal kaplama endüstrilerinden gelen atık sulardaki ağır metallerden Pb, Hg, Cd ve Cr besin zinciri yoluyla girdikleri canlı bünyelerinden atılmadıklarından dolayı canlılarda fizyolojik birikime yol açarlar. Bünyede belirli sınır konsantrasyonlarının aşılması ile canlıda toksik etkiler meydana gelir. Bu birikime bağlı olarak sulara yaşayan balıklar ve diğer canlılar ölebilirler. Ayrıca bu su ürünleri ile beslenen insanlarda olumsuz etkilere uğrayabilirler (Yıldız, 2004).



Şekil 2.1. Metalin su ortamında izlediği yol (Rainbow, 1995)

Ağır metaller sınır konsantrasyonu aştıklarında toksik olarak etki gösterirler. Bundan dolayı özellikle düzenli bir şekilde tüketildiği için içme sularının ve yiyeceklerin içerebileceği maksimum ağır metal konsantrasyon değeri sınırlandırılmış ve yasal kuruluşlarca sürekli olarak kontrol edilmesi zorunlu kılınmıştır (Kahvecioğlu ve ark., 2003). Ağır metallerin kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri ile WHO ve Türk standartlarına göre içme suyunda izin verilen maksimum değerleri,

sucul ortamda ve balık dokularında bulunan ağır metallerin kabul edilebilir değerleri, Sediment Kalite Yönergesi aşağıdaki çizelgelerde verilmiştir.

Çizelge 2.1. Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri ile WHO ve Türk standartlarına göre izin verilen maksimum değerler (Anonim,1991)

Metal (µg/l)	Su Kalite Sınıfları					
	1. Yüksek Kalite	2. Az Kirlenmiş	3. Kirlenmiş	4. Çok Kirlenmiş	İçme suyunda Maksimum değer	
					WHO	TSE-266
Kurşun	10	20	50	>50	10	50
Bakır	20	50	200	>200	2000	1500
Nikel	20	50	200	>200	50	-
Çinko	200	500	2000	>2000	3000	5000
Kadmiyum	3	5	10	>10	3	5
Alüminyum	300	300	1000	>1000	200	200
Civa	0.1	0.5	2	>2	0	0
Arsenik	20	50	100	>100	50	50

Çizelge 2.2. Sucul ortamda ağır metallerin kabul edilebilir değerleri (Anonim, 2002)

Metaller	Kabul Edilebilir Değer (mg/l)
As	0,1
Cu	0,01
Zn	0,003
Hg	0,004
Cd	0,01
Pb	0,1
Ni	0,3

Çizelge 2.3. Sediment Kalite Yönergesi (µg/g, kuru ağırlık) (<http://www.ene.gov.on.ca/envision/gp/B1-3.pdf>)

Metaller	Etkisiz	En Düşük Etkili Konsantrasyon	Yüksek Etkili Konsantrasyon
As	-	6	33
Cd	-	0,6	10
Cu	-	16	110
Pb	-	31	250
Hg	-	0,2	2
Ni	-	16	75
Zn	-	120	820

Çizelge 2.4. Balık dokularında ağır metallerin kabul edilebilir değerleri (mg/kg)

Metaller	Anonim, 2002	WHO 1989	TGK 2002-2008
Hg	0,50	0,05	0.5
Cd	0,10	1.00	0.05
Pb	1,00	2.00	0.3
Cu	20,00	30	20
Zn	50,00	100	50
Ni	0,30	0.5-1.0	-
As	1,0	-	1,0
Al	-	-	-

2.3. Ağır Metallerin Toksisitesi

Metal toksisitesinde iki mekanizma vardır. İlk mekanizma, enzimin aktif bölgesinde yararlı olan metal, toksik metal ile yer değiştirir. İkincisi, toksik metal moleküle bağlanır ve metalik katyonun değişmesi enzimin aktivitesini değiştirir (Rainbow ve Phillips, 1993; Rainbow, 1995; Rainbow, 2002). Yüksek konsantrasyondaki elementler, organizmalarda çözeltileri halinde bulunur ve hücreler arasındaki elektronötrallığı sağlarlar. Ancak eser ağır metaller canlı yapısında eser oranda bulundukları halde görevleri oldukça önemlidir. Çünkü bunların bazıları proteinlerin bazıları da enzimlerin içinde bulunur (Gündüz, 1994). Ağır metallerin bazıları uygun konsantrasyonda enzim aktiviteleri için gerekli olduğu halde, uygun konsantrasyonlar (organizmaya özgü eşik konsantrasyonu) aşıldığı zaman enzim aktivitelerini inhibe edebilirler. Özellikle Ag, Hg, Cu ve Pb gibi toksik metaller enzim aktivitelerini durdururlar (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Sucul omurgasızlarda biriken ağır metal konsantrasyonu iki kategoride toplanabilir. Birincisi; metabolizma için elverişli olan form (canlı tarafından kullanılan), ikincisi; detoksikleşmiş metal (metabolizma için esas rolü bulunmayan vücuttan atılacak form). Bu şekilde sınıflandırma metalin takip edeceği yolun modellenmesinde kolaylık sağlar. Detoksif metal kategorisindeki metal, granül ve/veya metallothionein ile birleşerek halkalı kimyasal formları oluşturabilir. Yine de ters yöndeki kimyasal reaksiyonların olması ile detoksif bileşiklerin oluşumu ihmal edilebilir. İkinci kategorideki detoksifiye sınıfında olan metal miktarı için teorik bir limit yoktur. Bu miktar eşik konsantrasyonunu aştığında, ilk olarak birikime ancak sonunda öldürücü etkiye sebep olur. Birikmiş metalden metabolizmanın kullandığı kısım ve detoksifiye

formu olarak depolanan metalin eşik konsantrasyonu arasında bir bağlantı bulunmaz. Metabolizma için uygun toplam birikmiş metal konsantrasyonu ve toksik etkiye başlama konsantrasyonu arasında da ilişki kurmaya gerek yoktur. Toksik etkinin başlangıcı metabolik açıdan uygun formlarda olan birikmiş metalin konsantrasyonuna bağlıdır. Vücuda girecek metalin giriş hızı, vücuttan atılma hızını geçtiğinde, metal metabolizma için toksik etki oluşturur. Akuatik omurgasızlardaki toplam metal konsantrasyonu, metalin daha önceden vücuda girmiş ve birikmiş olmasına bağlıdır. Metabolizma tarafından metalin vücuttan atılma hızı, giriş hızından az ise vücuttaki detoksifiye metal konsantrasyonu belli bir değere kadar artar. Ağır metalin bölgesel biyo-kullanılabilirliğindeki herhangi bir artış, çözünmüş formda ya da beslenme yoluyla vücuda giren metalin giriş hızının artmasına sebep olur. Eğer ki giriş hızı maksimum kombine atılma hızını aşarsa, metabolik açıdan uygun vücut konsantrasyonu artacak ve eşik konsantrasyonuna ulaşılacaktır ki bu konsantrasyon, canlıya toksik etki yaparak ölümüne sebep olur (Rainbow, 2002).

Yüksek metal konsantrasyonları:

- a. Hücre zarının geçirgenliğini değiştirerek,
- b. Hücredeki sülfidril (-SH) gruplarıyla etkileşerek,
- c. Fosfat grupları ve aktif ADP ya da ATP gruplarıyla reaksiyon ilgileriyle,
- d. Gerekli iyonlarla yer değiştirerek toksisiteye neden olmaktadır (Patra ve ark., 2004).

Metallerin toksisiteleri; hücreye alım yoluna, metalin kimyasal formuna, metalin aksiyon etkisine, biyolojik bulunurluğuna ve metabolizmasına, metalin akut ve kronik etkisine, diğer metallerle etkileşimine, hücre içi fizyolojik işlemlere (solunum, fotosentez gibi), toksik etkisini göstereceği hedef bölgeye ve genetik adaptasyonlara bağlıdır. Metallerin bu toksik etkilerine karşı gösterilen yanıt mekanizmaları;

- a. Onlara özel üretilen organik bileşiklerce metallerin depolanması,
- b. Bazı hücre bölümlerindeki kompartmantalizasyonu,
- c. Metal iyonlarının dışarı atılmasıyla olmaktadır.

Bir ağır metal kendisine benzerlik gösteren herhangi bir moleküle bağlanma eğilimindedir. Hücreler içerisindeki iz metaller, sülfür ve azota benzerlik gösterdiğinden çoğu sülfür ve azot içerikli aminoasitlerden yapılmış proteinlere bağlanma potansiyeli gösterirler. Bu tür benzerlikler potansiyelde toksik olan tüm iz metalleri proteinlere ya da diğer moleküllere bağlar ve onların normal metabolik aktivitelerini önler. Başlangıçta ağır metallerin vücuttan dışarı atılana kadar moleküler bağlı olanları en azından “metabolik açıdan kullanılan” metallerdir, toksik değildirler. Detoksifikasyon metallothioninler ya da çözünmeyen metaliferous granülleri gibi proteinlere bağlı olmayı gerektirirler (Rainbow, 2002). Çoğu ağır metal, metabolizmada esas rol oynadıklarından hemen atılmaz ya da detoksifiye olmaz. Örneğin Zn karbonik anhidrat çoğu enzimde anahtar bileşendir (Luoma, 1983; Rainbow, 2002). Buna göre organizma sudaki metali ya çözünmüş halde solüsyondan veya metali daha önceden bünyesine almış başka bir organizmanın besin olarak tüketilmesiyle alır. Alınan metalin organizmada kullanım ihtiyacının teorik olarak tahminini yapmak mümkündür. Ancak metabolizmada kullanılmayan, potansiyel formdaki (birikme eğiliminde) metal toksik olur ve sonuçta toksikliğin azaltılması ya da metalin vücuttan atılması gerekir. Bünye için gerekli olmayan Cd, Pb, Hg gibi metaller minimum konsantrasyonda dahi canlıya gerekli değildirler, metabolizmadan detoksifiye olmalıdırlar (Rainbow, 2002).

Su ortamında bir metal değil, birden fazla metal vardır ve metallerin sudaki formları metal-ligand kompleksleridir. Bu sebeple bir organizma tek bir metal varlığına asla maruz kalmaz, her bir metalin çeşitli fiziko-kimyasal formlarına maruz kalır. Maruziyet hem partiküler formdan, hem de solüsyon formdan kaynaklanır. Her akuatik omurgasız, metali yaşadıkları ortamdan suda iyon halinde, ya da besinlerden alırlar. Eser metaller bünyeye girdikten sonra, esas metabolik amaçlar için kullanılma, vücutta depo edilme, atılma veya kendisine benzeyen herhangi bir moleküle bağlanma gibi bir dizi biyokimyasal işlemlerden geçer. Ancak metalin arta kalan kullanılmayan kısmı ise organizmaya ya anında toksik etki yapabilir ya da canlının bünyesinde birikerek potansiyel toksik etki oluşturur (Luoma, 1983).

2.4. Ağır Metallerin Toksisitelerini Etkileyen Faktörler

Yapılan çalışmalarda sucul ekosistemde metal birikimin; suyun sıcaklığına, ortamın konsantrasyonuna, suyun tuzluluğu ve derinliğinin yanı sıra canlının türüne,

yaşına, boyuna ve ağırlığına bağlı olduğu sonucuna varılmıştır (Kayhan, 2006). Sucul ortamdaki ağır metal kirliliğini oluşturan atık sular genellikle nehirler, akarsular ve haliçler aracılığıyla göllere ve denizlere ulaşmaktadır. Fakat atık suların yanısıra atmosferdeki ağır metaller de kirlilik oluşturabilmektedir. Atmosferdeki ağır metaller, yağmurlar yoluyla yeryüzüne dönüp yer altı ve yüzey sularına karışırlar (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

Deniz suyundaki metalin fiziksel ve kimyasal formları, metallerin kimyasal özelliklerine bağlı olduğu kadar iyonik güç, suyun pH, alkalinite, potansiyel redoks, organik ve partikül maddelerin varlığı, tuzluluk ve biyolojik aktiviteler gibi çevresel faktörlere göre değişebilmektedir. Bu faktörlerde meydana gelen değişimler, metalin kimyasal formlarının değişmesine sebep olduğu için metalin sucul canlılar tarafından alınımını etkiler. Ayrıca kayalar üzerinde bulunan alglerin pozisyonu (örneğin gel-git döngüsünde algin su içinde kalma süresi), mevsimler, sıcaklık ve ortamda bulunan diğer kirleticilerin varlığı gibi diğer faktörler metal birikimini etkilemektedir. Metaller düşük pH'da çoğunlukla serbest katyonlar halindedirler ve çözünmeyen oksitler, hidroksitler, karbonatlar veya fosfatlar gibi çökme eğilimi gösteren bileşikler meydana getirirler (Olgunoğlu, 2008). Pb, Cd, Hg, Ni, Cr, Co, Mn, Cu ve Zn gibi ağır metaller doğada genel olarak karbonat, sülfür, silikat ve oksit minareleri olarak bulundukları için suda ki çözünürlükleri düşüktür. Çok düşük miktarlarda bile kuvvetli zehir etkisi olan ağır metaller suda tuz, katyon ve kısmen anyon şeklinde bulunurlar (Topbaş ve ark., 1998).

İnsanlar ağır metalleri hava, su ve yiyecek yoluyla alırlar. Özellikle metallerin toksik organik atıklar ile birleşerek ya da başka bileşiklere dönüşerek daha toksik hale dönüşmeleri önemli sorunlara neden olmaktadır. Metallerin toksik etkileri; organizmaya giriş yollarına, kimyasalın özelliklerine, organizmaya giren miktarına, alıcı organizmanın yaş ve gelişim durumuna, organizmaya giriş süresine bağlı olarak değişmektedir (Rainbow ve Phillips, 1993; Rainbow, 1995; Rainbow, 2002).

2.5. Sularda Ağır Metal Düzeyinin Tespit Edilmesi

Ağır metallerin bazıları sucul organizmalarda önemli seviyelerde birikirler. Bu birikim, sahilde bulunan canlılar üzerinde metallerin olası zararlı etkileri ve insan sağlığı üzerindeki potansiyel etkileri hakkında bir fikir verir. Bu nedenle ağır metalleri belirleme çalışmaları hem nehir hem de sahil bölgelerinde metallerin geçici ve kalıcı biokullanılabilirliklerini tespit etmek için gereklidirler (Serfor-Armah ve ark, 2001).

Sucul ekosistemdeki ağır metal düzeyi sudaki, sedimentteki ve canlıdaki ağır metal düzeyinin ölçülmesi ile belirlenebilir (Rainbow, 1995). Sulardaki indikatör organizmalar ağır metalin alımı, atılımı ve toksik etkilerin belirlenmesi ve biyokullanılabilirliğinin izlenmesinde kullanılabilir. Bu organizmalar bulundukları su ortamları ile direk temas halinde oldukları için suda bulunan kirleticileri alıp bünyelerinde biriktirebilirler ve bu özellikleri sayesinde ortamın kirlilik seviyesi ile ilgili bilgi verebilirler. Suda, sedimentte ve organizmalarındaki kirlilik seviyelerinin belirlenmesiyle ve izlenmesiyle ilgili birçok çalışma gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalarda su, sediment ve sucul organizmalar ya kirleticilerin çevresel davranışlarını tanımlamak ya da kirletici seviyelerini izlemek için kullanılmıştır (Haritonidis ve Malea, 1999; Lynngby, 1987; Luoma, 1983).

2.5.1. Su ortamı

Tatlısu ekosistemleri iz element atıklarının son noktalarından biri olarak değerlendirilebilir ve ağır metal çalışmalarında bir arşiv görevi yapabilir (Birch ve ark., 1996). Tatlı ve tuzlu sularda ağır metallerin konsantrasyonu litrede nanogramdan miligrama kadar değişir. Bu yüzden sularda kirleticilerin konsantrasyonunu araştırmak için güvenilir analitik teknikler geliştirmek zorunluluğu doğmuştur. Bu zorunluluk özellikle ağır metal gibi iz elementlerin analizinde araştırmacıları biyomonitörlerin kullanımına yöneltmiştir. Ancak, sularda ağır metal analizindeki en önemli dezavantaj, bunların biyolojik alınımıyla sudaki konsantrasyonları arasında tam bir korelasyonun bulunmamasıdır (Duman, 2005).

Şimdiye kadar su ortamındaki kirlilikleri tespit etmek için genellikle suyun kimyasal analizleri yapılmaktaydı. Fakat bu ölçümler tek başına yeterli değildi, bu nedenle tamamlayıcı diğer analizlerin de yapılmasını gerektliydi (Wang, 1999). Su ortamları sadece sudan ibaret değildir, bünyesinde birçok hayvan ve bitki kökenli yüzen veya dipteki sediment tabakasında yaşayan organizma grupları vardır. Suda çözünen kirleticiler ortam şartlarına bağlı olarak organizmaya geçmekte, besin zincirinde birikmekte ya da dibe çökmektedirler. Bu nedenle bir kirletici yalnızca suda değil, aynı zamanda o su ortamında yaşayan bütün canlıların yapısına geçmektedir (Taylan ve Böke Özkoç, 2007).

2.5.2. Sediment

‘Sediment’ terimi su ortamında bulunan birikinti materyalini ifade eder ve dip çamuru olarak da tanımlanır. Tüm doğal sular farklı oranda sediment ihtiva ederler. Sucul ortamda değişik karakterli maddeleri ihtiva eden sedimentler doğal ve coğrafi sebepler sonucu ortaya çıkan erozyonla, suda bulunan ölü alglerin, organik ve inorganik partiküllerin dibe çöküp birikmesi ile oluşmaktadır (Hakanson, 1980; Dökmeci, 2005). Ağır metaller için sediment önemli bir birikim yeridir ve bundan dolayı sucul ortamlarda metal kirliliğinin tespit edilmesinde kullanılmaktadır (Salomans ve ark., 1987). Sedimentteki ağır metaller ve metal bileşikleri gibi inorganik maddeler fazla miktarda bulunduklarında potansiyel kirleticiler olarak dikkate alınmalıdır. Bu potansiyel kirleticiler insan ve sucul organizmalar ve suda bulunan canlıların sağlıklarını tehdit edebilirler. Sediment tabakaları su kalitesini belirgin olarak tespitini sağlar. Bu nedenle çevresel sedimentoloji çalışmaları su kalitesinin belirlenmesi için gereklidir ve su analizleri ile birlikte yapılmalıdır. Çünkü sediment tabakasının bünyesinde biriken kirleticiler için (organik madde, fosfat, azot bileşikleri, çeşitli metaller, Fe, Hg gibi) belli doygunluk seviyesi bulunur ve bu doygunluk seviyesine ulaşan sediment tabakası bir süre sonra bünyesinde biriktirdiği bu kirleticileri tekrar suya bırakır. Böylece yalnızca su kirliliği sorunu giderilen bir su kütleinde tekrar çevre kirliliği problemi ortaya çıkabilir (Lijklema, 1993; Dökmeci, 2005). Bundan dolayı bu mekanizmayı açığa çıkaran araştırmacılar, su kalitesi çalışmaları yaparken su-hava-sediment ve toprak çevresinde araştırmalarını devam ettirmektedirler (Förstner, 1993).

Ayrıca sedimentlerinin metal içeriğinin değerlendirilmesi, doğal ve antropojenik etkilerin geriye dönük verileri hakkında yorum yapabilmeyi mümkün kılmaktadır.

Nehrin ve denizlerin birleştiği yerlerde ağır metallerin sedimantasyonu daha fazladır. Bu nedenle göl ve denizlerin sedimentlerinde fazla miktarda ağır metal birikmektedir (Fergusson, 1991). Sedimentte biriken ağır metallerin konsantrasyonu sedimentte organik maddelerin bulunup bulunmamasına, dipte bulunan sediment parçacıklarının oranı ile parçacıkların boyutuna, pH, sıcaklık, çözünen konsantrasyonu gibi birçok parametreye göre farklılık gösterir (Banerjee ve ark., 2016).

Sedimentte ağır metallerin doğal girdiler ve antropojenik kaynaklar olmak üzere iki ana kaynağı bulunmaktadır. Antropojenik kaynaklar fosil yakıt yanması (kömür, petrol, doğal gaz) ve madencilik endüstrileri gibi kaynakları içermektedir (Guo ve Yang, 2016).

2.5.3. Sucul canlılar

Kimyasal kirleticilerin analitik olarak test edilmesi pahalı ve zaman kaybettiricidir. Su ve sedimentteki kirleticilerin konsantrasyonunun ölçülmesi tek başına o ortamda yaşayan canlılar üzerine kirleticinin potansiyel etkisi hakkında da bilgi veremez (Mal ve ark., 2002). Sucul canlılar kirleticilerin suda tespit edilen konsantrasyonundan 1 milyon kez daha yüksek konsantrasyonda ağır metalleri biyokonsantre ve biyoakümüle edebilirler (Cha ve ark., 1997).

Suyun ve sedimentin fizikokimyasal özellikleri ağır metallerin balık tarafından alınmasında etkilidir. Örneğin, Cu, Cd ve Zn'un alınması sudaki yüksek Ca konsantrasyonundan etkilenecek azalır. Balıklarda biriken ağır metallerin girişi serbest vücut yüzeyleri, solungaçlar ve sindirim kanalı olmak üzere başlıca üç farklı yoldan gerçekleşir. Ağır metal absorpsiyonu en fazla solungaçlarda gerçekleştiği halde vücut yüzeyinden absorpsiyon çok azdır (Amundsen ve ark., 1997). Balıklar solungaçlarla sudaki oksijeni aldığı anda suda çözünmüş ya da askıda bulunan materyalleri de alır (Karadede ve Ünlü, 2000). Bu esnada sudaki ağır metallerde solungaçlardaki lameller aracılığıyla vücuda alınır (Heath, 1987). Ağır metaller yiyecekler ile doğrudan alınabilir (Bat ve ark., 1999). Bundan dolayı gastrointestinal emilim de çok önemlidir. Ağız yoluyla vücuda alınam toksik maddelerin emilimlerinin yüksek düzeyde gerçekleştiği

yer ince bağırsaklardır. Bağırsak mukozasındaki emilim villus, valvül ve mikrovillusların mideye göre daha fazla olması, toksik maddelerin burada daha uzun sürede kalmalarına, bu nedenle mukozalarla daha fazla temas etmelerine sebep olmaktadır. Sindirim kanalından emilen toksik maddeler, kan dolaşımı yoluyla bütün vücuda dağılıp toksisiteye yol açabilir. Bu zehirlenme; zehrin türüne, absorbe konsantrasyonuna ve şiddetine göre değişiklik gösterir. Deri, toksik maddelerle oldukça sık temas halindedir. Fakat deri ağır metallerle karşı fazla geçirgen olmadığı için deri yoluyla canlıların zehirlenmeleri daha az görülür. Çünkü derinin epidermisindeki stratum corneum tabakası epidermik bir bariyer olarak kimyasal birçok maddenin geçişini önlemektedir (Dökmeci, 1988).

Dokularda metal birikiminin tespitini sağlayan yöntemler doğru olarak uygulandığında oldukça önemli avantajlar sağlar. Bunlar:

1- Dokuda bulunan derişimler su ve sedimentteki derişimlere göre çevresel kirliliği daha iyi yansıtabilir. Bu durum, organizmaların metalden etkilenme derecelerini anlamada önemli bir perspektiftir.

2- Organizmalardaki kirletici derişimlerinin belirlenmesi, bu kirleticilerin dokularda zamana göre birikimlerini göstermektedir. Suda ve sedimentte ortaya çıkan geçici değişkenlik bazen kirliliğin tam olarak belirlenmesinde sorun olabilir. Ayrıca geçici değişkenliklerin açıklanabilmesi için ortam ve organizma dokularındaki birikimler karşılaştırıldığında, organizmalardaki kirliliğin belirteci olarak kabul edilirler.

3- Canlılarda yapılan ölçümler su ve sedimentte göre kirleticilerin düzeyini daha iyi bir şekilde ortaya koyabilir (Türkmen, 2003).

Balıklar dışında bazı omurgasızlar da, belirli ağır metalleri farklı oranda biriktirirler. Bu canlılarda biriken metal konsantrasyonları, sucul ortamdaki toksik metalin biokullanılabilirliğinde geçici ve coğrafik değişimler ile ilgili bilgi sağlar. Bu canlıları aşağıdaki şekilde sınıflandırmak mümkündür (Rainbow, 2002);

- * İstiridyeler ve midyeler,
- * Makroalg ve Deniz Otları / Deniz Yosunları (seaweed),
- * Midyeler, Kabuklular (yengeç, istakoz, karides, vs.),
- * Talitrid amphipods,

* Polychaetes'lar.

2.6. Balık Doku ve Organlarında Ağır Metallerin Biyobirikimi

Ağır metaller sulara ayrışmadıkları için veya zor ayrıştıkları için dokularda yüksek konsantrasyonlarda birikirler. Emilimi yapılmayan ağır metaller boşaltım sistemi ile vücuttan atılırlar. Ancak boşaltım sistemi yeterli atılım yapamazsa toksik metaller böbrek, karaciğer ve değişik organlarda depolanırlar (Ağcasulu, 2007). Su canlılarının bazıları, sabit konsantrasyonlardaki Cu ve Zn gibi esansiyel olan metallerin oranlarını düzenleyebilmektedirler. Ancak bu düzenleme metal konsantrasyonları yükseldikçe bozulmakta ve buna bağlı olarak ağır metal birikimi olmaktadır. Vücutta metal konsantrasyonunun ayarlanması, metal alımı düzeyine paralel olarak atılım düzeyindeki artış ile gerçekleşmektedir. Cd ve Hg gibi esansiyel olmayan ağır metallerin vücuttaki düzeyleri ise çoğunlukla düzenlenememekte ve bundan dolayı birikme sudaki ağır metal düzeyi ile orantılı olmaktadır. Bununla beraber, bir metalin organizmada bulunan düzeyi, organizmanın o metali biriktirme oranına göre değişir (Ünlü ve Gümgüm, 1993). Balıkların çeşitli organ ile dokularında biriken ağır metaller, etki süresine ve ortamdaki metal konsantrasyonuna göre artmaktadır. Balıklarda bir metalin hangi organ ve dokuda depolanacağı canlı türlerine göre farklılık göstermektedir. Genel olarak en fazla birikim karaciğerde, en az birikim ise kas dokusundadır (Kargın ve Erdem, 1992). Cu ve Zn gibi bazı temel metabolik fonksiyonların sürdürülebilmesi için az miktarlarda ihtiyaç duyulan ağır metallerin ortamdaki derişimlerinin artması, metalin önce metabolik aktivitesi yüksek organlarda birikmesine ve toksik etkiye sebep olmaktadır. Balıklardaki ağır metal konsantrasyonu, vücuda alınan metale ve balık türünün beslenme alışkanlığına bağlı olup, doku ve organlar göre farklılık gösterir. Örneğin, herbivor balıklardaki ağır metal konsantrasyonunun karnivor balıklardaki konsantrasyondan daha düşük olduğu belirlenmiştir. Bunun nedeni besin zincirinde daha üst basamaklardaki balıkların alt basamaktaki canlılarda biriken ağır metalleri de almasıdır. Sonuçta bu metaller hayvanlarda zehirlenmelere neden olabilmektedirler (Aksun, 1986).

Balıklarla yapılan çalışmalar metalin birikiminde karaciğerin çok önemli belirleyici organ olduğunu göstermiştir. Karaciğerde bulunan protein gibi organik bileşiklerin metaller ile bağlanması metallerin büyük bir kısmının karaciğerde

depolanmasına sebep olur. Bir çok farklı balık türünde metallothionein gibi spesifik depolama proteinleri bulunur. Balık karaciğerindeki düzeyleri fazla olan bu tip proteinlerin sentezi metal kontaminasyonu ile artar. Örneğin; yılan balıklarında Cu ve Zn karaciğerde metallothioneine bağlandığı için en fazla birikimin bu organda olduğu belirlenmiştir. Ayrıca Cu ve Zn karaciğerin mitokondrilerine güçlü bir şekilde bağlanırlar. Özellikle Cu, Zn, Ni, Co ve Fe birikimi karaciğerde yüksek düzeylerde. Alabalıklar üzerinde yapılan çalışmalarda karaciğerde tespit edilen Cu oranının kaslardaki orandan oldukça yüksek olduğu saptanmıştır. Karaciğerin Cu'ı daha yüksek oranda biriktirmesinin sebebi alabalıkların karaciğerinde bulunan metallothioneinin Cu'ı bağlamasıdır. Pb ise metallothioneinin oluşmasına sebep olmadığı ve onlara bağlanmadığı için karaciğerdeki düzeyi düşük olarak belirlenmiştir. Genellikle bütün balıklarda karaciğerdeki Cu düzeyi diğer organlara göre daha yüksektir. Bu karaciğerin Cutoksisitesinde belirleyici bir organ olduğunu göstermektedir. Karaciğerde Cu'ın fazla birikmesinin bir diğer nedeni de solungaçlardaki Cu'ın devamlı olarak karaciğere taşınmasıdır. Solungaçlarda metal alınımının kontrol altında olması ve bu organla metallerin atılabilmesi sebebiyle metal birikimi karaciğere göre daha düşük düzeyde gerçekleşmektedir. Ancak yılan balıklarında Cd'un solungaçlarda yüksek düzeyde biriktiği belirlenmiştir. Bunun sebebi özellikle solungaçlarda Cd'un metallothioneinin oluşmasını hızlandırarak bunlara bağlanmasıdır. Ama diğer metaller solungaçlarda bu tip proteinlerin sentezlenmesinde etki etmezler, bu nedenle diğer metallerin solungaçlarda birikimide azdır. Ağır metaller affinitesi yüksek olan böbreklerde çoğunlukla bütün metallerin birikim düzeyi yüksektir. Cu ve Cd'un böbrek ve karaciğere üzerindeki toksisiteleri kas ve diğer organlara göre daha çoktur. Böbreklerin metabolik olarak aktiviteleri fazla olduğundan ağır metallerin büyük kısmı burada birikmektedir. Kaslar tatlı su balıklarında genellikle metal biriktiren organ olarak dikkate alınmazlar. Daha önce yapılan çalışmalarda ve doğal ortamlardan alınan balık örneklerinde kasların genel olarak diğer organlara göre daha az metal biriktirdiği gözlemlendiği için kaslar metaller için iyi bir indikatör yada belirleyici olarak kabul edilmezler (Güner, 2014).

2.7. Su, Sediment ve Balık Dokularında Ağır Metal Analizi ile İlgili Daha Önce Yapılan Çalışmalar

Sucul ortamlarda ve balık dokularında bulunan ağır metallerin düzeyinin belirlenmesine dair Türkiye’de ve yurt dışında birçok çalışma yapılmıştır.

Ayas ve Kolankaya (1996), Göksu Deltasındaki kefal (*M. cephalus*) ve sazan (*C. carpio*) balıklarında Pb, Hg, Cd, Ni, Cr düzeyini incelemiş ve bu balıkların karaciğerindeki Pb ve Hg birikiminin kas dokusuna göre daha yüksek olduğunu; kefal karaciğerinde Hg’nın sazana oranla daha yüksek konsantrasyonda bulunduğu bildirilmişlerdir. Bunun sebebinin *C. carpio*’nun yıl boyunca Göksu deltasında yaşaması ve dipteki bitki ve küçük canlılarla beslenmesi, *M. cephalus*’un ise yıl boyunca hem tatlı su hem de denizde bulunmalarından kaynaklandığını iddia etmişlerdir. Ama her iki balık türünün karaciğerindeki Pb düzeyi eşit seviyede bulunmuştur (karaciğerde 0.412 ppm ve 0.453 ppm; kas dokusunda 0.216 ve 0.372 ppm). Dokularda Ni tespit edilmemiş, Cr ve Cd’un ise sınır değerlerinin altında kaldığı tespit edilmiştir.

Al-Saadi ve ark. (2002), Irak’ın Habbaniya gölünün dört istasyondan alınan su, sediment ve bitki örneklerinde bazı ağır metal düzeylerini (Cu, Cd, Pb, Ni, Mn ve Zn) incelemiş ve sudaki en yüksek düzeyde bulunan metalin Zn, sedimentte ise Mn olduğunu, tüm numunelerde en düşük metalin Cd olduğunu bildirmişlerdir.

Çalta ve Canpolat (2002), Elazığ sınırlarında bulunan Hazar Gölü’nden yakaladıkları 200 adet *Capoeta capoeta umbla* (Heckel 1843)’nın kas, solungaç, deri, karaciğer, gonad ve böbreği ile Hazar Gölü’nden aldıkları su örneklerinde bazı ağır metallerin (Cd, Cu, Mn, Fe, Zn, Pb, Cr ve Co) birikim oranını incelemişlerdir. Cd, Pb, Co ve Cr su örneklerinde ve balığın incelenen doku ile organlarında tespit edilememiştir. Tespit edilebilen ağır metallerin (Fe, Cu, Mn ve Zn) en fazla karaciğerde, en az ise kas dokusunda olduğu belirlenmiştir. Sonuçta *Capoeta capoeta umbla* (Heckel 1843)’nın gıda olarak tüketildiğinde insan sağlığı açısından bir risk oluşturmadığı bildirilmiştir.

Tüzen (2003), Orta Karadeniz bölgesinde yakalanan balık örneklerindeki bazı ağır metallerin konsantrasyonlarını belirlemeye yönelik yapılan bir başka çalışmada araştırmacılar ağır metal düzeylerini µg/g olarak (kuru ağırlık) *T. trachurus*’da Cd: 0.47,

Cu: 1.52, Fe: 32.40, Mn: 3.76, Pb: 0.85, Zn: 12.05; *E. encrasicholus*’da Cd: 0.20, Cu: 1.94, Fe: 10.45, Mn: 1.96, Pb: 0.38, Zn: 17.38; *S. sarda*’da Cd: 0.09, Cu: 1.28, Fe: 9.52, Mn: 1.06, Pb: 0.22, Zn: 11.20, *A. caspia*’da Cd: 0.35, Cu: 2.93, Fe: 16.08, Mn: 1.57, Pb: 0.52, Zn: 20.41; *C. sprattus*’da Cd: 0.30, Cu: 1.79, Fe: 25.48, Mn: 2.82, Pb: 0.74, Zn: 9.50 saptayarak bu balıklardaki ağır metal birikiminin normal değerler arasında olduğunu belirtmişlerdir.

Doğan (2004), Hatay’da bulunan Asi Nehri, Yenişehir Gölü, Kırıkhan Gölbaşı Gölü ve Tahta Köprü Barajı’ndan topladığı su örneklerinde ve bu sularda yaşayan *Carasobarbus luteus* Heckel, 1843 (sarı benli) türünde örneklerin deri, karaciğer, solungaç ve kas dokusunda ağır metal düzeylerini araştırmış, araştırma sonucunda *Carasobarbus luteus*’un ağır metal konsantrasyonlarının organlara göre değiştiğini tespit etmiştir. Karaciğer ve solungaçtaki ağır metal düzeyinin kas dokuya göre daha yüksek olduğu ve kasta tespit edilen ağır metal birikimlerinin su ürünleri için tüketilebilirlik sınırlarının altında olduğunu bildirmiştir.

Beyşehir Gölü’nde yapılan bir araştırmada; bu gölden yakalanan *Cyprinus Carpio* türü balıklarda, kas dokusu, karaciğer ve solungaçlardaki Fe, Cu, Mn, Cr, Pb ve Cd içeriği analiz edilmiş ve ağır metal içeriğinin mevsimsel değişimi tespit edilmeye çalışılmıştır. Yapılan bu çalışma sonucunda; Pb, Cr ve Cd düzeyinin tespit edilebilir limitlerin altında olduğu görülmüştür. En yüksek metal konsantrasyonları sırasıyla, en fazla karaciğerde, daha sonra solungaçlar ve kas dokusunda tespit edilmiştir (Tekin-Özan, 2005).

Altındağ ve Yiğit (2005), Beyşehir gölünden yakaladıkları balık türlerinde Pb, Cd, Hg ve Cr düzeyini araştırmışlardır. Araştırma sonucunda *Leuciscus cephalus*, *C. carpio*, *Lucioperca lucioperca* ve *Tinca tinca*’nın kas dokularında sırayla Cd 0.578, 0.543, 0.643, 0.598; Pb 0.348, 0.303, 0.678, 0.415; Hg 0.012, 0.022, 0.023, 0.028; Cr 0.245, 0.308, 0.260, 0.235 µg/g olarak saptamış ve Beyşehir Gölü’ndeki balık türlerindeki ağır metal düzeyinin yüksek seviyelerde olduğunu belirtmişlerdir.

Çalışkan (2005), Asi Nehri’nden topladıkları su, sediment ve karabalık numunelerinde Cd, Co, Pb, Cr, Cu, Ni, Fe, Mn ve Zn düzeylerini incelenmiş, en yüksek birikimin su ve balık numunelerinde yazın, sedimentte kışın ölçüldüğü tespit edilmiştir. Balık dokularında en yüksek birikim çoğunlukla karaciğerde olduğu halde, Zn en fazla

deride, Cr ve Mn ise en fazla solungaçta birikmiştir. Balıklardaki ve sudaki birikime göre sedimentteki birikimin (sudaki Cd hariç) daha fazla olduğu gözlenmiştir. Cd birikimi suda en fazla bulunmuştur. Genel olarak birikim sıralaması su < balık < sediment şeklindedir. Ancak Ni ve Cr metallerinde sıralamanın balık < su < sediment olarak değiştiği belirlenmiştir. Su, sediment ve balık örneklerindeki Cd, Pb, Ni, Co, Mn, Cr, Cu, Fe ve Zn değerleri (suda Cd hariç) kabul edilebilir sınırların altında bulunmuştur.

Akgün ve ark. (2007), Çeltikçe Çayı'ndan yakaladıkları *Leuciscus cephalus* L., 1758 türü balıkların solungaç, karaciğer ve kaslarında Pb, Zn, Cd ve Cu'nun birikim düzeylerini incelemiştir. Cd, Zn ve Pb'nun en fazla biriktiği dokunun karaciğer (98,5000 ppm, 4,5354 ppm ve 38,9649 ppm), Cu'nun ise en fazla bulunduğu dokunun kas (6,0330 ppm) dokusu olduğu belirlenmiştir. Kastaki Zn, Cd ve Cu miktarı ile vücut ağırlığı arasında pozitif, Pb miktarı arasında ise negatif, karaciğer ve solungaçtaki Zn, Cd ve Pb miktarı ile vücut ağırlığı arasında pozitif bir ilişki olduğu saptanmıştır.

Chi ve ark. (2007), Çin'deki Taihu Gölünde yaşayan *Cyprinus carpio*, *Carassius auratus*, *Hypophthalmichthys molitrix* ve *Aristichthys nobilis* türü balıkların numunelerinde karaciğer, kas, beyin, gonad ve deri dokularında bazı ağır metallerin birikim düzeyini incelemiş ve bütün balıklarda en az metal birikiminin kas dokuda olduğunu tespit etmişlerdir. Genel olarak kas dokuda bulunan metallerin birikim sırası $Zn > Cu > Pb > Cr > Cd$ şeklindedir.

Tekin-Özan ve kırı'nın (2008), yapmış olduğu çalışmada Beyşehir Gölü'nden 2 yıl boyunca alınan *C. carpio* balığının karaciğer, kas ve solungaç dokularındaki Cr, Cu, Cd, Fe, Mn, Zn ve Pb'nun ağır metallerinin birikimi değerlendirilmiştir. Araştırma sonuçlarına göre *C. carpio* balığının dokularındaki ağır metal birikimi gelecek yıllarda insan sağlığı açısından tehlikeli boyutlara ulaşacağı öngörülmüştür.

Öztürk ve ark.'nın (2009), yapmış oldukları çalışmada Demirköprü Baraj Gölü'nde yaşayan *C. carpio* balığının kas, karaciğer, solungaç, hava kesesi, kalp ve bağırsak dokularındaki Pb, Cd, Cr, Cu, Fe ve Ni'nin birikimi değerlendirilmiştir. Elde edilen verilere göre *C. carpio* balığının dokularındaki Cd, Cr, Ni ve Pb birikimi insan sağlığı açısından tehlikeli olduğu belirlenmiştir.

Durali ve ark. (2010), yapmış oldukları çalışmada Karadeniz’de yakalanan bazı balık örneklerinde bazı ağır metallerin konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Yapılan çalışma sonucunda ağır metal düzeyleri $\mu\text{g/g}$ olarak *T. trachurus*’da Cd: 0.22, Cr: 0.95, Cu: 2.4, Fe: 36.4, Mn: 1.3, Pb: 0.64, Zn: 25.7; *M. merlangus*’da Cd: 0.18, Cr: 0.82, Cu: 1.8, Fe: 27.7, Mn: 3.6, Pb: 0.46, Zn: 27.7; *S. sarda*’da Cd: 0.35, Cr: 0.64, Cu: 1.9, Fe: 25.5, Mn: 2.0, Pb: 0.28, Zn: 21.0; *M. barbatus*’da Cd: 0.23, Cr: 0.99, Cu: 1.4, Fe: 41.4, Mn: 2.5, Pb: 0.40, Zn: 17.8 tespit edilmiştir. Analizi yapılan balık türleri beslenme ve toksik olarak insan tüketimi için sağlıklı bulunmuştur. Ancak balık örneklerindeki Pb ve Cd düzeyleri kabul edilebilir değerlerden daha yüksek bulunmuştur.

Nisbet ve arkadaşları (2010), yapmış oldukları çalışmada; Orta Karadeniz bölgesinde yakalanan bazı balık örneklerinde bazı ağır metallerin konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Yapılan çalışma sonucunda ağır metal düzeyleri $\mu\text{g/g}$ olarak (kuru ağırlık) *T. trachurus*’da Cd: 0.012, Cu: 1.79, Fe: 21.17, Mn: 10.72, Ni: 4.68, Pb: 0.60, Zn: 27.70; *E. encrasicholus*’da Cd: 0.035, Cu: 2.73, Fe: 26.06, Mn: 3.93, Ni: 3.12, Pb: 0.70, Zn: 26.25; *S. sarda*’da Cd: 0.025, Cu: 1.74, Fe: 25.96, Mn: 3.53, Ni: 3.04, Pb: 0.90, Zn: 19.55; *M. merlangus*’da Cd: 0.002, Cu: 3.72, Fe: 28.84, Mn: 6.92, Ni: 3.78, Pb: 0.58, Zn: 31.34; *M. barbatus*’da Cd: 0.020, Cu: 3.14, Fe: 29.17, Mn: 6.96, Ni: 2.47, Pb: 0.92, Zn: 23.71; *A. caspia*’da Cd: 0.022, Cu: 2.62, Fe: 33.78, Mn: 2.50, Ni: 1.60, Pb: 0.86, Zn: 30.87; *P. saltatrix*’da Cd: 0.025, Cu: 2.86, Fe: 23.81, Mn: 5.14, Ni: 1.91, Pb: 1.26, Zn: 25.51 tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre balık örneklerinin ağır metal seviyeleri izin verilen değerlerde bulunmuştur. Fakat Pb seviyesinin izin verilen değerlerin üstünde olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Kuzu’nun (2010) yaptığı bir çalışmada Erzurum ilindeki 4 farklı işletmeden (A, B, C ve D) toplanan alabalık numunelerinde ortalama kurşun, bakır, kadmiyum, çinko, civa ve arsenik miktarları sırasıyla 0.053, 0.452, 0.019, 1.218, 0.050 ve 0.024 mg/kg düzeylerinde tespit edilmiştir. Numune bazında Cd miktarı B işletmesinde 4 numunede, D işletmesinde ise 1 numunede limit değer üstündedir. Ancak diğer numuneler gerek genel ortalama gerekse işletme bazı ortalama limit değer altında tespit edilmiştir.

Kır ve Tumantozlu (2012), yaptıkları bir çalışmada Karacaören II Baraj Gölü’nün su ve sedimenti ile bu gölde yaşayan sazan balıklarının bazı dokularında Al, Pb, Zn, Cd, Hg, Fe, Cu, Mn, Sr ve Cr seviyelerini belirlemeye çalışmışlardır. Çalışma

sonucunda göl suyunun pH değeri 7,42-8,02 arasında olduğu ve sudaki Cr, Cd ve Hg düzeyinin bütün mevsimlerde tayin sınırının altında olduğunu tespit etmişlerdir. Yapılan analizlere göre suda en fazla biriken metalin Sr olduğu ve Al, Fe, Zn, ve Sr her mevsimde belirlendiği görülmüştür. Sedimentte ise en fazla biriken metalin Fe olduğu ve Al, Fe, Zn, Mn, Sr ve Cr tüm mevsimlerde belirlendiği saptanmıştır. Sazanın farklı dokularında en fazla biriken metalin Fe olduğu bildirilmiştir. Bütün mevsimlerde Cr, Cd ve Hg hiçbir dokuda saptanmamıştır. Analizi yapılan metallerin, kas dokusuna göre karaciğer ve solungaçta daha fazla biriktiği belirlenmiştir.

Çevik (2012), Çıldır Gölü suyu, sedimenti ve bu gölden yakaladıkları Havuz balığında ağır metallerin (Pb, Fe, Cu, Zn ve Mn) birikim düzeyleri incelenmiştir. Ağır metal düzeyi Havuz balığının kas dokusunda; Fe 4.60-7.20, Mn 0.30-0.73, Zn 3.30-5.00, Cu 0.02-0.05, Pb 0.04-0.36 mg/kg, karaciğer organında Fe 5.85-9.82, Mn 0.31-0.96, Zn 3.90-7.63, Cu 0.02-0.03, Pb 0.20-0.36 mg/kg, solungaç dokusunda Fe 11.84-20.74, Mn 1.55-2.66, Zn 9.52-10.60, Cu 0.04-0.12, Pb 0.03-0.24 mg/kg, sedimentte Fe 49.63-51.28, Mn 13.06-19.07, Zn 77.86-91.02, Cu 0.49-0.75, Pb 1.41-1.80 mg/kg ve suda Fe 16.17-19.12, Mn 0.20-0.34, Zn 2.22-2.86, Cu 0.38-1.00, Pb 1.58-2.72 mg/kg arasında değiştiği saptanmıştır. Elde edilen sonuçlar, ulusal ve uluslararası kuruluşlarca belirlenen ağır metallerin birikim düzeyleri ile karşılaştırılmış ve incelenen metallerin düzeylerinin çevre ve halk sağlığı yönünden herhangi bir risk oluşturmadığı bulunmuştur.

İlhak ve ark.'nın (2012) yaptıkları bir çalışmada, Gökkuşığı alabalığı (*Oncorhynchus mykiss*), sazan (*Cyprinus carpio*), çipura (*Sparus aurata*) ve levreklerde (*Dicentrarchus labrax*) Pb, Cd, Zn, Cu ve Fe düzeylerini belirlemeye çalışmışlardır. Bu dört balık türünde en yüksek Cu, Cd, Zn ve Fe oranının sazan balığında, en yüksek Pb oranının levreklerde saptanmıştır. Gökkuşığı alabalığı hariç, balık örneklerinde Cd ve Pb miktarlarının TKG tarafından belirlenen maksimum kabul edilebilir düzeyin üstünde, Cu, Zn ve Fe miktarlarının maksimum kabul edilebilir düzeyin altında olduğu belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda 60 balık örneğinden 50'sinin (%83.3) insan tüketimine uygun olmadığı bildirilmiştir.

Bat ve ark. (2012) yapmış oldukları çalışmada Karadenizin Sinop kıyılarından yakalanan bazı balık örneklerinde bazı ağır metallerin konsantrasyonlarını

belirlemişlerdir. Yapılan alışma sonucunda ağır metal düzeyleri $\mu\text{g/g}$ olarak (yaş ağırlık) *T. mediterraneus* 'da Cd: 0.043, Cu: 2.22, Pb: 0.17, Zn: 17.89; *M. surmelutus* 'da Cd: 0.025, Cu: 3.78, Pb: 0.05, Zn: 10.41; *S. sprattus sprattus* 'da Cd: 0.05, Cu: 5.72, Pb: 0.24, Zn: 38.34; *M. cephalus* 'da Cd: 0.02, Cu: 2.86, Pb: 0.09, Zn: 30.88 tespit edilmiştir. Analiz sonuçlarına göre ağır metal düzeylerinin bazı kuruluşların belirlediği limitlerinden daha düşük düzeylerde bulunmuştur.

Akaydın (2014), Doğu Karadeniz sahil şeridinden yakalanan *Mullus barbatus*, *Pomatomus saltatrix*, *Engraulis encrasicolus*, *Trachurus trachurus*, *Merlangius merlangus*, *Sarda sarda*, *Belone belone*, *Alosa alosa*, *Mugil cephalus* ve *Spicara smarıs* türlerinin kas ile karaciğer dokularındaki ağır metal birikimlerini incelemiştir. Bu balıklarda ağır metal düzeyleri kas dokuda; Cd: 0.04-0.76, Co: 0.01-0.32, Cr: 0.02-1.00, Cu: 0.28-3.78, Fe: 8.16-53.57, Mn: 0.06-0.68, Ni: 0.09-5.91, Pb: 0.02-4.87, Zn: 3.65-17.55, karaciğerde; Cd: 0.06-3.43, Co: 0.04-1.39, Cr: 0.16-1.31, Cu: 2.10-7.50, Fe:74.8-339, Mn: 0.44-1.89, Ni: 0.25-6.89, Pb: 0.34-11.38, Zn: 10.58-40.05 ppm olarak bulunmuştur. Karaciğer dokularındaki ağır metal birikimleri kas dokusundakinden daha yüksek düzeylerde bulunmuştur. Analiz edilen balıkların yenilebilir kas dokuları incelendiğinde bu balıkların insanlar tarafından tüketilmesinin sağlık açısından herhangi bir risk oluşturmayacağı söylenebilir.

Murat (2015), Gelingüllü Barajından yakaladıkları *Leuciscus cephalus*, *Cyprinus carpio*, *Pagellus erythrinus* türlerinin iç organ, solungaç ve kas dokusunda Cu, Zn, Pb, Cd gibi ağır metallerin düzeylerinin belirlemek için yaptığı analizlerde pullu sazan, aynalı sazan, mercan ve tatlısu kefalinde yıl boyunca en düşük ve en yüksek llen Cu değerini $0,02\pm0,002-0,57\pm0,06$; $0,05\pm0,01-0,59\pm0,06$; $0,03\pm0,003-0,56\pm0,05$; $0,09\pm0,01-0,59\pm0,06$; Pb değerini $0,07\pm0,01-1,59\pm0,02$; $0,01\pm0,01-0,27\pm0,02$; $0,06\pm0,01-0,41\pm0,04$; $0,01\pm0,001-0,22\pm0,02$; Cd değerini $0,03\pm0,002-0,54\pm0,04$; $0,02\pm0,002-0,58\pm0,05$; $0,01\pm0,001-0,45\pm0,04$; $0,02\pm0,002-0,08\pm0,01$; Zn değerini $1,01\pm0,10-96,62\pm8,92$; $2,67\pm0,24-99,88\pm9,45$; $1,75\pm0,15-18,73\pm1,63$; $1,60\pm0,15-29,46\pm2,54$ (mg/kg) olarak saptamıştır. Özellikle iç organlarda Zn ve Cd' un en fazla birikim gösteren metal olduğu gözlemlenmiştir. Ağır metal birikim sırası genel olarak; iç organ, solungaç ve kas dokusu şeklinde belirlenmiştir. Bu balık türlerinde bazı ağır metal konsantrasyonlarının kabul edilebilir değerlerde olmadığı bildirilmiştir.

Ercişli (2016), Kars Çayı'nın suyu, sedimenti ve Kars Çayı'ndan yakalanan Kara balığın (*Capoeta capoeta capoeta* Guldenstaedt 1772) kas, solungaç ve deri dokularında Pb, Zn, Cd, Fe, Cu, Mn ve Cr'un düzeylerini incelemiştir. Yapılan metal analizi sonucunda suda en fazla biriken metalin Fe, sedimentte en çok biriken metalin Pb ve Kara Balığın (*Capoeta capoeta capoeta*) çeşitli dokularında en çok biriken metalin Fe olduğunu tespit etmiştir. Suda ağır metallerin $Fe > Pb > Cd > Zn > Mn > Cu > Cr$, sedimentte; $Pb > Fe > Cd > Cr > Mn > Zn > Cu$, Kara balığın (*Capoeta capoeta capoeta*) kas dokusunda; $Fe > Zn > Pb > Cu > Mn > Cr > Cd$, solungaç dokusunda; $Fe > Zn > Pb > Cu > Mn > Cr > Cd$ ve deri dokusunda; $Fe > Zn > Pb > Cu > Mn > Cr > Cd$ şeklinde biriktiğini bildirmiştir.

3. GEREÇ VE YÖNTEM

3.1. Gereçler

3.1.1. Razzaza Gölü' nün Genel Özellikleri

Irak'ın ikinci büyük gölü olan Razzaza gölü Kerbela'nın 15 km batısında (32° 41'N 43° 40'E), Bağdat'ın güney batısında 1810 km² büyüklüğünde, 40 metre derinliğinde ve 25,750 milyar metreküp su ihtiva eden bir göldür. Tuz Denizi, Bahr al-Milh ve Kerbala Gap olarak da bilinir. Göl, uluslararası önemi haiz bir sulak alan olarak listelenmiştir. Göl oldukça sığ ve su seviyeleri mevsimlere göre değişir. Tuzlar ve değişen su seviyeleri nedeniyle Irak'taki bu en büyük tatlısu gölü, önemli miktarda balık türünü kaybetmiştir ve göl çevresinde sadece birkaç dinlenme alanı var. Göl, kıyı şeridinde birkaç alçak tepe olan çöllerle çevrili 156.234 hektar büyüklüğünde bir alana (386.060 hektar) sahiptir. Göl ve çevresi, 28 ila 56 metre yükseklik aralığında (92 ila 184 fit) bulunur. Kimyasal bir kum / silt havzasında derin kapalı bir göldür. Vahanın batı kısmında bahçeler dışında, kalın orman örtüsü bulunur. Doğu ve güney kısımlarında arazi düz kurak / yarı çöl tipindedir Çamur yassıları gölde ortak bir özelliktir. Bu Göl 1970'lerde Fırat üzerindeki selleri kontrol etmek için ikinci bir depolama rezervuarı olarak Haur Al Habbaniya'nın aşağısında İspanyol bir müteahhit tarafından inşa edilmiştir. Gölün varlığı bölgede yerel balık sanayinin, turizm ve ekonomisinin gelişmesinde önemli yer tutmaktadır. Fırat nehri suları, Ramadiye'nin doğusunda yer alan Habbaniye Gölü, Kerbela'nın kuzeyinde yer alan Al-Rashidiyya kolu, yağışlar, yer altı suları, Ayn al-Tamr kaynakları ve dönem dönem meydana gelen mevsimsel akışlardan beslenmektedir. Razzaza Gölü, yarı çöl boyunca uzanan ve Sin-Al-Thibban Kanalı olarak adlandırılan dar bir kanalla Habbaniya Gölü'ne bağlanmaktadır. Razzaza eskiden derin ve derin bir göl halinde iken, Irak'ın çok kuru, sıcak yazları sırasında aldığı su sıkıntısının ve buharlaşmanın artması nedeniyle son on yılda artan çok yüksek tuzluluk seviyeleri ile karakterizedir. Gölün içinde ve çevresindeki jeolojik oluşum marnlar, silt taşları, alçıtaşı / anhidrit ve kireçtaşı bantlarından oluşur, ancak çoğunlukla silttir (Abdulwahhab, 2012; Anonim, 2017).



Şekil 3.1. Razzaza Gölünün haritadaki yeri



Şekil 3.2. Razzaza gölü ve balıkçılık

3.1.2. *Cyprinus carpio* L., 1758 (Sazan) Balığının Genel Özellikleri

Cyprinus carpio ‘nun Bilimsel Sınıflandırılması

Alem	: Animalia (Hayvanlar)
Şube	: Chortada (Kordalılar)
Sınıf	: Actinopterygii (Işınsal yüzgeçliler)
Takım	: Cypriniformes (Sazansılar)
Familya	: Cyprinidae (Sazangiller)
Cins	: Tinca
Tür	: Tinca tinca

İçsu balıkları yetiştiriciliğinde alabalıktan sonra dünyada ikinci derecede önemli balık türü Cyprinidae familyasından olan Sazan balığıdır (Şekil 3.3). *C. carpio* da iç sularda çeşitli yöntemlerle yetiştiriciliği yaygın bir şekilde yapılan ve avlanan türlerden birisidir. Yerkürede çok geniş yayılım alanına sahip olup, tabanı kumlu, çamurlu ve su altı bitkilerinin gelişim gösterdiği durgun göller ve yavaş akan sular başlıca habitatını oluşturur. Beslenme bakımından omnivor bir tür olup uzun gövdeli, solucan, böcek larvaları ve bitkilerle beslenen bir dip balığıdır. 1,5 metre boyunda, 35 kg ağırlıkta olanları vardır. Ömrü 40-50 yıla kadar varabilir (Çağıltay, 2007).

Birçok kaynakta 10 altfamilyaya ayrılan Cyprinidae familyasının altfamilyalarının sınırları hala tam olarak belirlenememiştir. Bu ayrımındaki genel taksonomik ölçütler, dudakların şekli, bıyıklarının dizilimi ve sayısı, yutak kemikleri, yutak dişlerinin yapısı ve dizilimi, birinci solungaç yayındaki solungaç dikenini sayısı ve yapısı, hava kesesi, pullar, yüzgeçlerin konumu ve omur yapıları gibi özellikleridir (Demirsoy, 1997).

Pullu ve pulstuz birçok çeşidi vardır. Pullu türleri iri pulludur. Renk ve biçimleri yaşadıkları ortama göre değişir. Genellikle sırtı koyu yeşil, yanları ve karın altı çamur rengindedir. Küçük ağızlı kalın ve oynak dudaklıdır. Üst çenelerinden dört bıyık sarkar. Ağız dişleri yoktur. Yutak (farinks) dişleriyle besinlerini öğütürler. Bıyıkları dokunma organı olarak görev yapar. Dipleri karıştırır, suyu bulandırır. Çevik ve hareketli balıklardır. Suni balıkçılıkta önemli yer tutar. Her ısıdaki suya uyum sağlar. 3-30 °C arasındaki sularda rastlanır. Kültür koşullarında büyümelerinin hızlı, yaşama oranlarının yüksek, hastalıklara karşı dirençli olmaları, yem alımı ve yem

değerlendirmesinin iyi olması, protein kaynağı olarak yaygın bir şekilde tüketilmeleri materyal olarak seçilmesinde etkili olmuştur. Az miktarda oksijene gereksinim duyması ve yetiştirme sırasında boylama, kepçeyle yakalanma ve tartım gibi işlemlere duyarlı değildir ve kolayca yaralanmazlar (Çağıltay, 2007).



Şekil 3.3. Sazan balığı (*Cyprinus carpio* L. 1758)

3.1.3. *Barbus grypus* Heckel 1843 (Şabut) Balığının Genel Özellikleri

Barbus grypus'un Bilimsel Sınıflandırılması

- Alem:** Animalia (Hayvanlar)
Şube: Chordata (Kordalılar)
Sınıf: Actinopterygii (Işınsal yüzgeçliler)
Takım: Cypriniformes (Sazansılar)
Familiya: Cyprinidae (Sazangiller)
Cins: *Arabibarbus* ^[1]
Tür: *A. grypus*

Barbus grypus Heckel, 1843 (Bıyıklı balık, Şabut), Irak tatlı su balıklarının önemli türleri arasında listelenen, İran'ın güney ve güneybatısındaki akarsularda, Karoon nehrinde, Türkiye'de ise Fırat ve Dicle nehirlerinde yaşayan bir türdür. Halk arasında Şabot veya Sore, bilimsel adı ile *Barbus grypus* (Heckel, 1843) olarak bilinen Cyprinidae familyası, Barbus cinsine ait bu balığın maksimum 2 m boya ve 60 kg ağırlığa kadar ulaşabildiği bildirilmektedir (Dorostghoal ve ark., 2009; Zivotofsky ve Amar, 2006). Vücut yanlardan yassı ve büyük pullarla örtülüdür. Ağız yanlarında iki çift bıyık bulunmaktadır. Kuyruk yüzgeci derin çatlı olup, her iki lobuda sivrilmiştir. Rengi, sırtta koyu kahverengi, yanlarda açık kahve, karın bölgesinde kirli sarıdır. Anal ve kuyruk yüzgeçleri koyu, diğer yüzgeçleri ise açık renklidir (Selki ve ark., 2005).

Cyprinidae familyasından olup ve tatlısu balığı olan Sabut balığı çift göçlü, tipik bir nehir balığı olup, ince ve uzun boylarıyla iyi bir yüzücüdürler, hızlı akıntılardan etkilenmezler ve suyun hızlı akan bölümlerini rahatlıkla geçebilirler. Suların taşkın dönemlerinde sakin sulara girdiği bilinir, ancak su geri çekilir çekilmez nehre geri döner. Oksijen seviyesi yüksek olan yerleri tercih ederler. Bu şartlar altında, uzunluğu 20–30 cm olan balıklar yaz boyunca nehir sisteminde kalabilir. Diğer bıyıklı balıklardan daha fazla oksijen gereksinimi olduğuna dair birçok gösterge bulunmaktadır (Ünlü, 2006).



Şekil 3.4. Şabut balığı (*Barbus grypus* H. 1843)

3.1.4. *Ctenopharyngodon idella*, Valenciennes, 1844 (Ot sazanı) Balığının Genel Özellikleri

Ctenopharyngodon idella'nın Bilimsel Sınıflandırılması

- Alem:** Animalia (Hayvanlar)
- Şube:** Chordata (Kordalılar)
- Sınıf:** Actinopterygii (Işınsal yüzgeçliler)
- Takım:** Cypriniformes (Sazansılar)
- Familiya:** Cyprinidae (Sazangiller)
- Cins:** *Ctenopharyngodon*
- Tür:** *C. idella*

Çin sazanı veya ot sazanı olarak da bilinen bu tür Asya orijinlidir. Vücut uzun yapılı, büyük pullarla kaplıdır. Yüzgeçleri kısa ve kuvvetlidir. Dış görünüş olarak tatlı su kefaline benzer. Doğal olarak vejetasyonu bol, yeterli derinliğe ve akıntıya sahip akarsu ve göllerde yaşar. Ot sazanları öncelikle vejetasyon kontrolünde kullanılmalarıyla (Shireman ve Smith, 1983) ve besinsel önemleriyle bilinmektedir (Bardach ve ark., 1972). Bu tür her ne kadar herbivor olarak bilinse de juvenil evreye kadar omnivor olarak, daha sonra büyük oranda bitkisel besinlerle beslenir. Ot sazanları özellikle ılık suları tercih ederler ve seksüel olgunluğa bu şartlarda ulaşırlar. Tropik ve subtropik şartlarda 2-3 yılda, daha soğuk iklimlerde ise 6-8 yılda olgunlaşırlar. Cinsiyetler arasında gelişme farkı vardır, erkekler küçükken daha hızlı gelişirken dişiler olgunluğa ulaşınca hızlı gelişme gösterirler (Gorbach, 1971). Herbivor balıklar, özellikle ot ve gümüş sazanları besin değerleri, uyum yetenekleri ve yüksek verimliliklerinden dolayı pek çok ülkede yetiştirilmektedir. Bu balıkların tek dezavantajı doğal ortamları dışında üreyememeleri olmasına rağmen birçok avantajı vardır; Bitkisel organizmalarla, havuz, göl ve drenaj kanalı içindeki otlarla beslenmelerinden dolayı ekonomik bir balıktır. Çok miktarda bitkiyi kısa zamanda tüketebilirler ve hızlı bir gelişmeye sahiptirler. Ek besleme masrafına gerek yoktur.

Doğal dengeyi bozmazlar. Hemen hemen tüm iklimlere uyabilirler ve yüksek bir uyum yeteneğine sahiptirler. Etleri lezzetli ve ticari değerleri yüksektir (Tekelioğlu, 2000).



Şekil 3.5. Ot sazanı (*Ctenopharyngodon idella*, Valenciennes, 1844)

3.1.5. Analiz için kullanılan araç ve gereçler

Ağır metal birikimi araştırılacak dokuları balık vücudundan ayırmak için bisturi ve makas; doku örneklerini tartmak için hassas terazi; balıkların boylarını ölçmek için milimetrik metre; doku örneklerini çözmek için perklorik asit (HClO₄) ve nitrik asit (HNO₃) çözme işleminden sonra doku örneklerini seyreltmek için saf su kullanılmıştır. Doku örneklerinin çözünürleştirme işlemi Milestone ETHOS Easy markalı mikrodalga cihazında, ağır metal analizi Thermo Scientific marka X seri II model ICP-MS cihazında yapılmıştır.

3.1.6. İndüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometrisi (ICP-MS)

ICP-MS, tayin kapasitesi yüksek ve ultra eser analizleri için kullanışlı olan standart bir yöntemdir. ICP-MS teknolojisinde Kütle spektroskopisinin doğru, düşük tespit limitleri ile ICP teknolojisinin kolay numune girişi ve hızlı analiz özelliği birleştirilmiştir. Bu teknolojinin kullanım alanları ise şu şekilde özetlenebilir (Deveci, 2012):

- ☐ Silah sanayinde (mermi atıkları, madde karakterizasyonu, zehirler)
- ☐ Gıda sanayinde
- ☐ Çevre (içme suyu, deniz suyu, atık su, katı atıklar, toprak, çamur)
- ☐ Klinik (kan, saç, idrar)
- ☐ Jeoloji (toprak, kaya)

ICP-MS örneklerin yüksek sıcaklıktaki bir plazmaya genellikle argon gazı gönderilerek moleküler bağların kırıldığı, atomların iyonlaştırıldığı bir analitik tekniktir. Örnek genel olarak bir solüsyon halinde örnek giriş sistemi aracılığıyla nebulizöre ve spreyciye sunulur. Burada yüksek hızlı argon akışı sayesinde örnek solüsyonu sisletilir. Sadece çok küçük damlacıklar argon plazmasına taşınır, diğerleri doğrudan atığa geçer. 6000 K sıcaklıklardaki plazma örneği buharlaştırır ve iyonize eder. İyon akışı atmosferik basınçtan örnekleyici (sampler) ve süzücü (skimmer) konları aracılığıyla yüksek vakumlu bir ortama gider. Sonra iyon akımı iyon lensleri aracılığıyla quadropola odaklanarak kütle filtresine yönlendirilir. İyonlar kütle spektrometrede kütle yük oranına göre ayrılırlar ve dedektör tarafından ölçülürler (Gürsoy, 2015).

3.2. Yöntem

3.2.1. Su Örneklerinin Ağır Metal Analizine Hazırlanması

Razzaza gölü'nden alınan su örnekleri filtre kağıdından süzülerek 500 ml'lik renkli şişelere konulmuştur. Üzerine 5 ml derişik (%65, w/w) nitrik asit ilave edilerek ortam asitlendirilmiştir. Suda olabilecek mikroorganizmaların ve bakterilerin biyolojik aktiviteleri sona erdirilerek, metallerin başka formlara dönüşmesi engellenmiştir. Su örnekleri analiz yapılncaya kadar soğuk ortamda bekletilmiştir. Su örneklerinde metal analizi doğrudan ölçülmüştür. Göl suyunun pH değerleri arazi çalışması sırasında ölçülmüştür.

3.2.2. Sediment Örneklerinin Ağır Metal Analizine Hazırlanması

Analizi yapılacak olan sediment örnekleri Razzaza gölünün farklı bölgelerinin tabanından ekman kepçesi ile alınmış, steril renkli kaplar içerisine konulmuştur. Analiz

yapılıncaya kadar derin dondurucuda (-20 °C) saklanmıştır. 0.2 g tartılarak teflon tüpe alınmıştır ve üzerine 7 ml derişik nitrik asit, 1ml derişik (%60, w/w) perklorik asit eklenerek mikrodalgada çözünleştirme yapılmıştır.

3.2.3. Balık Örneklerinin Ağır Metal Analizine Hazırlanması

Bu çalışma için Razzaza gölünde yaşayan 15 adet Sazan (*Cyprinus carpio*), 15 adet Şabut (*Barbus grypus*) ve 15 adet Ot Sazanı (*Ctenopharyngodon idella*) cinsi balıklar kullanılmıştır. Gölden yakalanan balık örnekleri analiz işlemlerine başlanmadan, balıklar önce çeşme suyu daha sonra saf su ile yıkanarak üzerlerindeki kalıntılardan arındırılmıştır. Temiz bir havlu ile kurulandıktan sonra boyları milimetrik metre yardımıyla, ağırlıkları ise terazide ölçülerek her bir balık ilgili forma kaydedilmiştir.



Şekil 3.6. Sazan balığı'nın (*Cyprinus carpio* L. 1758) boy ölçümü

Örnekler steril edilmiş pens ve bisturi kullanılarak her bir balığın kas, karaciğer ve solungaç örnekleri 4-5 g alınarak analiz yapılana kadar derin dondurucuda bekletilmiştir. Çözündürülmüş örneklerden hassas terazi ile 0,2 g tartılarak teflon tüplere konulmuştur. Üzerine 1ml derişik perklorik asit, 7 ml derişik nitrik asit eklenerek, Milestone ETHOS Easy markalı mikrodalganın uygun programında çözünleştirme işleminde (2 dak. 250W; 2 dak. 0W; 6 dak. 250W; 5 dak. 400W; 8 dak.

550W; bekleme 8 dak) çözüldü. Yakma işini hızlandırdığı ve proses sırasında olabilecek kontaminasyonu en aza indirdiği için mikrodalga tercih edilmektedir (Usero ve ark., 2003). Yakma işleminden fırından çıkarılan tüpler oda sıcaklığında soğutulmuş ve tüplerdeki çözelti 25 ml'lik polipropilen balonjojelere aktarılmıştır. Balon jojelerdeki çözelti miktarı saf su ile 25 ml'ye tamamlanmıştır. Örneklerin metal analizi Thermo Scientific marka X seri II model ICP-MS cihazında üç tekrarlı olarak yapılmıştır. Her bir element için kullanılan dalga boyları şunlardır; Cd 228.802 nm, Cr 267.716 nm, Cu 327.393 nm, Fe 238.204 nm, Mn 257.610 nm, Pb 220.353 nm, Zn 206.200 nm, Al 394.401 nm, Ni 231.604 nm. Elementlerin dedeksiyon limitleri ise; Cd 0.0012 ppm, Cr 0.0027 ppm, Cu 0.0069 ppm, Fe 0.0381 ppm, Mn 0.001 ppm, Pb 0.0078 ppm, Zn 0.0015 ppm, Al 0.0057 ppm ve Ni 0.0048 ppm'dir. Sonuçlar yaş ağırlık üzerinden µg/gr olarak verilmiştir.

3.3. İstatiksel Analizler

Üzerinde durulan özellikler için tanımlayıcı istatistikler; ortalama, standart sapma, minimum ve maksimum değer olarak ifade edilmiştir. Bu özellikler bakımından gruplar arası fark olup olmadığını belirlemek amacıyla tek yönlü varyans analizi (One-way ANOVA) yapılmıştır. Varyans analizlerini takiben farklı grupları belirlemede, Duncan çoklu karşılaştırma testi kullanılmıştır. Hesaplamalarda, istatistik anlamlılık düzeyi %5 olarak alınmış ve hesaplamalar için SPSS (ver: 13) istatistik paket programı kullanılmıştır.

4. BULGULAR

4.1. Göl Suyunun pH Değeri

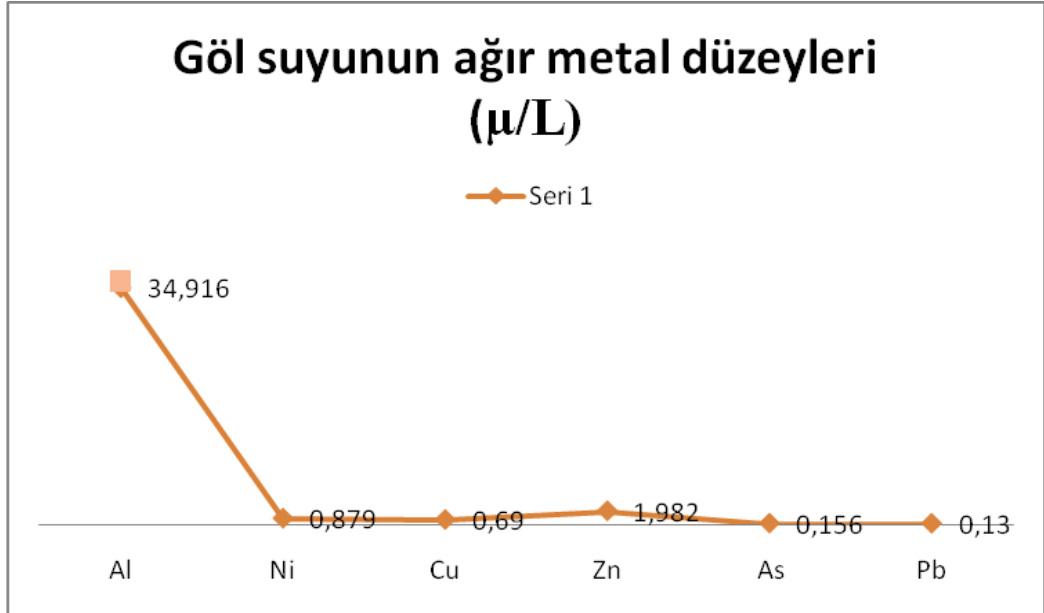
Razzaza gölünden alınan su numunelerinde göl suyunun PH'sı 6.5 olarak tespit edilmiştir.

4.2. Göl Suyunun Ağır Metal Düzeyi

Çizelge 4.1. Göl suyunun ağır metal Düzeyleri (µg/L)

Ağır Metal	N	Ortalama ± Standart Sapma	Minimum	Maksimum
Al	10	34,916 ± 4,131	29,81	39,62
Ni	10	0,879 ± 0,031	0,842	0,913
Cu	10	0,690 ± 0,037	0,640	0,738
Zn	10	1,982 ± 0,406	1,512	2,375
As	10	0,156 ± 0,016	0,143	0,181
Pb	10	0,130 ± 0,135	0,000	0,330

Göl suyunda Cd ve Hg düzeyi ICP-MS cihazında analiz limitinin altında kaldığı için istatistiksel olarak değerlendirmeye alınmamıştır. Göl suyunda en yüksek düzeyde bulunan metal Al, en düşük düzeyde bulunan ağır metal ise Pb'dur.



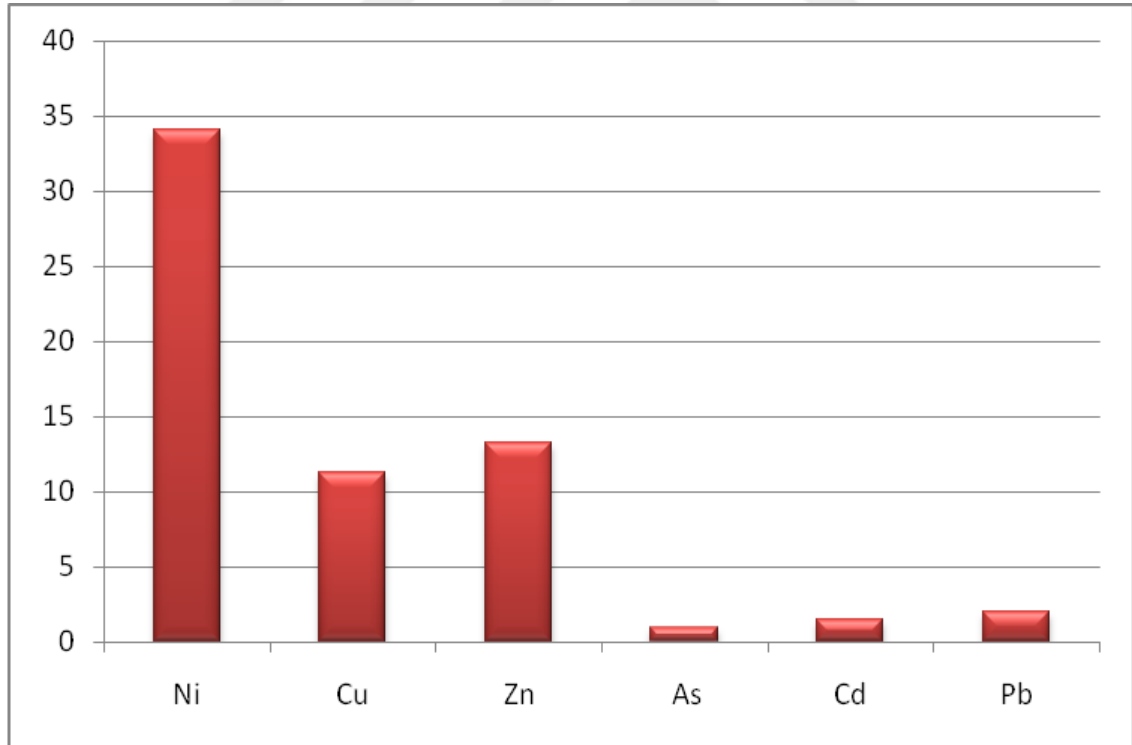
Şekil 4.1. Göl suyunun ağır metal düzeyinin çizgi grafiğinde gösterimi

4.3. Sedimentte Tespit Edilen Ağır Metal Düzeyi

Çizelge 4.2. Sedimentte tespit edilen ağır metal düzeyleri ($\mu\text{g/g}$ yaş ağırlık)

Ağır Metal	N	Ortalama $\pm$ Standart Sapma	Minimum	Maksimum
Al	10	5680 $\pm$ 1742	1675	8309
Ni	10	34,078 $\pm$ 8,746	12,491	45,803
Cu	10	11,229 $\pm$ 4,6 $\pm$ 97	2,953	20,386
Zn	10	13,221 $\pm$ 3,906	7,042	21,871
As	10	0,929 $\pm$ 0,532	0,000	1,859
Cd	10	1,511 $\pm$ 2,478	0,000	7,242
Pb	10	2,051 $\pm$ 1,366	0,000	4,883

Sedimentte Hg tespit edilmediğinden istatistiksel olarak değerlendirmeye alınmamıştır. Sedimentte yine en yüksek düzeyde bulunan metal Al'dur. As ise sedimentte en düşük düzeyde tespit edilen metaldir. Elde edilen sonuçlara göre sedimentte ağır metal derişimleri $\text{Al} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$ olarak sıralama göstermiştir.



Şekil 4.2. Sedimentte ağır metal düzeyinin ($\mu\text{g/g}$) sütun grafiğinde gösterimi

Sedimentte Al düzeyi oldukça yüksek olduğundan diğer ağır metaller ile aynı grafikte gösterilmesi mümkün olmamıştır.

4.4. Balık Türlerinin Ağırlık ve boyları

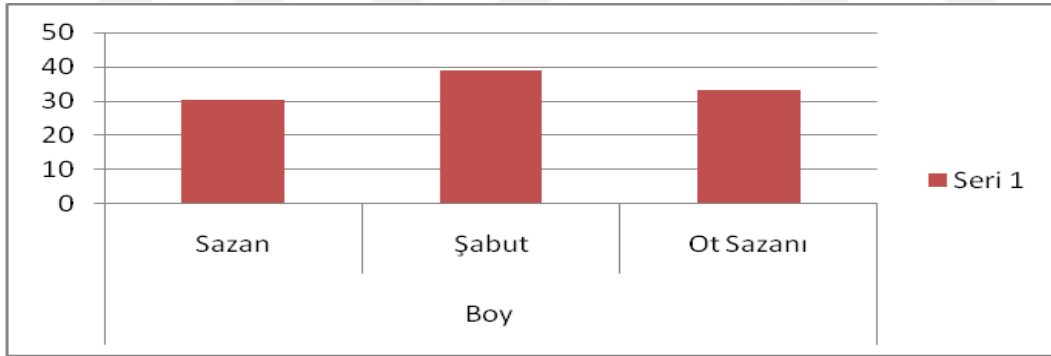
Deneylerde materyal olarak kullanılan türlere ait bireylerin ortalama boy (cm) ve ağırlıkları (g) çizelge 4.3’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.3. İncelenen türlere ait bireylerin ortalama boy (cm) ve ağırlıkları (g)

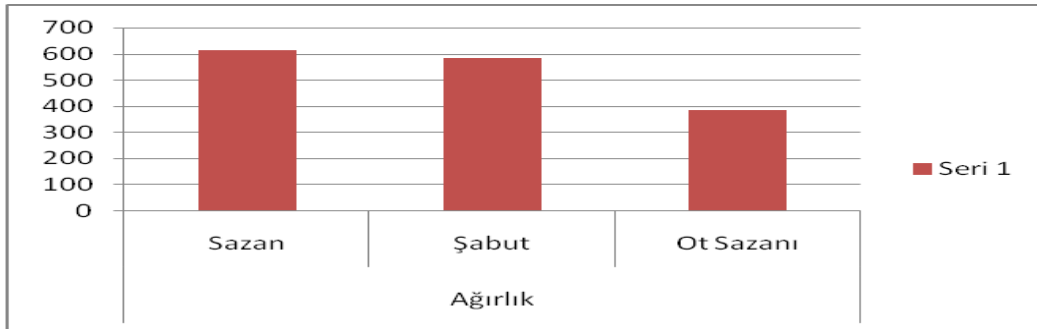
	Balık Türü	N	Ort. ± St. Sap.	Min.	Mak.
Boy	Sazan	15	^c 30,48 ± 1,577	26	33
	Şabut	15	^a 39,00 ± 2,695	34	43
	Ot Sazanı	15	^b 33,25 ± 4,166	27	43
Ağırlık	Sazan	15	^a 612,75 ± 90,036	400	800
	Şabut	15	^a 581,70 ± 132,251	355	700
	Ot Sazanı	15	^b 383,75 ± 140,053	175	700

a, b, c: → Aynı sütunda farklı küçük harfi alan gruplar arası fark istatistik olarak önemlidir (p<0.05)

3 tür balık arasında boy yönünden karşılaştırma yapıldığında istatistiksel olarak önemli (p<0.05) fark bulunmuştur. Şabut türü balıklar en uzun boya sahip balıklardır. Ancak ağırlık yönünden sadece Ot Sazanı türü balıklar ile diğer iki tür balık arasında istatistiksel olarak önemli (p<0.05) fark bulunmuştur. Ot Sazanı balıklarının ağırlığı diğer gruplara göre daha azdır.



Şekil 4.3. İncelenen türlere ait bireylerin boy ölçümlerinin sütun grafiğinde gösterimi



Şekil 4.4. İncelenen türlere ait bireylerin ağırlık ölçümlerinin sütun grafiğinde gösterimi

4.5. Sazan Balığının (*Cyprinus Carpio*, 1758) Dokularında Ölçülen Ağır Metal Düzeyleri

Razzaza Gölünden yakalanan Sazan balığının kas, karaciğer ve solungaç dokularında belirlenen ağır metal miktarları Çizelge 4.4'te verilmiştir.

Çizelge 4.4. Sazan balığının farklı organlarında ölçülen ağır metal düzeyleri (µg/g)

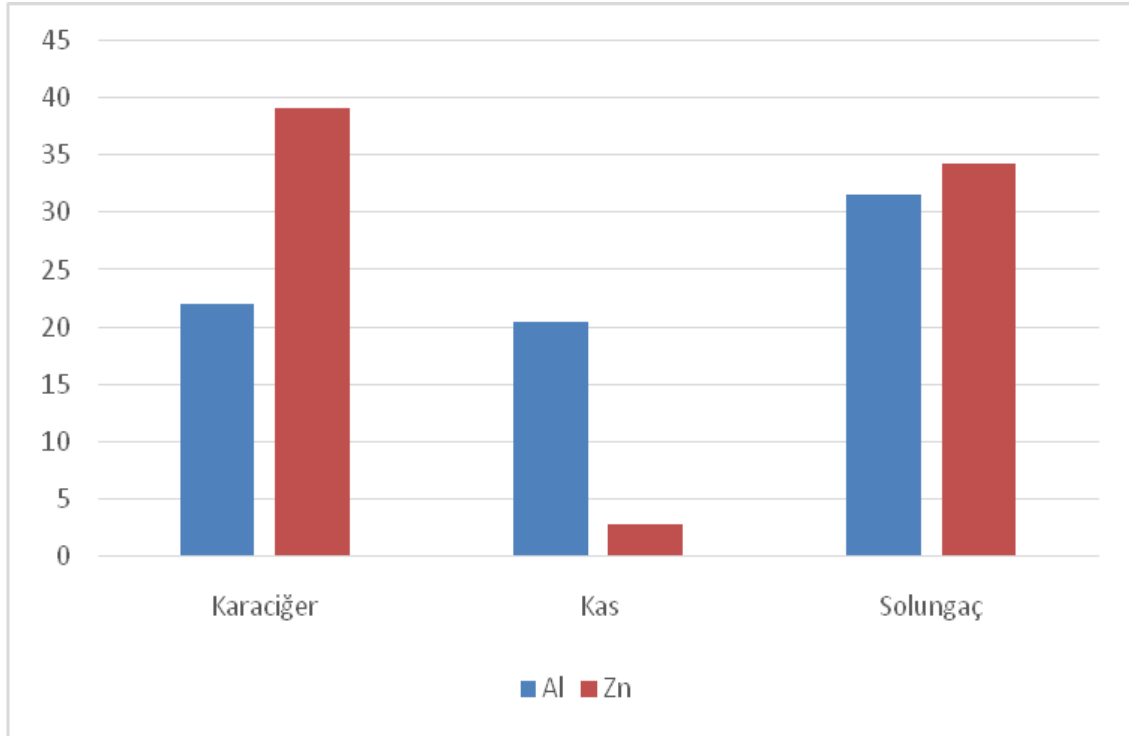
Ağır Metal	Organ	N	Ortalama ± Standart Sapma	Minimum	Maksimum	P
Al	Karaciğer	15	^b 22,069 ± 9,33	8,73	31,97	0,01
	Kas	15	^b 20,407 ± 8,27	8,08	32,75	
	Solungaç	15	^a 31,599 ± 5,52	22,13	43,83	
Ni	Karaciğer	15	^b 0,0315 ± 0,026	0,00	0,090	0,01
	Kas	15	^b 0,084 ± 0,123	0,005	0,401	
	Solungaç	15	^a 0,162 ± 0,103	0,043	0,461	
Cu	Karaciğer	15	^a 0,846 ± 0,310	0,505	1,690	0,01
	Kas	15	^b 0,359 ± 0,219	0,211	1,000	
	Solungaç	15	^a 0,664 ± 0,222	0,461	1,428	
Zn	Karaciğer	15	^a 39,185 ± 24,41	16,440	97,11	0,01
	Kas	15	^b 2,763 ± 0,860	1,156	4,45	
	Solungaç	15	^a 34,929 ± 11,518	18,104	54,42	
As	Karaciğer	15	^a 0,034 ± 0,026	0,000	0,11	0,399
	Kas	15	^a 0,074 ± 0,126	0,000	0,405	
	Solungaç	15	^a 0,049 ± 0,055	0,006	0,179	
Cd	Karaciğer	15	^a 0,0034 ± 0,0054	0,000	0,020	0,130
	Kas	15	^a 0,0015 ± 0,0019	0,000	0,0060	
	Solungaç	15	^a 0,0014 ± 0,0026	0,000	0,0075	
Pb	Karaciğer	15	^a 0,291 ± 0,152	0,054	0,668	0,01
	Kas	15	^a 0,302 ± 0,125	0,119	0,577	
	Solungaç	15	^a 0,259 ± 0,163	0,000	0,681	
Hg	Karaciğer	15	ALA	-	-	
	Kas	15	ALA	-	-	
	Solungaç	15	ALA	-	-	

ALA: Analiz limitinin altında

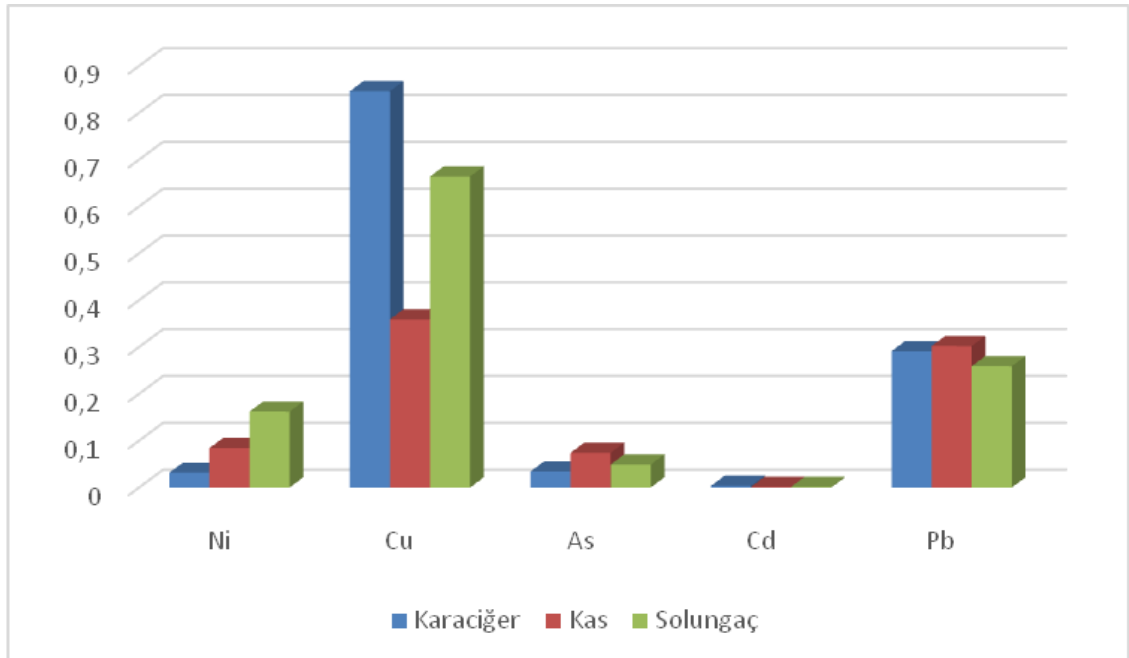
a, b, c: → Aynı sütunda farklı küçük harfi alan gruplar arası fark istatistik olarak önemlidir.

Bu çalışmadan tespit edilen sonuçlara göre *Cyprinus Carpio*'nun farklı organlarında ölçülen Al ve Ni düzeyi açısından solungaç ile diğer dokular arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmaktadır. Solungaçta bulunan Al ve Ni düzeyi diğer dokulara göre daha yüksektir. Cu ve Zn bakımından kas ile karaciğer ve solungaç arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmuştur. Kasta bulunan Cu ve Zn düzeyi karaciğer ve solungaçta bulunan Cu ve Zn düzeyine göre daha düşüktür. As, Cd ve Pb

düzeyi bakımından gruplar arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılık bulunamamıştır. Hg düzeyi ICP-MS cihazının analiz limiti altındadır.



Şekil 4.5. Sazan balığının farklı organlarında ölçülen Al ve Zn düzeyleri (µg/g)



Şekil 4.6. Sazan balığının farklı organlarında ölçülen Ni, Cu, As, Cd ve Pb düzeyleri (µg/g)

4.6. Şabut Balığının (*Barbus grypus*) Dokularında Ölçülen Ağır Metal Düzeyleri

Razzaza Gölünden yakalanan Sazan balığının kas, karaciğer ve solungaç dokularında belirlenen ağır metal miktarları Çizelge 4.5'te verilmiştir.

Çizelge 4.5. Şabut balığının farklı organlarında ölçülen ağır metal düzeyleri (µg/g)

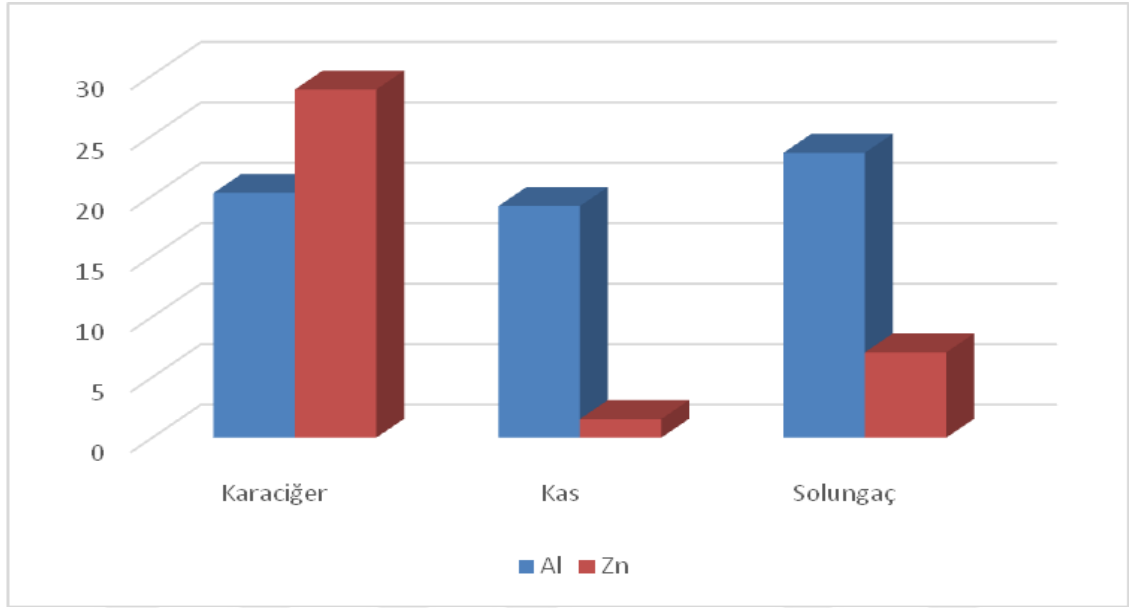
Ağır Metal	Organ	N	Ortalama ± Standart Sapma	Minimum	Maksimum	P
Al	Karaciğer	15	^a 20,241 ± 11,274	9,00	40,00	0,559
	Kas	15	^a 19,159 ± 11,102	9,07	35,57	
	Solungaç	15	^a 23,565 ± 12,334	10,03	43,56	
Ni	Karaciğer	15	^b 0,053 ± 0,055	0,00	0,16	0,01
	Kas	15	^b 0,053 ± 0,079	0,00	0,26	
	Solungaç	15	^a 0,315 ± 0,088	0,15	0,45	
Cu	Karaciğer	15	^a 1,209 ± 0,556	0,73	2,611	0,01
	Kas	15	^c 0,321 ± 0,057	0,22	0,40	
	Solungaç	15	^b 0,615 ± 0,105	0,39	0,80	
Zn	Karaciğer	15	^a 28,800 ± 16,734	9,00	61,00	0,01
	Kas	15	^b 1,537 ± 0,338	0,92	2,13	
	Solungaç	15	^b 7,054 ± 1,445	3,35	8,95	
As	Karaciğer	15	^a 0,513 ± 0,564	0,008	1,43	0,913
	Kas	15	^a 0,498 ± 0,358	0,023	0,95	
	Solungaç	15	^a 0,444 ± 0,438	0,010	1,37	
Cd	Karaciğer	15	^a 0,0037 ± 0,0049	0,000	0,015	0,015
	Kas	15	^b 0,0005 ± 0,001	0,000	0,0029	
	Solungaç	15	^b 0,001 ± 0,0019	0,000	0,0054	
Pb	Karaciğer	15	^a 0,409 ± 0,286	0,033	0,902	0,062
	Kas	15	^a 0,243 ± 0,151	0,000	0,536	
	Solungaç	15	^a 0,244 ± 0,174	0,024	0,621	
Hg	Karaciğer	15	ALA	-	-	
	Kas	15	ALA	-	-	
	Solungaç	15	ALA	-	-	

ALA: Analiz limitinin altında

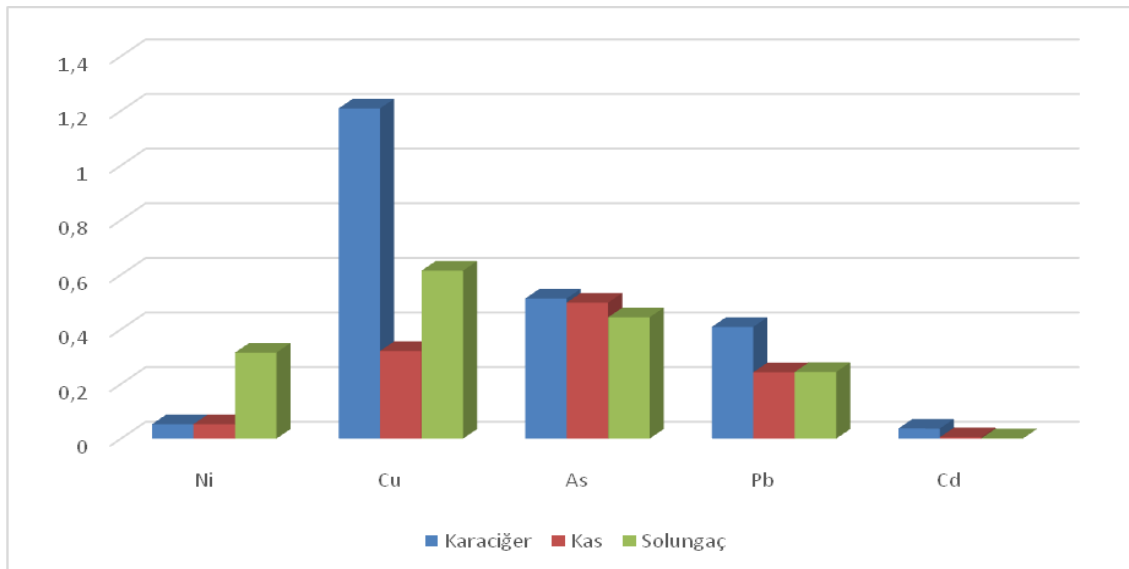
a, b, c: → Aynı sütunda farklı küçük harfi alan gruplar arası fark istatistik olarak önemlidir.

Şabut balığının (*barbus grypus*) dokularında ölçülen ağır metal düzeyleri incelendiğinde dokular arasında Al, As ve Pb düzeyleri bakımından istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmamıştır. Ni düzeyi için solungaç ile diğer organlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark vardır. Solungaçta tespit edilen Ni düzeyi diğer organlardan daha yüksektir. Cu düzeyi için her 3 doku arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmuştur. Karaciğerdeki Cu düzeyi kas ve solungaçta bulunan Cu

düzeyinden oldukça yüksektir. Zn ve Pb düzeyi açısından karaciğer ile kas ve solungaç arasında istatistiksel olarak anlamlı fark tespit edilmiştir. Karaciğerde belirlenen Zn ve Pb düzeyi diğer organlarda tespit edilen Zn ve Pb düzeyine göre daha yüksek bulunmuştur. Şabut balığının dokularında Hg düzeyi ICP-MS cihazında analiz limitinin altında çıkmıştır.



Şekil 4.7. Şabut balığının farklı organlarında ölçülen Al ve Zn düzeyleri (µg/g)



Şekil 4.8. Şabut balığının farklı organlarında ölçülen Ni, Cu, As, Pb ve Cd düzeyleri (µg/g)

4.7. Ot Sazanı (*Ctenopharyngodon idella*) Balığı Dokularında Ölçülen Ağır Metal Düzeyleri

Razzaza Gölünden yakalanan Sazan balığının kas, karaciğer ve solungaç dokularında belirlenen ağır metal miktarları Çizelge 4.6’da verilmiştir.

Çizelge 4.6. Ot Sazanı balığının farklı organlarında ölçülen ağır metal düzeyleri (µg/g)

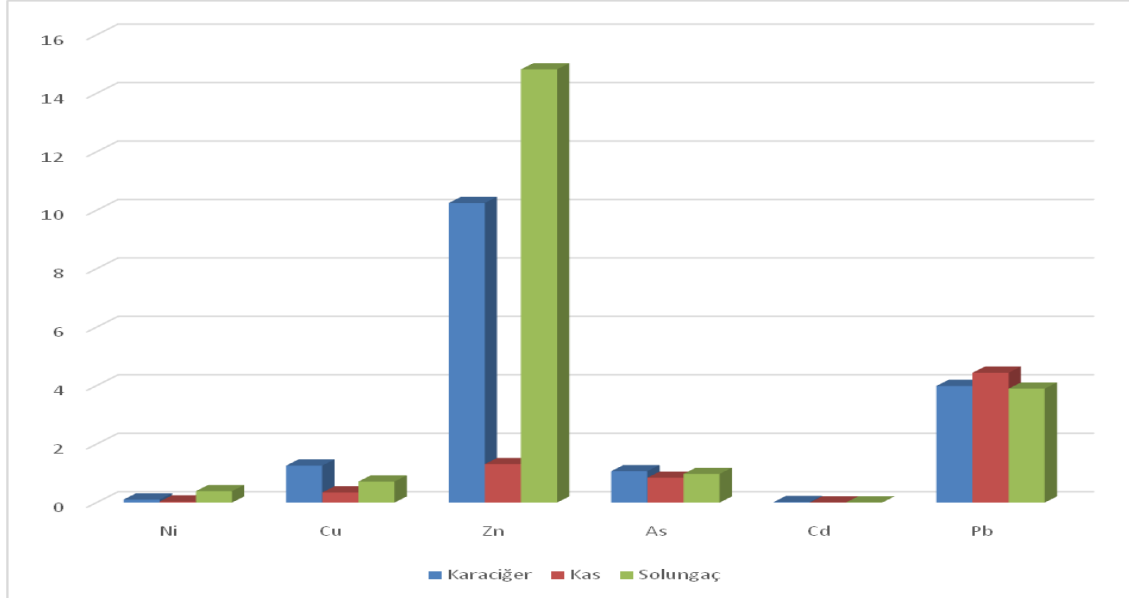
Ağır Metal	Organ	N	Ortalama ± Standart Sapma	Minimum	Maksimum	P
Al	Karaciğer	15	40,400 ± 5,514 ^b	30,00	51,00	0,01
	Kas	15	36,414 ± 10,647 ^b	17,83	57,62	
	Solungaç	15	53,393 ± 19,753 ^a	25,39	99,72	
Ni	Karaciğer	15	0,104 ± 0,038 ^b	0,058	0,16	0,01
	Kas	15	0,035 ± 0,034 ^c	0,000	0,12	
	Solungaç	15	0,391 ± 0,119 ^a	0,186	0,65	
Cu	Karaciğer	15	1,266 ± 0,237 ^a	0,786	1,60	0,01
	Kas	15	0,347 ± 0,093 ^c	0,222	0,55	
	Solungaç	15	0,719 ± 0,188 ^b	0,454	1,20	
Zn	Karaciğer	15	10,250 ± 2,559 ^b	6,5960	16,38	0,01
	Kas	15	1,316 ± 0,466 ^c	,6910	2,13	
	Solungaç	15	14,822 ± 5,360 ^a	8,9920	24,42	
As	Karaciğer	15	1,075 ± 0,188 ^a	0,656	1,28	0,164
	Kas	15	0,852 ± 0,354 ^a	0,018	1,40	
	Solungaç	15	0,981 ± 0,373 ^a	0,074	1,35	
Cd	Karaciğer	15	^a 0,021 ± 0,0075	0,007	0,033	0,01
	Kas	15	^b 0,0046 ± 0,005	0,000	0,015	
	Solungaç	15	^b 0,0044 ± 0,005	0,000	0,016	
Pb	Karaciğer	15	^a 3,990 ± 2,602	0,427	8,366	0,881
	Kas	15	^a 4,442 ± 2,251	0,343	8,893	
	Solungaç	15	^a 3,898 ± 2,513	0,405	7,098	
Hg	Karaciğer	15	ALA	-	-	
	Kas	15	ALA	-	-	
	Solungaç	15	ALA	-	-	

ALA: Analiz limitinin altında

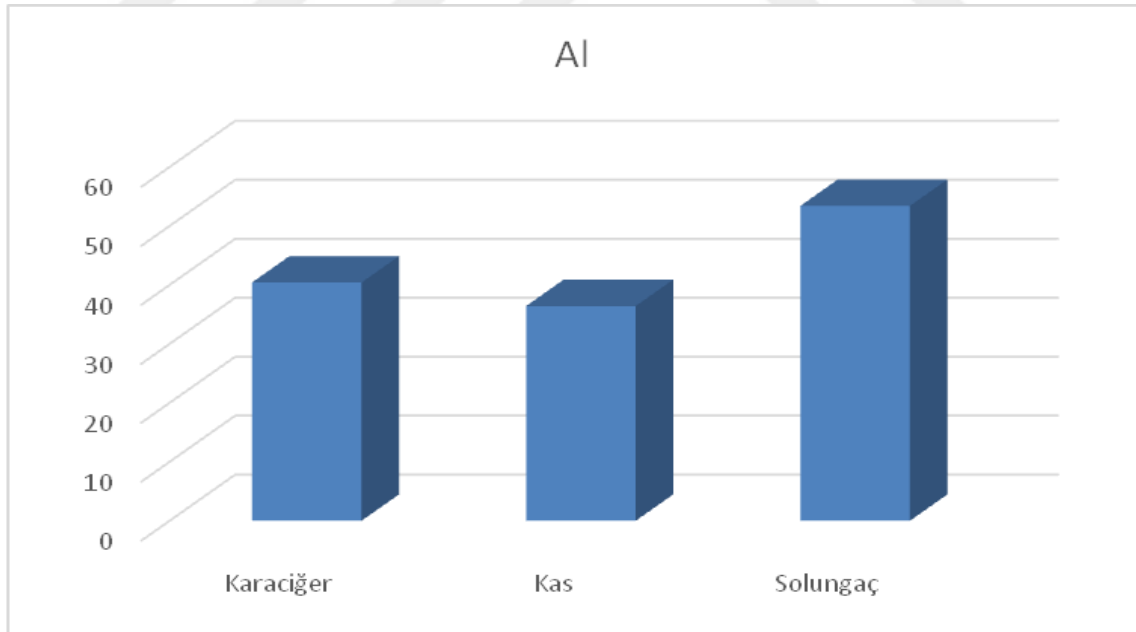
a, b, c: → Aynı sütunda farklı küçük harfi alan gruplar arası fark istatistik olarak önemlidir.

Ot Sazanı Balığı dokularında Hg ICP-MS cihazı analiz limitinin altında çıkmıştır. Al düzeyi solungaç ile diğer dokular arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmuştur. Solungaçtaki Al düzeyinin diğer dokulardan daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Ni, Cu ve Zn düzeyleri tüm dokular arasında istatistiksel olarak anlamlı olarak farklı bulunmuştur. Solungaçtaki Ni ve Zn düzeyi diğer dokulara göre daha yüksek bulunmuştur. Karaciğerdeki Cu düzeyi ise diğer dokulara göre daha yüksek

bulunmuştur. Kas dokusunda tespit edilen Ni, Cu ve Zn düzeyleri diğer dokulara göre daha düşük bulunmuştur. As ve Pb düzeyleri bakımından dokular arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmamıştır.



Şekil 4.9. Ot Sazanı balığının farklı organlarında ölçülen Ni, Cu, Zn, As, Cd ve Pb düzeyleri (µg/g)



Şekil 4.10. Ot Sazanı balığının farklı organlarında ölçülen Al düzeyleri (µg/g)

4.8. Ağır Metal Düzeyi Bakımından Genel olarak Türlerin Karşılaştırması

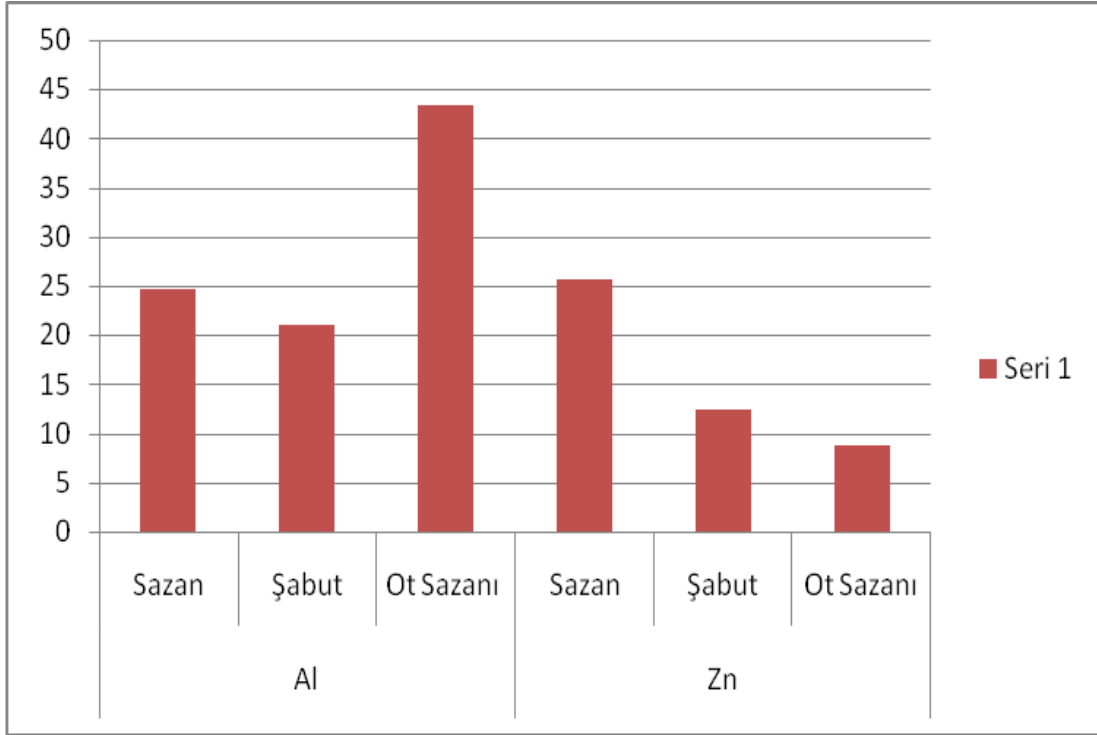
Çalışmada örnek olarak kullanılan 3 tür balığın dokularında tespit edilen toplam ağır metal düzeyi Çizelge 4.7’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.7. Balık türlerinde tespit edilen toplam ağır metal düzeyleri (µg/g)

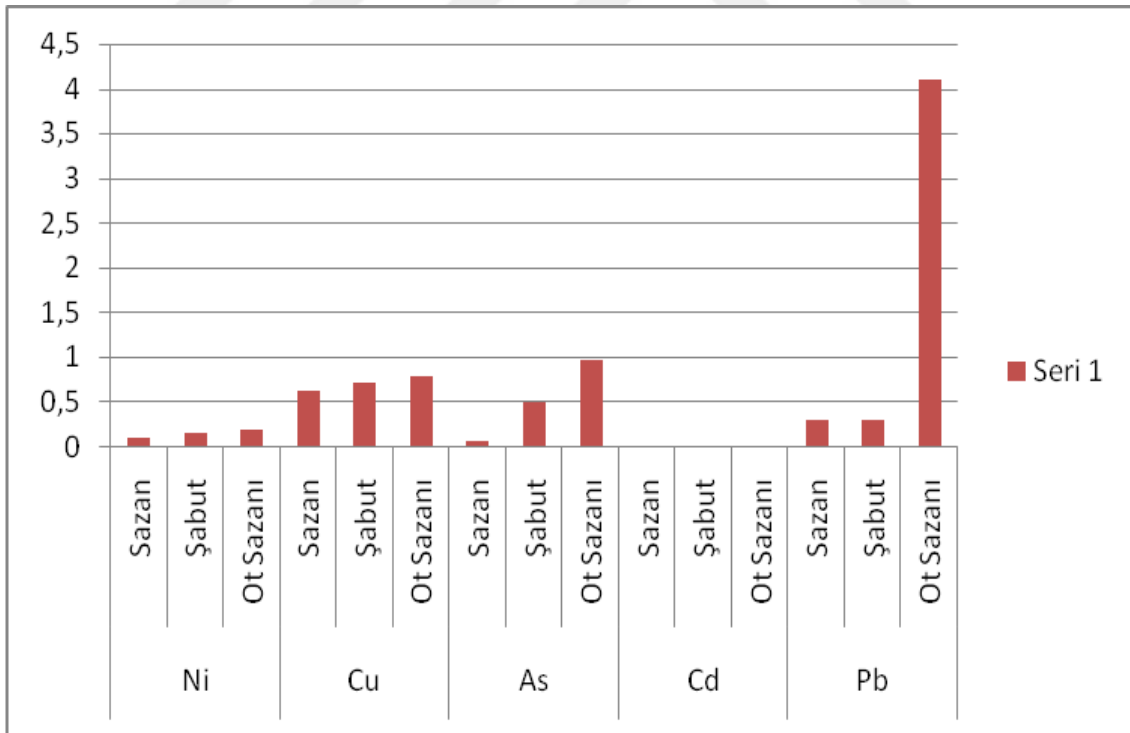
Ağır Metal	Grup	N	Ortalama ± Standart Sapma	Minimum	Maksimum	P
Al	Sazan	45	^b 24,689 ± 9,165	8,08	43,83	0,01
	Şabut	45	^b 20,989 ± 11,475	9,00	43,56	
	Ot Sazanı	45	^a 43,402 ± 14,955	17,83	99,72	
Ni	Sazan	45	^b 0,092 ± 0,106	0,00	0,461	0,022
	Şabut	45	^a 0,140 ± 0,145	0,00	0,453	
	Ot Sazanı	45	^a 0,177 ± 0,172	0,00	0,650	
Cu	Sazan	45	^a 0,612 ± 0,321	0,211	1,690	0,216
	Şabut	45	^a 0,715 ± 0,492	0,218	2,611	
	Ot Sazanı	45	^a 0,777 ± 0,422	0,222	1,600	
Zn	Sazan	45	^a 25,626 ± 22,413	1,1560	97,11	0,01
	Şabut	45	^b 12,465 ± 15,214	0,9230	61,00	
	Ot Sazanı	45	^b 8,796 ± 6,593	0,6910	24,42	
As	Sazan	45	^c 0,052 ± 0,081	0,000	0,405	0,01
	Şabut	45	^b 0,485 ± 0,452	0,008	1,430	
	Ot Sazanı	45	^a 0,969 ± 0,322	0,018	1,395	
Cd	Sazan	45	^b 0,0021±,0037	0,000	0,020	0,01
	Şabut	45	^b 0,0017 ± 0,0033	0,000	0,015	
	Ot Sazanı	45	^a 0,010 ± 0,0097	0,000	0,033	
Pb	Sazan	45	^b 0,284 ± 0,145	0,000	0,681	0,01
	Şabut	45	^b 0,296 ± 0,219	0,000	0,902	
	Ot Sazanı	45	^a 4,11 ± 2,416	0,343	8,893	
Hg	Sazan	45	ALA	-	-	0,01
	Şabut	45	ALA	-	-	
	Ot Sazanı	45	ALA	-	-	

a, b, c: → Aynı sütunda farklı küçük harfi alan gruplar arası fark istatistik olarak önemlidir.

Bu çalışmamızdan elde ettiğimiz sonuçlara göre genel olarak balık türleri arasında ağır metal yönünden bir değerlendirme yapılırsa Al, Cd ve Pb değerleri bakımında Ot Sazanı ile diğer türler arasında, Ni ve Zn değerleri bakımından Sazan ile diğer türler arasında, As değerleri bakımından tüm türler arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmuştur. Cu değerleri bakımından türler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmamaktadır. En yüksek Al, Ni, Cd, Pb ve As düzeyi Ot Sazanı balığında, en yüksek Zn düzeyi Sazan balığında tespit edilmiştir.



Şekil 4.11. Gruplarda tespit edilen toplam Al ve Zn düzeyi (µg/g)



Şekil 4.12. Gruplarda tespit edilen toplam Ni, Cu, As, Cd ve Pb düzeyleri (µg/g)

4.9. Ağır Metal Düzeyi Bakımından Genel olarak Dokuların Karşılaştırması

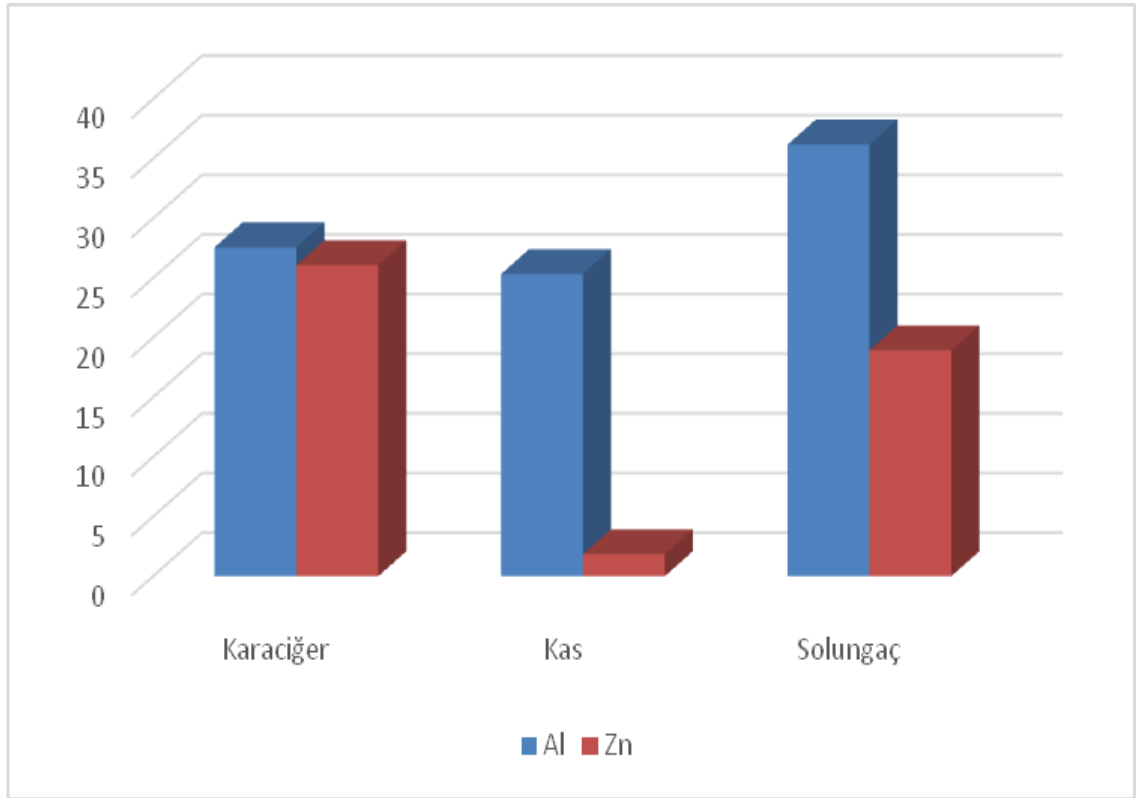
Çalışmada örnek olarak kullanılan 3 cins balığın dokularında tespit edilen toplam ağır metal düzeyi Çizelge 4.8’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.8. Dokularda tespit edilen toplam ağır metal düzeyleri (µg/g)

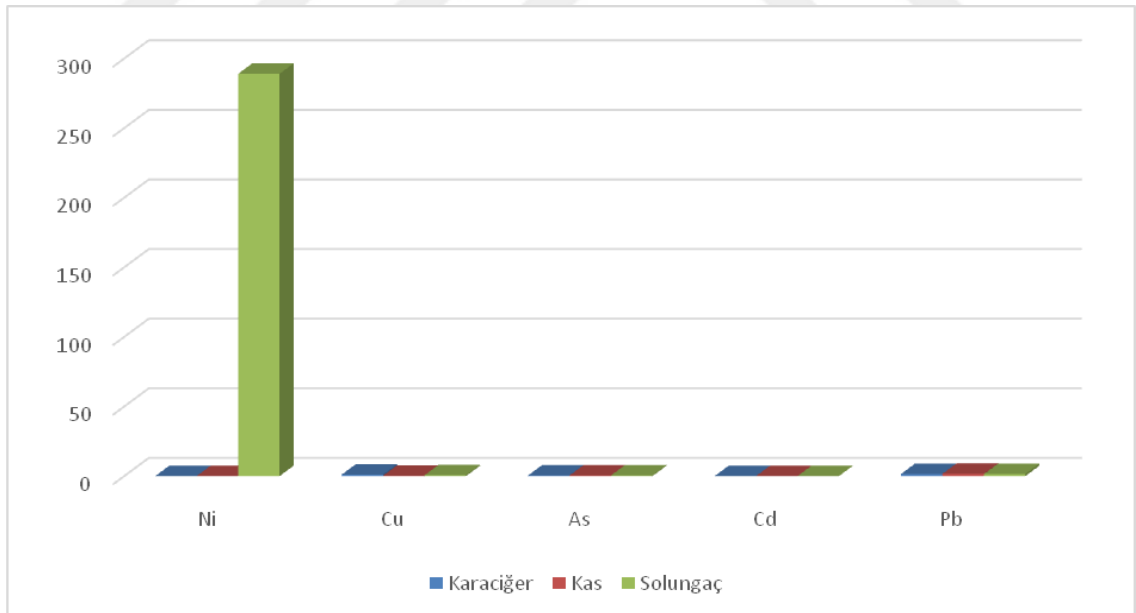
Ağır Metal	Grup	N	Ortalama ± Standart Sapma	Minimum	Maksimum	P
Al	Karaciğer	45	^b 27,570 ± 12,750	8,730	51,000	0,01
	Kas	45	^b 25,327 ± 12,657	8,080	57,617	
	Solungaç	45	^a 36,183 ± 18,566	10,025	99,718	
Ni	Karaciğer	45	^b 0,063 ± 0,051	0,000	0,164	0,01
	Kas	45	^b 0,058 ± 0,087	0,000	0,401	
	Solungaç	45	^a 0,289 ± 0,140	0,043	0,650	
Cu	Karaciğer	45	^a 1,107 ± 0,427	0,505	2,611	0,01
	Kas	45	^c 0,331 ± 0,139	0,211	1,000	
	Solungaç	45	^b 0,666 ± 0,180	0,387	1,428	
Zn	Karaciğer	45	^a 26,079 ± 20,669	6,596	97,110	
	Kas	45	^c 1,838 ± 0,869	0,691	4,451	
	Solungaç	45	^b 18,935 ± 13,897	3,348	54,417	
As	Karaciğer	45	^a 0,540 ± 0,546	0,000	1,430	0,01
	Kas	45	^a 0,475 ± 0,435	0,000	1,395	
	Solungaç	45	^a 0,491 ± 0,505	0,006	1,366	
Cd	Karaciğer	45	^a 0,0093 ± 0,0102	0,0000	0,033	0,001
	Kas	45	^b 0,0022 ± 0,0036	0,0000	0,015	
	Solungaç	45	^b 0,0023 ± 0,0036	0,0000	0,016	
Pb	Karaciğer	45	^a 1,554 ± 2,300	0,033	8,366	0,921
	Kas	45	^a 1,662 ± 2,362	0,000	8,893	
	Solungaç	45	^a 1,467 ± 2,247	0,000	7,098	
Hg	Karaciğer	45	ALA	-	-	
	Kas	45	ALA	-	-	
	Solungaç	45	ALA	-	-	

a, b, c: → Aynı sütunda farklı küçük harfi alan gruplar arası fark istatistik olarak önemlidir.

Organlara göre ağır metal düzeyi değerlendirildiğinde Al ve Ni değerleri bakımından solungaç ile diğer organlar arasında, Cu ve Zn değerleri bakımından her 3 doku arasında Cd değerleri bakımından karaciğer ile diğer organlar arasında istatistiksel olarak anlamlı fark bulunmuştur. As ve Pb değerleri bakımından dokular arasında istatistiksel olarak anlamlı fark yoktur. En yüksek Al ve Ni düzeyinin solungaçta, en yüksek Cu, Zn, As ve Cd düzeyinin karaciğerde olduğu tespit edilmiştir. En yüksek Pb düzeyi de kasta bulunmuştur.



Şekil 4.13. Dokularda tespit edilen toplam Al ve Zn düzeyi (µg/g)



Şekil 4.14. Dokularda tespit edilen toplam Ni, Cu, As, Cd ve Pb düzeyleri (µg/g)

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Suda çözünebilen ağır metal bileşikleri sucul canlılar üzerinde büyük sorunlara yol açmaktadır. Ağır metallerin çevredeki kalıcı olmaları, yüksek konsantrasyonlarda toksik özelliklere sahip olmaları, canlı dokularda birikim göstermesi ve besin zincirinde biyomagnifikasyona (su ve canlı vücudunda birikme eğilimi olan bir maddenin sudaki besin zincirinin daha üst seviyelerine doğru gittikçe artan bir yoğunluk göstermesi) uğramaları gibi özellikleri nedeniyle insanlar için büyük tehdit oluşturmaktadırlar. Bu yüzden sucul ekosistemde ağır metallerin izlenmesi ve kontrolü bilimsel araştırma konusu olmuştur (Uluturhan ve ark., 2005).

Irak'ta bulunan Razzaza gölünün su, sediment ve farklı cins balık örneklerde ağır metal düzeyini tespit etmek için yaptığımız bu çalışmada su, sediment ve balık örneklerinde en yüksek düzeyde bulunan metalin Al olduğu tespit edilmiştir. Gölün içinde ve çevresindeki jeolojik oluşum çoğunlukla silttir (Abdulwahhab, 2012; Anonim, 2017). Silt kumdan küçük kilden büyük taneli malzemeye verilen isimdir. Genelde 0,002 milimetre ile 0,1 milimetre arasındaki alüminyum silikatlardan oluşur. Bu nedenle gölde bulunan siltle bağlı olarak gölün su, sediment ve balık örneklerinde en fazla bulunan metalin Al olması olasıdır. Ayrıca, yer kürenin kabuğunun % 8,2'sini Al'un oluşturması sebebiyle Al'ün gölde yüksek düzeyde bulunabileceği belirtilmektedir (Harding ve Whitton, 1978). Teber (2013) Sıdıklı Küçükboğaz Baraj Gölü'nün suyunda yaptığı ağır metal analizi sonucu göl suyunda en yüksek düzeyde rastlanılan metallerin Al ve Zn, Sedimentte ise Al olduğu saptamıştır. Kır ve ark. (2007), Kovada Gölü'nün sedimentinde en fazla biriken metalin Al olduğunu tespit etmişlerdir. Kiracı (2014) Azap gölünün su ve sediment örneklerinde Al, Fe ve B düzeyinin diğer ağır metallerin düzeylerinden daha yüksek olduğu tespit etmiştir.

Bu çalışmamızda Razzaza Gölünün suyunda Cd ve Hg düzeyinin ICP-MS cihazı analiz limitinin altında olduğunu tespit edilmiştir. Kır ve Tumantozlu (2012), Karacaören II Baraj Gölü suyunda yaptıkları ağır metal analizlerine göre; göl suyunda Cr, Cd ve Hg düzeyi bütün mevsimlerde tayin sınırının altında olduğunu belirtmişlerdir. Karadede ve Ünlü (2000) yaptıkları bir çalışmada Atatürk Baraj Gölü'nün sedimentinde Ni, Mn, Cu, Fe ve Zn'yu tespit etmiş ve Hg, Cd, Pb, Co ve Mo'in analiz limitinin

altında olduğunu belirtmişlerdir. Kiracı (2014) Azap gölünden alınan su numunelerinde Cr, Co, Cd ve Pb'yi tespit edememiştir.

Bu tez çalışmamızda, Razzaza gölünün suyundaki ağır metal düzeyinin sıralaması $Al > Zn > Ni > Cu > As > Pb$ olarak belirlenmiştir. Benzer şekilde Al-Saadi ve ark. (2002), Irak'ta bulunan Habbaniya Gölü'nün suyunda en fazla biriken metalin Zn olduğunu bunu sırayla Cu, Pb, Ni, Mn ve Cd'un takip ettiğini tespit etmişlerdir. Çizelge 2.1'de gösterilen kıta içi su kaynakları kalite sınıflarına (Anonim, 1991) göre razzaza göl suyu ağır metal düzeyi yönünden I. kalite yani yüksek kalite sular sınıfına girmektedir. Ayrıca Razzaza gölü suyunda tespit edilen ağır metal düzeyleri WHO ve TSE'nin belirlediği içme sularında izin verilen maksimum ağır metal düzeyi ile Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı (Anonim 2002) tarafından belirlenen sucul ortamda ağır metallerin kabul edilebilir değerlerinin altındadır. Bu nedenle göl suyunda balık sağlığını tehdit eden ağır metal kirliliği bulunmamaktadır. Ağır metallerin sudaki konsantrasyonu ortamın pH değerinden etkilenir. Göl suyunun PH'sı 6.5 olarak tespit edilmiştir. Bu nedenle göl suyu çok hafif asit özelliğe sahiptir. Göl sularının pH'sı genel olarak 6-9 arasında değişmektedir. pH'sı 4-6 arasında olan göller yumuşak sulu göl, pH'sı nötre yakın değere sahipse bu göl orta-sert sulu göl, pH'sı 8.5 ve üstü ise bu göller sert sulu göl olarak adlandırılmaktadır (Sert sulu göllerde karbonatlar bikarbonata dönüşmüştür). Kireçli bölgelerde yer alan göllerde çözünmüş karbonat pH'yı artırdığı için bu göllerde pH 9 civarına yükselebilir. Ayrıca akıntının olmadığı göllerde buharlaşma nedeniyle alkali karakterde maddeler biriktiği için pH 12'ye kadar çıkabilir. Bir diğer özel durum ise, volkanik arazide yer alan göllerin pH'sının sülfürik asit gibi asitlerin birikmesiyle birlikte 1.7'ye kadar düşmesidir. Ortamın asidik olması durumunda ağır metaller daha çözünür durumda olacaklarından ortamda daha fazla tespit edilirler. Suyun pH'ının bazik olduğu durumlarda ise metallerin birleştikleri iyonlardan ayrılmaları zorlaşmaktadır (Morel ve Hering, 1993; Kılıç ve Köseoğlu, 1996).

Sucul sistemlere atık sular ile giriş yapan ağır metallerin az bir miktarı su ile çözülmekte, geri kalan kısmı ise sucul sistemin tabanına çökmektedir. Bu nedenle sedimentlerin analizi ağır metal kirliliğinin saptanmasında doğru bir yöntemdir (Wang ve ark., 2014). Sediment analizlerinden tespit ettiğimiz sonuçlara göre sedimentte ölçülen metal oranları (Ot Sazanı balığı dokularında tespit edilen Pb hariç) su ve balık

dokularına oranla daha yüksek olarak belirlenmiştir. Bu durum göllerde ağır metal birikimi bakımından sedimentin depo görevi görmesine bağlanabilir. Daha önce yapılan çoğu çalışmada ağır metal birikiminin en fazla sedimentte olduğu belirlenmiştir (Abdel-Baky ve ark., 1998; Kır ve ark., 2007; Mendil ve Uluözlü, 2007; Öner ve Çelik, 2011; Türkoğlu, 2008; Yıldız ve Yener 2010).

Sediment kalite yönergesine göre (Çizelge 2.3) Razzaza gölü sedimenti As, Cu, Pb, Hg ve Zn bakımından en düşük etkili konsantrasyon, Cd ve Ni için yüksek etkili konsantrasyona sahiptir. Razzaza gölü sedimentinde tespit ettiğimiz ağır metal derişimi sıralaması Al>Ni>Zn>Cu>Pb>Cd>As şeklindedir. Daha önce yapılan bazı çalışmalarda sedimentte belirlediğimiz bu ağır metal sıralamasına yakın bir sıralama elde edildiği tespit edilmiştir. Özbay ve ark. (2013), yaptıkları bir çalışmada Mersin İli'nde yer alan Berdan Çayı'nda topladıkları sediment numunelerinde ağır metal birikim düzeylerini, Fe; 18521,91 μgg^{-1} , Al; 12907,70 μgg^{-1} , Mn; 377,40 μgg^{-1} , Ni; 167,68 μgg^{-1} , Cr; 57,81 μgg^{-1} , Zn; 45,59 μgg^{-1} , Cu; 28,38 μgg^{-1} , Pb; 22,82 μgg^{-1} ve Cd; 4,54 μgg^{-1} olarak belirlemiş ve ağır metaller sıralaması Fe>Al>Mn>Ni>Cr>Zn>Cu>Pb>Cd şeklinde olduğunu bildirmişlerdir. Kırmızıgül (2013), Gökçekaya Baraj Gölü'nün mevsimsel periyotlarda yüzey sedimenti ağır metal miktarlarını (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Zn, Fe, Cu, As) belirlemek için yaptığı çalışmada göl sedimentinde ortalama ağır metal içerikleri Fe>Zn>Cr>Ni>Cu>Pb>Co>As>Cd şeklinde değiştiğini tespit etmiştir. Şener ve Şener (2015) Kovada Gölü'nden topladıkları sediment örneklerinde ağır metallerin ortalama birikim düzeylerini Mn>Ni>Zn>Cu>Pb>As>Co>Fe olarak tespit etmişlerdir. Sedimentteki Cu, Zn, Ni, Mn ve As değerleri ortalama şeyl değerinin üzerinde iken Fe, Co ve Pb değerleri ortalama şeyl değerinin altında olduğu bildirilmiştir. Akbulut ve Akbulut (2009), Kızılırmak Nehri sedimentinde ağır metal birikim düzeylerini belirlemişlerdir. Sedimentte saptadıkları ağır metal birikimi sıralamasını; Cr>Zn>Pb>Cu>Co>Hg>Br olarak bulmuşlardır. Akbaş (2015), Sivas ili sınırlarında doğan Melet ırmağı sedimentinde ağır metal birikimini incelemiş ve sedimentte ağır metal birikiminin Fe> Mn>Zn> Cu>Se>Pb>Co> Cr> As>Cd olarak sıralandığını bildirmiştir. Sultan ve Shazili (2010), yaptıkları bir çalışmada Malezya yer alan Terengganu tropik su havzasından toplanan sediment örneklerinde Pb, Cd, As, Hg ve Sn konsantrasyonunu araştırmış, Sedimentteki ağır metal sıralamasını Pb>Sn>As>Cd>Hg olarak belirlemişlerdir. Mendil ve Uluözlü (2007), Tokat'ta

bulunan Bedirkale, Boztepe, Belpınarı, Avara, Ataköy ve Akın göllerinde, sedimentte izement seviyelerini tespit etmişlerdir. Sediment örneklerinde en yüksek Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr ve Ni konsantrasyonları sırasıyla 2138 µg/g, 232 µg/g, 38.90 µg/g, 8.20 µg/g, 7.00 µg/g, 10.70 µg/g ve 55.40 µg/g olarak ölçülmüştür. Buna göre ağır metal sıralaması Fe> Mn>Ni>Zn> Cr>Cu> Pb olarak tespit edilmiştir.

Bu çalışmamızda numune olarak kullanılan 3 cins balıktan Ot Sazanı balığının Zn hariç en yüksek ağır metal düzeyine sahip balık olduğu tespit edilmiştir. Zn düzeyi en yüksek olan balık ise Sazan balığıdır. Ot Sazanı en düşük ağırlığa sahip olmasına rağmen birçok ağır metali yüksek düzeyde organlarında biriktirebilmiştir. Otobur bir balık olan Ot Sazanı, günde yaklaşık ağırlığının %120'si kadar ot yer. Bundan dolayı ot Sazanı balıklarında ağır metal düzeyinin yüksek çıkmasının sebebi sedimente çöken ağır metalleri bünyesinde biriktiren bitkilerin bu balıklar tarafından fazla miktarda tüketilmesi olabilir. Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığının su ürünleri yönetmeliğinin balık dokularındaki ağır metallerin kabul edilebilir değerlerine (Anonim, 2002) göre (Çizelge 2.4) Razzaza gölünden alınan Ot Sazanı balığının tüm dokularında Pb, solungaçta ise Ni yüksek tespit edilmiştir. Ancak Sazan ve Şabut balıklarında tespit edilen ağır metal düzeyi kabul edilebilir değerlerin altındadır. Bu nedenle Ot Sazanı balığı özellikle kaslarda tespit edilen yüksek Pb nedeniyle tehlike arz ederken, Sazan ve Şabut balığı halk sağlığı açısından herhangi bir risk taşımamaktadır. Balık dokularında belirlenen ağır metal düzeyleri genel olarak göl suyundan daha yüksek konsantrasyonlarda bulunmuştur. Bunun sebebi suda bulunan ağır metallerin dibe çökerek, burada birikmesi ve balıkların bu ağır metalleri sediment veya besin yoluyla alarak doku ve organlarında akümüle etmiş olması olabilir. Canbek ve ark.'da (2002), bu çalışmamızda elde ettiğimiz sonuca benzer bir sonuç elde etmiş ve inceledikleri balık türlerindeki ağır metal birikim seviyelerinin, yaşadıkları suyun ağır metal seviyelerinden daha fazla olduğunu ve bu birikimlerin organ ve dokulara göre değiştiğini bildirmişlerdir.

Çalışmamızda her üç dokuda da en yüksek düzeyde birikimi olan ağır metalin Al olduğunu belirlenmiştir. Ancak, Gıda Tarım ve Hayvancılık Bakanlığının su ürünleri yönetmeliği ve TKG'de balık dokularında Al için kabul edilebilir değerler belirtilmediğinden, Al yönünden standartlara göre bir kıyaslama yapılamamıştır. Balık dokularında en az biyobirikimi olan ağır metal ise Cd'dur. Balıklardaki tespit edilen ağır

metal düzeyleri ile balıkların ağırlık arasında genel olarak negatif bir ilişki olduğu saptanmıştır. Balıklardaki metal seviyeleri ile balıkların ağırlık arasında bulduğumuz bu negatif ilişki, Kaptan ve Tekin-Özan'ın (2014), Eğirdir Gölü'nde yaşayan sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758)'ında da tespit edilmiştir. Çalışmamızda Cu, Zn, As, Cd ve Pb en çok karaciğerde, Al ve Ni ise en çok solungaçta birikim göstermiştir. Karaciğerde ve solungaçta ağır metallerin birikim sırası $Al > Zn > Pb > Cu > As > Ni > Cd$ olarak tespit edilmiştir. Kasta ise bu sıralamanın $Al > Zn > Pb > As > Cu > Ni > Cd$ şeklinde olduğu belirlenmiştir. Öztürk ve ark. (1995), Altınkaya Barajı'ndan yakaladıkları *Cyprinus carpio*'nun bazı organ ve dokularında çeşitli ağır metallerin düzeylerini araştırmışlardır. Bu dokulardan, kas dokusunda en yüksek düzeyde bulunan ağır metalin Zn olduğu ve bunu Fe'in takip ettiği belirlenmiştir. Çalışmada kullanılan tüm doku ve organlarda Cd düzeyleri diğer ağır metallere göre düşük bulunmuştur. Köse ve Uysal'ın (2008), Kütahya'da bulunan Enne Baraj Gölü'nde yaşayan cinsi olgunluğa erişmemiş pullu sazanların (*Cyprinus carpio*) kas, deri ve solungacında ağır metal birikimini incelediği bir çalışmada; Cd'un *Cyprinus carpio*'nun tüm dokularında diğer ağır metallere göre daha düşük olduğunu belirlemişlerdir. Uysal ve ark. (1986), yaptıkları bir çalışmada Gölcük Gölü'ndeki *Cyprinus carpio*'nun kas dokusundaki kas dokusunda en yüksek düzeyde bulunan ağır metalin Fe'in bulunduğunu ve bunu Zn'nun izlediğini tespit etmişlerdir. Canpolat (2001), Hazar Gölü'nde yaşayan *Capoeta capoeta umbla* (Heckel, 1843)'in doku ve organlarda en yüksek düzeyde birikim gösteren ağır metal'in Zn olduğu bunu Fe'in izlediğini bildirmiştir. Daha önce yapılan bu çalışmalar bu tez çalışmasında elde ettiğimiz bulguları destekler niteliktedir.

Deniz ortamındaki ağır metal kirliliğini araştırmak amacıyla balıkların ve diğer sucul organizmaların kas, karaciğer, solungaç, böbrek, deri gibi doku ve organları biyobelirteç olarak kullanılmaktadır (Ayas ve ark., 2009; Kayhan ve ark., 2006). Çünkü balıklar çevresel değişikliklere karşı oldukça hassas oldukları için tüm akuatik ekosistemin genel durumu ve kirlilik düzeyinin belirlenmesinde balık sağlığı güvenilir bir gösterge olarak kabul edilir. Razzaza Gölü'nde yaşayan balıkların dokularında yapmış olduğumuz analizlere bakıldığında ağır metal birikim miktarları genel olarak çokluk sırasına göre; karaciğer, solungaç, kas dokusu olarak bulunmuş ve birçok literatür ile paralelik göstermiştir. Çünkü balıkların doku ve organlarındaki ağır metal düzeyini belirlemek için yapılan birçok çalışmada ağır metal birikiminin en yüksek

karaciğer ve solungaç dokusunda, en düşük ise kas dokusunda olduğu belirlenmiştir (Alhas ve ark., 2009; Erdoğan ve Erbilir, 2007; Kaptan ve Tekin-Özan, 2014; ve ark., Karadede ve ark., 2004; Kır ve Tumantozlu, 2012; Köse, 2007; Mol ve Ulusoy, 2010; Yılmaz ve Doğan, 2008; Tekin-Özan ve Kır, 2008; Tekin-Özan, 2005; Türkmen ve ark., 2008; Türkoğlu, 2008; Öztürk ve ark., 2009).

Karaciğer dokusu bu tez çalışmamızda en fazla metalin biriktiği organdır. Çünkü karaciğer dokusu metabolik olarak aktif bir organ olması nedeniyle ağır metal birikiminde büyük öneme sahiptir. Bu nedenle balığın diğer dokularına göre karaciğer dokusu su kirliliğinin çevresel indikatörü olarak özellikle önerilmektedir (Olsvik ve ark., 2001). Ayrıca solungaçlardan absorbe edilen ağır metaller taşıyıcı proteinlere bağlanarak özellikle karaciğere taşınmaktadır (Ay ve ark., 1999; Bryan, 1968). Çeşitli balık türleri ile yapılan çalışmalarda ağır metale maruz kalma süresinin uzaması sonucu karaciğerdeki ağır metal düzeyinin diğer dokulara göre daha yüksek olduğu belirtilmiştir (Canlı ve Kargın, 1995; Çiftçi ve ark., 2010; Gbem ve ark., 2001; Karayakar ve ark., 2010; Vinodhini ve Narayanan, 2008). Karaciğerde ağır metal düzeyinin artması karaciğer hücrelerinde vakuolleşme, lizozomal veziküllerin sayısı (Mishra ve Mohanty, 2009) ile karaciğer kökenli Aspartat aminotransferaz ve Alanin aminotransferaz gibi glukoneogenik enzimlerin aktivitesinde artışa (Ghorpade ve ark., 2002; Karataş ve ark., 2005; Olsson ve ark., 1988; Vutukuru ve ark., 2007) yol açtığı tespit edilmiştir.

Bu çalışmamızda solungaç karaciğerden sonra en fazla metalin biriktiği organdır. Solungaçlar başlıca solunum organı olduğu için iyon regülasyonunda işlev görür ve doğrudan su ve sediment ile etkileşim halindedir. Bu nedenle suda çözünmüş metallerin vücuda girişinde önemli rol oynar ve toksik kimyasallar için hedef organlardan biridir (Au, 2004; Flos ve ark., 1979; Fromm ve Schiffman, 1958; Soto ve ark., 2008). Solunum amaçlı olarak solungaçlar tarafından süzülen sudaki partiküller, elek gibi bu dokuda tutulmakta, bu durumda solungaçlardaki ağır metal konsantrasyonunun yükselmesine sebep olmaktadır. Solungaçlardan ağır metallerin alınımı ve birikimi suyun fiziksel ve kimyasal özellikleri, metalin özellikleri ve solungaç epitelinde bulunan bağlanma noktaları için metallerin arasındaki rekabete göre değişir (Heath, 1985). Bu çalışmamızda solungaç dokusunda en fazla tespit edilen metal Al'dur. Al birçok katyon ile (Mg, Ca, Na ve H) balığın solungaç yüzeylerine bağlanmak

için rekabet eder (Exley ve ark., 1991). Bu nedenle Al düzeyi solungaçlarda yüksek seviyeye çıkabilir.

Bu tez çalışmasında dokular arasında en az metal birikimi kas dokusunda tespit edilmiştir. Ağır metallerin kas dokusunda daha az saptanmasının nedeni, sucul organizmalarda kas dokunun daha düşük metabolik aktiviteye sahip olması nedeniyle metal birikimininde daha az olmasıdır (Bajc ve ark., 2005; Isani ve ark., 2009). Metabolik aktivite açısından kas dokusu karaciğer, solungaç ve böbrek gibi organlara kıyasla daha az aktif olduğu halde, sucul organizmalarda başlıca tktilebilir kısmı oluşturmaktadır. Bu nedenle bu dokuda yapılan ağır metal analizleri metalin besin zincirindeki aktarımını yansıtmaları açısından önem arz etmektedir. Birçok çalışmada karaciğer ve solungaç dokusunda tespit edilen metal düzeylerinin kas dokusuna göre daha yüksek seviyelerde olduğu belirlenmiştir (Kroupa ve Hartvich, 1990; Yılmaz ve ark., 2007; Sönmez ve ark., 2012).

Sonuç olarak, Razzaza gölünde ağır metal birikiminin ciddi boyutlarda olmadığı grlmştir. Ancak balık sağlıklı beslenmek açısından vazgeçilemez bir besin kaynağıdır. Bu nedenle balıktan gelebilecek riskleri en az indirmek için kültür yetiştiriciliğinde kirliliklerden arınmış besin ve ortam tercih edilmeli, okyanus ve denizler kirletilmemelidir. Yüksek düzeyde ot tükettiği için daha fazla ağır metale maruz kalan Ot Sazanı balığının tktiminin kısıtlanması ve bu balık türünde ağır metal analizlerinin devamlı yapılması insan sağlığı açısından gereklidir.

ÖZET

Safar Al-jobory AA, Razzaza Gölü’ndeki Su, Sediment ve Farklı Tür Balık Örneklerinde Bazı Ağır Metal Birikiminin İncelenmesi, Y.Y.Ü, Sağlık Bilimleri Enstitüsü, Eczacılık Meslek Bilimleri (Farmasötik Toksikoloji) ABD, Yüksek Lisans Tezi, Van, 2017. Bu çalışmada, Irak’ta bulunan Razzaza gölü’nün su ve sedimenti ile bu gölde yaşayan farklı tür balık örneklerinin dokularında (karaciğer, solungaç, kas) ağır metal birikimleri araştırılmıştır. Ağır metal (Al, Cd, Pb, Zn, Cu, As, Ni, Hg) analizleri ICP-MS cihazı ile yapılmıştır. Göl suyunda Cd ve Hg, sediment ve balık dokularında ise sadece Hg tespit edilmemiştir. Göl suyunda ağır metal düzeyinin sıralaması $Al > Zn > Ni > Cu > As > Pb$ olarak belirlenmiştir. Kıta içi su kaynakları kalite sınıflarına göre Razzaza göl suyu ağır metal düzeyi yönünden I. kalite yani yüksek kalite sular sınıfına girmektedir. Ayrıca Razzaza gölü suyunda tespit edilen ağır metal düzeyleri sucul ortamdaki ağır metallerin kabul edilebilir değerlerinin altındadır. Sedimentte ölçülen metal oranları (Ot sazanı balığı dokularında tespit edilen Pb hariç) su ve balık dokularında tespit edilen düzeylerden daha yüksektir. Sediment kalite yönergesine göre Razzaza gölü sedimenti As, Cu, Pb, Hg ve Zn bakımından en düşük etkili konsantrasyon, Cd ve Ni bakımından yüksek etkili konsantrasyona sahiptir. Razzaza gölünden alınan Ot sazanı balığının tüm dokularında Pb, solungacında ise Ni düzeyi balık dokularında kabul edilebilir değerlerin üstünde tespit edilmiştir. Ancak Sazan ve Şabut balıklarında tespit edilen ağır metal düzeyi kabul edilebilir değerlerin altındadır. Bu nedenle Ot sazanı balığı özellikle kaslarda tespit edilen yüksek Pb nedeniyle tehlike arz ederken, Sazan ve Şabut balığı halk sağlığı açısından herhangi bir risk taşımamaktadır. Ağır metal birikim miktarları çokluk sırasına göre genel olarak; karaciğer, solungaç, kas dokusu olarak belirlenmiştir.

Anahtar Sözcükler: Razzaza Gölü, Su, Sediment, Balık, Ağır metal.

SUMMARY

Safar Al-Jobory AA, The Investigation of Some Heavy Metal Accumulation in Water, Sediment and Different Species of Fish in Razzaza Lake, YYU, Institute of Health Sciences, Pharmaceutical Professional Sciences (Pharmaceutical Toxicology) Department, M.Sc. Thesis, Van, 2017. In this study, water, sediment and different species of fish tissues (liver, gill, muscle) in Razzaza Lake were investigated for heavy metal deposits. Analyzes of heavy metals (Al, Cd, Pb, Zn, Cu, As, Ni, Hg) were done by ICP-MS. In lake water Hg and Cd, in sediment and fish tissues only Hg was not detected. The order of the heavy metal level in the lake water is $Al > Zn > Ni > Cu > As > Pb$. According to the quality classes of in-continental water resources, razzaza falls into class I, ie high quality waters, due to the heavy metal level of the lake water. In addition, the heavy metal levels detected in Razzaza pond water are below the acceptability of heavy metals in the aquatic environment. The metal ratios measured in the sediment (except for Pb detected in grass carp fish tissues) are higher than the levels of water and fish tissues. According to sediment quality guidelines, Razzaza pond sediment has the lowest effective concentration for As, Cu, Pb, Hg and Zn, high concentration for Cd and Ni. Pb was found in all tissues of grass carp fish taken from Razzaza lake and Ni was found above the acceptable values in fish tissues. However, heavy metal levels detected in carp and shabut fish are below acceptable values. For this reason, while the carp fish are particularly dangerous due to the high Pb levels edetected in the muscles, carp and shabut fish do not carry any risk in terms of public health. The amounts of heavy metal bioaccumulation are generally as follows; liver, gill, muscle tissue.

Key Words: Razzaza Lake, Water, Sediment, Fish, Heavy metal.

KAYNAKLAR

Aaseth J, Norseth T (1986). "Copper", in Friberg, L., Nordberg, G.F. and Vouk, V. (Eds.), Handbook on the Toxicology of Metals , 2nd ed., Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 233.

Abdel-Baky TE, Hagraas AE, Hassan SH, Zyadah MA (1998). Environmental impact assessment of pollution in lake manzala, distribution of some heavy metals in water and sediment, *Journal Egyptian German Society of Zoolgy*, 26, 25-38.

Abdulwahhab RA, Hadi FA, Saleh MA (2012). The study of the surface area change of lake al-razzaza using geographic information system (gis) and using remote sensing technology, *Iraqi Journal of Science*, 53, 4, 1025-1031.

Ağcasulu Ö (2007). Sakarya nehri çeltikçe çayı'nda yaşayan *capoeta tinca* (heckel, 1843)'nın dokularında ağır metal birikiminin incelenmesi. Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek lisans tezi, Ankara.

Akaydın A (2014). Doğu Karadeniz sularından yakalanan ekonomik öneme sahip bazı balık türlerinde ağır metal birikiminin değerlendirilmesi. Giresun Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Giresun.

Akbaş A (2015). Ordu ili aşağı melet ırmağının sedimentte ağır metal birikimi. Giresun Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Giresun.

Akbulut A, Akbulut NE (2009). The study of heavy metal pollution and accumulation in water, sediment, and fish tissue in kızılırmak river basin in environ. *Monitoring Assesment*, 521-526.

Akgün M, Gül A, Yılmaz M (2007). Sakarya nehri çeltikçe çayı'nda yaşayan *leuciscus cephalus* l., 1758 dokularında ağır metal birikimi. Gazi Üniversitesi, Gazi Eğitim Fakültesi Dergisi, 27, 2, 179-189.

Aksoy M (2000). Beslenme Biyokimyası, Hatipoğlu Yayınevi, Ankara, 554-561.

Aksun FY (1986). Karamık Gölü'nde yaşayan turna balıklarında (*Esox lucius* L,1758) ağır metal birikimi, VIII. Ulusal Biyoloji Kongresi, İzmir, 2, 454-461.

Alan S (2008). Alüminyum Raporu, Orta Anadolu İhracatçı Birlikleri Genel Sekreterliği, 30.

Alhas E, Oymak SA, Karadede Akın H (2009). Heavy metal concentrations in two barb, *barbus xanthopterus* and *barbus rajanorum* mystaceus from ataturk dam lake, Turkey, *Environmental Monitoring and Assessment*, 148, 1-4, 11-18.

Al-Saadia HA, Al-Lami AA, Hassan FA, Al-Dulymi AA (2002). Heavy metals in water, suspended particles, sediments and aquatic plants of habbaniya lake, *Iraq International Journal Environmental Studies*, 59, 5, 589–598.

Altındağ A, Yiğit S (2005). Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beyşehir, Turkey, *Chemosphere*, 60, 4, 552-556.

Amundsen P, Staldivik FJ, Lukin AA, Kashulin NA, Popova OA, reshetnikov YS (1997). Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between norway and russia, *The Science of the Total Environmental*, 201, 211-224.

Anonim (1989). Enviromental Problems of Turkey 1989, (in Turkish) Türkiye'nin Çevre Sorunları Vakfı Yayını Kollektif çalışma, 478.

Anonim (1991). Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği Teknik Usüller Tebliği (7 Ocak 1991 tarihli ve 20748 sayılı Resmi gazete).

Anonim (2002). “Su Ürünleri Kanunu ve Su Ürünleri Yönetmeliği”, Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı, Ankara, 63-78.

Anonim (2017). Irak'ın en büyük ikinci gölü Razzaza gölü kuruma tehlikesi altında, <http://orsam.org.tr/orsam/DPAnaliz/12828?dil=tr>, Erişim tarihi; 10.05.2017.

Anonymous (1986). Health assessment document for nickel and nickel compounds. U.S. Enviromental Protection Agency, EPA /600/8-83/012FF, Washington DC.

Anonymous (1989). Mercury-Environmental aspects. Environmental Health Criteria. No:86 (United Nations Environment programme, International Labour Organisation, WHO).

Anonymous (1991). Environmental Health Criteria 108: Nickel. World Health Organization (WHO), Geneva.

Anonymous (1993). Web sitesi. <http://www.lenntech.com/periodic/water/nickel/nickeland-> Erişim Tarihi: 10.07.2017.

Anonymous (2001a). ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Toxicological Profile for Copper, Cadmium, Chromium, Lead. Atlanta, Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Anonymous(2001b). Websitesi. <http://www.portfolio.mvm.ed.ac.uk/studentwebs/session2>. Erişim Tarihi: 10.07.2017.

Anonymous (2005). Draft toxicological profile for nickel. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 345, Atlanta-Georgia.

Anonymous (2006). Environmental Health Criteria 234. World Health Organization (WHO), 238, Geneva.

Anonymus (2009). itai-itai disease. http://en.wikipedia.org/wiki/Itai-itai_disease. Erişim tarihi: 23.07.2017.

Atsdr (2003). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html>. Erişim tarihi: 20.07.2013.

Atsdr (2017). ToxFAQs™ Arsenic. <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts2.html>. Erişim Tarihi: 28.07.2017

Au DWT (2004). The application of histocytopathological biomarkers in marine pollution monitoring: A review, *Marine Pollution Bulletin*, 48, 817-834.

Ay Ö, Kalay M, Tamer L, Canlı M (1999). Copper and lead accumulation in tissues of a freshwater fish *Tilapia zilli* and its effects on the branchial Na, K-ATPase activity, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62, 160-168.

- Ayas Z, Kolankaya D (1996). Accumulation of some heavy metals in various environments and organisms at Göksu delta, Türkiye, 1991-1993. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 56, 1, 65-72.
- Ayas D, Kalay M, Sangün MK (2009). Mersin Körfezi'nden örneklenen yüzey suyu ve *Patella* türlerindeki (*Patella caerulea*, *Patella rustica*) Cr, Cd ve Pb düzeylerinin belirlenmesi, *Ekoloji*, 70, 32-37.
- Bajc Z, Gacnik K, Jencic V, Doganoc D (2005). The contents of Cu, Zn, Fe and Mn in Slovenian Freshwater Fish, *Slovenian Veterinary Research*, 42, 15-21.
- Bakar C, Baba A (2009). Metaller ve İnsan Sağlığı: Yirminci Yüzyıldan Bugüne ve Geleceğe Miras Kalan Çevre Sağlığı Sorunu. 1. Tıbbi Jeoloji Çalıştayı.
- Bamji MS, Neelam (2002). Environment and Nutrition-Effects of Infections and Interaction with Heavy Metals, *Proc. Indian natn. Science Academi*, 68,5 401-414.
- Banerjee S, Kumar A, Maiti SK, Chowdhury A (2016). Seasonal variation in heavy metal contaminations in water and sediments of Jamshedpur stretch of Subarnarekha river, India, *Environmental Earth Sciences*, 75, 3, 1-12.
- Bardach JE, Ryther JH, McLarney WO (1972). Aquaculture: the farming and husbandry of freshwater and marine organisms, *Wiley-Interscience*, New York, 868
- Bat L, Gündoğdu A Öztürk M (1999). Ağır metaller, S.D.Ü. *Eğirdir Su Ürünleri Fak. Dergisi*, 6, 166-175.
- Bat L, Sezgin M, Üstün F, Şahin F (2012). Heavy Metal Concentrations in Ten Species of Fishes Caught in Sinop Coastal Waters of the Black Sea, Turkey, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 12, 371-376.
- Baykurt F, Baykurt S, Aydın A (1987). Su kirleticileri ve özellikleri. Çevre Sorunları ve Korunma, *İstanbul Üniversitesi Yayınları*, İstanbul 131-134.
- Belce A (2002). Mineraller, In “ İnsan Biyokimyası” Ed. By Onat T, Emerk K, Sözmen EY, 529-537, *Palme Yayıncılık*, Ankara.

Belgemen T, Akar N (2004). Çinkonun yaşamsal fonksiyonları ve çinko metabolizması ile ilişkili genler, *Ankara Üniversitesi Tıp Fakültesi Mecmuası*, 57,3 161–166.

Beliles RV (1975). Metals, In Toxicology, The Basic Science of Poisons. Eds. Caserett LJ, Dittel J. *Macmillan Publ Co Inc*, New York.

Birch L, Hanselmann KW, Bachofen R (1996). Heavy metal conservation in Lake Cadagno sediments: historical records of anthropogenic emissions in a meromictic alpine lake, *Water Research*, 30, 679-687.

Bloom NS (1992). On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 1010-1017.

Boguis L (1969). Effects of the endocrine pancreas in Chinese hamsters fed zinc deficient diets, *Acta Pathology and Microbiology Scand*, 76, 215-228.

Boğa A (2007). Ağır metallerin özellikleri ve etki yolları. <http://cukurovatip.cu.edu.tr/download.php?cat=1&id=41>. Erişim tarihi: 08.08.2017.

Bondy SC, Cambell A (2001). Oxidative and inflammatory properties of aluminium: possible relevance in Alzheimer's disease. In: Exley C (ed.): Aluminium and Alzheimer's Disease. 1st ed. Elsevier Science, Amsterdam. 311–321.

Bryan GW (1968). Concentrations on zinc and copper in tissues of decapod crustaceans, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 48, 303–321.

Canbek M, Yetim M, Uyanoğlu M, Emiroğlu Ö, Bayramoğlu G (2002). Porsuk Çayındaki bazı canlılarda ağır metal birikimleri ve bunların toksik etkilerinin araştırılması, Osmangazi Üniversitesi Araştırma Fonu Başkanlığı, *Fen Bilimleri Proje* No: 2000/28, 67.

Canlı M, Kargın F (1995). A Comparative Study on Heavy Metal (Cd, Cr, Pb and Ni) Accumulation in Tissues of the Carp *Cyprinus carpio* and the Nile Fish *Tilapia nilotica*, *Turkish Journal of Zoology*, 19, 165-171.

Canpolat Ö (2001). Hazar Gölü'nde yakalanan *Capoeta capoeta umbla* Heckel, 1843'da bazı ağır metal miktarlarının tespiti. Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Temel Bilimleri Anabilim Dalı Yüksek lisans tezi, Elazığ.

Canpolat Ö (2001). Hazar Gölü'nde yakalanan *Capoeta capoeta umbla* (Heckel, 1843)'da bazı ağır metal miktarlarının tespiti, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Temel Bilimleri Anabilim Dalı Yüksek lisans tezi, Elazığ.

Cartwright CE (1977). Harrison's principles of international medicine, Mc Graw- Hill Kogakuska Publishers. Tokyo, 65.

Cha MW, Young L, Wong KM (1997). The fate of traditional extensive (Gei Wai) shrimp farming at the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong, *Hydrobiologia*, 352, 295–303.

Chi Q, Zh G, Langdon A (2007). Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China *Journal of Environmental Science*, 19, 1500–1504.

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

Concon JM, Marcel Dekker I (1998). Food Toxicology, Part B: Contaminants and Additives, New York.

Cook ME, Morrow H (1995). anthropogenic sources of cadmium in canada, national workshop on cadmium transport into plants, *Canadian network of toxicology centres*, Ottawa, Ontario, Canada.

Correa JA, Castilla JC, Ramirez M, Varas M, Lagos N, Veraga S, Moenne A, Roman D, Brown MT (1999). Copper, copper mine tailings and their effect on marine algae in Northern Chile. *Journal of Applied Phycology*, 11, 57-61.

Çağıltay F (2007). İç su balıkları yetiştiriciliği, Nobel Yay. Dağıt. Ltd. Şti. Ankara, 266.

Çalışkan E (2005). Asi Nehri'nde su, sediment ve karabalık (*Clarias gariepinus*, Burchell, 1822)'ta ağır metal birikiminin araştırılması. Mustafa Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünler Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Hatay.

Çalta M, Canpolat Ö (2002). Hazar Gölü'nden yakalanan capoeta capoeta umbla'da (heckel, 1843) bazı ağır metal miktarlarının tespiti, *Fırat Üniversitesi Fen ve Müh Bil Dergisi*, 14, 1, 225-230.

Çetinbaş A (2003). İzmit Körfezi'nde avlanan İstavrit (*Trachurus trachurus* L., 1758) balıklarının dokularında Cu ve Zn birikiminin incelenmesi. Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek lisans tezi, Ankara.

Çevik MG (2012). Çıldır gölü'nün suyunda, sedimentinde, havuz balığında (*carassius gibelio* bloch, 1782), kamış (*phragmites australis* l.) ve tilki kuyruğu (*ceratophyllum demersum* l.) bitkilerinde bazı ağır metallerin derişim düzeylerinin incelenmesi. Kafkas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Kars.

Çiftçi N, Cicik B, Erdem C, Ay Ö, Günalp C (2010). Accumulation of chromium in liver, gill and muscle tissues of *Oreochromis niloticus*, *Journal of Animal and Veterinary Advance*, 9, 14, 1958-1960.

Data B. IPCS INCHEM. 658. Arsenic. (WHO Food Additives Series 24). <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je08.htm>. Erişim Tarihi: 28.05.2010

Del Valls TA, Blasco J, Sarasquete MC, Forja JM, Gomez-Parra A (1998). Evaluation of heavy metal sediment toxicity in littoral ecosystems using juveniles of the fish *Sparus aurata*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41, 157-167.

Demiralay EÇ (2007). Nikel baskılanmış monolitik kolonlar. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilim Dalı Doktora tezi, Isparta.

Demirsoy A (1997). Yaşamın Temel Kuralları Omurgalılar/Anamniyota. Cilt III Kısım I, III. Baskı, Ankara. Hacettepe Üniversitesi Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü, 684.

Dethloff GM, Schlenk D, Khan S, Bailey HC (2001). Effects of dissolved copper on select hematological, biochemical and immunological parameters of wild Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*), *Archives Environmental Contamination Toxicology*, 40, 371-380.

Deveci T (2012). Gaziantep'te atık sulardan etkilenen toprak ve bitkilerde eser element (Cu, Co, Mn ve Zn) ve Fe konsantrasyonlarının ICP-MS ile tayini. Kilis 7 Aralık Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Kilis.

Doğan M (2004). Hatay bölgesindeki su kaynaklarından alınan balık (*Carasobarbus luteus*, Heckel, 1843) ve su örneklerinde ağır metal düzeyleri. Mustafa Kemal Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Hatay.

Dorostghoal M, Peyghan R, Papan F, Khalili L (2009). Macroscopic and microscopic studies of annual ovarian maturation cycle of shirbot *Barbus grypus* in Karon river of Iran, *Iranian Journal of Veterinary Research.*, 10, 2, 172–179.

Dökmeci AH (2005). Gala gölü ve gölü besleyen su kaynaklarında ağır metal kirliliğinin araştırılması. Trakya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Edirne.

Dökmeci İ, Dökmeci AH (2005). Toksikoloji zehirlendirmede tanı ve tedavi, 4.Baskı, Nobel Tıp Kitabevleri.

Dökmeci İ (1988). Çevre kirlenmesinde rol oynayan toksik maddeler, 488-489.

Duman F (2005). Sapanca ve Abant Gölü su, sediment ve sucul bitki örneklerinde ağır metal konsantrasyonlarının karşılaştırmalı olarak incelenmesi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Doktora Tezi, Ankara.

Durali M, Demirci Z, Tüzen M, Soylak M (2010). Seasonal investigation of trace element contents in commercially valuable fish species from the Black Sea, Turkey, *Food and Chemical Toxicology*, 48, 865-870.

Dündar Y, Aslan R (2005). Yaşamı kuşatan ağır metal kurşunun etkileri, *Kocatepe Tıp Dergisi*, 6, 1-5.

Eeckhaoudt S (1994). Morphological and micro-analytical study of gills of fish exposed to aluminium at low pH. University of Antwerp, Ph.D. Thesis, Antwerp, Belgium.

Eiseler R (1985). Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review patuxent wildlife research center u.s. fish and wildlife service laurel, MD 20708 Biological Report 85 (1.2), *Contaminant Hazard Reviews*, Report No. 2.

El-Sıkaily A, Khaled A, El Nemr A (2004). Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean Sea and Red Sea, *Environmental Monitoring and Assessment*, 98, 41-58.

Ercişli B (2016). Kars Çayı'nın suyunda, sedimentinde ve bazı sucul organizmalarda iz elementlerin derişim düzeylerinin araştırılması, Kafkas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Kars.

Erdoğan Ö, Erbilir F (2007). Heavy metal and trace elements in various fish samples from sir dam lake, Kahramanmaraş, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130, 373-379.

Exley C, Chappell JS, Birchall JD (1991). A mechanism for acute aluminum toxicity in fish. *The Journal of Theoretical Biology*, 151, 418-428.

Fergusson JE (1991). The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects, Pergamon Press, New York.

Flaten TP (2001). Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water, *Brain Research Bulletin*, 55, 2, 187-196.

Flos R, Caritat A, Balasch J (1979). Zinc content in organs of dogfish (*scyliorhinus canicula* l.) subjected to sublethal experimental aquatic zinc pollution, *Comparative Biochemistry and Physiology*, 64, 77-81.

Food-Info.net (1999). Food-Info.net is an initiative of Wageningen University, The Netherlands. www.lenntech.com/heavy-metals.htm, www.lenntech.com/periodic-chart.htm.

Förstner U, Ahlf W, Calmano W (1993). Sediment Quality Objectives and Criteria Development in Germany, *Water Science and Technology*, 28, 8 307-316.

Freda J (1991). The effects of aluminium and other metals on amphibians, *Environmental Pollution*, 71, 305–328.

Fromm PO, Schiffman RH (1958). Toxic Action of Hexavalent Chromium on Largemouth Bass, *Journal of Wildlife Management*, 22,1 40-44.

Galar-Martinez M, Gomez-Olivan LM, Amaya-Chavez A, Razo-Estrada AC, Garcia-Medina S (2010). Oxidative stress induced on *Cyprinus carpio* by contaminants present in the water and sediment of Madín reservoir, *Journal of Environmental Science and Health A*, 45, 875–882.

Galindo BA, Troilo G, Colus IMS, Martinez CBR, Sofia SH (2010). Genotoxic effects of aluminium on the neotropical fish *Prochilodus lineatus*, *Water Air and Soil Pollution*, 212, 419–428.

Ganrot PO (1986). Metabolism and possible health effects of aluminum, *Environmental Health Perspectives*, 65, 363-441.

Garcia-Medina S, Razo-Estrada AC, Gomez-Olivan LM, Amaya-Chavez A, Madrigal-Bujaidar E, Galar-Martinez M (2010). Aluminum-induced oxidative stress in lymphocytes of common carp (*Cyprinus carpio*), *Fish Physiology and Biochemistry*, 36, 875–882.

Garcia-Medina S, Razo-Estrada C, Galar-Martinez M, Cortez-Barberena E, Gomez-Olivan LM, Alvarez- Gonzalez I, Madrigal-Bujaidar E (2011): Genotoxic and cytotoxic effects induced by aluminum in the lymphocytes of the common carp (*Cyprinus carpio*), *Comparative Biochemistry and Physiology*, 153, 113–118.

Gbem TT, Balogun JK, Lawal FA, Annune PA (2001). Trace Metal Accumulation in *Clarias gariepinus* (Teugels) Exposed to Sublethal Levels of Tannery Effluent, *The Science of the Total Environment*, 271, 1-9.

Gensemer RW, Playle RC (1999). The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29, 315–450.

Ghorpade N, Mehta V, Khare M, Sinkar P, Krishnan S, Rao CV (2002). Toxicity Study of Diethyl Phthalate on Freshwater Fish *Cirrhina mrigala*”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53, 255-258.

Gorbach EI (1971). Condition and fatness of the grass carp (*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes)) in the Amur Basin, *Journal of Ichthyology*, 11, 880-889.

Goyer RA (1986). Toxic Effects of Metals. In: Caserett and Doull’s Toxicology; The Basic Science of Poisons. London. Amdur MO, Doull J, Klaassen CD. Pergamon Pres., 623-680.

Guo Y, Yang S (2016). Heavy metal enrichments in the Changjiang (Yangtze River) catchment and on the inner shelf of the East China Sea over the last 150 years, *Science of the Total Environment*, 543, 105-115

Güler Ç (1997). *Su Kalitesi, Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi*, Ankara, 43.

Gündüz T (1994). *Çevre Sorunları*. Ankara Üniversitesi. Fen Fakültesi, Kimya Bölümü. Ankara.

Gündüz T (2012). *Çevre kirlenmeleri ve kimyasal temelleri*. Çevre Kimyası, Gazi Kitap Evi, 53-81, Ankara.

Güner U (2014). Toksikoloji. Trakya Üniversitesi Fen Fakültesi, 2. Versiyon, Edirne, 186-189.

Gürsoy GM (2015). Nano gümüş partikülleri ile kaplanan ortodontik braketlerde antibakteriyel özelliklerin, iyon salınımlarının ve biyouyumluluğun in vivo ve in vitro olarak değerlendirilmesi. Gazi Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Doktora tezi, Ankara.

Güven KC, Öztürk B (2005). Deniz Kirliliği Temel Kirleticiler ve Analiz Yöntemleri, *Tüdev Yayınları*, 21, 512.

Habashi F (1997). Handbook of Extractive Metallurgy. WILEY-VCH, 2, Germany.

Hakanson L (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach, *Water Research*, 14, 975-1001.

Handy RD (2003). Chronic effects of copper exposure versus endocrine toxicity: two sides of the same toxicological process, *Comparative Biochemical Physiology* 135, 25-38.

Harding JP, Whitton BA (1978). Zinc, cadmium and lead in water sediments and submerged plants of the derwent reservoir, *Water Research*, Northern England. 12, 307-316.

Haritonidis S, Malea P (1999). Bioaccumulation of metals by the green alga *ulva rigida* from Thessaloniki Gulf, Greece, *Environmental Pollution*, 104, 365-372.

Heath AG (1985). Water Pollution and Fish Physiology. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, 245.

Heath AG (1987). Water Pollution and Fish Physiology. *CRC Press*. Inc. Florida, 245.

Heath AG (1995). Water Pollution and Fish Physiology. *CRC Press*. New York, Inc. 2nd Ed., 359.

Hem JD (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U. S. Geological Survey Water-Supply, USA, 263.

Hollis L, Muench L, Playle RC (1997). Influence of dissolved organic matter on copper binding and calcium on cadmium binding, by gills of rainbow trout *Journal of Fish, Biology*, 50, 703-720.

Hollis L, Hogstrand C, Wood CM (2001). Tissue specific cadmium accumulation metallothionein induction and tissue zinc and copper ligands during chronic sublethal

cadmium exposure in juvenile Rainbow Trout, *Archive Environmental Contamination Toxicology*, 41,4 468-474.

Horning WB, Yang CH (1979). Chronic effect of copper on the Bluntnose Minnow *Pimephales notatus* (Rafinesque), *Archive Environmental Contamination Toxicology*, 8, 545-552.

<http://www.ene.gov.on.ca/envision/gp/B1-3.pdf>, (22.06.2017).

IARC (1990). Chromium, nickel and welding. International Agency for Research on Cancer, IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, 49, 677, Lyon-France.

Isani G, Andreani G, Cocchioni F, Fedeli D, Carpena E, Falcioni G (2009). Cadmium accumulation and biochemical responses in *Sparus aurata* following sublethal Cd Exposure, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72, 224-230.

İlhak Oİ, Karatepe P, Özçelik M (2012). Heavy Metal Levels İn Some Fish Species Sold At Retail in Elazığ, *Fırat Üniversitesi Sağlık Bilimleri Veteriner Dergisi*, 26,2 99-103.

Joins CR, Ali IB, Holsbeek L, Kanuya-Kinoti M, Tekelemichael, Y (1997). Total and organic mercury in Greenland and Barents Seas demersal fish *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 58, 101-107.

Kahvecioğlu Ö, Kartal G, Güven A, Timur S (2003). Metallerin çevresel etkileri, *Metalurji Dergisi*, 136, 47-53.

Kahvecioğlu Ö, Kartal G, Güven A, Timur S (2009). Metallerin Çevresel Etkileri I, *Metalurji*, 136.

Kalay M, Karataş S (1999). Kadmiyumun *Tilapia nilotica* (L.)’da kas, beyin ve kemik (omurga kemiği) dokularındaki birikimi, *Türk Zooloji Dergisi*, 23,3 985–991.

Kalay M (1996). *Tilapia nilotica*'da karaciğer, dalak, böbrek, kas ve solungaç dokularındaki kadmiyum birikiminin total protein düzeyi ve iyon dağılımı üzerine etkileri. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora tezi, Adana.

Kaptan H, Tekin-Özan S (2014). Eğirdir Gölü'nün (Isparta) suyunda, sedimentinde ve gölde yaşayan Sazan'ın (*Cyprinus carpio* L., 1758) bazı doku ve organlarındaki ağır metal düzeylerinin belirlenmesi, *SDU Journal of Science* (E-Journal), 9, 2 44-60.

Karadede H (1997). Atatürk Baraj Gölü'nde su, sediment ve balık türlerinde ağır metal birikiminin araştırılması, Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, Yüksek Lisans tezi, Diyarbakır.

Karadede H, Oymak SA, Ünlü E (2004). Heavy metals in mullet, *Liza abu*, and catfish, *Silurus triostegus*, from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Environment International*, 30, 2, 183-188.

Karadede H, Ünlü E (2000). Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates)-Turkey, *Chemosphere*, 41, 1371-1376.

Karadede H (1997). Atatürk Baraj Gölü'nde su, sediment ve balık türlerinde ağır metal birikiminin araştırılması. Dicle Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek lisans tezi, Diyarbakır.

Karataş S, Erdem C, Cicik B (2005). Kadmiyumun *Cyprinus carpio* (L. 1758)'da serum aspartat aminotransferaz, alanin aminotransferaz ve glukoz düzeyi üzerine etkileri, *Ekoloji Çevre Dergisi*, 55,14 18-23.

Karayakar F, Cicik B, Çiftçi N, Karaytuğ S, Erdem C, Ay Ö (2010). Accumulation of copper in liver, gill and muscle tissues of *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 9,17, 2271-2274.

Kargın E, Erdem C (1992). Bakır-çinko etkileşiminde *Tilapia nilotica* (L.)'nın karaciğer, solungaç ve kas dokularındaki metal birikimi, *Doğa Tr. Journal Of Zoology*. 16, 343-348.

Kartal G, Kahvecioğlu Ö, Güven A, Timur S (2004). Metallerin Çevresel Etkileri II, *Metalurji Dergisi*, 137, 46-51

Kaya S, Akar F (1998). Metaller In ‘Veteriner Hekimliğinde Toksikoloji’ Ed. By Kaya S. Pirinçci, İ. ve Bilgili A, 119-143, 1. Baskı, Medisan Yayıncılık, Ankara.

Kayhan FE (2006). Su ürünlerinde kadmiyumun biyobirikimi ve toksisitesi, *Ege Üniversitesi Su Ürünleri Dergisi*, 23, 2, 215-220.

Kayhan FE, Balkısı N, Aksu A (2006). İstanbul balık halinden alınan akdeniz midyelerinde (*Mytilus galloprovincialis*) arsenik düzeyleri, *Ekoloji*, 61, 1-5.

Kesler SE (1994). Mineral resources, economics and the environment, New York: Macmillan College Publishing Company, Inc. 223, USA.

Kılıç E, Köseolu F (1996). *Analitik Kimya Temelleri*, Bilim Yayıncılık, 7 Baskı. 1. Cilt. Ltd. Şti.

Kır İ, Özcan ST, Tuncay Y (2007). Kovada gölü’nün su ve sedimentindeki bazı ağır metallerin mevsimsel değişimi, *EU. Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 24, 1-2, 155-158.

Kır İ, Tümantozlu H (2012). Karacaören-II baraj gölü’ndeki su, sediment ve sazan (*Cyprinus carpio*) örneklerinde bazı ağır metal birikiminin incelenmesi, *Ekoloji*, 21, 82, 65-70.

Kırmızıgül O (2013). Gökçekaya baraj gölü dip sedimentinin ağır metal düzeylerinin belirlenmesi. Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri Yüksek Lisans Tezi, Ankara.

Kıracı A (2014). Azap Gölü’nün sedimentlerindeki ve sularındaki ağır metal miktarlarının belirlenmesi. Adnan Menderes Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Aydın.

Klaassen CD, Liu J, Choudhuri S (1999). Metallothionein: An intracellular protein to protect against cadmium toxicity, *Annual Review Pharmacol Toxicology*, 39, 267-294.

Koivistoinen P (1980). Mineral element composition of finnish foods: N, K, Ca, Mg, P, S, Fe, Cu, Mn, Zn, Mo, Co, Ni, Cr, F, Se, Si, Rb, Al, B, Br, Hg, As, Cd, Pb and ash, *Acta Argiculture Scandinavica*, 22, 171-175.

Kotze P, Du Preez HH, Van Vuren JHJ (1999). Bioaccumulation of Copper and Zinc in *Oreochromis mossambicus* and *Clarias gariepinus*, from the Olifants River, Mpumalanga, South Africa, *Water SA*, 25,1 99-110.

Köse E (2007). Enne Barajı'nda yaşayan balıklarda ağır metal birikiminin araştırılması. Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Kütahya.

Köse E, Uysal K (2008). Cinsi olgunluğa erişmemiş pullu Sazan (*Cyprinus carpio* L., 1758)'ların kas, deri ve solungaçlarındaki ağır metal akümülyasyon oranlarının karşılaştırılması, *Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 17.

Krewski D, Yokel RA, Nieboer E, Borchelt D, Cohen J, Harry J, Kacew S, Lindsay J, Mahfouz AM, Rondeau V (2007). Human health risk assessment for aluminium, aluminium oxide, and aluminium hydroxide, *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 10, 1-269.

Kroupa M, Hartvich P (1990). Selected heavy metals in the tissues of fish in the Luznice River Czech-hoslovakia, *Czech Journal of Animal Science*, 3, 937-994.

Kruger T (2002). Effects of zinc, copper and cadmium on *oreochromis mossambicus* freeembryos and randomly selected mosquito larvae as biological indicators during acute toxicity testing. Rand Afrikaans University Faculty of Science MSc thesis, Johannesburg S.A.

Kuzu N (2010). Erzurum ilindeki bazı işletmelerde üretilen alabalıkların ağır metal yönünden incelenmesi. Atatürk Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü Gıda Hijyeni Ve Teknolojisi Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Erzurum.

Küçükgülmez A (2005). Akyatan (Karataş/Adana) Lagünü'nden avlanan pastörize edilmiş Mavi Yengeç (*Callinectes Sapidus*, Rathbun, 1896) etinin ağır metal ve mineral madde içerikleri. Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Adana.

Lall SP (1995). Macro and trace elements in fish and shellfish, in: fish and fishery products, composition, nutritive properties and stability (Ed. Ruiter, A.), 187-1213, CAB International, UK.

Leita L (1991). Heavy metal bioaccumulation in lamp and sheep bred in smelting and mining areas of Sardinia, *Environmental Contamination Toxicology*, 46, 887-893.

Levesque HM, Moon TW, Campbell PGC, Hontela A (2002). Seasonal variation in carbohydrate and lipid metabolism of Yellow Perch (*Perca flavescens*) chronically exposed to metals in the field, *Aquatic Toxicology*, 60,3-4 257-267.

Lewis SD, Lewis WM (1971). The effect of zinc and copper on the osmolality of blood serum of the Channel Catfish (*Ictalurus punctatus*) Rafinesque, and Golden Shiner (*Notemigonus crysoleucas*) Mitchell, *Transactions of the American Fisheries Society*, 100, 4, 639-643.

Lijklema L, Koelmans AA, Portielje R (1993). Water quality impacts of sediment pollution and the role of early diagnosis, *Water Science and Technology*, 28, 1-16.

Lloyd R (1992). Pollution and freshwater fish, Marston Book services Ltd. 176.

Luoma SN (1983). Bioavailability of trace metals to aquatic organisms, *The Science of the Total Environment*, 28, 1-22.

Lydersen E, Salbu B, Poleo ABS, Muniz IP (1990). The influences of temperature on aqueous aluminium chemistry, *Water, Air and Soil Pollution*, 51, 203-215.

Lynngby JE (1987). Monitoring of heavy metal contamination in the limfjord, denmark, using biological and sediment, *The Science of the Total Environment*, 64, 239-252.

Mal TK, Adorjan P, Corbett AL (2002). Effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea canadensis*, *Environmental Pollution*, 120, 2, 307-11.

Marr JC, Lipton J, Cacela, D, Hansen JA, Bergman HL, Meyer JS, Hogstrand C (1996). Relationship between copper exposure duration, tissue copper concentration, and rainbow trout growth, *Aquatic Toxicology*, 36, 17-30.

Mason Rp, Laporte JM, Andres S (2000). Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish, *Arch Environ Contam Toxicology*, 38, 283-297.

McCartney AG, Harriman R, Watt AW, Moore DW, Taylor EM, Collen P, Keay EJ (2003). Long-term trends in pH, aluminium and dissolved organic carbon in Scottish fresh waters; implications for brown trout (*Salmo trutta*) survival, *The Science of Total Environment*, 310, 133–141.

McGeer JC, Szebedinszky JC, Donald Mc, Wood DG (2000). Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in Rainbow Trout; ion regulatory disturbance and metabolic costs, *Aquatic Toxicology*, 50, 231-243.

McNeely RN, Neimanis RN, Dwyer VP (1979). Water quality sourcebook- a guide to water quality parameters. inland waters directorate, Water Quality Branch, Ottawa Canada, 88.

Mendil D, Uluözlü ÖD (2007). Determination of trace metal levels in sediment and five fish species from lakes Tokat, Turkey, *Food Chemistry*, 101, 739-745.

Mishra AK, Mohanty B (2009). Chronic exposure to sublethal hexavalent chromium affects organ histopathology and serum cortisol profile of a teleost *Channa punctatus* (Bloch), *Science of the Environment*, 407, 5031-5038.

Mol S, Ulusoy S (2010). Türkiye’de su ürünleri işleme sektörünün sorunları ve çözüm önerileri, *Journal of Fisheries Sciences*, 4, 2, 152-158.

Monette MY, McCormick SD (2008): Impacts of short-term acid and aluminum exposure on Atlantic salmon (*Salmo salar*) physiology: a direct comparison of parr and smolts, *Aquatic Toxicology*, 86, 216–226.

Montero SM, Mancera JM, Fernandes AF, Sousa M (2005). Copper induced alterations of biochemical parameters in the gill and plasma of *Oreochromis niloticus*. *Comparative Biochemical and Physiology*, 141, 4, 375-383.

Morel, FMM, Hering JG (1993). Principles and Applications of Aquatic Chemistry. John Wiley and Sons. Inc.

Murat F (2015). Gelingüllü Barajındaki *Cyprinus Carpio*, *Leuciscus Cephalus* Ve *Pagellus Erythrinus* balık türlerindeki bazı ağır metal (Cd, Pb, Cu, Zn) seviyelerinin belirlenmesi. Hitit Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Çorum.

Neff JM (2002). Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water. Battelle, Coastal Resources and Environmental Management, Duxbury, Massachusetts 02332, USA. Elsevier Ltd. 452.

Neville CM, Campbell PG (1988): Possible mechanism of aluminium toxicity in a dilute acidic environment to fingerlings and older life stages of salmonids, *Water, Air and Soil Pollution*, 42, 311–327.

Nisbet C, Terzi G, Pilger O, Sarac N (2010). Determination of heavy metal levels in fish sample collected from the Middle Black Sea, *Kafkas Üniversitesi Veteriner Fakültesi Dergisi*, 16, 119-125.

Oehlenschläger J (2002). Identifying heavy metals in fish. in: safety and quality issues in fish processing (Ed. Bremner, H.A.), 95-113, Woodhead Publishing Limited. Cambridge, England.

Olgunoğlu MP (2008). İskenderun körfezi kıyısındaki bazı makroalg türleri ve çökeline ağır metal birikimlerinin mevsimsel değişimi, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Anabilim Dalı, Adana.

Olsson P, Larsson A, Haux C (1988). Metallothionein and Heavy metal levels in Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) during exposure to cadmium in the water. *Marine Environmental Research*, 24, 151-153.

Olsvik PA, Gundersen P, Andersen RA, Zachariassen KE (2001). Metal accumulation and metallothionein in two populations of Brown Trout, *Salmo trutta*, exposed to different natural water environments during a run-off episode, *Comparative Biochemistry and Physiology, Toxicology and Pharmacology*, 128, 2, 189-201.

Onur E (1997). Alüminyum toksisitesinin kalite kontrol açısından değerlendirilmesi, *Türk Nefroloji Diyaliz ve Transplantasyon Dergisi*, 74-9.

Öner Ö, Çelik A (2011). Gediz nehri aşağı gediz havzasından alınan su ve sediment örneklerinde bazı kirlilik parametrelerinin incelenmesi, *Ekoloji*, 20, 78, 48-52.

Özan TS, Kır İ, Barlas M (2004). Balıklarda ağır metal birikimi ve etkileri, Türkiye Tabiatını Koruma derneği, *Tabiat ve İnsan Dergisi*, 2, 23-33.

Özbay O, Goksu MZL, Alp MT, Sungur MA (2013). Investigation of heavy metal levels in sediment of the Berdan River (Tarsus- Mersin), *Ekoloji*, 22, 86, 68-74.

Özden Y (2008). Enne ve Porsuk Barajı sedimentine bağlı ağır metallerin *Cyprinus Carpio*'nun değişik dokularına biyoakümülyasyonunun araştırılması. Dumlupınar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Kütahya.

Öztürk M, Bat L, Öztürk M (1995). Altinkaya Barajı'nda (Samsun) yaşayan *Cyprinus carpio* L., 1758 türünün çeşitli organ ve dokularındaki bazı ağır metallerin birikimi, *II. Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi Bildirileri*, 650- 667.

Öztürk M, Özözen G, Minareci O, Minareci E (2009). Determination Of heavy metals in fish, water and sediments of Avşar Dam Lake in Turkey. *Iranian Journal Environment Health Science and Engineering*, 6, 2, 73-80.

Patra M, Bhowmik N, Bandopadhyay A (2004). Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance, *Environmental and Experimental Botany*, 52, 199--223.

Pirinçi HB (2004). Sülfürik asitle dehidrate edilen buğday kepeği ile Cd(II) ve Pb(II) iyonlarının giderilmesi. Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Elazığ.

Playle RC, Wood CM (1989): Water pH and aluminium chemistry in the gill micro-environment of rainbow trout during acid and aluminium exposures. *Journal of Comparative Physiology B* 159, 539–550.

- Poschenrieder C, Gunse B, Carrales İ, Barcelo J (2008). A glance into aluminum toxicity and resistance in plants, *Science of The Total Environment*, 356-368.
- Rainbow PS, Phillips DJH (1993). Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 26,11 593-601.
- Rainbow PS (1995). Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment, *Marine Pollution Bulletin*, 31, 183-192.
- Rainbow PS (2002). Trace Metal Concentrations in Aquatic Invertebrates: Why and so What?, *Environmental Pollution*, 120, 497-507.
- Rainbow PS (1997).Trace metal accumulation in marine invertebrates: marine biology or marine chemistry, *Journal Marine Biology Assesment*, 77, 195-210.
- Rajanna B, Prabhakara R, Yallapragada Hall E (1990). In vitroeffect of lead on Ca^{2+} -atpase in synaptic plasma membranes and microsomes of rat cerebral cortex and cerebelluma, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 33, 157-162.
- Rashed MN (2001). Monitoring of environmental heavy metals in fish from nasser lake, *Environment International*, 27, 27-33.
- Salomans W, Rooij NM, Kerdijk H, Bril J (1987). Sediments as a Source for Contaminants, *Hydrobiologia*, 149, 13-30.
- Selki MS, Başusta N, Çiftçioğlu A (2005). Şabut Balığı Yetiştiriciliği Üzerine Bir Ön Çalışma, ulusal su günleri, *Türk Sucul Yaşam Dergisi*, 3, 4, 523–525.
- Serfor-Armah Y, Nyarko BJB, Osae EK, Carboo D, Anim-Sampong Seku F (2001). Rhodophyta seaweed species as bioindicators for monitoring toxic element pollutants in the marine ecosystem of ghana, *Water, Air, and Soil Pollution*, 127, 243-253.
- Shireman JV, Smith CR (1983). Synopsis of biological data on the grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier and Valenciennes, 1844). FAO Fisheries Synopsis No. 135. FAO, Rome, Italy, 86.

Shrivastava P, Saxena A, Swarup A (2003). Heavy metal pollution in a sewage-fed lake of Bhopal, *Lakes & Reservoirs Research Management*, 8, 1-4.

Siegel RF (2002). Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, *Printed in Germany*, 4.

Sienko RA (1983). Temel Kimya (Chemistry: Principles and Properties). Çevirenler: Gündüz N, Gündüz T, Tüzün C, Pulat E, Üneri S, Zeren A, Özgüner S, Savaş Yayınları, Fen Bilimleri Dizisi.

Sorensen EM (1991). Metal Poisoning in Fish. *CRC Press, Boca Raton, FL.*, 243.

Soto M, Marigomez I, Cancio I (2008). Biological aspects of metal accumulation and storage. University of the Basque Country. Bilbo, Basque Country, Spain.

Sönmez AY, Yağanoğlu AM, Arslan G, Hisar O (2012). Metals in two species of fish in Karasu River, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89, 1190-1195.

Stohs SJ, Bagchi D (1995). Oxidative mechanism in the toxicity of metal ions, *Free Radical Biology and Medicine*, 18, 321–336.

Stouthart XJHX, Haans JLM, Lock AC, Wendelaar Bonga SE (1996). Effects of Water pH on Copper Toxicity to Early Life Stages of the common carp (*Cyprinus carpio*), *Environmental Toxicology and Chemical*, 15, 3 376-383.

Sultan K, Shazili NA (2010). Geochemical baselines of major and trace elements in the tropical sediments of the Terengganu River basins, Malaysia. *International Journal of Sediment Research*, 25, 340-354.

Sunderman FW, Dingle B, Hopfer SM, Swift T (1988). Acute nickel toxicity in electroplating who accidentally ingested a solution of nickel sulfate and nickel chloride, *American Journal of Industrial Medicine*, 14, 257-266.

Şener Ş, Şener E (2015). Assessment of heavy metal distribution and contamination in the Kovada lake (Isparta) bottom sediments. *Süleyman Demirel University Journal of Natural and Applied Science*, 19,2 86-96.

Taylan Zs, Böke Özkoç H (2007). Potansiyel ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde akuatik organizmaların biokullanılabilirliği, *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 9, 2, 17-33.

Teber Ç (2013). Sıdıklı Küçükboğaz Baraj Gölü(Kırşehir)’nde yaşayan Kadife Balığı (*Tinca tinca* L.,1758)’nda ağır metal birikimi. Ahi Evran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Kırşehir.

Tekelioğlu N (2000). İç Su Balıkları Yetiştiriciliği. *Çukurova Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları*, 196-198.

Tekin-Özan S (2005). Beyşehir Gölü’nde yaşayan Sazan (*Cyprinus carpio* L.,1758) ve Kadife (*Tinca tinca* L.,1758) ‘ndaki parazitlerin ve ağır metal birikiminin araştırılması. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora tezi, Isparta.

Tekin-Özan S, Kır İ (2008). Seasonal variations of heavy metals in some organs of carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) from Beyşehir Lake (Turkey), *Environmental Monitoring and Assessment*, 138,1 201-206.

Topbaş MT, Brohi AR, Karaman MR (1998). Çevre Kirliliği, T.C. Çevre Bakanlığı, Ankara.

Topçuoğlu S, Kırbaşoğlu Ç, Güngör N (2002). Heavy Metals in Organisms and Sediments from Turkish Coast of the Black Sea 1997-1998, *Environment International*, 27, 521-526.

TSE (2005). TSE-266, Sular-İnsani Tüketim Amaçlı Sular.

Tuncay Y (2007). Kovada Gölü’nde Yaşayan Istakozlarda (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823) Ağır Metal Birikiminin İncelenmesi. Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yüksek Lisans Tezi, Isparta.

Tunçer S (1985). İzmir ve Çandarlı (Aliağa Limanı) körfezlerinde yaşayan bazı mollusk, alg ve ortamlarındaki ağır metal kirlenmesi ile ilgili araştırmalar. Ege Üniversitesi Hidrobiyoloji ve Su ürünleri Araştırma Uygulama Merkezi, Doktora Tezi, İzmir.

TGK (2002). Gıda Maddelerinde Belirli Bulaşanların Maksimum Seviyelerinin Belirlenmesi Hakkındaki Tebliğ, Tebliğ No:2002/63, EK-2 Metal ve Metaloidler, Ankara.

TGK (2008). Gıda Maddelerinde Belirli Bulaşanların Maksimum Seviyelerinin Belirlenmesi Hakkındaki Tebliğ, Tebliğ No: 2008/26, EK-4 Ağır Metaller, Ankara.

Türkmen A (2003). İskenderun Körfezi'nde deniz suyu, askıdaki katı madde, sediment ve dikenli taş istiridyesinde (*Spondylus spinosus* Schreibers 1973) oluşan ağır metal birikimi üzerine araştırma, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Doktora Tezi, Erzurum.

Türkmen M, Türkmen A, Tepe Y, Ateş A, Gökkuş K (2008). Determination of metal contaminations in sea foods from Marmara, Aegean and Mediterranean seas: twelve fish species, *Food Chemistry*. 108, 794-800.

Türkoğlu M (2008). Van Gölünden alınan su, sediment ve inci Kefali (*Chalcalburnus tarichi*, Pallas 1811) örneklerinde bazı ağır metal düzeylerinin araştırılması. Yüzüncü Yıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Su Ürünleri Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Van.

Tüzen M (2003). Determination of heavy metals in fish samples of the middle Black Sea (Turkey) by graphite furnace atomic absorption spectrometry, *Food Chemistry*, 80,1 119-123.

Uluturhan E, Küçüksezgin F, Cihangir B (2005). Ege denizi kıyılarındaki Kıрма Mercanda (*Pagellus Erythrinus*) ağır metal birikimi. Dokuz Eylül Üniversitesi Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Enstitüsü, İzmir.

Uysal H, Tunçer S, Yaramaz Ö (1986). Gölcük ve Gölarmara Göllerinde yaşayan *C. carpio*, *S. glanis*, *A. anguilla*'da bazı ağır metal düzeylerinin araştırılması, VIII. Ulusal Biyoloji Kongresi Tebliğleri, 2, 444-453, İzmir..

Ünlü E (2006). Tigris river ichtyological studies in turkey a review with regard to the ilisu hydroelectric project. Dicle University Faculty of Science and Art Department of Biology, Diyarbakır.

Ünlü E, Gümgüm B (1993). Concentrations of copper and zinc in fish and sediments from the Tigris river in Turkey, *Chemosphere*, 26, 11, 2055-2061.

Üstün GE (2011). The assessment of heavy metal contamination in the waters of the Nilufer Stream in Bursa, *Ekoloji*, 20, 81 61-66.

Vallae BL (1959). Zinc metabolism in hepatic dysfunction, *Annual International Medicine*, 50, 1077-1091.

Vijayan MM, Pereira C, Grau EG, Iwama GK (1997). Metabolic Responses Associated with Confinement Stress in Tilapia; The Role of Cortisol. *Biochemical Physiology*, 116, 1 89-85.

Vinodhini R, Narayanan M (2008). Bioaccumulation of Heavy Metals in Organs of Freshwater Fish *Cyprinus carpio* (Common Carp), *International journal of science and technology*, 5, 2, 179-182,

Vural N (2005). Toksikoloji, Ankara Üniversitesi Eczacılı Fakültesi Yayınları, 73, 670, Ankara.

Vutukuru SS, Prabbath NA, Raghavender M, Yerramilli A (2007). Effect of arsenic and chromium on the serum amino-transferases activity in Indian Major Carp, *Labeo rohita*. *International Journal Environmenta Research Public Health*, 4,3 224-227.

Wang LF, Yang L, Kong LH, Li S, Zhu JR, Wang YQ (2014). Spatial distribution, source identification and pollution assessment of metal content in the surface sediments of Nansi Lake, China. *J.ournal of Geochemical Exploration*,140, 87-95.

Wang WX, Fisher NS (1999). Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates, *The Science of Total Environment*, 237, 459-472.

Wauer G, Teien HCh (2010). Risk of acute toxicity for fish during aluminium application to hardwater lakes, *Science of the Total Environment*, 408, 4020–4025.

WHO. Guidelines for Drinking-Water Quality. *World Health Organization Third*

Witters HE, Van Puymbroeck S, Vanderborght OLJ (1991). Adrenergic response to physiological disturbances in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, exposed to aluminium at acid pH, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 414–420.

Witters HE, Van Puymbroeck S, Stouthart AJHX, Bonga SEW (1996). Physicochemical changes of aluminium in mixing zones: Mortality and physiological disturbances in brown trout (*Salmo trutta* L.), *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 986–996.

Wong CK, Wong PPK, Chu LM (2001). Heavy metal concentrations in marine fishes collected from fish culture sites in Hong Kong, *Archiv Environmental Contamination Toxicology*, 40: 60-69.

Yıldız N, Yener G (2010). Van Gölü’ndeki sediment birikim hızı, radyoaktif ve ağır metal kirliliği tarihlemesi, *Ekoloji Dergisi*, 19, 77, 80-87.

Yıldız S (2004). Konya ana tahliye kanalında ağır metal kirliliğinin ICP-AES Tekniği ile incelenmesi. Selçuk Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi, Konya.

Yılmaz AB, Doğan M (2008). Heavy metals in water and in tissues of himri (*Carasobarbus luteus*) from Orontes (Asi) River, Turkey. *Environ Monitoring Assessment*, 144, 437-444.

Yılmaz F, Özdemir N, Demirak A, Tuna AL (2007). Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*, *Food Chemistry*, 100, 830-835.

Yiğit V, Teke İ, Yazar O, Bozkurt E, Ceritoğlu A, Nas C, Saygı G, Girgin Y (1979). Bazı gıda maddelerinde kimyasal kontaminantlar (ağır metaller) üzerinde araştırmalar. TÜBİTAK, MMBEAE, Beslenme ve Gıda Teknolojisi Ünitesi, Yayın No: 37.

Yokel AR, Hicks LC, Florence LR (2008). Aluminum Bioavailability From Basic Sodium Aluminum Phosphate, an Approved Food Additive Emulsifying Agent, Incorporated in Cheese, *Food Chem Toxicology*, 46, 6, 2261-6.

Zheljaskov VD, Nielsen NE (1996). Effect of Heavy metals on peppermint and commint, *Plant and Soil*, 178,1, 59-66.

Zivotofskya AZ, Amar Z (2006). Identifying the ancient shibuta fish, *Environmental Biology of Fishes*, 75, 361–363.

ÖZGEÇMİŞ

Adı, Soyadı	Adel Abbas Safar Al-jobory
Uyruğu	Irak
Doğum Yeri	Khanaqeen / Dyala
Doğum Tarihi	02.05.1977
Medeni hali	Evli
e-mail	adelabas47@gmail.com

Eğitim Derece	Eğitim Birimi	Mezuniyet tarihi
Yüksek Lisans	Yüzüncü Yıl Üniversitesi/Tezli Yüksek Lisans	2014
Lisans	Bağdat Üniversitesi / Veteriner Fakültesi	2003
Lise	Khanaqeen Erkek Lisesi	1997

Yabancı Dil	Arapça ve İngilizce
--------------------	---------------------