T.C.
KASTAMONU ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KARAÇOMAK DERESİ (KASTAMONU) SU, SEDİMENT VE *Corixa affinis* LEACH, 1817 (*HETEROPTERA; CORIXIDAE*) TÜRÜNDE AĞIR METAL KONSANTRANYONLARININ KARŞILAŞTIRILMALI OLARAK İNCELENMESİ

Tariq A.M. TYEB

Danışmanı	**Prof. Dr. Savaş CANBULAT**
Jüri Üyesi	**Prof. Dr. Fatih DUMAN**
Jüri Üyesi	**Prof. Dr. Şahlan ÖZTÜRK**
Jüri Üyesi	**Doç. Dr. Atila ÇAĞLAR**
Jüri Üyesi	**Dr. Öğr. Üyesi Süleyman SARIBIYIK**

DOKTORA TEZİ
İLKÖĞRETİM ANA BİLİM DALI

KASTAMONU – 2019

TEZ ONAYI

Tariq A.M. TYEB tarafından hazırlanan **"Karaçomak Deresi (Kastamonu) Su, Sediment ve *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae) Türünde Ağır Metal Konsantranyonlarının Karşılaştırılmalı Olarak İncelenmesi"** adlı tez çalışması aşağıdaki jüri üyeleri önünde savunulmuş ve **oy birliği** ile Kastamonu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü **İlköğretim Ana Bilim Dalı**'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman	Prof. Dr. Savaş CANBULAT Kastamonu Üniversitesi	.....
Jüri Üyesi	Prof. Dr. Fatih DUMAN Erciyes Üniversitesi	.....
Jüri Üyesi	Prof. Dr. Şahlan ÖZTÜRK Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi	.....
Jüri Üyesi	Doç. Dr. Atila ÇAĞLAR Kastamonu Üniversitesi	.....
Jüri Üyesi	Dr. Öğr. Üyesi Süleyman SARIBIYIK Kastamonu Üniversitesi	.....

22/4/2019

Enstitü Müdürü	Prof. Dr. Hasbi YAPRAK	.....

TAAHHÜTNAME

Tez içindeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu, ayrıca tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildirir ve taahhüt ederim.

Tariq A.M. TYEB



ÖZET

Doktora Tezi

KARAÇOMAK DERESİ (KASTAMONU) SU, SEDİMENT VE *Corixa affinis* LEACH, 1817 (HETEROPTERA; CORIXIDAE) TÜRÜNDE AĞIR METAL KONSANTRANYONLARININ KARŞILAŞTIRILMALI OLARAK İNCELENMESİ

Tariq A.M. TYEB

Kastamonu Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
İlköğretim Ana Bilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Savaş CANBULAT

Bu çalışmada, Karaçomak deresinde 2017-2018 yıllarında en iyi temsil ettiği düşünülen 8 istasyonda mevsimsel olarak ağır metal birikimini belirlemek için su, sediment ve *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae) örneklemesi yapılmıştır. Örnekler uygun standart tekniklerle alınarak ve Pb, Cr, Ni, Zn, Mn ve Cu konsantrasyonları ICP-OES cihazı ile belirlenmiştir. Sudaki yıllık metal konsantrasyon ortalamasının Mn> Cu> Zn> Pb> Ni> Cr şeklinde olduğu gözlenmiştir. Metallerin mevsimsel en yüksek değerleri şu şekilde kaydedilmiştir; Yaz aylarında Pb (14.018 ug / L) ve Ni (2.469 ug / L), kış ise aylarında Cr (2.079 ug / L), Zn (20.789 ug / L), Mn (58.296 ug / L) ve Cu (19.072 ug / L) olarak bulunmuştur. Genel olarak, bu çalışma da kaydedilen sudaki ağır metallerin değerleri, uluslararası içme suyu standartları için izin verilen limitleri aşmamaktadır. Sediment örneklerindeki yıllık metal konsantrasyonunun ortalaması sırasıyla Mn> Cu> Zn> Ni> Pb> Cr şeklindedir. Ağır metallerin mevsimsel en yüksek değerleri şu şekildedir; Yaz aylarında Pb (0.389 µg/g) ve Ni (0.646 µg/g), kış aylarında Cr (0.276 µg/g), Zn (0.921 µg/g), Mn (13.052 µg/g) ve Cu (1.818 µg/g) . Referans değerlere göre, dere sedimentindeki Pb, Cr, Ni, Zn, Mn ve Cu kirliliği etkili seviyeye ulaşmamaktadır. Sonuçlar ayrıca *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae) için böceklerdeki ağır metallerin biyolojik birikimini göstermektedir. Böceklerdeki ağır metal konsantrasyonlarının sırasıyla Zn> Cu> Mn> Pb> Cr> Ni olduğu gözlenmiştir. Bu çalışmanın elde edilen bilgi ve deneyim daha ileri biyomateryal çalışmaları için faydalı olabilecek niteliktedir. Bu çalışmada elde edilen veriler Karaçomak deresinde daha sonra yapılacak kirlilik çalışmaları için temel teşkil etmektedir ve kirlilik çalışmaları periyodik olarak sürdürülmelidir.

Anahtar Kelimeler: Karaçomak Deresi, ağır metal, su, sediment, conxaeffinis.

2019, 133 Sayfa
Bilim kodu: 10

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

COMPARATIVE INVESTIGATION OF HEAVY METAL CONCENTRATION IN WATER, SEDIMENT AND *Corixa affinis* LEACH, 1817 (HETEROPTERA; CORİXİDAE) OF KARAÇOMAK RIVER (KASTAMONU)

Tariq A.M. TYEB

Kastamonu University
Institute of Science
Primary School

Supervisor: Prof. Dr. Savaş CANBULAT

In this study, 8 stations from Karaçomak River were chosen and water, sediment and insects samples (*Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae)) were taken to determine the seasonal heavy metal accumulation. Samples were taken with appropriate analytical techniques and Pb, Cr, Ni, Zn, Mn and Cu concentrations were determined by using ICP-OES device. Sources of heavy metals pollution in Karaçomak River were determined as sewage, industrial effluent, fertilizers, herbicide and pesticide. It was observed that the metal concentration means per annum were in the water Mn> Cu> Zn> Pb> Ni> Cr. Seasonal highest values of heavy metals were observed as follows; Pb (14.018 µg/L) and Ni (2.469 µg/L) in summer, Cr (2.079 µg/L), Zn (20.789 µg/L), Mn (58.296 µg/L) and Cu (19.072 µg/L) in winter. In general, the values of heavy metals in the water recorded in this study did not exceed permissible limits for international standards of drinking water According to the reference values except lead metal that exceeded Permissible limits. It was observed that the mean sequence of the metal concentration per annum in the sediment were Mn> Cu> Zn> Ni> Pb> Cr. Seasonal highest values of heavy metals were observed as follows; Pb (0.389 µg/g) and Ni (0.646 µg/g) in summer, Cr (0.276 µg/g), Zn (0.921 µg/g), Mn (13.052µg/g) and Cu (1.818 µg/g) in winter. According to the reference values, Pb, Cr, Ni, Zn, Mn and Cu contaminations in the river sediment have not reached the effective level. The results also showed a biological accumulation of heavy metals in insect for each of *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae). Where heavy metal concentrations in the insects were decreased in sequence of Zn>Cu>Mn>Pb>Cr>Ni. Findings in this study in Karaçomak river, basis for subsequent pollution studies and pollution studies should be continued as periodic.

Key Words: Karaçomak Creek, heavy metal, water, sediment, conxaeffinis.

2019, 133 Pages
Science Code: 101

TEŞEKKÜR

Bu çalışma süresince bana rehberlik yapan, bu çalışmanın tasarlanıpyürütülmesinde ve çalışmalarımın her aşamasında değerli bilgi ve desteğini esirgemeyen, ayrıca da sabır ve anlayıştan dolayı danışman hocam Prof. Dr. Savaş CANBULAT'a teşekkürlerimi ve saygılarımı sunarım.

Araştırma sırasında beni yönlendiren ve destek veren Prof. Dr. Fatih DUMAN'a, laboratuvar çalışmalarında yardımlarını esirgemeyen Dr. Öğr. Üyesi Aydın TÜRKYILMAZ ve Arş. Gör. Kaan IŞINKARALAR'a teşekkürlerimi sunuyorum.

Beni seven dostlarıma, anne, babama ve değerli eşime bana verdikleri karşılıksız destek için en içten teşekkürlerimi sunuyorum.

Tariq A.M. TYEB
Kastamonu, Nisan, 2019

İÇİNDEKİLER

Sayfa

TEZ ONAYI ii
TAAHHÜTNAME iii
ÖZET iv
ABSTRACT v
TEŞEKKÜR vi
İÇİNDEKİLER vii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ x
ŞEKİLLER DİZİNİ xi
TABLOLAR DİZİNİ xiii
FOTOĞRAFLAR DİZİNİ xvii
1. GİRİŞ 1
1.1. Ağır Metalin Tanımı ve Özellikleri 6
1.2. Çevredeki Ağır Metal Kirliliğine Yol Açan Kaynaklar 9
1.3. Suda Ağır Metaller Kirliliğine Yol Açan Kaynaklar 13
1.4. Ağır Metallerin Sucul Canlılara Etkileri 14
1.5. Ağır Metallerin Besin Zinciri ile Taşınması 15
1.6. Ağır Metallerin Dokulara Alınımı 15
1.7. Ağır Metallerin Organizmadan Atılması 16
1.8. İncelenen Metallerin Özellikleri 17
1.8.1. Kurşun (Pb) 17
1.8.2. Krom (Cr) 18
1.8.3. Nikel (Ni) 19
1.8.4. Çinko (Zn) 20
1.8.5. Manganez (Mn) 21
1.8.6. Bakır (Cu) 21
2. LİTERATÜR ÖZETİ 23
3. MATERYAL VE METOD 29
3.1. Çalışma Alanı 29
3.2. Örnekleme İstasyonları 30

3.3. İstasyonlarda Yapılan Ölçümler 31
3.4. Metod 32
3.4.1. Su Örnekleri 32
3.4.2. Sediment Örnekleri 32
3.4.3. Böcek Örnekleri 33
3.4.5. İstatiksel Analiz 34
4. BULGULAR 35
4.1. İstasyonlardaki Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Sıcaklık (°C), PH, Elektrik İletkenliği (EC) ve Çözünmüş Oksijen (DO) Değerleri 35
4.1.1. Sıcaklık (T°C) 35
4.1.2. pH 37
4.1.3. Elektrik İletkenliği (EC) 39
4.1.4. Çözünmüş Oksijen (DO) 41
4.2. Su Örneklerinde Ağır Metal Konsantrasyonları 43
4.2.1. Kurşun (Pb) 43
4.2.2. Krom (Cr) 45
4.2.3. Nikel (Ni) 48
4.2.4. Çinko (Zn) 50
4.2.5. Manganez (Mn) 53
4.2.6. Bakır (Cu) 56
4.3. Sediment Örneklerinde Ağır Metal Konsantrasyonları 59
4.3.1. Kurşun (Pb) 59
4.3.2. Krom (Cr) 62
4.3.3. Nikel (Ni) 65
4.3.4. Çinko (Zn) 67
4.3.5. Manganez (Mn) 70
4.3.6. Bakır (Cu) 72
4.4. Böcek Örneklerinde Ağır Metal Sonuçları 75
5. SONUÇ, TARTIŞMA VE ÖNERİLER 79
5.1. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Sıcaklık (°C), pH, Elektrik İletkenliği (EC) ve Çözünmüş Oksijen (DO) Değerleri Sonuçları 79

5.1.1. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Sıcaklık (℃) Sonuçları 79
5.1.2. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen PH Sonuçları 80
5.1.3. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Elektrik İletkenliği (EC) Sonuçları 82
5.1.4. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Çözünmüş Oksijen (DO) Sonuçları 83
5.2. Su Örneklerinde Ağır Metal Sonuçlarının Genel Değerlendirmesi 85
5.2.1. Kurşun (Pb) 85
5.2.2. Krom (Cr) 88
5.2.3. Nikel (Ni) 90
5.2.4. Çinko (Zn) 92
5.2.5. Manganez (Mn) 94
5.2.6. Bakır (Cu) 97
5.3. Sediment Örneklerinde Sonuçlar 99
5.3.1. Kurşun (Pb) 99
5.3.2. Krom (Cr) 102
5.3.3. Nikel (Ni) 104
5.3.4. Çinko (Zn) 106
5.3.5. Manganez (Mn) 109
5.3.6. Bakır (Cu) 111
5.4. Sediment Sonuçlarının Genel Değerlendirmesi 112
5.5. Böcek Sonuçlarının Genel Değerlendirmesi 113
5.6. Genel Sonuçlar ve Öneriler 114
5.7. Öneriler 117
KAYNAKLAR 118
ÖZGEÇMİŞ 132

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

AB	Avrupa Birliği
ANOVA	Varyans Analizi
DSÖ	Dünya Sağlık Örgütü
E	Doğu
G.P.S	Küresel Konumlandırma Sistemi
H	Yükseklik
ha	Hektar
hm^3	Hektar küp
ICP-OES	İndüktif Olarak Bağlanmış Plazma-Optik Emisyon Spektrometresi
IQ	Entelektüel Zeka
Km^2	Kilometre kare
LSD	En az anlamlı Fark
mm	Milimetre
N	Kuzey
ND	Saptanmadı
PVC	Polivinil klorür
Sig	Anlamlılık
SPSS	Sosyal Bilimler İçin SPSS İstatistik Paketi
TEL	Tetraetil kurşun
µg	Mikrogram
µm	Mikrometre
µs/cm	Mikrosiemens/santimetre

ŞEKİLLER DİZİNİ

		Sayfa
Şekil 1.1.	Çevrede iz elementlerin taşınma yolları	10
Şekil 3.1.	Çalışma alanı ve örneklem yerlerinin haritası	29
Şekil 3.2.	Karaçomak Deresi'nin bulunduğu çalışma alanlarının uydu görüntüsü	30
Şekil 4.1.	Dört mevsim boyunca alanlar ve sıcaklık (TC °) arasındaki ilişki	36
Şekil 4.2.	Alanlar ve yıllık ortalama sıcaklık (TC °) arasındaki ilişki	36
Şekil 4.3.	Dört mevsim boyunca alanlar ve pH arasındaki ilişki	38
Şekil 4.4.	Alanlar ve yıllık ortalama sıcaklık pH arasındaki ilişki	38
Şekil 4.5.	Dört mevsim boyunca alanlar ve elektrik iletkenliği (µs/cm) arasındaki ilişki	40
Şekil 4.6.	Alanlar ve yıllık ortalama sıcaklık elektrik iletkenliği (µs/cm) arasındaki ilişki	40
Şekil 4.7.	Dört mevsim boyunca alanlar ve çözünmüş oksijen (mg/L) arasındaki ilişki	42
Şekil 4.8.	Alanlar ve yıllık ortalama sıcaklık çözünmüş oksijen (mg/L) arasındaki ilişki	42
Şekil 4.9.	Dört mevsim boyunca alanlar ve kurşun (µg/L) arasındaki ilişki	44
Şekil 4.10.	Alanlar ve yıllık ortalama kurşun (µg/L) arasındaki ilişki	45
Şekil 4.11.	Dört mevsim boyunca alanlar ve Krom (µg/L) arasındaki ilişki	47
Şekil 4.12.	Alanlar ve yıllık ortalama Krom (µg/L) arasındaki ilişki	47
Şekil 4.13.	Dört mevsim boyunca alanlar ve Nikel (µg/L) arasındaki ilişki	49
Şekil 4.14.	Alanlar ve yıllık ortalama Nikel (µg/L) arasındaki ilişki	50
Şekil 4.15.	Dört mevsim boyunca alanlar ve Çinko (µg/L) arasındaki ilişki	52
Şekil 4.16.	Alanlar ve yıllık ortalama Çinko (µg/L) arasındaki ilişki	52
Şekil 4.17.	Dört mevsim boyunca alanlar ve Manganez (µg/L) arasındaki ilişki	55
Şekil 4.18.	Alanlar ve yıllık ortalama Manganez (µg/L) arasındaki ilişki	55
Şekil 4.19.	Dört mevsim boyunca alanlar ve Bakır (µg/L) arasındaki ilişki	58
Şekil 4.20.	Alanlar ve yıllık ortalama Bakır (µg/L) arasındaki ilişki	58
Şekil 4.21.	Dört mevsim boyunca alanlar ve kurşun (µg/g) arasındaki ilişki	61
Şekil 4.22.	Alanlar ve yıllık ortalama kurşun (µg/g) arasındaki ilişki	61
Şekil 4.23.	Dört mevsim boyunca alanlar ve Krom (µg/g) arasındaki ilişki	64
Şekil 4.24.	Alanlar ve yıllık ortalama Krom (µg/g) arasındaki ilişki	64
Şekil 4.25.	Dört mevsim boyunca alanlar ve Nikel (µg/g) arasındaki ilişki	66
Şekil 4.26.	Alanlar ve yıllık ortalama Nikel (µg/g) arasındaki ilişki	67
Şekil 4.27.	Dört mevsim boyunca alanlar ve Çinko (µg/g) arasındaki ilişki	69
Şekil 4.28.	Alanlar ve yıllık ortalama Çinko (µg/g) arasındaki ilişki	69

Şekil 4.29. Dört mevsim boyunca alanlar ve Manganez (µg/g) arasındaki ilişki 71
Şekil 4.30. Alanlar ve yıllık ortalama Manganez (µg/g) arasındaki ilişki 72
Şekil 4.31. Dört mevsim boyunca alanlar ve Bakır (µg/g) arasındaki ilişki..... 74
Şekil 4.32. Alanlar ve yıllık ortalama Bakır (µg/g) arasındaki ilişki..... 74
Şekil 4.33. Sonbahar ayı boyunca böceklerdeki ağır metal konsantrasyon ortalamalar (µg/g)..... 77
Şekil 4.34. Yaz ayı boyunca böceklerdeki ağır metal konsantrasyon ortalamaları (µg/g)..... 77

TABLOLAR DİZİNİ

Sayfa

Tablo 1.1. Çevrede bulunan antropojenik ağır metal kaynakları ve insanlara ve hayvanlara etkileri 10
Tablo 3.1. Çalışma alanındaki istasyon bilgileri 30
Tablo 3.2. ICP-OES dedeksiyon limitleri 34
Tablo 4.1. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile örneklerinde yıllık ortalama sıcaklık (T ℃). 35
Tablo 4.2. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde mevsimsel ortalama sıcaklık 35
Tablo 4.3. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde yıllık ortalama ortalama (pH)..... 37
Tablo 4.4. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde mevsimsel ortalama (pH) 37
Tablo 4.5. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde yıllık Elektrik iletkenliği (µs/cm)..... 39
Tablo 4.6. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde mevsimsel Elektrik iletkenliği (µs/cm) 39
Tablo 4.7. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde yıllık çözünmüş oksijen (mg/L) 41
Tablo 4.8 Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde mevsimsel çözünmüş oksijen (mg/L) 41
Tablo 4.9. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sudaki ortalama kurşun (Pb) konsantrasyonları (µg/L)..... 43
Tablo 4.10. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama kurşun (µg/L)..... 43
Tablo 4.11. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama kurşun (µg/L) 44
Tablo 4.12. Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama kurşun konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L) ... 44
Tablo 4.13. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Krom (Cr) konsantrasyonları (µg/L)..... 45
Tablo 4.14. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Krom (µg/L) 46
Tablo 4.15. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Krom (µg/L)..... 46
Tablo 4.16. Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Krom konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L) ... 46
Tablo 4.17. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Nikel (Ni) konsantrasyonları (µg/L)..... 48

Tablo 4.18. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Nikel (µg/L)..... 48
Tablo 4.19. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Nikel (µg/L) 49
Tablo 4.20. Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Nikel konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L) ... 49
Tablo 4.21. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Çinko (Zn) konsantrasyonları (µg/L)..... 50
Tablo 4.22. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Çinko (µg/L)..... 51
Tablo 4.23. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Çinko (µg/L) 51
Tablo 4.24. Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Çinko konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L) ... 51
Tablo 4.25. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Manganez (Mn) konsantrasyonları (µg/L)..... 53
Tablo 4.26. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Manganez (µg/L)..... 54
Tablo 4.27. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Manganez (µg/L) 54
Tablo 4.28. Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Manganez konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L) ... 54
Tablo 4.29. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Bakır (Cu) konsantrasyonları (µg/L) 56
Tablo 4.30. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Bakır (µg/L)..... 57
Tablo 4.31. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Bakır (µg/L) 57
Tablo 4.32. Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Bakır konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L) ... 57
Tablo 4.33. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sedimentindeki ortalama Kurşun (Pb) konsantrasyonları (µg /g) ... 59
Tablo 4.34 Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Kurşun (µg /g)..... 60
Tablo 4.35. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Kurşun (µg /g) 60
Tablo 4.36. Karaçomak Deresi sedimentlerinde yıllık ortalama Kurşun konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g).... 60
Tablo 4.37. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Krom (Cr) konsantrasyonları (µg /g)..... 62
Tablo 4.38. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Krom (µg /g) 63

Tablo 4.39. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Krom (µg /g)..... 63
Tablo 4.40. Karaçomak Deresi sedimentlerinde yıllık ortalama Krom konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g).... 63
Tablo 4.41. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Nikel (Ni) konsantrasyonları (µg /g) 65
Tablo 4.42. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Nikel (µg /g)..... 65
Tablo 4.43. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Nikel (µg /g) 66
Tablo 4.44. Karaçomak Deresi sedimentlerinde yıllık ortalama Nikel konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g).... 66
Tablo 4.45. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Çinko (Zn) konsantrasyonları (µg /g) 67
Tablo 4.46. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Çinko (µg /g)..... 68
Tablo 4.47. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Çinko (µg /g) 68
Tablo 4.48. Karaçomak Deresi sedimentlerinde yıllık ortalama Çinko konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g).... 68
Tablo 4.49. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Manganez (Mn) konsantrasyonları (µg /g) 70
Tablo 4.50. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Manganez (µg /g)..... 70
Tablo 4.51. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Manganez (µg /g) ... 71
Tablo 4.52. Karaçomak Deresi sedimentlerinde yıllık ortalama Manganez konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g).... 71
Tablo 4.53. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Bakır (Cu) konsantrasyonları (µg /g)..... 72
Tablo 4.54. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Bakır (µg /g)..... 73
Tablo 4.55. Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Bakır (µg /g) 73
Tablo 4.56. Karaçomak Deresi sedimentlerinde yıllık ortalama Bakır konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g).... 73
Tablo 4.57. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) sonbahar ayında böceklerdeki ağır metal konsantrasyonları (µg/g)..... 75
Tablo 4.58. Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) yaz ayında böceklerdeki ağır metal konsantrasyonları (µg/g)..... 76
Tablo 4.59. Sudaki hem T°C, pH, EC, DO hem de ağır metaller (Pb, Cr, Ni, Zn, Mn,) için korelasyon matrisi 78

Tablo 5.1. Karaçomak Deresi Sedimentlerindeki ağır metal konsantrasyonları ve kılavuzlarla karşılaştırılması (µg/g) 113

FOTOĞRAFLAR DİZİNİ

Sayfa

Foroğraf 3.1. Arazi çalışmaları ve Laburatuvar Fotoğrafları 31

Fotoğraf 3.2. Corixa affinis Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae) genel görünüşü 33

1. GİRİŞ

Doğada, insan faaliyetlerinin bir sonucu olarak çevrede bulunan kirleticilerin varlığı, bugün dünyanın karşı karşıya kaldığı en önemli sorunlardan biridir. Ekonomik ve endüstriyel büyüme insanlar ve çevre için ciddi sorunlara ve risklere neden olan farklı bileşik ve kimyasalların artmasına neden olmaktadır (Shanbehzadeh vd., 2014).

Çevredeki metaller genellikle erozyon ve kayaların aşınması, volkanik aktivite, deprem ve sel gibi doğal aktiviteler sonucu oluşur (Espinoza-Quinones vd., 2005). Ayrıca metaller, kentsel, endüstriyel ve tarımsal atıkların insan faaliyetleri sonucu çevreye atılırlar (Shanbehzadeh vd., 2014). Ağır metal kirliliği sorunu, dünya kentlerinin çoğunda, özellikle de büyük sanayi kentlerinde kaygı uyandıran küresel bir sorundur, bu sorun, ondokuzuncu yüzyılda sanayi devrimini ile ortaya çıkmaya başlamıştır (Nriagu, 1979).

Son yıllarda, özellikle ağır metalların tespit çalışmaları dereler, göller, sediment ve suda yaşayan biyota üzerine odaklanmış bulunmakdır (Begum vd., 2005; Fernandes vd., 2008; Ozmen vd., 2004; Öztürk vd., 2008; Poté vd., 2008; Praveena vd., 2008).

Su ortamının ağır metaller tarafından kirletilmesi, en büyük küresel çevre sorunlarından biridir, çünkü ağır metaller biyolojik olarak çözünebilir değildir ve flora ve fauna üzerinde de olumsuz toksik etkileri vardır (Censi vd., 2006; MacFarlane ve Burchett, 2000; Oronsaye vd., 2010). Ağır metaller, farklı kaynaklardan gelerek dereler, akarsular, göller ve göletlere kirlenmiş sıvıların arıtılmadan doğrudan boşaltılması sonucu ortaya çıkar (Eaton vd., 2005; Osman ve Kloas, 2010).

Su en önemli doğal kaynaklar arasındadır. Özellikle insan, hayvan ve endüstriyel ihtiyaçları karşılayan dere suları, ağır metaller de dahil olmak üzere biyolojik, kimyasal, tarımsal ve endüstriyel atıklar tarafından kirletilmeden korunma ihtiyacını zorunlu kılmaktadır (Shanbehzadeh vd., 2014).

Bazı metaller önemli mikro besinler olmasına rağmen, besin zincirindeki yüksek konsantrasyonları toksisiteye neden olabilir, sucul ekosistemi ve besin zincirini tehlikeye sokabilecek olumsuz etkilere yol açar (Kane vd., 2012; Prabu, 2009).

Ağır metaller suda kolayca çözünür ve taşınır bu durum ağır metallerin sucul ekosistemlerde birikmesinin en önemli nedenidir (Désy vd., 2002; Morillo vd., 2002; Samecka-cymerman ve Kempers, 2001). Sedimentler ağır metal kirleticiler için önemli havzalardır, su sistemindeki kirleticiler uygun koşullarda su ve sediment arasında yeniden etkileşimlerde yeniden birleşmesinde önemli rol oynamaktadır (Öztürk vd., 2009).

Ağır metaller tarafından gerçekleştirilen çevresel kirlenme, biyolojik birikim ve biyomagnifikasyona neden olabilir, böylece sucul ekosistemler üzerindeki toksik etki artar (Ward,1995).

Sudaki organizmalar içinde yaşadıkları sudan ağır metallerin küçük etkilerini toplama kabiliyetine sahiptir ve bu nedenle bu metallerin vücutlarında konsantrasyonları ve depolanmalarını artar (Censi vd., 2006). Ağır metallerin seviyeleri genellikle su, sedimentler ve ortamındaki organizmaların her birindeki konsantrasyonları ölçülerek izlenir (Camusso vd., 1995).

Nehir suları, metal taşınması için geçiş yolunu kontrol eder ve birçok küçük dere sistemine ait önemli kirletici maddelerin izlenmesine sağlar (Miller vd., 2003; Dassenakis vd., 1998)**.** Metallerin doğal sudaki davranışı, substrat sediment yapısının, asılı sediment yapısının ve su kimyasının bir fonksiyonudur (Mohiuddin vd., 2012). Ağır metallerin taşınmasıyla, çözünürlük, tortulaşma, absorpsiyon ve kompleksleşme olayları gibi birçok faktörden dolayı türleşmede çeşitli değişiklikler olabilir (Akcay vd., 2003; Dassenakis vd., 1998)**,** bu da ağır metallerin davranışlarını ve biyoyararlanımlarını etkiler (Nicolau vd., 2006). Son zamanlarda yapılan çalışmalar, toprakta, suda ve çevrede hidrokarbonların, ağır metallerin ve klorlu bileşiklerin birikiminin arttığını, rezervuarlarda tortullaşmaya yol açtığını ve su organizmalarını etkilediğini göstermiştir (Cataldo vd., 2001; Hobbelen vd., 2004;

Koukal vd., 2004). Ağır metallerle kirlenmiş alanlar her yıl artmaktadır ve bu durumda insanlar ve çevre için büyük tehlike oluşturmaktadır (Marın vd., 2001).

Ağır metaller, yüzeysel akış, yeraltı suyu, sediment birikimi ve atmosferden antropojenik kirletici maddeler gibi çevresel faktörlerden kolayca etkilenir. Bu nedenle, ağır metaller su ortamındaki değişiklikleri izlemek için oldukça hassas göstergeler olabilir. Çok sayıda araştırmacı, dere suyu ve sedimentlerindeki ağır metal konsantrasyonlarındaki zamansal değişimler ve mevsimsel farklılıklar üzerinde çalışmalar yapılmıştır (Mohiuddin vd., 2012).

Su ortamlarındaki ağır metallerin varlığı, biyota üzerindeki etkileri ciddi bir endişeye yol açmıştır. Bakır, çinko gibi bazı beslenme gereksinimi metalleri türler veya elementler arasında büyük ölçüde değişiklik gösterir ve konsantrasyonlarının optimum aralığı düşüktür, ancak yüksek konsantrasyonlara maruz kalınması yoğun dengesizliklere yol açarak canlı için ölüme neden olabilir (Mohiuddin vd., 2012). Kurşun, Kadmiyum, Arsenik gibi ağır metaller az bir temasta bile aşırı toksisite gösterir (Nicolau vd., 2006).

Sediment, nehir havzasının habitat ve ortam çeşitliliği ile bütünleşik ve dinamik bir parçasıdır. Diğer yandan, toplam ağır metal konsantrasyonları açısından sediment kirliliğinin çevresel etkilerini değerlendirmek için yetersizdir çünkü sedimetlerin kimyasal parçalanması tüm su kirliliğini yansıtmaz (Jain, 2004; Nwuche ve Ugoji, 2010). Ağır metallerin su ortamındaki genel davranışı, metallerin sedimentlerdeki farklı jeokimyasal fazlarla birleşmesinden büyük ölçüde etkilenir (Morillo vd., 2004). Ayrıca, bazı araştırmacılar potansiyel kirliliği, mobiliteyi ve biyolojik varlığı tahmin etmek için belirli kimyasal kısımda jeokimyasal yayılma ve metal dağılımını kullanmışlardır (Caeiro vd., 2005; Kabala ve Singh, 2001; Pueyo vd., 2003). Bu nedenle su ekosistemlerinde, özellikle de dere ekosisteminde ağır metallerin tahmini, değerlendirilmesi ve dağılımına dikkat edilmelidir (Islam vd., 2015).

Sucul ortamda, doğal süreçler nedeniyle ağır metaller bulunur ve antropojenik aktivitelerle tahliye olur (Connell vd., 1999; Franca vd., 2005). Doğal suların ağır

metaller tarafından kirletilmesi sucul biyotayı olumsuz yönde etkiler ve büyük çevresel tehlike ve sorunlara neden olur (Cajaraville vd., 2000; Ravera, 2001).

Su ortamındaki ağır metallerle ilgili izleme ve araştırma programları, besin zinciri sistemi ile alakalı biyolojik birikim, biyolojik artış ve insanlar üzerindeki toksik etkiler hakkındaki endişeler nedeniyle geniş bir yelpazede büyük önem kazanmıştır (Otchere, 2003). Kirletici maddeler, insan sağlığını ve çevreyi etkiledikleri dere sistemleri, tatlı su ve denizlerin sedimentlerinde yıllarca kalabilirler (Mackevičiene vd., 2002). Sedimentler, çeşitli kirletici maddelerin önemli bir havzasıdır, özellikle ağır metaller, bentik biyota için zenginleştirilmiş bir kaynak olarak işlev görebilir (Wang ve Rainbow, 2005). Özellikle çözünmüş maddeler, serbest iyonlar ve bazı humik ve fulvik asitler gibi bazı asitleri içeren organik kompleksler gibi dere ağzı ekosistemlerinde ağır metaller bulunmaktadır. Kurşun gibi bazı ağır metaller parçacıklarla ilişkilidir ve sedimentler üzerinde adsorbe edilir veya karbonatlar, oksihidroksitler, sülfitler ve kil mineralleri ile birlikte çöktürülür, sedimentlerde kirleticilerin birikmesine neden olur ve ortamdaki metaller için uzun süreli depolar olarak işlev görebilir (Spencer ve Macleod, 2002).

Organizmalar, suların emilmesi ve tortu parçacıklarının yutulması yoluyla sürekli olarak vücutlarında biriken bu metallerin eser konsantrasyonlarını toplayarak, tortulardaki ağır metallere maruz kalır ve daha sonra bu organizmalar ağır elementlerinin konsantrasyonlarını besin zincirindeki başka bir organizmaya aktarır (Luoma, 1989). Suyun altındaki sedimentlerde yüksek konsantrasyonlarda ağır metallerin bulunması, jeolojik hava ile doğal çökelme sonucu oluşan kirlilikten ziyade insan faaliyetlerinden kaynaklanan kirliliğin bir göstergesidir (Chang vd., 1998; Davies vd., 1991).

Dereler içme suyu amaçlı, balıkçılık gibi eğlence sporlarındaki rolleri sebebiyle insan sağlığı için çok önemli olan su kaynaklarıdır. Bu nedenle, çevrecilerin dikkat çeken önemli araştırmalar derelerdeki kirletici maddelerin giriş kaynaklarını, etkilerini ve izlenmesini incelemek ve araştırmak üzerine odaklanmaktadır (Shanbehzadeh vd., 2014). Ağır metaller içinde bazı ağır metallerin organizmalar için hayati öneme sahip olduğu ve biyolojik sistemlerde önemli bir rolü olan bakır (Cu), demir (Fe) krom

(Cr) ve nikel (Ni) gibi temel metaller olarak kabul edilmeleri açısından birbirlerinden farklıdır (Fernandes ve vd., 2008). Ancak kobalt (Co), kurşun (Pb), civa (Hg), arsenik (As), talyum (Tl), manganez (Mn), çinko (Zn), kadmiyum (Cd) gibi bazı ağır metaller gerekli değildir ve düşük konsantrasyonlarda bile toksik metallerdir ve ekotoksikolojide özel bir öneme sahiptir (Storelli vd., 2005).

Balık, ağır metal kirliliği seviyesini tahmin etmek için dere suyu sistemleri için en önemli çevresel göstergelerden biridir (Rashed, 2001). Bunun nedeni, balıkların, hem absorpsiyon hem de eliminasyon oranlarına bağlı olarak biyolojik birikim ve biyomagnifikasyonun bir sonucu olarak büyük miktarlarda ağır metallerin yoğunlaştığı suda yaşayan besin zincirinin tepesinde olmasıdır (Hakanson, 1984), bu metallerin insan vücudunda, özellikle kadmiyum ve cıvanın bulunması, böbrek fonksiyonlarında bozulmaya, düşük üreme kapasitesine, yüksek tansiyona, tümörlere ve karaciğerin iflasına yol açabilecek rahatsızlıklara sepeb olmaktadır (Mansour ve Sidky, 2002).

Böcekler uzun zamandan beri popüler olarak biyoindikatör olarak kullanılmaktadır (Davis vd., 2001). Ağır metallerin çeşitli böcekler üzerindeki akut ve kronik etkileri, sıklıkla büyüme inhibisyonu, gelişimsel anormallikler, azalmış üreme ve azaltılabilirlik şeklinde rapor edilir. Herhangi bir su kütlesindeki mevcudiyeti, sentetik kirlilik içermeyen durumunu doğrular. Ekolojik olarak bunlar karasal ve sucul ekosistemlerin durumunun iyi bir göstergesidir (Sildanchandra ve Crane, 2000).

Sudaki böcekler arasında, *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae) habitat rahatsızlığına en duyarlı olarak kabul edilmektedir. Herhangi bir su kütlesindeki mevcudiyeti, sentetik kirlilik içermeyen durumunu doğrular (Zia, 2010). Ekolojik olarak böcekler karasal ve sucul ekosistemlerin durumunun iyi bir göstergesidir (Rafi vd., 2009; Zia vd., 2008).

Ağır metaller biyolojik olarak çözünmezdir ve doğal suyun ana geçitler olduğu ve balıkların bu metalleri dokularında suyun kendisinden daha büyük konsantrasyonlarda biriktirebileceği ve bunları tüketen insanlar için sağlık tehdidi

oluşturabilecekleri evrensel olarak bilinen ekolojik ve biyolojik döngüye tabidir (Ukpebor vd., 2005).

İnsan vücuduna giren toksik ağır metaller proteinlere, özellikle enzimlere saldırmaya başlar (Ademoroti, 1996) ve kümülatif olarak toksik etkilere neden olabilir, bu da insan vücutlarındaki biyolojik sistemin yavaş yavaş zehirlenmesine neden olabilir (Nriagu, 1988; Ukpebor vd., 2005). Ağır metallerin böbrek ve karaciğer hastalıkları nedenli ölümlerin artmasında rol oynadığına inanılmaktadır (Herber vd., 1988; Ndiokwere, 2004) ayrıca ağır metaller kemiklerde ağrılara (Tsuchiya vd., 1978) mutajenik, kanserojen ve teratojenik etkilere (Fischer, 1987; Heinrich, 1988; Kazantzis, 1987), özellikle fetüsta norolojik rahatsızlıklara, çoçuklarda davranış bozukluklarına ve IQ testi performansının bozulmasına neden olmaktadır (Needleman, 1987).

Son dönemde, Karaçomak deresi'nin etraflarında Evsel Atık Sular, Evsel Katı Atıklar, Sanayi Kaynaklı Atıksular, Sanayi Atıkları, Zirai İlaç ve Gübre Kullanımı, Hayvan Yetiştiriciliği yaygınlaşmıştır. Bu gelişmeler Karaçomak deresi'nin ağır metal içeren kirli atık suları alabileceğini göstermektedir. Şimdiye kadar bu dere ilgili olarak literatürde herhangi bir ağır metal çalışmasına rastlanmamıştır. Bu nedenle, bu ağır metallerin Karaçomak deresi'ndeki su, sediment ve böcek örneklerinde konsantrasyonlarını bilmek ve bunları küresel olarak içme suyunda izin verilen sınırlarla karşılaştırmak için araştırma ve çalışma yapmak çok önemlidir.

1.1. Ağır Metalin Tanımı ve Özellikleri

Ağır metaller, yüksek atom ağırlıklı ve sudan en az 5 kat daha büyük bir yoğunluğa sahip doğal olarak bulunan elementlerdir. Çok sayıda endüstriyel, evsel, zirai, tıbbi ve teknolojik uygulamaların çevrede geniş yayılmasını sağlar ve insan sağlığı ve çevre üzerindeki potansiyel etkileri konusunda kaygı uyandırır. Bazen yer kabuğunda 1000 ppm veya altında görünen ve Cıva (Hg), Kurşun (Pb), Kadmiyum (Cd), Krom (Cr), Kobalt (Co), Demir Fe), Bakır (Co), Çinko (Zn), Alüminyum (Al) ve diğerleri gibi elementlerin oluşturduğu bu grup eser elementler olarak da adlandırılmaktadır (Duffus, 2002).

Metaller biyolojik olarak üç temel bölüme ayrılmaktadır:

1. Hafif metaller: Sodyum (Na), Potasyum (K), Kalsiyum (Ca) gibi ve suda çözülerek katyonlara geçişleri.
2. Geçiş metalleri: organizma için çok düşük konsantrasyonlarda gerekli olan ancak yüksek konsantrasyonlarda toksik olan Demir (Fe), Bakır (Cu), Kobalt (Co), Manganez (Mn) ve Çinko (Zn) gibi metaller.
3. Toksik metaller (gerekli olmayan): Cıva (Hg), Kalay (Sn) ve Arsenik (As) gibi metabolik aktivitelerde ihtiyaç duyulmayan ve çok düşük konsantrasyonlarda bile hücrelere toksik etki yapan metaller (Duffus, 2002).

Ağır metaller 100'den daha büyük bir atom ağırlığına sahiptir. Bu metallerin kontaminasyonu en tehlikeli kirlilik türlerinden biri olarak kabul edilir, çünkü organizmalarda bulunan birçok organik ve inorganik bileşikle kompleks bileşikler oluşturma yeteneğine sahip geçişli bir yapıdadırlar ve organizmaların ekosistemlerinde birikmelerine neden olurlar.

Bu elementlerin çevrede büyük miktarlarda salınmasına neden olan teknolojik ve endüstriyel ilerleme göz önüne alındığında, uluslararası kuruluşlar bu maddelerin zararlı kullanımını ve bertarafını azaltma ve Kurşun (Pb), Cıva (Hg) ve Kadmiyum (Cd) gibi çevre için en tehlikeli olanı olanların kullanımını düşürmeyi amaçlamaktadır. 100 den daha az atom ağırlığına sahip Alüminyum (Al) elementi gibi bazı elementlerin, bu zararlı etkilere benzeyen çevresel zararları hakkında konuşurken bu ağır elementlerle birleştirilebileceği gözlenmiştir (Espinoza-Quinones ve vd., 2005).

Küçük ağır metal konsantrasyonları, çevre için en tehlikeli kirletici maddelerdir, çünkü bakteriler tarafından biyolojik olarak çözünmezler ve organizmaya girdikten sonra, konsantrasyonları çok küçük olsa bile bazı dere organizmalarının biyolojik olarak ağır metallerini bir araya getirme yeteneği ile kısa bir süreçte biyolojik birikimin başlaması açısından diğer kirleticilerden farklılaşırlar. Bu kirleticiler, biyomagnifikasyon denilen gıda zincirinin üstündeki avcılarda yoğunlaşır (Lokeshwari ve Chandrappa, 2006).

Bu elementlerin toksisitesi, bileşimleri ve fizyokimyasal özellikleri nedeniyle, bu metallerin suyla ilişkili iyonik formda veya organik bileşiklerle veya inorganik kompleks bir formda bulundukları ve bu bileşiklerle elektrostatik veya kovalent bağlandığı bulunmuştur. Bu metallerin biyolojik aktivitesi, pozitif iyonlar veya daha fazla iyon olmaları için elektron kaybıyla iyonlaşmayı kolaylaştırır ve dolayısıyla canlı organizma veya Kükürt (SH), Azot (NH) veya Oksijen (OH) içeren çevredeki ortamdaki hedeflere bağlanma gerçekleşir (Chattopadhyaya ve vd., 2014). Ayrıca atık sudaki ağır metallerin varlığının ya sedimentle ya da askıdaki katı maddeler ya da suda çözünmüş maddelerle ilişkili olduğu belirtilmektedir. Suda bulunan ağır elementler arasındaki farklı bağlar (iyon değişimi, kovalent bağlar), askıdaki katı maddeler ve sedimentler, bu elementlerin sudan uzaklaştırılmasında önemli bir rol oynar ve sedimentlerle birleşmeleri toksisitelerini azaltır, ancak bu metaller sedimentlerden kurtulabilir ve askıda kalabilir serbest bırakılması veya ağır metallerin uzaklaştırılması ile katı madde ve suya geri döner (Ağır Metallerin Mobilizasyonu) ve bunun birkaç nedeni vardır:

1. Ağır metallerin hidroksit, karbonat ve sülfat çözülme seviyesini etkileyen asit sayısı yönündeki pH değişimi.
2. Ağır suların çökeltilerden ayrılmasında ve suya geri dönüşlerinde bitki ve hayvan atıklarından ve atık sulardan kaynaklanan çoğu su kaynağında bulunan fenoller gibi bazı organik maddelerin katkısı.
3. Sedimentlerde yaşayan bazı mikroorganizmaların Cıva (Hg) gibi ağır metallerin salınmasına ve suya dönüşlerine katkısı (Chattopadhyaya ve vd., 2014).

1969'da İsveçli bilim adamları, bazı anaerobik bakterilerin sedimentlerdeki inorganik Civaya ve anaerobik koşullar altında Japonya'daki Minamata Körfezi ile ilgili olarak Minamata Hastalığından sorumlu Metil Cıvaya dönüştürdüğünü bulmuştur. Minamata, Japonya'daki Olaylar 1955'te insanların Cıva ile kontamine olma riskini açıklamıştır. Minamata'da, Cıva zehirlenmesinden 117 kişi ağır biçimde etkilenmiş bunların 71'i ölmüş ve 46'sı ağır hastalığa yakalanmıştır. Minamata Körfezi'nden yakalanan Shell Fish, öğünlerinin büyük bölümünü oluşturmaktaydı. Sonunda Fenil

plastik bitkisinin ve diğer bitkilerin (Cıvanın etkileşimin aktifleştiricisi olarak kullanıldığı), atık suyun körfezde tahliye edildiği keşfedilmiştir (Organization, 2011).

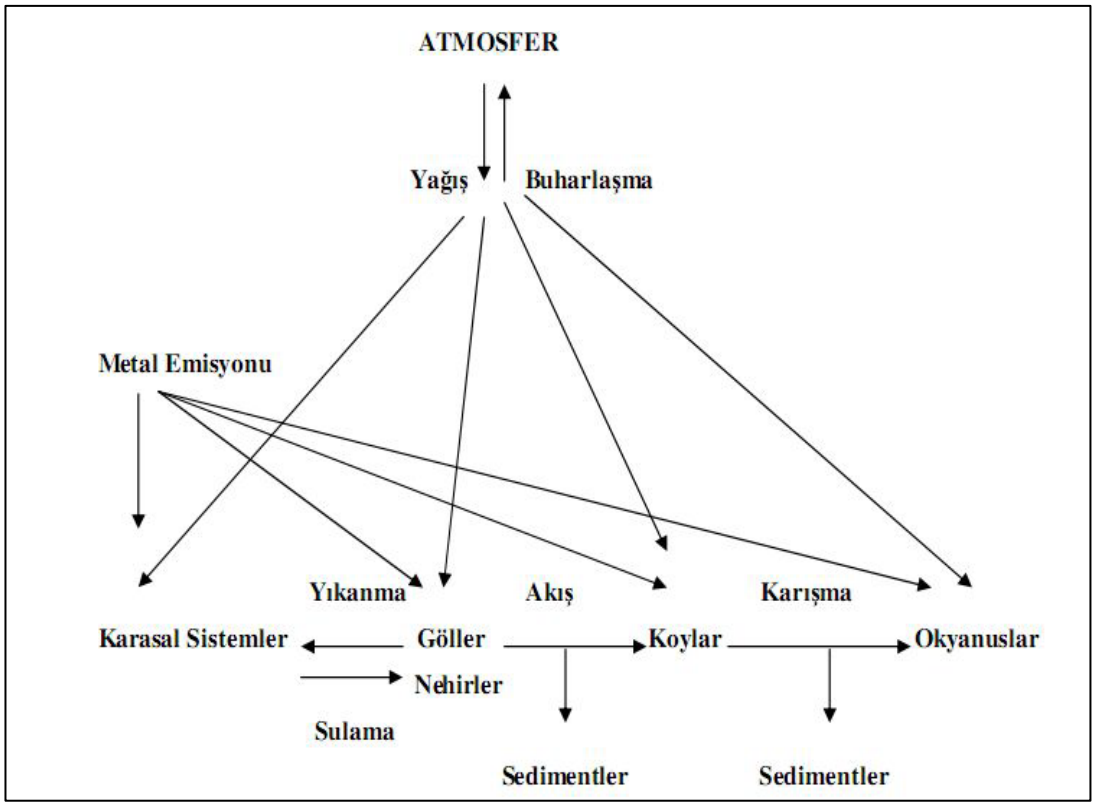
Dere ortamındaki ağır metaller, çözünmüş halde veya askıda kalabilir veya dipte çökebilir veya dere organizmaları tarafından emilebilir. Bu nedenle ağır metal kirliliğini tespit etmek için derelerde suyu, dip sedimentleri ve canlı organizmalar dere suyu kirliliğinin göstergesi olarak kullanılır (Chattopadhyaya ve vd., 2014).

1.2. Çevredeki Ağır Metal Kirliliğine Yol Açan Kaynaklar

Ağır metallerin kaynakları, atık suların çeşitli su kaynaklarına ve atık sulara tahliyesi yoluyla kozmetik, boya, kimyasal, pestisit, pigment, elektrokaplama, deri işleme, deterjan, cam endüstrisi, çimento üretimi ve madencilik faaliyetleri, endüstriyel gübreler gibi sektörlerin atıklarından oluşmaktadır. Bu endüstrilerden üretilen atık sular, bu toksik ağır metal iyonlarından büyük miktarlarda içerir. Deri işleme endüstrisi tarafından üretilen krom iyonu, elektrokaplama endüstrisi tarafından üretilen kadmiyum ve nikel gibi çeşitli endüstriyel faaliyetlerde, her bir endüstri için özel metal iyonları üretmektedir. Bilimsel araştırmalar sırasında, endüstriyel atık sulardaki ağır metal konsantrasyonunun o kadar yüksek olduğu, sulu çözeltilerde ulusal ve uluslar arası izin verilen sınırlardan çok daha yüksek olduğu, bu nedenle de atık suların su kütlelerine tahliye edilmeden önce arıtılması gerektiği bulunmuştur (Chattopadhyaya vd., 2014). antropojenik kaynaklı ortamdaki bazı ağır metal kaynaklarını Tablo (2.1), göstermektedir.

Metaller deniz sularına erozyonla taşınan kaya parçalarıyla, rüzgarla taşınan tozla, volkanik aktivitelerle, ormanların yanması ile ve bitki örtüsü ile taşınır (Şekil 1.1) Denizlerdeki metaller, birçok nehrin bu denize olan katılımı sayesinde de birikir. Nehirlerden taşınan parçalar drenaj bölgelerinde birikirler. Hatta bu nehirlerin endüstriyel yada kentsel bölgelerden geçmesi sonucu insan atıkları sayesinde birikim çok daha fazlada olabilir.

Ağır metaller birçok kaynaktan ekosisteme dahil olmaktadırlar (Tablo 2.1). Akut toksik etkileri nedeniyle, uygun metotlarla ortamdan uzaklaştırılmaları veya daha az toksik formlara dönüştürülmeleri gerekmektir



Şekil 1.1. Çevrede iz elementlerin taşınma yolları (Karadede-Akin ve Ünlü, 2007).

Tablo 1.1. *Çevrede bulunan antropojenik etkiler sonucu oluşan ağır metal kaynakların insanlara ve hayvanlara etkileri*

Kirletici	Temel Kaynak	Tipik Etkileri	Kaynakça
Arsenik (As)	Mantar ilaçları, böcek ilaçları ve herbisitler, maden eriticiler, madencilik faaliyetlerinin yan ürünleri, kimyasal atıklar, ilaçlar, boyalar.	Arsenik'e maruzkalmak, insanlar için solunum sisteminin tahriş edilmesi gibi birçok soruna neden olur ve yüksek oranda kansere yol açar. Ayrıca, karaciğer ve böbreğin tahrip olmasına, bulantıya, kusmaya neden olur ve hücrelerin içindeki proteinleri çözme kabiliyetine sahip olan SH grup enzimin işlevini bozar.	(Mackenzie vd., 1979; Mandal ve Suzuki, 2002; Mohan ve Pittman, 2007)

Tablo 1.1'in devamı

Kadmiyum (Cd)	Elektrokaplama, kaynak alaşımları, pigmentler, bataryalar ve kurşun (Pb), çinko (Zn), bakır (Cu), ayrıca gübre üretimi, pestisit endüstrisi, nükleer reaktör tesisleri, TEL üretiminde kullanılan benzin ..	Toksik kadmiyum dumanlarına maruz kalmak karaciğer, böbrek ve beyinde hasara neden olur ve solunum tahrişine, hipertansiyona ve kansızlığa neden olur..	(Cook ve Morrow, 1995)
Krom (Cr)	Krom kaplama işleri, katı atık yakma ve çimento üretimi..	Zehirli kromlara maruz kalmak solunum sorunlarına ve akciğerde hasara, iltihaplara ve ciltte ülserlere neden olur..	(Barnhart, 1997)
Kurşun (Pb)	Benzin geliştiriciler, Piller, fosil yakıtların yanması, Kaplama kabloları, Kurşun eriticiler, kurşun arsenik böcek ilaçları, Madencilik, Sıhhi teknik işleri.	Vücuda soluma ve yutma işlemi yoluyla girer ve sindirim sistemi ve solunum sistemi tarafından emilir ve mukoza zarlarında birikimi hem böbrek hem de karaciğerde hasara, çocuklarda zeka geriliğine, fetüslerde şekil bozukluklarına, iştah kaybına, bulantıya neden olur..	(Mazumdar vd., 2011)
Çinko (Zn)	Diğer metallerin galvanizlenmesi, boya, kozmetik, sıhhi teknik işleri.	Çinko dumanı cildin yanmasına ve mukoza zarının zarar görmesine neden olur..	(Broadley vd., 2007)

Tablo 1.1'in devamı

Manganez (Mn)	Yakıt katkı maddeleri, kaynak işlemleri, aküler, gübreler ve organik manganez üretimi için kullanılır..	Manganez insan vücuduna cilt yoluyla emildiğinde veya solunduğunda girer ve merkezi sinir sistemi zehirlenmesine (CNS) yol açar.	(Santamaria, 2008)
Nikel (Ni)	Çelik ve alaşım endüstrisi, fosil yakıt, otomotiv yakıtı, nikel tuzları kullanarak elektrokaplama, nikel içeren maddelerin yakılması..	Solunum bozuklukları, akciğer, karaciğer ve böbrek hasarı, cildin iltihaplanması, sperm konsantrasyon seviyesini düşmesi, kısırlık problemleri, nazal koku epitelinin atrofisi, bronşlarda ve mediastinal lenf bezlerinde büyümeye neden olur ve vücuttaki bağışıklık seviyesini azaltır..	(Adkins vd., 1979; Benson vd., 1995; Evans vd., 1995; Graham vd., 1978; Ollervd., 1997)
Selenyum (Se)	Fosil yakıtların yanması, çeşitli taşıtların egzoz emisyonları, gazlar ve petrol rafinerileri atıklarından çıkan dumanlar, kağıt, cam ve kaplama endüstrisi, ilaç endüstrisi ve fungisitler..	Selenyum metaline maruz kalmak solunum sorunları, kanallar, gözler, burun ve boğaz gibi birçok sağlık sorununa neden olur ve akciğer, karaciğer ve böbreklere hasar vererek işlevini bozar..	(Canton ve Derveer, 1997)
Cıva (Hg)	Civa metali, cıva, ve organik cıva madenciliği ve rafinesinde, diş dolguları, ilaçlar, termometreler ve bilimsel cihazlarda kullanılır.	Civa, solunum, yutma ve deriden emilim yoluyla girer ve protoplazmada ve akciğerde toksik etkilere yol açar, karaciğer ve böbrek hasarına neden olur ve cıva bileşikleri oldukça toksiktir.	(Ackerman ve Eagles 2009; Harada, 1995)

Tablo 1.1'in devamı

Bakır (Cu)	Demir çelik endüstrisi, gübreler, alaşımlar, madeni paralar, elektrik telleri, tencere ve borular, bakır kaplama, odun yanması, endüstriyel atıkların atmosferi sonucunda atmosferdeki bakır emisyonlarının yayılması.	Vücuttaki pigmentlerin üretiminde işlev bozukluğu ve ayrıca kemik oluşumu ve omuriliğin miyelinlenmesi, kalbin sorunları ve bağ dokusu oluşumu ve büyüme sürecinde işlev bozukluğuna yol açar.	(Van vd., 2005)
Kobalt (Co)	Fosil yakıtların yanması, tarımda fosfatlı gübrelerin kullanımı, madencilik, endüstriyel işlemlerde metallerin işlenmesi..	Solunum sisteminin tahriş olmasına, pulmoner dokularda fonksiyon bozukluğuna, astım ve akciğer hastalığına neden olabilir. Oksitleyiciler ve serbest radikalleri üretir..	(Health ve Services, 1995)

1.3. Suda Ağır Metaller Kirliliğine Yol Açan Kaynaklar

İyonik formdaki su ortamında ağır metaller pozitif katyonlar örneğin, Kadmiyum Katyon (Cd^{2+}), Çinko Katyon (Zn^{2+}), Krom Katyon (Cr^{3+}), Civa Katyon (Hg^{2+}) ve Kurşun Katyon (Pb^{2+}) ve oksyanlar, örneğin, Arsenat anyonu (AsO_4^{3}) selenat anyonu (SeO_4^{2-}) ve Kromat (CrO_4^{2-}) veya organik formül, örneğin dimetil-merkür $(CH_3)_2Hg$ olarak bulunur. Arsenik (As), krom (Cr) ve selenyum (Se) gibi bazı ağır metaller su içinde doğal olarak ortaya çıkabilse de, çoğunluğu evsel ve endüstriyel atıklar, katı atık depolama sahaları ve tarımsal atıklar gibi farklı antropojenik kaynaklardan gelmektedir (WHO, 2011). Suda, kuru ve ıslak sedimentasyon esas olarak orman yangınları ve volkanlar gibi jeolojik kaynakların yanı sıra fosil yakıt yanması, otomobil egzozu, enerji santralleri gibi antropojenik kaynaklı ağır metal kaynakları için önemli olabilir. Ağır metaller su ortamına girdiğinde, oksidasyon reaksiyonları, absorpsiyon ve adsorpsiyon, biyolojik nakil, çökeltme ve karmaşıklık gibi çeşitli

fiziksel, kimyasal ve biyolojik reaksiyonlara maruz kalırlar. Bu asit-baz, suda yaşayan organizmalar (mikroorganizmalar, bitkiler, balıklar, küçük omurgasızlar) ve toprağın varlığı ile açıklanmaktadır (Chattopadhyaya vd., 2014). Ağır metaller, hidrosferden litofaza bazı etkileşimlerle taşınır (örneğin, toprak parçacıkları yoluyla biyolojik alım ve adsorpsiyon işlemi), ancak bu etkileşimler bazen tahliye edilir. Bu ağır metallerin konsantrasyonları, su ortamındaki organizma tarafında, konsantrasyonları çok küçük olsa bile organizma tarafından absorbe edilerek birikir (biyoakümülasyon işlemi)(Atwell vd., 1998; Kjellström, 1979; Manahan, 2011). Ağır metaller, bir organizmadan diğerine geçerek (biyolojik birikim) besin zincirinde yoğunlaşır.

1.4. Ağır Metallerin Sucul Canlılara Etkileri

Sucul ortamlarda yaşayan organizmalar bulundukları ortamdan ağır metallleri bünyelerine alır ve biriktirirler. Canlı sistemlerde yapılan pek çok çalışma organizmanın ağır metal biriktirdiğini göstermiştir. Sucul ekosistemlerde ağır metal kirliliği toksik etkilerinden ve organizmalara akümle olmalarından dolayı önemli bir çevre sorunu haline gelmiştir (Karadede-Akin ve Ünlü, 2007).

Her ne kadar ağır metallerin toksisitesi ve çevre üzerindeki olumsuz etkileri olsa da ancak bazı önemli metallerin organizmalar için gerekli olduğu düşünülmektedir. Çinko (Zn), Bakır (Cu) ve Manganez (Mn) 'nin insanlar, hayvanlar ve bitkiler için gerekli olduğunu, bitki için ise Kobalt (Co) ve Krom (Cr), hayvanlar için Alüminyum (Al) ise bitkiler için gereklidir Bu metallerin bu organizmaların yaşamlarına olan gereksinimine gelince, bazı metabolik işlemlerde göreceli bir rol oynayan ve bunları azaltan mayaların ve diğer bazı proteinlerin kurulmasında rol oynarlar. Öte yandan fizyolojik işlevlerde dengesizliğe ve vücutta herhangi bir biyofonksiyon için gerekli görülmeyen birçok hastalığa neden olan Cıva (Hg), Kurşun (Pb), Arsenik (AS), Kadmiyum (Cd), Vanadyum (V) ve Plütonyum (Pu), Titanyum (Ti), Uranyum (U) gibi elementler toksik metaller olarak adlandırılır. Bu metaller düşük veya yüksek konsantrasyonlarda organizmalar için toksisiteye neden olur, ancak vücutta bulunmaması insanlarda sağlık sorunlarına neden olmaz (Cohen,

Hee, ve Ambrose, 2001; Fergusson, 1990; Peerzada, McMorrow, Skiliros, Guinea, ve Ryan, 1990).

Biyokimyasal olarak, toksik metallerin etkileri şunlardır:

1. Hücre zarı üzerine etkileri
2. Vücuttaki iyonların bir kısmını değiştirmeleri
3. (SH) grubuyla etkileşimleri
4. Toksik metallerin vücuttaki bazı metabolik bileşenlerle savaşması

Genel olarak, su ortamının ağır metallerle kirlenmesi, vücuduna atık alan sucul ortamlardaki organizmaya girmesi ciddi toksisite nedeniyle insan sağlığı ve dere organizmaları için büyük bir tehdit oluşturmaktadır. Ağır metaller, bu organizmaların vücutlarına solunum sistemi (solungaçlar), sindirim sistemi ve genel vücudun yüzeyinden veya besin zinciri üzerinden dolaylı olarak girer ve balık ve diğer su organizmalarında ölümcül seviyelere ulaşana dek biriktirilir. Balıklar bu besin zincirinin bunun bir parçasıdır ve bu kirlenmiş ortamlarda yaşayan balıklar insanlar tarafından tüketilmek için uygun olmaz (Karadede-Akin ve Ünlü, 2007b).

1.5. Ağır Metallerin Besin Zinciri ile Taşınması

Ekosistemlerde bulunan türlere ait bireylerin diğer tür veya türlere ait bireyler üzerinden beslenmesi sonucu oluşan halkalar serisine besin zinciri denir. Sucul ortamda besin zincirinin tabanında fitoplankton bulunur. Fitoplankton sudaki besleyiciler ve güneş ışığından aldıkları enerjiyi kullanarak besin zincirini başlatırlar. Sulardaki piramidinin üst kısımlarında ise balıklar bulunur. Ağır metaller, besin zinciri yolu ile planktonlar ya da sudaki diğer organizmalardan balıklara geçer. Ağır metallerin balıklarda ki konsantrasyonu ağır metale maruziyet süresine, balıkların boylarına yaşlarına ve beslenme rejimlerine bağlı olup, vücut içerisinde biriktiği organlarda da farklılık gösterir (Karadede-Akin veÜnlü, 2007).

1.6. Ağır Metallerin Dokulara Alınımı

Ağır metaller solungaç, deri ve besin yolu ile sucul canlılara geçer;

Solungaçlar yolu ile; Sudaki ağır metallerin balıklara geçişi özellikle geniş bir yüzey alanına sahip olan solungaçlar aracılığı ile olur. Balıklar ağız yoluyla alınan sudaki oksijenin solungaçlardaki kılcal damarlardan alınması sırasında suda çözünmüş veya askıda bulunan materyalleri de alır.

Sindirim sistemi ile; Ağır metaller yiyecekler yolu ile direkt olarak sindirim sistemi ile de alınabilir. Balık zehirlenmeleri genelde ağız yolu ile alınan toksik maddelerce olur. Sindirim kanalından absorbe olan toksik maddeler, kan dolaşımı ile tüm vücuda dağılır. Ağız yoluyla vücuda giren toksik maddelerin absorbsiyonunun en fazla olduğu yer ince bağırsaklardır. Bağırsak mukozasındaki valvül, villus ve mikrovillusların mideye oranla çok daha yaygın olması, toksik maddelerin burada daha uzun sürede kalmalarına, dolayısıyla mukozalarla daha çok temas etmeleri absorbsiyonun yüksek olmasına neden olmaktadır.

Deri yolu ile; Deri genellikle toksik maddelerle sık sık temas halindedir. Ancak derinin ağır metallere karşı fazla geçirgen olmayışı nedeniyle, canlıların bu yoldan zehirlenmeleri nispeten düşük bir olasılıktır (Karadede-Akin veÜnlü, 2007).

1.7. Ağır Metallerin Organizmadan Atılması

Kirleticiler, organizmalardan çözülebilir veya partikül formlarından biriyle uzaklaştırılır. Element veya bileşiğe bağlı olarak çözünebilir kısmının ayrılması, pasif olarak iyon değiştirme veya aktif olarak metabolik boşaltım yoluyla gerçekleşir (Karadede-Akin ve Ünlü, 2007b).

Metaller balıkların vücudundan;

— Vücut yüzeyi ve solungaçlar yoluyla ve

— Boşaltım yoluyla atılabileceği gibi belirli bir dokuda da depolanabilirler (Karadede-Akin ve Ünlü, 2007b).

1.8. İncelenen Metallerin Özellikleri

1.8.1. Kurşun (Pb)

Kurşun element yoğunluğu 11.3 g / cm3'tür ve atom numarası 82'dir ve sülfit mineral, karbonat serussit ve sülfat anjesit madenlerinden elde edilir. Madenler sıklıkla Cu, Zn ve Cd gibi diğer geri kazanılabilir metallerle birlikte bulunur (Muıruı, 2013). Kurşun elementi iki oksidasyon durumunda (+2, +4) bulunur, burada biyo-oksidasyon durumu, suda yaşayan organizmalar tarafından biyolojik olarak biriktiği kurşun elementinden daha kararlıdır (Akan, Abdulrahman, Sodipo, veAkandu, 2009). Kurşun metalinin birçok kullanım alanı vardır. Boru ve drenaj endüstrisinde, akü yapımında, su tesisatta, silah endüstrisinde, çeşitli boya pigmentlerinde, pestisitlerde, tetraetil kurşun (TEL) gibi benzin geliştiricilerinde tercih edilir ve geçmişte motorlu taşıtlar için benzinde vuruntu önleyici olarak yaygın olarak kullanılmıştır (Beattie vd.,1972; Organization, 2003). Kurşun, Toksik Maddeler ve Hastalık Kayıt Ajansı (ATSDR) tarafından yapılan 20 ağır toksik metaller listesinde ikinci sırada yer almaktadır. Kurşun metali, ağır metallerin çoğu gibi çocuklarda zehirlenme vakalarına neden olmaktadır (Well, 2015). Kurşun, su ekosistemlerinde toksiklik ve biyolojik birikim kabiliyetinin yanı sıra doğal ortamda süreklilik olasılığı nedeniyle büyük bir endişe kaynağı olarak kabul edilmektedir (Anim, Ahialey, Duodu, Ackah, veBentil, 2011). Kurşun metali, dokular, kemikler, solungaçlar, karaciğer ve böbrekler gibi tüm balık organlarında birikir ve organizmalar için birçok soruna neden olur. Metalin balıkta emilim süreci, gaz halinde solungaçlardan sonra kan dolaşımına ve sonra da balık organlarına aktarılmasıyla gerçekleşir (Oguzie, 2003; Tawari-Fufeyin veEkaye, 2007). Kurşun metali, doğurganlık sorunları, kanser, akciğer ve karaciğer tahribatı, iştahsızlık ve bulantı eksikliğine yol açan yüksek toksisite etkilerine neden olur. Yüksek Pb seviyelerine maruz kalmak hamile kadınlarda düşüklere neden olur, erkeklerde sperm üretiminden sorumlu organlara zarar verir ve sonunda ölüme neden olabilir (Well, 2015). Ayrıca kurşun metalinin çocuklar üzerindeki derin ve olumsuz etkileri vardır ve çocuklarda zihinsel kapasitenin gelişmesini engeller. Su borularındaki lehimli bağlantılardan kaynaklanan yüksek konsantrasyondaki 210-390 mg/L'ye ulaşabilen kurşun seviyeleri, kurşun metalin vücuda girmesine neden olur ve bu da

anemi olarak adlandırılan hastalığa yol açar (Cosgrove ve vd., 1989). Ayrıca kurşun, gelişmeyi engelleyen bir kalsiyum analoğu olarak da işlev görebilir. Kalsiyum sinir ağı oluşumunun ve iletişiminin çok önemli bir parçası olduğundan, kalsiyum yerine bağlanarak, kurşun hayati yolların oluşumunu önleyebilir ve aksiyon potansiyellerinin sinapslar arasında ilerlemesini yavaşlatabilir. Bu durum özellikle çocukları etkiler (Leung, Duzgoren-Aydin, Cheung, veWong, 2008).

1.8.2. Krom (Cr)

Krom, 7.2 g / cm3 yoğunluğa sahiptir. Krom elementi, yer kabuğunda 100 ppm konsantrasyonla en bol bulunan yirmi birinci elementtir (Emsley, 2011). Krom elementi, çevrede kaya erozyonu, hayvanlar, bitkiler, topraktan dolayı bulunur ve ayrıca bir krom elementi katı, sıvı veya gaz halinde olabilir. Krom elementinin çok çeşitli oksidasyon durumları vardır ve en yaygın olanı +2, +3 ve +6'dır ancak en kararlı durum, Oksit (Cr_20_3), Krom klorür ($CrCl_3$) ve Krom sülfat (Cr_2 ($S0_4$) $_3$) gibi çeşitli krom bileşikleri veren üçlü durumdur (+3) (Emsley, 2011; Gonzalez vd., 2005). Krom metali, metal alaşımı imalatında kullanılan paslanmaz çelik üretiminde, elektro kaplama işleminde, manyetik bantlarda, boya pigmentlerinde, çimento üretiminde, kağıt imalatında, kauçuk gibi pek çok sektöre girmekte ve ahşap formunda çözülebilmektedir ve endüstriyel ve diğer soğutma sistemlerinde korozyonu önlemek için suya katkı maddesi olarak da kullanılmaktadır (Hingston vd., 2001). Krom elementi doğal suyu kirletir. Su kirliliğinin ana kaynakları kanalizasyon, tekstil boyama endüstrisinden gelen endüstriyel drenaj, deri tabaklama ve çeşitli kimyasal endüstrilerdir (Nriagu veNieboer, 1988; Ramamoorthy veBallantyne, 1984). Krom elementi özellikle heksavalent krom (Cr^{+6}) toksik metallerden, biridir ve çok yüksek toksisiteye sahiptir. İnsan vücuduna solunum yutma ve cilt yoluyla emilim sürecinden girerek solunum tahrişine ve astım, öksürük, nefes darlığı gibi sorunlara neden olur. Vücudun uzun vadede büyük miktarda kroma maruz kalması, kan dolaşımına ve sinir dokusuna, ayrıca cildin tahrişine zarar vermenin yanı sıra akciğer, karaciğer ve böbreklere zarar verebilir (Dayan ve Paine, 2001).

1.8.3. Nikel (Ni)

Toksik ağır metallerden biri olan nikel metal, yeryüzündeki elementler arasında 24. sırayı alır ve yer kabuğunun% 6'sını oluşturur (Pane, Richards, veWood, 2003). Nikel 8.9 g / cm3 yoğunluğa sahiptir ve Nikel, seyreltik asitler içinde çözülebilen Demir (Fe), Alüminyum (Al), Çinko (Zn), Molibden (Mo) ve Bakır (Cu) 'un her biri için metallerle farklı alaşımlar oluşturur (Muırurı, 2013). Nikel elementi, + 1, + 3 ve + 4'lerin farklı oksidasyon durumlarına sahip birkaç bileşiğe sahiptir, ama en yaygın durumu, ikili oksidasyon hali olan +2'dir (Cempel ve Nikel, 2006). Nikel iyonu (Ni^{2+}) 4, 5 ve 6 koordinasyon numaralarına ve oktahedral, trigonal bipiramidal, tetrahedral ve kare gibi temel yapısal tiplerin tümüne sahip olan çok sayıda bileşik oluşturur Nikel iyonu emilimi fiziksel ve kimyasal özelliklerine bağlıdır, fakat suda çözünen bileşiklerle emilimi daha kolaydır (Chattopadhyaya vd., 2014).

Nikel (II), sülfit (S^{-2}), sülfat (SO_4), karbonat (CO_3), hidroksit (OH^-) ve karboksilat (COO^-) gibi tüm genel anyonlarla bileşik oluşturur. Nikel metali, hidrojenleme katalizörü, pil endüstrisinde yeniden şarj edilebilen bir katot olarak birçok sektöre girmektedir. Ayrıca lityum iyon pillerin imalatında da kullanılır (Davis, 2000). Dünyadaki nikel metal üretiminin yaklaşık % 60'ı çelik endüstrisinde, özellikle paslanmaz çelikte kullanılmaktadır (Obasohan, 2008). Nikel metali düşük konsantrasyonlarda büyük öneme sahiptir. Birçok hayvan türü, mikroorganizma ve bitki için bir besin kaynağıdır. Organizmadaki konsantrasyonunun azalması veya artması, fizyolojik fonksiyonlarda sorunlara neden olur ve böylece birçok hastalık ortaya çıkar (Cempel ve Nikel, 2006). Nikel metalinin neden olduğu sağlık sorunları arasında cilt alerjileri, akciğer, karaciğer ve böbrek hasarı, kardiyovasküler toksisite vardır ve nikel sülfit dumanı solunumu kansere neden olmaktadır (Kasprzak vd., 2003). Aynı zamanda nikel karbonil ($Ni(CO)_4$) bileşiği, karbonilin havaya salınan ve yüksek derecede toksik olan karbon monoksit gazı (CO) verme kabiliyetinin yanı sıra yüksek derecede toksik etkilere sahiptir (Nussey, 2000).

1.8.4. Çinko (Zn)

Çinko (Zn) elementi yer kabuğunda yaklaşık 75 ppm oluşturur ve 7.14 g / cm^{3}'e eşit bir yoğunluğa sahiptir. Çinko elementi, madenlerde bakır (Cu), kurşun (Pb) gibi diğer bazı bazik metallerle birlikte bulunur ve oksijen için düşük bir afiniteye sahiptir ve sülfür elementi (S) ile ilişkilidir ve maden olarak Sphalerite (ZnS), Calamite ($ZnCO_3$) ve Zincite (ZnO) oluşturur (Muırurı, 2013). Çinko, oksidasyon durumlarında +2 ve 0'da bulunur. Anyonlar, amino asitler ve organik asitlerle kompleksler oluşturabilir. Ayrıca, çinko bileşeni yüksek pH değerlerinde biyoyararlanıma sahiptir ve Çinko hidroksit Zn (OH) 2 üreten 7 ila 7.5 pH'da hidrolize olur (Fosmire, 1990). Çinko metali, çatı ve bina yapımında kullanılan endüstri pirinç ve bronz alaşımları gibi birçok sektörde kullanılmaktadır (Emsley, 2011). Çinko ayrıca devre kartlarının ve fotokopi makinelerinin, kozmetik ürünlerinin, diğer metallerin galvanizlenmesi, kuru pillerin üretilmesinde ve çinko bileşikleri de boya, ilaç ve besin takviyeleri gibi kimyasal ve farmasötik endüstrisinde kullanılmaktadır (Muırurı, 2013).

Metalik olarak çinko biyoyararlanıma sahiptir ve insanlar, hayvanlar ve bitkiler için temel ve çok faydalıdır ve çevre için herhangi bir tehlike oluşturmaz. Bununla birlikte, çinko elementin riski, yüksek toksisiteye sahip bileşikler oluşturma ve biyolojik sistemlerde ciddi hasara neden olma noktasında asitler ve oksijen gibi diğer kimyasallarla etkileşimlerinde yatmaktadır (Altundoğan vd., 2000; Fosmire, 1990). Zn'nin toksisitesi, Bakır (Cu) ve Demir (Fe) emilimini baskılayan aşırı emilimin bir sonucudur, çünkü çözeltisindeki serbest Çinko iyonu (Zn^{2+}) oldukça toksiktir ve bitkilerde, omurgasızlarda ve balıklarda hasara neden olur. (Joint, 2011). Çinko tuzları ayrıca insan vücuduna da etki eder ve bağırsak sorunlarına, bulantıya ve karın ağrısına neden olur (West, 2006). Ayrıca bir kişi yüksek dozlarda çinko iyonuna (Zn^{2+}) maruz kaldığında bakır eksikliği ve anemi ortaya çıkar (Muırurı, 2013). Ayrıca, gaz çinko oksitin (ZnO) solunması, metal galvanizleme fabrikalarında kaynak işlemi sırasında işçiler için meydana gelen çinko ürperti olarak adlandırılan insan vücuduna arka arkaya şoklara neden olacaktır. Çinko metal burundaki sinir reseptörlerini yok etme kabiliyetine sahip olduğundan, bir anozmiye yol açabilir, bu

yüzden çinko bazlı burun içi soğuk ürünlerin kullanılmaması önerilmektedir (Johnson vd.,2007; Safty vd., 2008).

1.8.5. Manganez (Mn)

Manganez, yer kabuğunda yaklaşık 1000 ppm konsantrasyonda bulunan ağır metallerden biridir, bu nedenle bu element en bol bulunan elementler arasında 12. sırada yer almaktadır (Emsley, 2011). Manganez, en önemlileri Pyrolusite (MnO_2), Psilomelane (BaH_2O) $2Mn5O_{10}$ ve rodochrosite ($MnCO_3$) olan birçok bileşikte bulunur. Manganez bileşikleri, güçlü oksitleyici ajanlar olarak kabul edilir ve dördüncü oksidasyon hali (+4) ve yedinci oksidasyon hali (+7) gibi farklı oksidasyon durumlarına sahiptir (Emsley, 2011). Ayrıca doğrudan bor (B), karbon (C), kükürt (S), silikon (Si) ve fosfor (P) ile birleşme potansiyeline sahiptir (Emsley, 2011). Manganez iyonunun en kararlı oksidasyon durumları arasında canlı organizmaların metabolik işlemlerinin temel fonksiyonlarında kullanılan ikili durumdur (Mn^{++}) ancak diğer oksidasyon durumları insan için toksiktir (Muırurı, 2013). Manganez iyonu oksidasyon durumuna bağlı olarak birkaç farklı renge sahiptir. Manganez, pigment üretimi gibi çeşitli endüstrilerde, Manganez Oksit (MnO_2) ise kuru pillerde katod malzemeleri olarak pil üretiminde kullanılır. Serbest manganez elementi, metal alaşımlarının imalatında, özellikle paslanmaz çelik imalatında ve ayrıca çelikte pas ve korozyon önlemede ve Manganez fosfatlama şeklinde kullanılır (Zhang ve Cheng, 2007). Bu metalin canlı organizmalar için önemine rağmen, organizmanın vücuduna yüksek konsantrasyonlu dozlar girmesi insan sağlığına zarar verecek niteliktedir ve büyük miktarlarda solunduğunda memelilerde zehirlenme sendromuna neden olur sinir sistemine zarar verir (West, 2006). Ayrıca alaşım işleme tesislerinde çalışan kişilerin psikolojik ve motor bozukluklarının ortaya çıktığı kaydedilmiştir (Nussey, 2000).

1.8.6. Bakır (Cu)

Bakır, eski zamanlardan beri kullanılan metallerden biridir. Bakır, doğal haliyle uzun zamandan beri kullanılmaktadır (Chattopadhyaya ve vd., 2014). Bakır, oksidasyon hallerinde (0, + 1, + 2) bulunur ve bu bileşiklerin en önemlisi olan birçok bakır

bileşiği, aerobik alkalinde oluşan en çözünür türlerden biri olan Bakır karbonattır ($CuCO_3$). Anaerobik ortamlarda bakır sülfit (Cus) oluşumu gerçekleşir. Bakır ayrıca hümik asitlerle güçlü çözelti kompleksleri oluşturma yeteneğine de sahiptir (Dzombak, 1990; LaGrega, Buckingham, veEvans, 2010). En toksik bakır iyonlarının biri de $Cu\ (OH)^{+}$ ve $Cu_2\ (OH)_2^{2+}$ gibi kuprik iyon (Cu^{2+}) 'dır. Ayrıca, bakır iyonu yüzey suyunda uzun mesafeleri kat edebilir ve organik maddeler ve minerallere sıkıca asılabilir ve bitki ve hayvan üzerinde birikir. (Mudhoo, Garg, veWang, 2012). Bakır metal, metal işleme, madeni para, alaşım, elektrik telleri, tencere ve boru elektrokaplama, elektrik endüstrisi, makine imalatı, organik sentez, tabaklama gibi pek çok sektörde kullanılmaktadır (Mudhoo ve vd., 2012). Bakır, hem bitkinin hem de hayvanın büyümesi için gerekli bir besin maddesi olarak kabul edilir. Fakat organizmanın vücuduna yüksek dozlarda girdiğinde, anoreksi, anemi, gastrointestinal tahriş, böbrek hasarı, baş ağrıları, alerjiler, çocukluğun erken dönemlerinde artan hiperaktivite, öğrenme bozuklukları gibi birçok sağlık sorununa neden olur (Udayakumar, 2012).

2. LİTERATÜR ÖZETİ

Krom 0.214 ± 0.016 µg/ g, çinko 0.552 ± 0.099 µg/ g ve Nikel 0.509 ± 0.069 µg/ g konsantrasyonların toplam ortalama değerleri elde edilmiştir. Çalışma alanında kurşun ve kadmiyum konsantrasyonlarına rastlanmamıştır. Ağır metallerin sonuçları Zn> Ni> Cr sırasıyla bulunmuştur. Ayrıca, sonuçlar tüm ağır metallerin, izin verilen sınırları aşan çinko hariç, uluslararası kurallarca izin verilen sınırlar dahilinde önerilen değerlerde düşmekte olduğunu göstermiştir (Sthanadar vd., 2015).

Başka bir çalışmada büyük miktarlarda organik ve endüstriyel atık alan Ankara Çayı'ndaki su böcekleri (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera ve Odonata) türleri ile bazı ağır metaller (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Fe, Mn ve B) arasındaki ilişki incelenmiştir. 1991'de Böcek toplulukları çalışmasının sonuçları, toplam sertlik, pH, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Fe, Mn, B ile ilişkili olduğunu ortaya çıkarılmıştır. Her bir örneğin Cd, Pb, Cu, B için sucul yaşam için Koruma Ajansı standartlarına göre izin verilen limitleri aştığı kaydedilmiştir(Girgin vd., 2010).

Diğer bir araştırmada, temel çevre bileşenleri olan su, toprak, hava ve ekolojik göstergeler olarak kullanılan bazı böcek türlerindeki (Kadmiyum, Krom, Bakır, Nikel ve Çinko) ağır metallerin birikimi ve kirliliği üzerine bir araştırma yapılmıştır. Pakistan'ın Pencap Bölgesi Gujrat sanayi bölgesi olarak seçilmiştir. Biyoindikatör olarak kullanılan böcekler libellulid yusufçuk (Crocothemis servilia), acridid çekirge (Oxya hyla hyla) ve endüstriyel bölgeye yakın bir nymphalid kelebek (Danaus chrysippus) olarak seçilmiş ve böceklerde en yüksek ağır metal konsantrasyonu Kadmiyum ve Bakır olarak bulunmuştur. Krom, Çinko, Nikel, p <0.05 seviyesinde gözlenmiştir(Azam vd., 2015).

İran'ın Tembi Deresinin aşağısında bulunan havza da ve atık suyun dereye giriş kaynağı olan yukarı havza suyunda ki ağır metalleri (Kadmiyum (Cd), Krom (Cr), Bakır (Cu), Demir (Fe), Kurşun (Pb), Nikel (Ni) ve Çinko (Zn)) ölçmek için başka bir çalışma yapılmıştır. Çalışmanın sonuçları, aşağı havzada ki su ve sedimentlerde ortalama ağır metal konsantrasyonlarının, yukarı havzada ki su ve sedimentlerde ortalama ağır metal konsantrasyonlarından daha yüksek olduğunu göstermiştir. Aşağı

havzada ki ağır metallerin en yüksek ortalama konsantrasyonları, su için Kurşun (Pb) ve sediment için Manganez (Mn) sırasıyla 1.95 mg/L ve 820.5 mg / kg'dır. Yukarı havzada ki ağır metallerin en düşük ortalama konsantrasyonları su ve sediment için Kadmiyum (Cd) metali sırasıyla 0.07 mg/L ve 10 mg / kg olarak bulunmuştur(Shanbehzadeh vd., 2014).

Patil ve Kaushik (2016)'da yaptığı çalışma Jayakwadı Barajı (Godavarı Deresi) Maharashtra, Hindistan'da sudaki ağır metallerin seviyelerini belirlemek için yapılan analitik bir çalışma ile endüstriyel atık suların, evsel atık suların ve tarımsal akıntıların rasgele deşarjı ile olmuştur. Bu nedenle, bu çalışma, sudaki Çinko (Zn), Krom (Cr), Kadmiyum (Cd), Civa (Hg) ve Kurşun (Pb) gibi bazı ağır metallerin biri için sedimentlerdeki hesaplanması ile ilgilidir. Suda ve sedimentteki oranlar sırasıyla Hg için (15.24 - 18.21 µg / L) ve 10.26 - 13.31 µg / g), bunu takiben Pb için (14.31 - 18.38 µg / L) (16.86 - 24.38 µg / g), Cd için (1.95 - 2.29 µg / L) (1.42 - 4.39 µg / g), Cr için (0.68 - 4.00 µg / L) (6.35 - 10.16 µg / g) ve son olarak Zn için (0.88 - 1.77 µg / L) (0.52 - 1.56 µg / g).

Sahastradhara tepe akımının birbirinden önemli ölçüde farklı olan beş bölgenin sularındaki ağır metalleri ölçmek için bir çalışma yapılmıştır. Dördüncü ve beşinci bölgelerin yakınında katı atık imha sahası olması nedeniyle yüksek konsantrasyonlarda ağır metaller tespit edilmiştir. Bu sonuç akarsudaki ağır metaller ile katı atık alanı arasında doğrudan bir ilişki olabileceğini açıklamıştır (Bharti vd., 2014).

Farklı bir çalışmada ise doğal güzelliği ve İstanbul civarı olaması nedeniyle üretim ve ağır kentleşmeye sahip olan Sapanca Gölü'nde ki sediment yüzeyinin Kurşun (Pb), Krom (Cr), Bakır (Cu), Mangan (Mn), Nikel (Ni), Çinko (Zn), Kadmiyum (Cd) ağır metallerinin ölçülmesi amaçlanmıştır. Örnekler dokuz farklı yerden alınmıştır.

En yüksek ağır metal konsantrasyonları şu şekilde bulunmuştur: Yaz mevsiminde Cr, Cu, Mn, Ni, Zn ve sonbahar mevsiminde Cd. mevsimsel Kurşun ve Krom varyasyonu tespit edilmemiştir. Bu sonuç, gölün şuana kadar kirlenmediğini açıklamaktadır (Duman vd., 2007).

Akarsu sedimentlerindeki ağır metallerin konsantrasyon seviyelerinin tahmin edilmesi amaçlanmıştır. Çalışma Kılıçözü Deresi'ne (Kırşehir, Türkiye) ait altı lokasyondan mevsimsel olarak örnekler toplanmış ve bunlar Kurşun (Pb), Krom (Cr) Bakır (Cu), Nikel (Ni), Çinko (Zn) ve Kadmiyum (Cd) gibi ağır metal seviyeleri konsantrasyonları ölçülmüştür. Yılda en yüksek ağır metal konsantrasyonları şu şekilde bulunmuştur: Zn> Cr> Ni> Cu> Pb> Cd. Ağır metallerin mevsimsel konsantrasyon seviyeleri ise: Sonbaharda Pb (14.4 µg/g), Ni (43 µg / g) ve Cd (6.2 µg /g), Cr (55.7 µg/g) ve Zn (71.9 µg/g) yaz ve ilkbaharda ise Cu (42.5 µg/g) bu şekilde kaydedilmiştir. Ayrıca, Kadmiyumun (Cd) konsantrasyon değerinin, Uluslararası standartlara göre dere akışında izin verilen limitleri aştığı ve Çinko (Zn) ve Kurşunun (Pb) izin verilen limitleri aşmadığı bulunmuştur (Duman vd., 2013).

Bir başka çalışmada sulama ve içme suyu için kullanılan önemli bir kaynak olan Türkiye'deki Avşar Baraj Gölü üzerinde inceleme yapılmıştır. Kadmiyum (Cd), Krom (Cr), Bakır (Cu), Demir (Fe), Nikel (Ni) ve Kurşun (Pb) gibi bazı ağır metal konsantrasyonları su, sediment ve *Cyprinus Carpio* dokusu için mevsimsel ölçümler yapılmıştır. Sonuçlar ayrıca, maksimum kümülatif değerin Demir'e (Fe) ait olduğunu ve bunu sırasıyla Ni, Cu, Cr, Pb ve Cd takip ettiğini ortaya koymuştur. Ayrıca, ağır metal seviyelerinin sürekli azaldığı gözlemlenmiştir (Öztürk vd., 2009).

Farklı bir çalışma da ise , bazı ağır metallerin konsantrasyonları ölçülmüştür. Küresel bazda sorun yaratan altı ağır metal Krom (Cr), Nikel (Ni), Bakır (Cu), Arsenik (As), Kadmiyum (Cd) ve Kurşun (Pb) konsantrasyonu Bangladeş Dere'sinin yüzey suyundan ve sedimentinden alınan örnekler için ölçülmüştür. Suda ki en yüksek ağır metal konsantrasyonları şu şekilde bulunmuştur: Cr> Cu> As> Ni> Pb> Cd ve Cr> Ni> Cu> Pb> As> Cd. Ayrıca, ağır metallerin konsantrasyon seviyelerinin kılavuz kriterlere göre izin verilen içme suyu limitlerini aştığı ve bunun dere suyunun içme ve yemek pişirme için kullanılamayacağına dair bir gösterge olduğu görülmüştür (Islam vd., 2015).

Diğer bir araştıma da ise Türkiye'deki Dicle Nehrindeki su, sediment ve balıklarda ki Kadmiyum (Cd), Kobalt (Co), Bakır (Cu), Demir (Fe), Manganez (Mn), Nikel (Ni), Kurşun (Pb) ve Çinko (Zn) gibi bazı ağır metallerin ölçülmesini amaçlamıştır.

Balıkta ağır metallerin ölçüldüğü organlar karaciğer kasları ve solungaçlarıdır (*Silurus triostegus, Mastacembelus simack, Mystus halepensis, Orthrias euphraticus)*. Yengeç karaciğeri (*Potamon fluviatilis*), tatlı su salyangozunun iç organları (*Physa acuta*), Midye *(Unio Elongatulus)* ve bütün Yeşil Algler'in (*Spirogyra sp.*) biyolojik kütlesi için ölçüm yapılmıştır. Örnekler mevsimsel olarak Dicle Deresi'nin üç bölgesinden ve Resan Deresi'nde bir başka referans konumundan toplanmıştır. Ortalama Cd, Cu, Mn, Ni, Zn ve Fe konsantrasyonlarının sonuçları ilkbahar ve yaz aylarında, özellikle I, II ve III lokasyonlarında yüksek çıkmıştır. Elde edilen sonuçlar ayrıca, son zamanlarda bakır konsantrasyonu seviyesinin sürekli olarak azaldığını ortaya koymuştur (Karadede vd., 2007).

Ağır metalleri tahmin etmek için benzeri bir çalışma yapılmıştır. Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni, Sr ve Zn için balıkların karaciğer, kemik, solungaç, kaslar ve dokularındaki su ve sediment için bu metalleri atık su boşaltma sistemi göletinde (Belfort, Fransa) ölçerek ortak erişim, yaz ve sonbahar mevsimi boyunca, 2011 yılında yapılmıştır. Çalışmanın sonuçları, sudaki ağır metal konsantrasyonu yaz aylarında daha yüksek olduğunu göstermiştir. Sedimentlerindeki ağır metal konsantrasyonunun seviyesi, kurşun (Pb) hariç, sonbaharda daha yüksektir. Balık dokusunda, ağır metal konsantrasyonunun ortalama yönü, solungaç ve kaslar için Zn> Fe> Sr> Mn> Cu> Cr> Cd ≈ Pb ≈ Ni şeklinde sıralanmıştır (Salem vd., 2014).

Jialu Deresi'nin yüzey sedimentlerindeki ağır metalleri ölçmek için başka bir çalışma yapılmış, çalışmada derenin uzantıları üzerinde ki on dokuz yerden toplam konsantrasyonları ölçmek için örnekler alınmıştır. Ağır metal konsantrasyonlarının seviyeleri, Atomik Floresans Spektrometresi ve Endüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometresi (ICP-OES) analiz cihazları kullanılarak tespit edilmiştir. Derenin en geniş bölgesinden daha yüksek ağır metal konsantrasyonları elde edilirken, orta ve alt seviyelerden daha düşük ağır metal konsantrasyonları elde edilmiştir. (Fu vd., 2014).

Bir başka çalışmada ise ağır metal kirliliği, canlı organizmalar üzerinde olumsuz etkiler yaratabileceği görülmüştür. Bunlar teratojenik bir etki olarak üremeyen embriyolara, mortaliteye, vb. Bunun sonucu üreme bozukluğudur. Bu embriyolar,

Saguling Barajının chironomidae'lerinde metal kirliliği oluşturabilir. Çalışmanın sonuçları, chironomidae'lerin çoğunun, özellikle baş kısmında deformasyona uğradığını ortaya koymuştur. Anten deformitelerinin yüksek Cr konsantrasyonu ile karakterize olması muhtemeldir (r = 0.7099). Toplam deformitelerin Pb (r = 0.7055) ile karakterize olma eğilimi vardır ve pekten epifarjin deformasyonlarının Cu (r = 0.6131) 'a neden olma olasılığı yüksektir (Riani vd., 2014).

Diğer bir araştırmada Şeker kamışı yetişirildiği bölgelerde bulunan akarsulardan yüksek metal iyon konsantrasyonu aldığını söylenmiştir. Çökeltilerde metallerin birikmesi çevre sorunlarına ve metal iyonlarının suda yaşayan organizmalar tarafından biyolojik olarak birikmesine yol açmaktadır. Bu çalışmada, şeker kamışından etkilenen akarsularda ve su böceklerinde Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn ve Zn metal iyonlarının biyolojik birikimi değerlendirilmiştir. Sonuçlar böceklerin tortularla kirlendiğini ve *Chironomus* türü olarak toplayıcı organizmaların avcı organizmalardan daha fazla metal konsantrasyonu biriktirdiğini belirtmiştir (Corbi vd., 2010).

Farklı bir çalışmada laboratuvar çalışmaları geleneksel olarak su böceklerinin metallere karşı nispeten duyarsız olduğunu gösterirken, saha çalışmaları onların en hassas suda yaşayan omurgasız taksonları arasında bulunmalarını önermiştir. Suda yaşayan böceklerin, akut metal maruziyetlerine karşı gerçekten duyarsız oldukları görülmüştür. Buna karşılık, bazı sucul taksonların kronik metal maruziyetine karşı oldukça hassas olabileceğini gözlemlenmiştir. Laboratuvar ve saha çalışmaları arasındaki kronik hassasiyete ilişkin tutarsızlık, saha çalışmalarına kıyasla laboratuvar çalışmalarında nispeten kısa zamanda yapılmaktadır. Ayrıca, bazı durumlarda, su böceklerinin tarla çalışmalarındaki duyarlılığının, birincil üreticiler üzerindeki doğrudan etkilerinin sonucu olabileceği ve bu da besin zinciri yoluyla su böcekleri üzerinde dolaylı etkilere yol açabileceği görülmüştür (Brix vd., 2011).

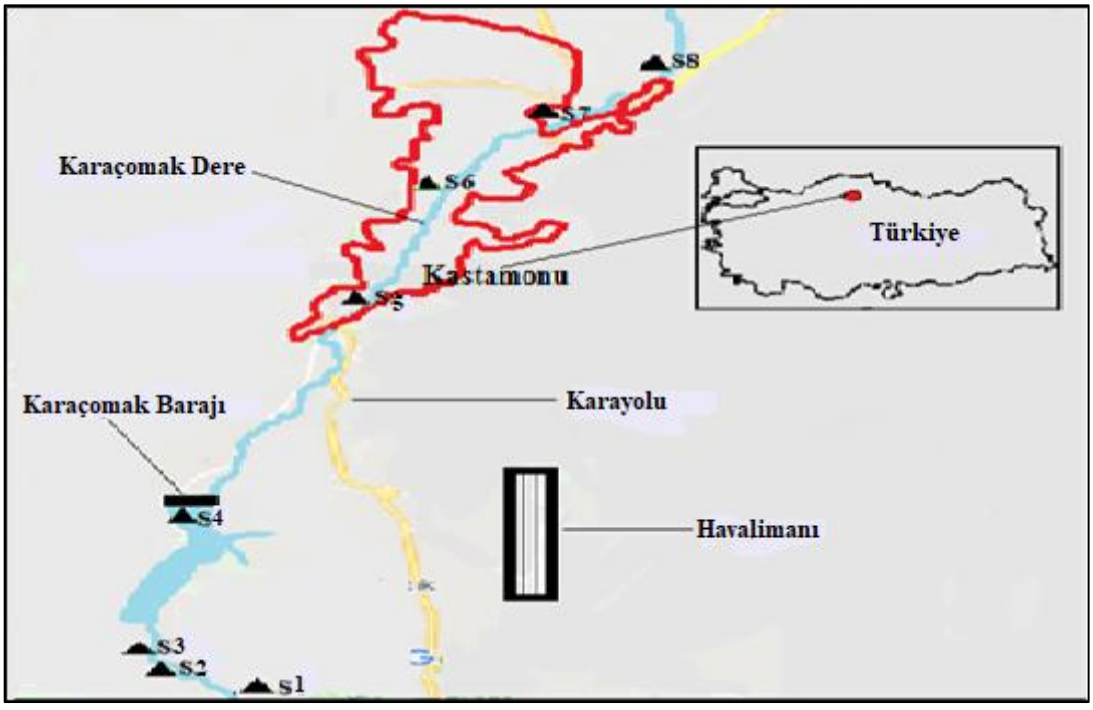
Bir başka çalışmada Şehirde sivrisinek larva habitatlarında Kadmiyum, Krom, Bakır, Demir, Kurşun, Manganez ve Çinko konsantrasyonları ve dağılımı Kisumu ve Malindi, Kenya ve Anopheles gambiae, *Aedes aegypti*, *Culex quinquefasciatus ve Anopheles* varlığı üzerine etkileri *funestus* larvaları incelenmiştir. Manganez ve

Demir, şehir Kisumu'ndaki larva habitatları suyundaki en yaygın ağır metallerdir. Her iki şehirde de larva habitatlarında dip çökeltilerinde en yaygın ağır metal Demir olmuştur. Kadmiyum ve Demir hariç tüm ağır metallerin en yüksek konsantrasyonları, iki şehirde de iyi drene edilmiş tabakalarda kaydedilmiştir (Mireji vd., 2008).

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Çalışma Alanı

Karaçomak Deresi, Kastamonu'nun güneyinde İhsangazi ilçesindeki ismini alan Karaçomak köyündeki kaynaktan çıkıp, Kastamonu şehir merkezi içinden geçerek Taşköprüde ilçesi civarında Gökırmak'a karışmakta olup 40 km uzunluğundadır. Karaçomak deresi üzerinde 1973 yılında sulama, taşkın kontrolü ve içme suyu temini için Karaçomak Barajı yapılmıştır. Barajın hacmi 1.100.000 m^3, dere yatağının yüksekliği 49 m, gölün hacmi 23.10 hm^3 ve su alanı 1.43 km^2'dir. Baraj 2.569 hektarlık bir alana sulama hizmeti vermekte ve Kastamonu kentinin sakinlerine her yıl 3 hm^3 içme suyu sağlamaktadır (URL-1). Karaçomak derisini gösteren harita Şekil 3.1'de verişmiştir.



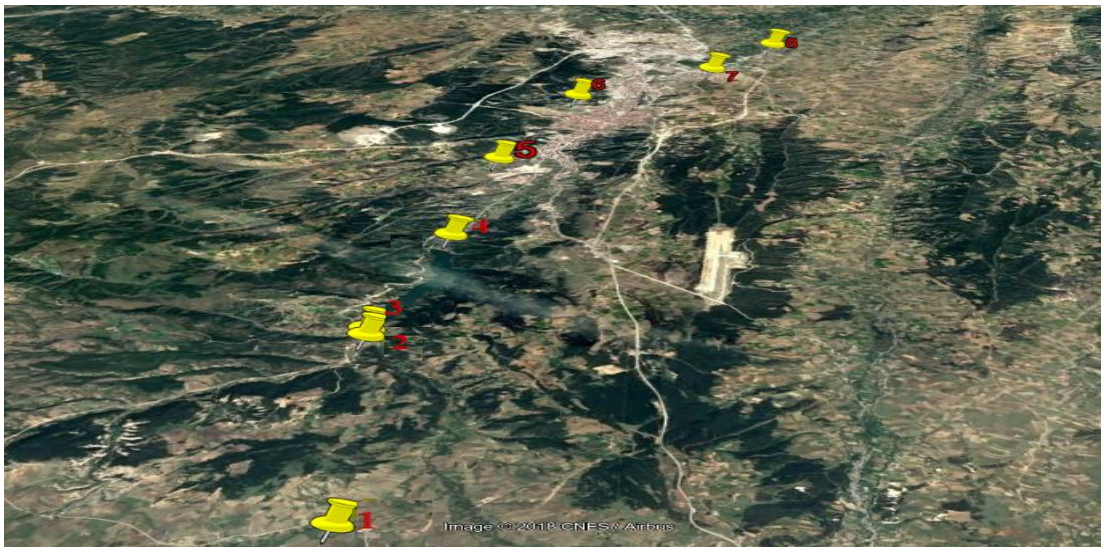
Şekil 3.1. Çalışma alanı örnekleme yapılan istasyonlar

3.2. Örnekleme İstasyonları

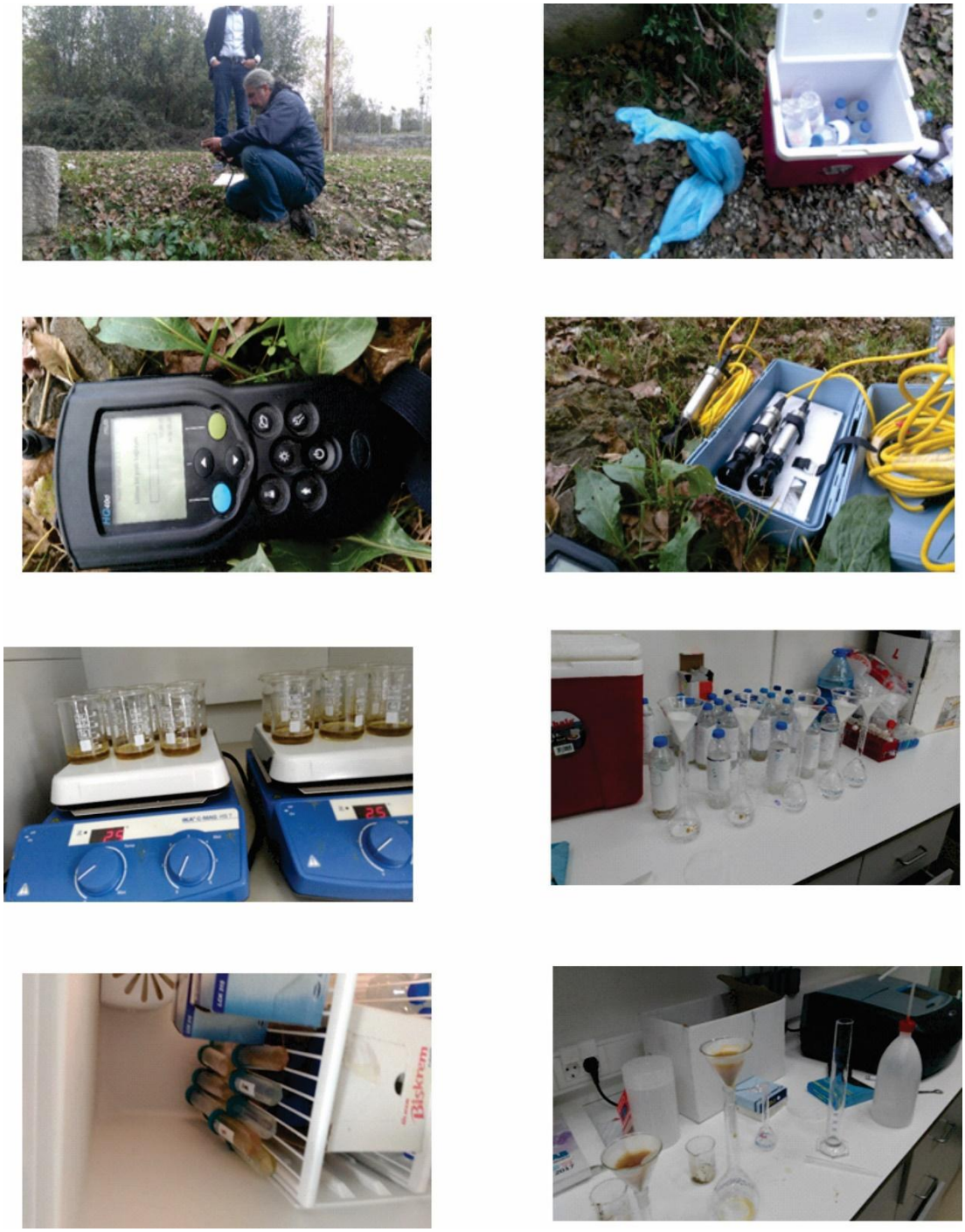
Karaçomak deresinde en iyi temsil ettiği düşünülen 8 istasyonda Ekim 2016 – Mayıs 2017 (2016 Ekim'de, 2017 Şubat'ta, 2017 Mayıs'ta ve 2017 Temmuz) tarihleri arasında yürütülmüştür. İstasyonlardan mevsimleri temsil etmek üzere Ekim, Şubat, Mayıs ve Temmuz aylarında örnekleme yapılmıştır. Her istasyondan su, sediment ve böcek örnekleri toplanmıştır. Bu yöntem ile çalışmanın tüm mevsimsel farklılıkları kapsaması hedeflenmiştir. İstasyonların yerleri Şekil 3.2'de verilmiştir. İstasyonların adları, enlem ve boylamların, ayrıca rakamları verilmiştir (Fotoğraf 1) (Tablo 3.1).

Tablo 3.1. *Çalışma alanındaki istasyon bilgileri*

	Lokasyonun Adı	Enlem	Boylam	H
1	Eski Kastamonu-Ankara Yolu (Bahadır Köyü Civarı)	41°14'615"N	33°44'720"E	960m
2	Karaçomak deresinin baraj girişi	41°17'150"N	33° 44' 159" E	913m
3	Karaçomak Barajı kenarı çiftlik	41°17'877"N	33°44'119"E	903m
4	Karaçomak Barajı Savak Alanı	41°19'116"N	33°44'773"E	887m
5	Olukbaşı (İtfaiye karşısı)	41°21'792"N	33°45'975"E	798m
6	Eski Sanayi Girişi	41°23'818"N	33°46'844"E	765m
7	Hacıbey (Sunta) Kavşağı	41°24'722"N	33°48'266"E	741m
8	Dereköy	41°25'426"N	33°49'085"E	726m



Şekil 3.2. Karaçomak Deresinde örnekleme yapılan istasyonlar



Fotoğraf 3.1. Arazi çalışmaları ve Laburatuvar Fotoğrafları

3.3. İstasyonlarda Yapılan Ölçümler

Sıcaklık (℃), pH, Elektrik İletkenliği (EC) ve Çözünmüş Oksijen (DO) taşınabilir analizör HACH LANGE markalı, HQ40D model portatif ölçüm cihazları (multimetre) kullanılarak yerinde ölçülmüştür. Değiştirilebilir problarıyla otomatik parametre tanıma özelliğine sahip cihaz ile elde edilen ölçümler, istasyon numarası,

ölçüm tarih ve saatiyle birlikte kaydedilmiştir. Su sıcaklığı ve çözünmüş oksijen değeri 30 m kablo uzunluğuna sahip oksijenmetre ile, pH ve elektriksel iletkenlik değeri ise ilgili derinliklerden Nansen Şişesi ile alınan su örneklerinden belirlenmiştir. Ölçümlerin yapılma yöntemleri ve cihazların kalibrasyon işlemlerinde standart yöntemlerden (Apha-AwwaWef, 2005) yararlanılmıştır.

3.4. Metod

3.4.1. Su Örnekleri

Çalışmalara başlamadan önce, herhangi bir kirliliğin olmaması için kullanılan bütün malzemeler derişik %0,69'luk HNO_3 ve deiyonize su ile hazırlanan yıkama suyundan geçirilip etüvde kurutulmuştur. Daha sonra cam şişe numune alınmadan önce %10'luk HNO_3 'de 1 gece bekletildi. Örnekleme alanında cam şişeler 2 kez göl suyu ile yıkandı. Su örnekleri Karaçomak deresin de 0.5 m derinlikten 1 lt' lik cam şişelere alındı. Numune alma noktalarından alınan örneklerin 100ml'si 0.45 µm'lik bir filtre yardımı ile filtre edilerek asitle temizlenmiş polipropilen şişelerine aktarıldı. Her örneğe 6 ml konsantre nitrik asit (Merck, % 65) ilave edildi ve ICP-OES cihazında analiz edilene kadar +4℃de buzdolabında bekletildi (Salem vd., 2014).

3.4.2. Sediment Örnekleri

Sediment her istasyondan yaklaşık kıyıdan 1.5 metre uzaktan ve yüzeyden yaklaşık 5 cm derinlikten alındı. Laboratuvara getirilen sediment örnekleri 7 gün boyunca oda sıcaklığında ve aralıklı olarak karıştırılarak kurutuldu, kurutulan örnekler porselen havanda iyice dövülüp toz haline getirildi ve 2 mm'lik Retsch marka elek ile elendi (Schottler ve Engstrom, 2006; Duman vd., 2007). Sediment örnekleri polietilen torbalarda saklanmış ve analizlerde kirlenmeyi önlemek için kalsiyum klorür ilave edilmiştir. Deneyler boyunca asitle yıkanmış cam kap, analitik dereceli reaktifler ve iki kez damıtılmış deiyonize su kullanılmıştır. Tüm standartlar analitik saflıkta kimyasallardan hazırlanmıştır (Duman vd., 2007). Alınan sediment örneklerinin analizi için her üç örnekten 1'er gram alınmıştır. Örnekler daha sonra santifürüj tüplerine yerleştirildi. 10 mL hacimce Merck, % 65'lik 1 $HN0_3$/3 HCl oranında asit eklenmiş ve daha sonra örnekler sırasıyla 25 ℃de iki saat, 60 ℃de iki saat, 105 ℃,

iki saatte ve125 ℃de üç saat çözünmüştür. (Demırezen ve Aksoy, 2004). Filtre edilen örneklere bir miktar damıtılmış su ilave edilerek Merck, Whatman 0.45 μm filtre ile Süspansiyon süzülmüş, son olarak süzülen örneklerin son hacmi damıtılmış (deiyonize) suyla 25 ml nihai hacme kadar seyreltilmiştir (Duman vd., 2007).

3.4.3. Böcek Örnekleri

Bu çalışmada iki istasyonda *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corıxıdae) örnekleri toplanmıştır (Fotoğraf 2). Suyun içerisinde ve su bitkileri arasındaki böcek örnekleri bulunarak 5 gr civarında toplandı ve cam şişelere alındı. Cam şişeler içinde laboratuvara getirilmiştir (20 Ekim 2016 sonbahar mevsiminde ve 20 Temmuz 2017 yaz mevsiminde). Ancak, diğer mevsimlerde (kış ve ilkbahar) böceklerin soğuk sularda yaşayamaması nedeniyle böcek örnekleri alınamamıştır. Çalışma istasyonlarından toplanan böcekler etüv'de kurutulmuş, hassas terazide tartılmış ve 4:1 oranında derişik nitrik asit ve perklorik asit karışımı içinde bekletilmiştir (Azam vd., 2015).



Fotoğraf 3.2. *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae) genel görünüşü

1.000 µg / ml'lik standart stok çözeltiler, HNO_3 içindeki % 1'lik merck kurşun nitrat ($Pb(NO)_2$, krom nitrat ($Cr(NO_3)_3$), nikel nitrat ($Ni(NO_3)_2$,) çinko nitrat ($Zn(NO_3)_2$), manganez nitrat ($Mn(NO_3)_2$) ve bakır nitrat ($Cu(NO_3)_2$) tuzlarından hazırlanmıştır. Seyreltik standart çözeltiler, stok standart çözeltilerden hazırlanmıştır. Daha sonra örneklerin Kurşun (Pb), Krom (Cr), Nikel (Ni), Çinko (Zn), Manganez (Mn) ve

Bakır (Cu) konsantrasyonları Eşleşmiş Plazma-Optik Emisyon Spektrometresi ICP-OES cihazı ile analiz edilmiştir.

Numune analizleri Kastamonu Merkezi Araştırma Laburatuvarında bulunan Endüktif Olarak Eşleşmiş Plazma-Optik Emisyon Spektrometresi ICP-OES cihazı ile yapılmıştır (Duman vd., 2007). ICP-OES (Spectro-Blue) cihazı dedeksiyon limitleri Tablo 5.1'de verilmiştir.

Tablo 3.2. *ICP-OES dedeksiyon limitleri*

Element	Dedeksiyon limiti(ppb)
Kurşun (Pb)	>0,377
Bakır (Cu)	>0,639
Magnezyum(Mg)	>0,00758
Kadminyum(Cd)	>0,063
Krom (Cr)	>0,311
Mangan (Mn)	>0,00015
Nikel (Ni)	>0,171
Çinko (Zn)	>0,00634

3.4.5. İstatiksel Analiz

İstatistiksel analizler için istatistik paket programı (SPSS) sürüm 24'de ortalamalar, standart sapma, maksimum değerler ve minimum değerler gibi bazı betimsel istatistikleri hesaplamak için kullanılmıştır. Ayrıca, belirleyici nitelikteki istatistik analizi de, önemlilik değeri $p \leq 0,05$ ($\alpha = 0,05$ olarak seçildi) hesaplanan anlamlı değerler varsayarak, araştırma sonuçlarının anlamlı olduğu düşünülen değerleri (p) incelenmiştir. Ortalamaların karşılaştırılması için ANOVA testi ve Post Hoc yapılmıştır.

4. BULGULAR

4.1. İstasyonlardaki Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Sıcaklık (°C), pH, Elektrik İletkenliği (EC) ve Çözünmüş Oksijen (DO) Değerleri

4.1.1. Sıcaklık (T°C)

Tablo 4.1. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde yıllık ortalama sıcaklık (T °C).*

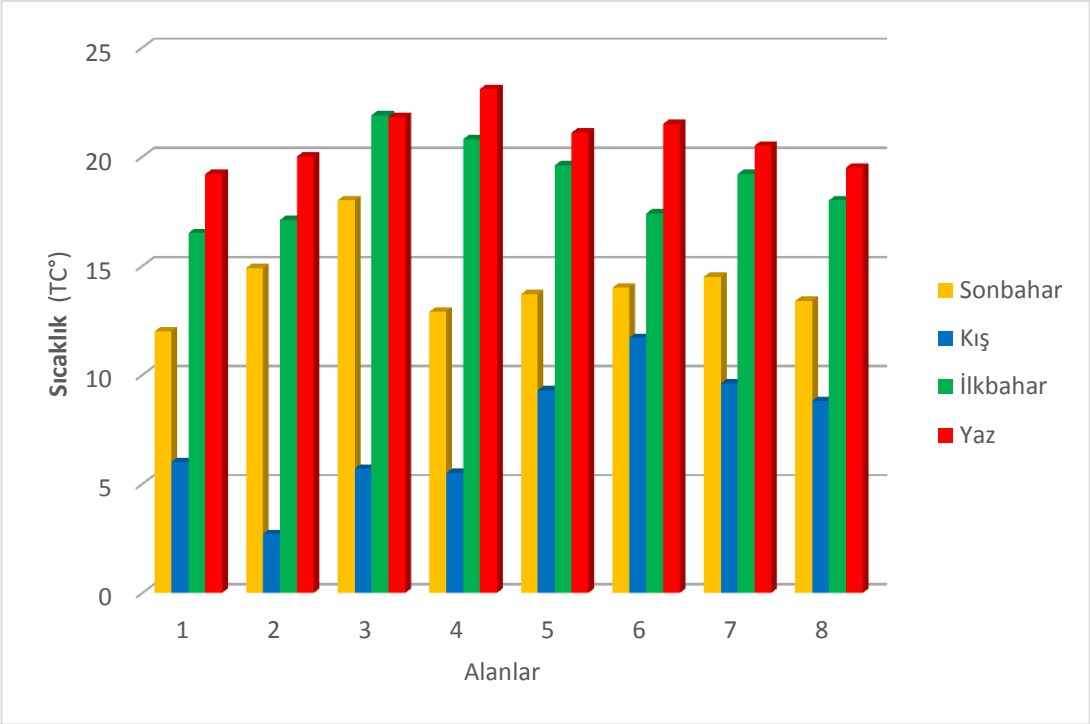
İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortama	SS	Min	Maks.
1	12	6	16,5	19,2	13,425[a]	5,773	6	19,2
2	14,9	2,7	17,1	20	13,675[a]	7,609	2,7	20
3	18	5,7	21,9	21,8	16,850[a]	7,652	5,7	21,9
4	12,9	5,5	20,8	23,1	15,575[a]	8,012	5,5	23,1
5	13,7	9,3	19,6	21,1	15,925[a]	5,451	9,3	21,1
6	14	11,7	17,4	21,5	16,150[a]	4,267	11,7	21,5
7	14,5	9,6	19,2	20,5	15,950[a]	4,956	9,6	20,5
8	13,4	8,8	18	19,5	14,925[a]	4,838	8,8	19,5
Yıllık Ortalama	14,175	7,413	18,813	20,838	15,309	6,070	7,413	20,85

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

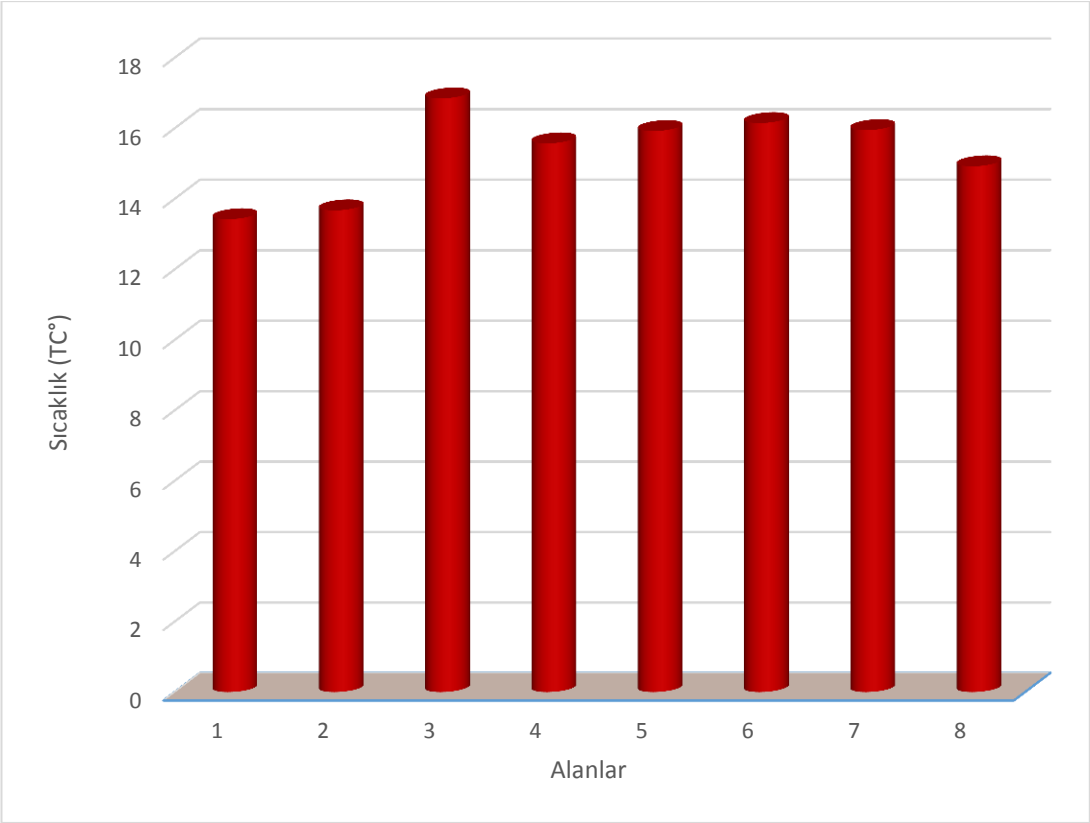
Tablo 4.2. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde mevsimsel ortalama sıcaklık*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	14,175[b]	±1,792	12	18
Kış	7,413[a]	±2,914	2,7	11,7
İlkbahar	18,813[c]	±1,897	16,5	21,9
Yaz	20,838[c]	±1,300	19,2	23,1
Yıllık Ortalama	15,309	1,976	12,6	18,675

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir. (p<0.05).



Şekil 4.1. Dört mevsim boyunca alanlar ve sıcaklık (TC °) arasındaki ilişki



Şekil 4.2. Alanlar ve yıllık ortalama sıcaklık (TC °) arasındaki ilişki

4.1.2. pH

Tablo 4.3. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde yıllık ortalama (pH)*

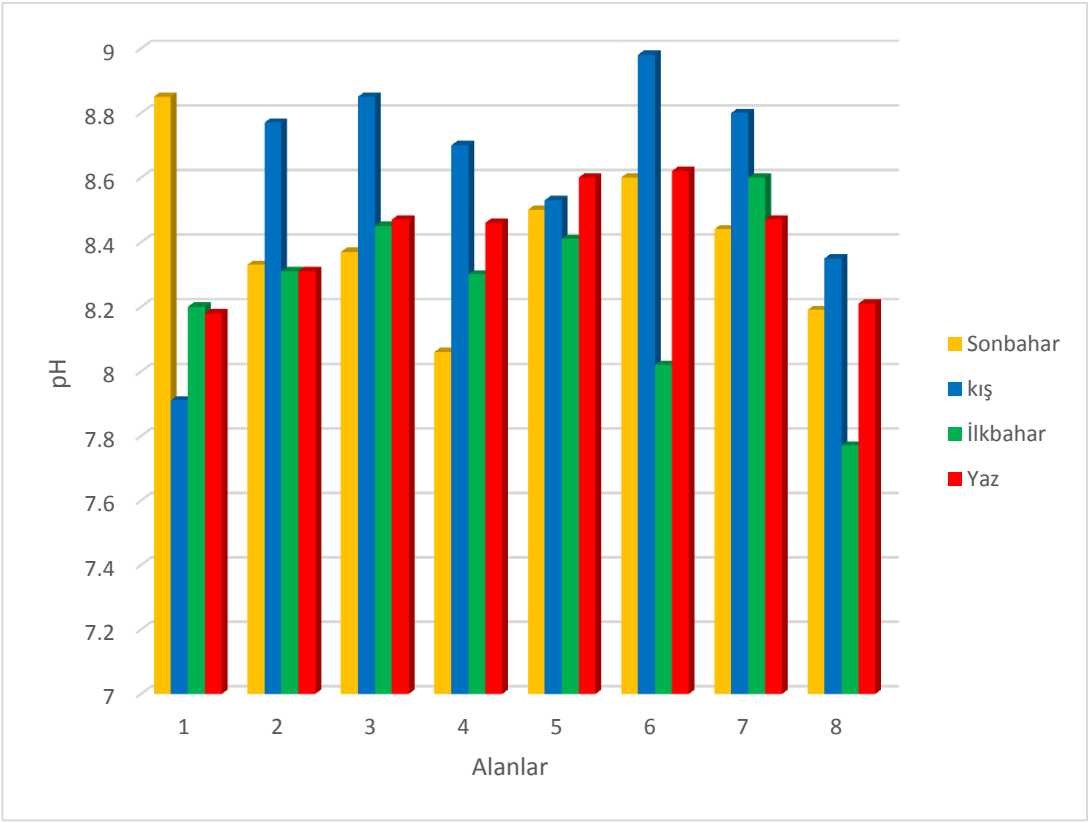
İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortama	SS	Min	Maks.
1	8,85	7,91	8,20	8,18	8,285[a]	0,399	7,91	8,85
2	8,33	8,77	8,31	8,31	8,430[a]	0,227	8,31	8,77
3	8,37	8,85	8,45	8,47	8,535[a]	0,214	8,37	8,85
4	8,06	8,70	8,30	8,46	8,380[a]	0,269	8,06	8,7
5	8,50	8,53	8,41	8,60	8,510[a]	0,079	8,41	8,6
6	8,60	8,98	8,02	8,62	8,555[a]	0,397	8,02	8,98
7	8,44	8,80	8,60	8,47	8,578[a]	0,164	8,44	8,8
8	8,19	8,35	7,77	8,21	8,130[a]	0,250	7,77	8,35
Yıllık Ortalama	8,418	8,611	8,258	8,415	8,425	0,250	8,161	8,738

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir. (p<0.05).

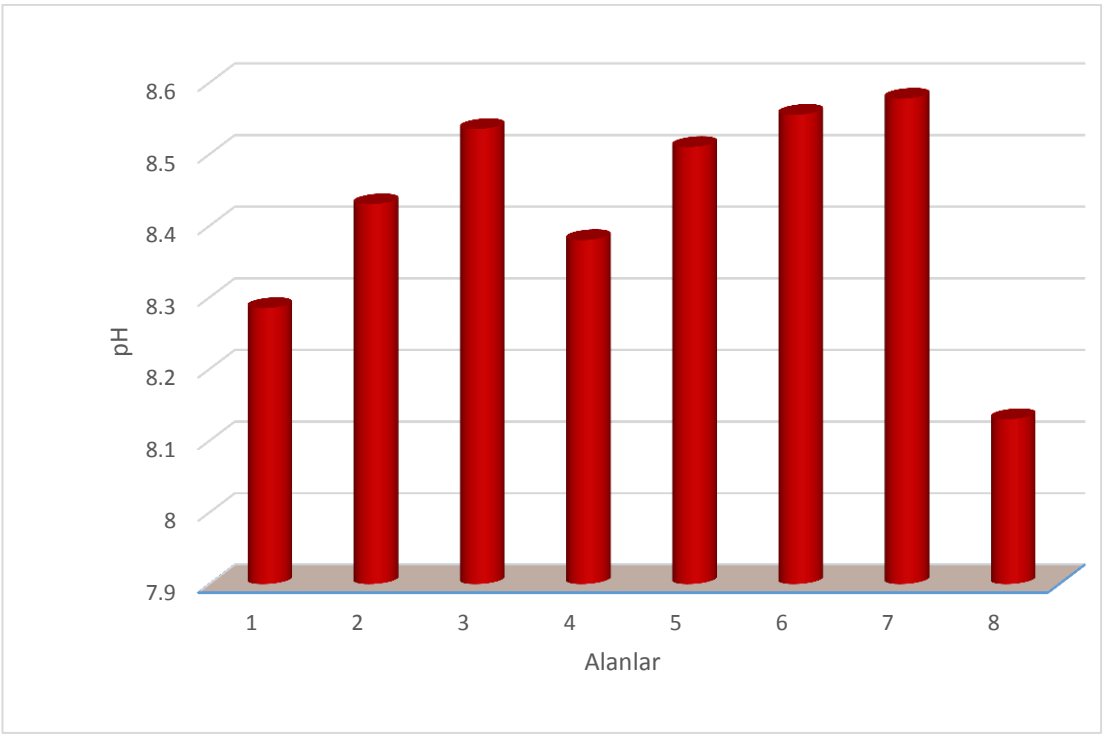
Tablo 4.4. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde mevsimsel ortalama pH*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	8,418[ab]	±0,244	8,06	8,85
Kış	8,611[b]	±0,344	7,91	8,98
İlkbahar	8,258[a]	±0,262	7,77	8,60
Yaz	8,415[ab]	±0,166	8,18	8,62
Yıllık Ortalama	8,425	0,254	7,98	8,763

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir. (p<0.05).



Şekil 4.3. Dört mevsim boyunca alanlar ve pH arasındaki ilişki



Şekil 4.4. Alanlar ve yıllık ortalama sıcaklık pH arasındaki ilişki

4.1.3. Elektrik İletkenliği (EC)

Tablo 4.5. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde yıllık Elektrik iletkenliği (µs/cm)*

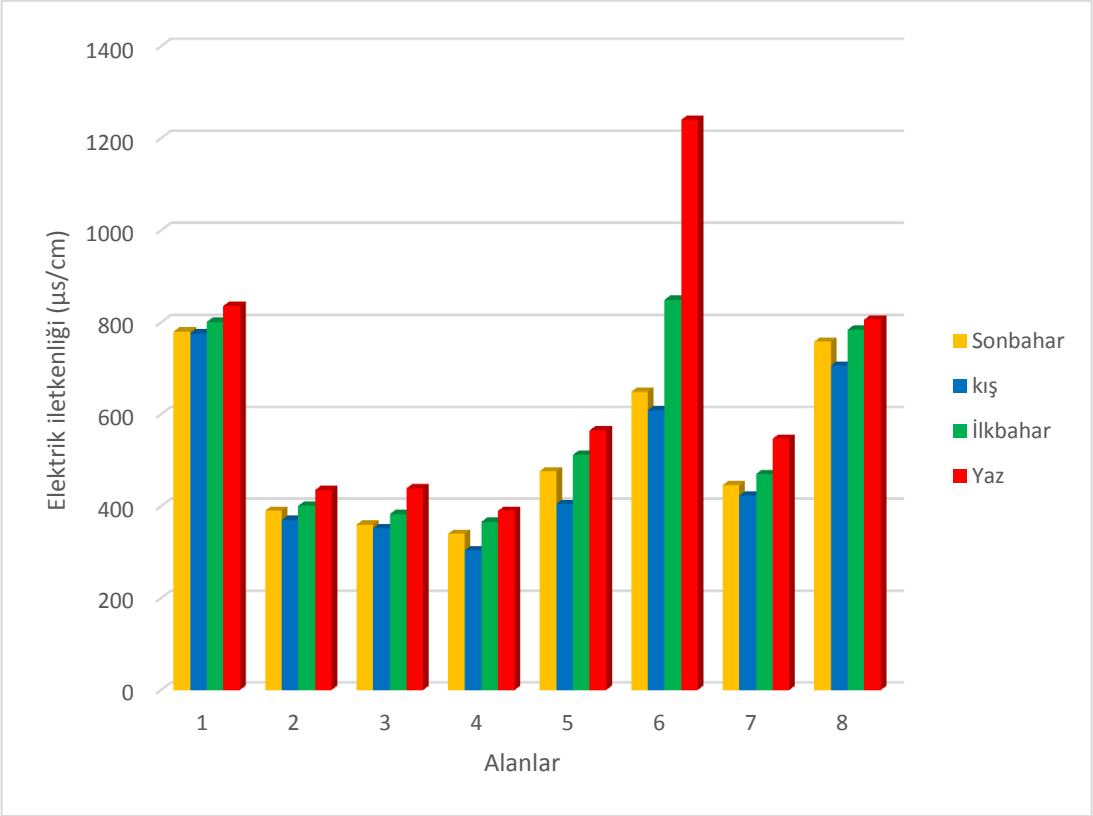
İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortama	SS	Min	Maks.
1	780	776	801	836	798,25[b]	27,451	776	836
2	360	352	383	439	383,5[a]	39,264	352	439
3	390	370	401	435	399[a]	27,215	370	435
4	340	304	663	390	350[a]	36,842	304	390
5	476	405	512	565	489,5[a]	67,154	405	565
6	649	609	849	1240	836,75[b]	288,606	609	1240
7	446	423	470	547	471,5[a]	53,867	423	547
8	758	706	784	806	763,5[b]	43,062	706	806
Yıllık Ortalama	524,875	493,125	570,75	657,25	561,503	72,933	493,125	657,25

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir. (p<0.05).

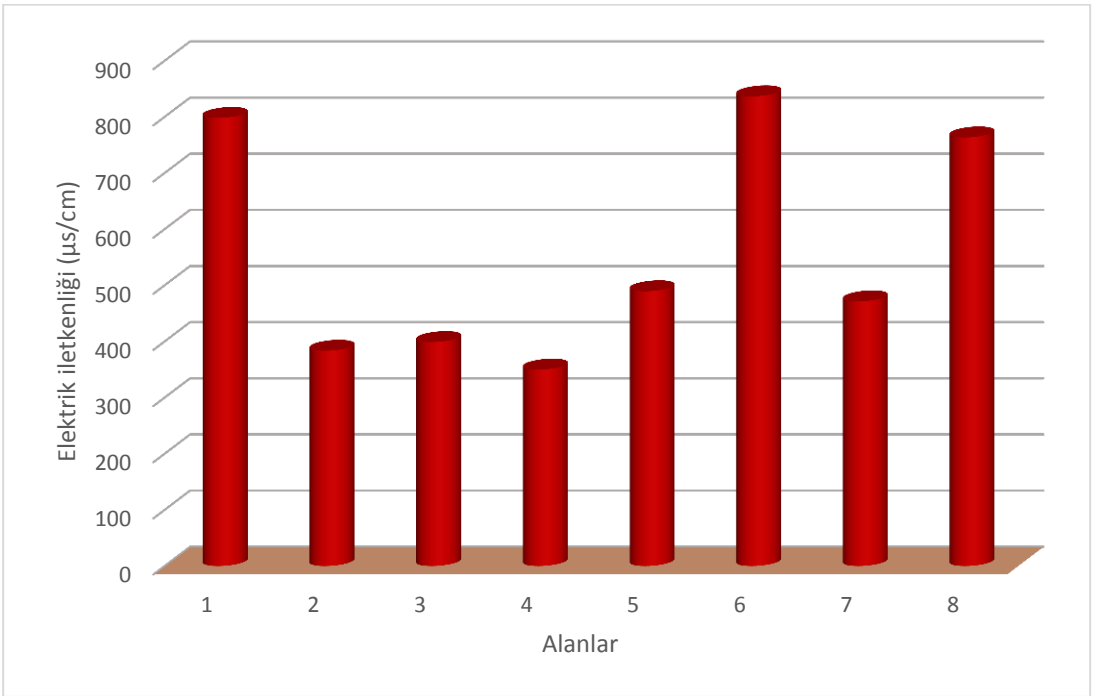
Tablo 4.6. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde mevsimsel Elektrik iletkenliği (µs/cm)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	524,88[a]	±178,488	340	780
Kış	493,13[a]	±178,201	304	776
İlkbahar	570,75[a]	±205,462	366	849
Yaz	657,25[a]	±288,541	390	1240
Yıllık Ortalama	561,503	212,673	350	911,25

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir. (p<0.05).



Şekil 4.5. Dört mevsim boyunca alanlar ve elektrik iletkenliği (µs/cm) arasındaki ilişki



Şekil 4.6. Alanlar ve yıllık ortalama sıcaklık elektrik iletkenliği (µs/cm) arasındaki ilişki

4.1.4. Çözünmüş Oksijen (DO)

Tablo 4.7. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde yıllık çözünmüş oksijen (mg/L)*

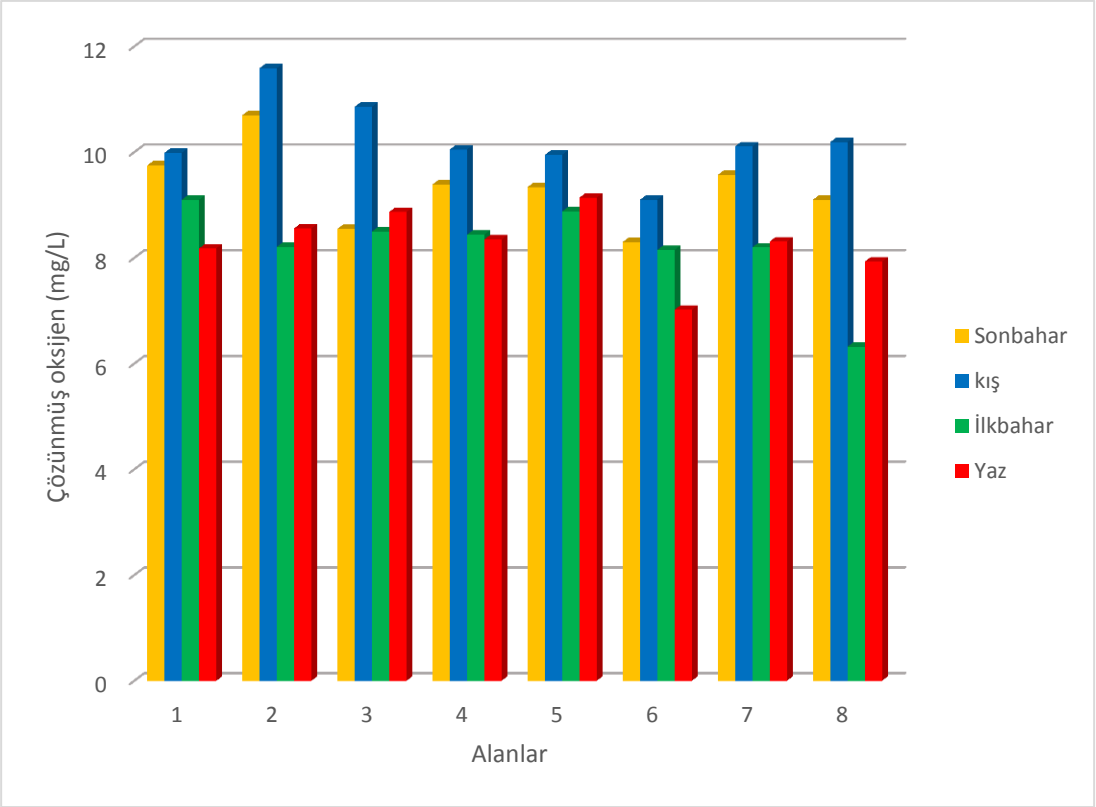
İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortama	SS	Min	Maks.
1	9,75	9,99	9,10	8,18	9,255[a]	0,809	8,18	9,99
2	10,70	11,59	8,21	8,56	9,765[a]	1,641	8,21	11,59
3	8,55	10,86	8,50	8,87	9,195[a]	1,122	8,5	10,86
4	9,39	10,05	8,44	8,35	9,058[a]	0,812	8,35	10,05
5	9,34	9,95	8,88	9,14	9,328[a]	0,456	8,88	9,95
6	8,30	9,10	8,15	7,02	8,143[a]	0,857	7,02	9,1
7	9,57	10,11	8,20	8,31	9,048[a]	0,942	8,2	10,11
8	9,10	10,19	8,32	7,93	8,385[a]	0,997	7,93	10,19
Yıllık Ortalama	9,338	10,23	8,475	8,295	9,084	0,954	8,159	10,23

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

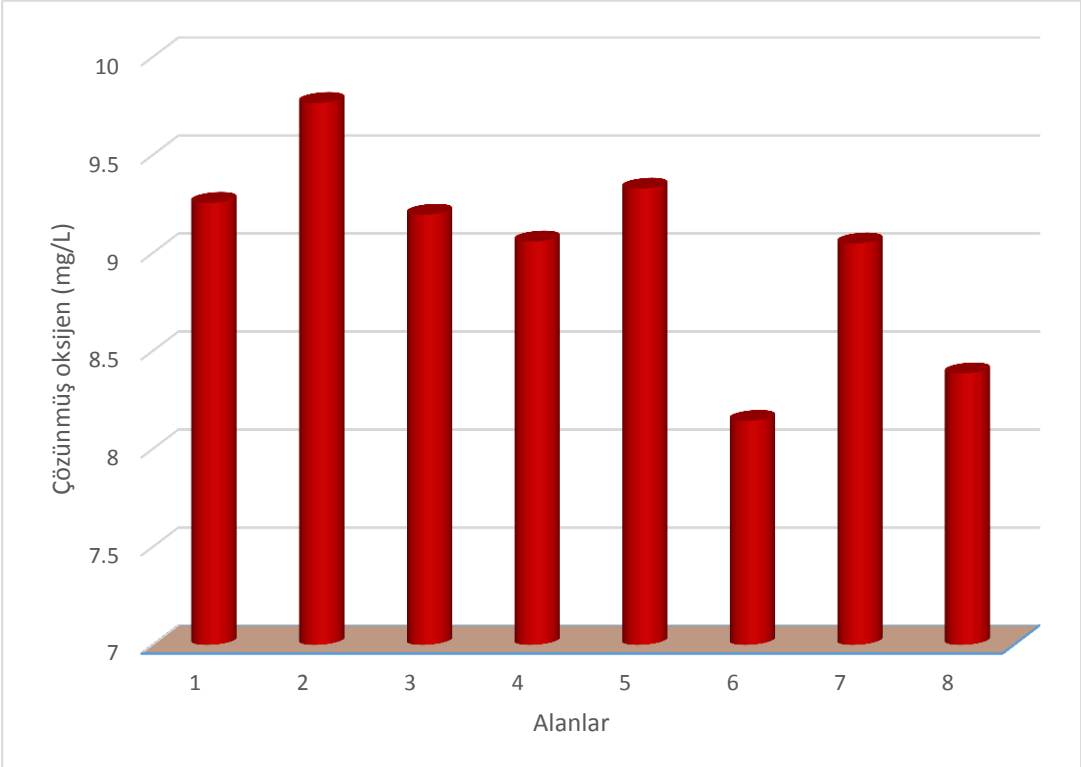
Tablo 4.8. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerinde mevsimsel çözünmüş oksijen (mg/L)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	9,338[b]	±0,740	8,30	10,70
Kış	10,230[c]	±0,728	9,10	11,59
İlkbahar	8,475[a]	±0,345	8,15	9,10
Yaz	8,295[a]	±0,643	7,02	9,14
Yıllık Ortalama	9,084	0,614	8,143	10,133

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).



Şekil 4.7. Dört mevsim boyunca alanlar ve çözünmüş oksijen (mg/L) arasındaki ilişki



Şekil 4.8. Alanlar ve yıllık ortalama sıcaklık çözünmüş oksijen (mg/L) arasındaki ilişki

4.2. Su Örneklerinde Ağır Metal Konsantrasyonları

4.2.1. Kurşun (Pb)

Tablo 4.9. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sudaki ortalama kurşun (Pb) konsantrasyonları (µg/L)*

Örnek	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
	Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E	
1	11,564 11,408 11,444	11,472 ± 0,047	10,753 10,502 10,364	10,540± 0,114	10,384 10,271 10,544	10,400 ± 0,791	14,059 14,024 13,116	13,733 ± 0,309
2	13,024 12,328 13,253	12,868 ± 0,278	12,067 11,215 12,643	11,975 ± 0,415	10,545 10,237 10,369	10,384 ± 0,089	13,462 13,546 12,679	13,230 ± 0,276
3	14,489 14,704 13,654	14,282 ± 0,320	12,985 13,608 13,452	13,348 ± 0,187	8,176 8,306 8,529	8,337 ± 0,103	12,616 13,775 12,332	12,908 ± 0,441
4	11,866 11,740 11,429	11,678 ± ,130	10,846 10,750 10,524	10,707 ± 0,095	8,418 8,597 9,730	8,915 ± 0,411	11,033 11,061 11,044	11,046 ± 0,008
5	13,264 12,872 12,925	13,020 ± 0,123	12,391 11,948 11,735	12,025 ± 0,193	11,084 11,681 11,718	11,494 ± 0, 205	14,792 13,668 13,140	13,867 ± 0,487
6	15,241 14,955 15,244	15,147 ± 0,096	14,356 13,823 14,223	14,134 ± 0,160	13,291 13,465 12,375	13,044 ± 0,338	18,601 19,367 19,715	19,228 ± 0,329
7	14,720 14,659 14,605	14,661 ± 0,033	13,628 13,467 13,805	13,633 ± ,098	11,696 11,594 10,351	11,212 ± 0,2432	15,047 14,797 14,429	14,758 ± 0,179
8	12,222 12,764 12,820	12,602 ± 0,191	11,302 11,648 11,793	11,581 ± 0,146	11,537 12,458 11,600	11,866 ± 0,297	13,314 13,807 12,988	13,370 ± 0,238

Tablo 4.10. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama kurşun (µg/L)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	11,472	10,540	10,400	13,733	11,536^{ab}	1,540	10,4	13,733
2	12,868	11,975	10,384	13,230	12,114^{ab}	1,268	10,384	13,23
3	14,282	13,348	8,337	12,908	12,219^{ab}	2,650	8,337	14,282
4	11,678	10,707	8,915	11,046	10,587^{a}	1,185	8,915	11,678
5	13,020	12,025	11,494	13,867	12,602^{ab}	1,054	11,494	13,867
6	15,147	14,134	13,044	19,228	15,388^{c}	2,700	13,044	19,228
7	14,661	13,633	11,212	14,758	13,566^{bc}	1,650	11,212	14,758
8	12,602	11,581	11,866	13,370	12,355^{ab}	0,802	11,581	13,37
Yıllık Ortalama	13,216	12,243	10,707	14,018	12,546	1,606	10,671	14,268

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

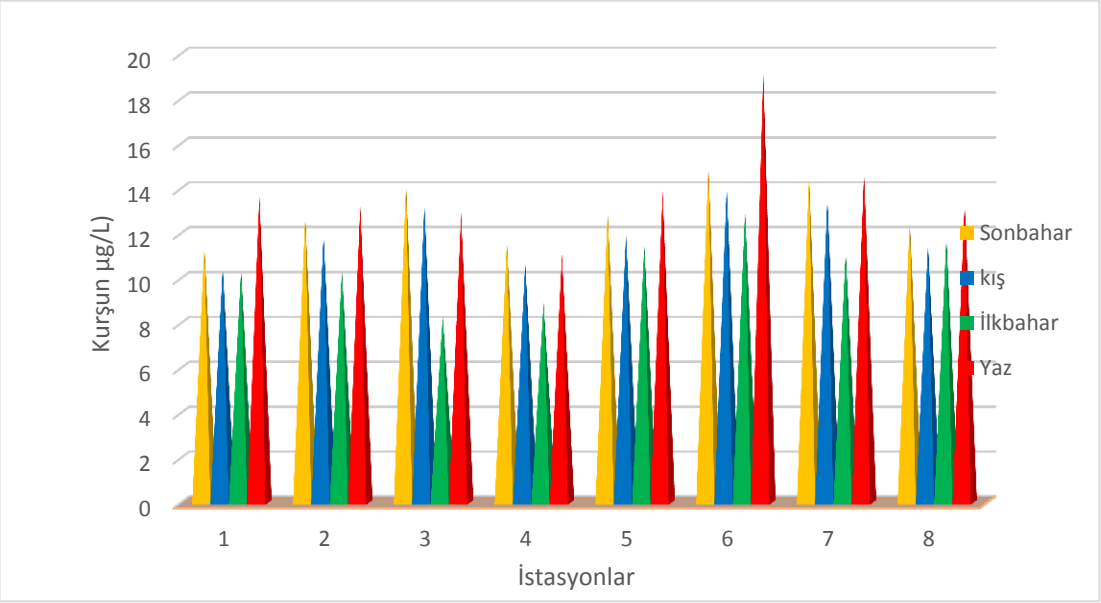
Tablo 4.11. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama kurşun (µg/L)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	13,216[b]	±1,357	11,472	15,147
Kış	12,243[ab]	±1,339	10,540	14,134
İlkbahar	10,707[a]	±1,545	8,337	13,044
Yaz	14,018[b]	±2,357	11,046	19,228
Yıllık Ortalama	12,546	1,650	10,349	15,388

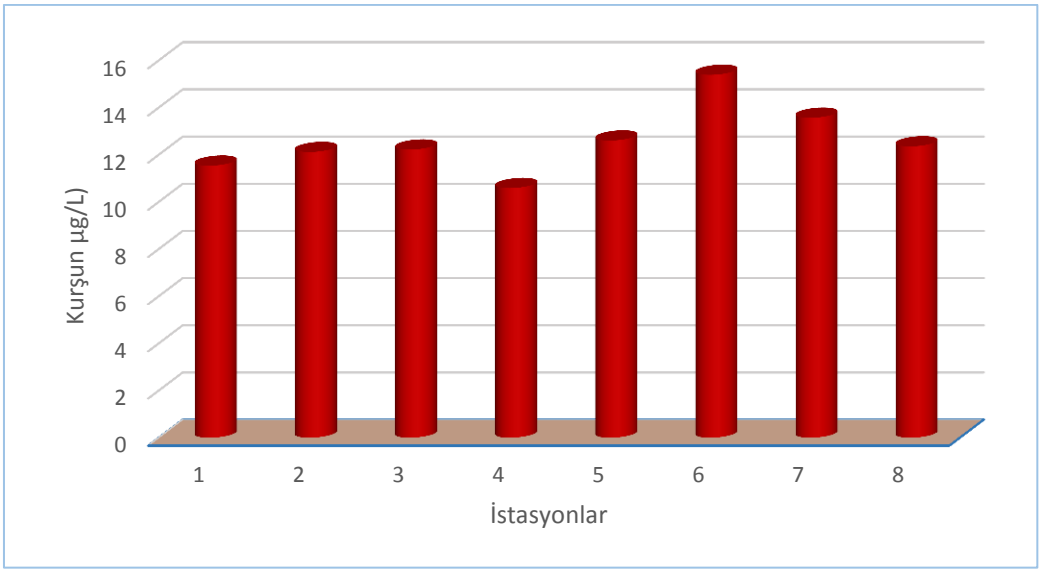
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

Tablo 4.12. *Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama kurşun konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L)*

	Pb	Kaynakça.
Ruiru Athi Deresi	18,5	(Muırurı, 2013)
Dicle Irmağı	-	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Korotoa Deresi	31	(Islam vd., 2015)
Gharraf Deresi	52,9	(Akbar ve Al Khazali, 2012)
Godavari Deresi	16,35	(Patil ve Kaushik, 2016)
Tembi Deresi	1265	(Shanbehzadeh vd., 2014)
Sapanca Gölü	35,670	(Duman vd., 2007)
Demirköprü Dam Lake	20	(Öztürk vd., 2008)
Avsar Dam Lake	10	(Öztürk vd., 2009)
Sultan Marsh Lake	5,51	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu çalışma	12,546	



Şekil 4.9. Dört mevsim boyunca alanlar ve kurşun (µg/L) arasındaki değişim



Şekil 4.10. İstasyonlar ve yıllık ortalama kurşun (µg/L) arasındaki ilişki

4.2.2. Krom (Cr)

Tablo 4.13. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Krom (Cr) konsantrasyonları (µg/L)*

Örnek	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
	Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H	
1	0,654 0,552 0,688	0,631± 0,041	2,862 2,849 2,838	2,850± 0,007	2, 332 2,324 2,247	2,301± 0,027	0,554 0,552 0,588	0,565± 0,012
2	0,564 0,564 0,571	0,566± 0,002	1,669 1,722 1,775	1,722± 0,031	5,323 6,009 5,757	5,696± 0,200	0,564 0,564 0,571	0,566± 0,002
3	0,725 0,673 0,762	0,720± ,0258	3,184 3,113 3,045	3,114±0,040	3,851 3,950 3,821	3,874± 0,039	0,629 0,658 0,526	0,604± 0,040
4	1,125 1,117 1,120	1,121± ,002	1,847 1,627 1,857	1,777± 0,075	1, 464 1,432 1,502	1,466± 0,020	1,115 1,126 0,905	1,049± 0,072
5	1,697 1,688 1,930	1,771± 0,079	1,781 1,673 1,776	1,743± 0,035	0,808 0,660 0,835	0,768± 0,054	1,691 1,656 1,810	1,719± 0,047
6	5,257 4,948 5,860	5,355± 0,2678	1,934 2,029 1, 940	1,968± 0,031	1,023 1,054 0,940	1,006± 0,034	5,086 4,926 4,960	4,991± 0,049
7	1,735 1,825 1,697	1,752± 0,038	1,917 1,881 1,901	1,900± 0,010	0,743 0,701 0,780	0,741± 0,023	1,630 1,829 1,777	1,745± 0,060
8	3,183 3,785 4,625	3,864± 0,418	1,589 1,550 1,545	1,561± 0,014	0,673 0,690 0,813	0,725± 0,044	4,148 4,110 4,076	4,111± 0,021

Tablo 4.14. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Krom (µg/L) konsantrasyonları*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	0,631	2,850	2,301	0,565	1,587[a]	1,164	0,565	2,85
2	0,566	1,722	5,696	0,566	2,138[a]	2,434	0,566	5,696
3	0,720	3,114	3,874	0,604	2,078[a]	1,665	0,604	3,874
4	1,121	1,777	1,466	1,049	1,353[a]	0,336	1,049	1,777
5	1,771	1,743	0,768	1,719	1,500[a]	0,489	0,768	1,771
6	5,355	1,968	1,006	4,991	3,33[a]	2,169	1,006	5,355
7	1,752	1,900	0,741	1,745	1,535[a]	0,534	0,741	1,9
8	3,864	1,561	0,725	4,111	2,565[a]	1,680	0,725	4,111
Yıllık Ortalama	1,973	2,079	2,072	1,919	2,011	1,309	0,753	3,417

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

Tablo 4.15. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Krom (µg/L)*

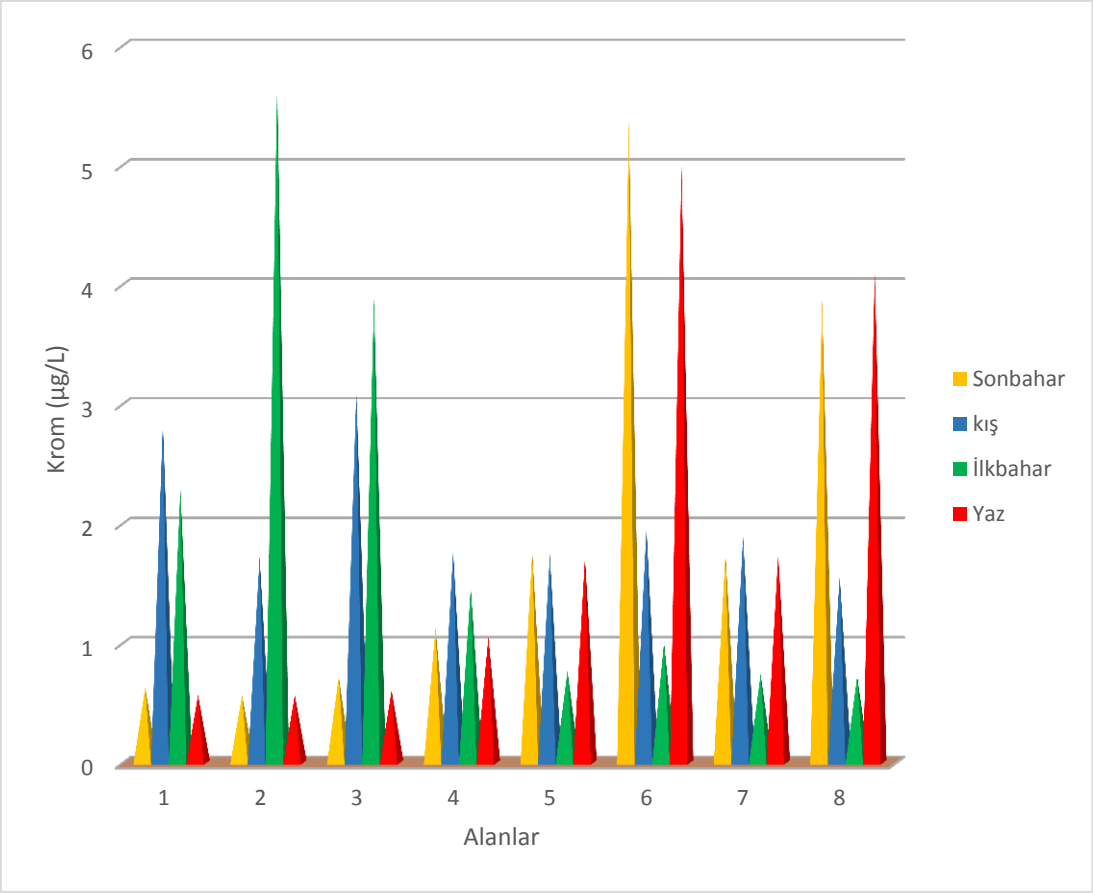
Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	1,973[a]	±1,739	0,566	5,355
Kış	2,079[a]	±0,574	1,561	3,114
İlkbahar	2,072[a]	±1,821	0,725	5,696
Yaz	1,919[a]	±1,710	0,565	4,991
Yıllık Ortalama	2,011	1,461	0,854	4,789

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

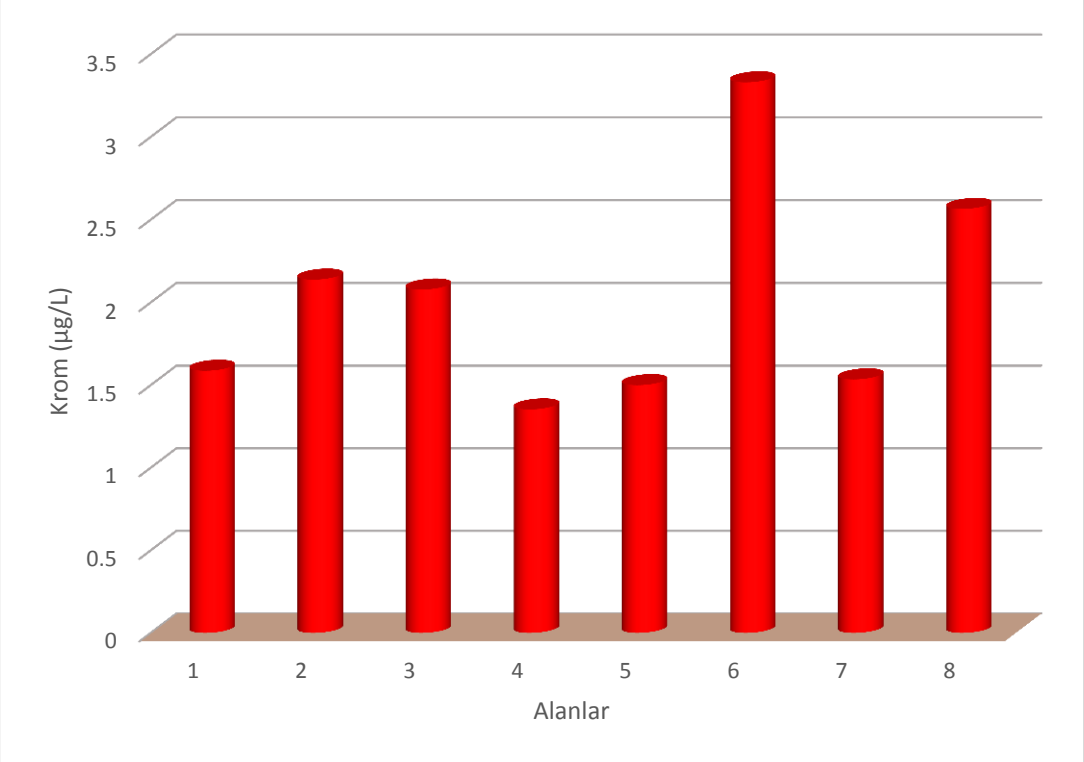
Tablo 4.16. *Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Krom konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L)*

	Cr	Kaynakça
Ruiru Athi Deresi	9,45	(Muiruri, 2013)
Korotoa Deresi	78	(Islam ve vd., 2015)
Godavari Deresi	2,59	(Patil ve Kaushik, 2016)
Tembi Deresi	240	(Shanbehzadeh vd., 2014)
Sapanca Gölü	61,971	(Duman vd., 2007)
Demirköprü Dam Lake	6	(Öztürk vd., 2008)
Avasar Dam Lake	5	(Öztürk vd., 2009)
Sultan Marsh Lake	1,61	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu çalışma	2,011	

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).



Şekil 4.11. Dört mevsim boyunca alanlar ve Krom (µg/L) arasındaki ilişki



Şekil 4.12. Alanlar ve yıllık ortalama Krom (µg/L) arasındaki ilişki

4.2.3. Nikel (Ni)

Tablo 4.17. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Nikel (Ni) konsantrasyonları (µg/L)*

Ortalama	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E
1	1,742 1,614 1,787	1,714±0,0518	1,658 1,653 1,724	1,678±0,023	1,091 0,990 0,923	1,00±0,049	1,943 1,874 1,951	1,923±0,024
2	2,124 1,985 1,875	1,994± 0,072	1,684 1,386 1,769	1,613±0,116	1,375 1,183 1,408	1,322±0,070	1,944 1,322 1,750	1,672± 0,184
3	3,256 4,258 4,498	4,00±0,380	4,958 5,201 5,520	5,226±0,163	0,648 0,559 0,608	0,605±0,026	1,514 1,593 1, 680	1,596± 0,048
4	1,637 1,431 1,517	1,528±0,0598	1,575 1,257 1,225	1,352±0,111	0,459 0,491 0,728	,559±0,085	1,840 2,124 1,955	1,973± 0,082
5	1,623 1,547 1,724	1,631±0,051	1,708 1,749 1,555	1,670±0,059	1,472 1,449 1,392	1,438±0,024	0,727 0,725 0,934	0,795± 0,069
6	4,982 5,451 5,024	5,152±0,150	4,526 4,391 4,049	4,322±0,142	3,247 3,328 3,316	3,297±0,025	7,341 7,956 7,585	7,627± 0,179
7	1,724 1,938 1,892	1,851±0,065	1,809 1,538 1,686	1,678±0,078	0,040 0,182 0,229	0,150±0,057	3,010 2,993 2,857	2,954± 0,048
8	1,585 1,321 1,421	1,442±0,077	1,632 1,658 1,778	1,689±0,045	0,288 0,274 0,080	0,214±0,067	1,185 1,227 1,235	1,216± 0,015

Tablo 4.18. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Nikel (µg/L) konsantrasyonları*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	1,714	1,678	1,000	1,923	1,579[a]	0,401	1	1,923
2	1,994	1,613	1,322	1,672	1,650[a]	0,276	1,322	1,994
3	4,000	5,226	0,605	1,596	2,857[a]	2,128	0,605	5,226
4	1,528	1,352	0,559	1,973	1,353[a]	0,590	0,559	1,973
5	1,631	1,670	1,438	0,795	1,384[a]	0,405	0,795	1,6701
6	5,152	4,322	3,297	7,627	5,099[b]	1,848	3,297	7,627
7	1,851	1,678	0,15	2,954	1,658[a]	1,153	0,15	2,954
8	1,442	1,689	0,214	1,216	1,140[a]	0,647	0,214	1,689
Yıllık Ortalama	2,414	2,4034	1,073	2,469	2,090	0,931	0,992	3,132

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

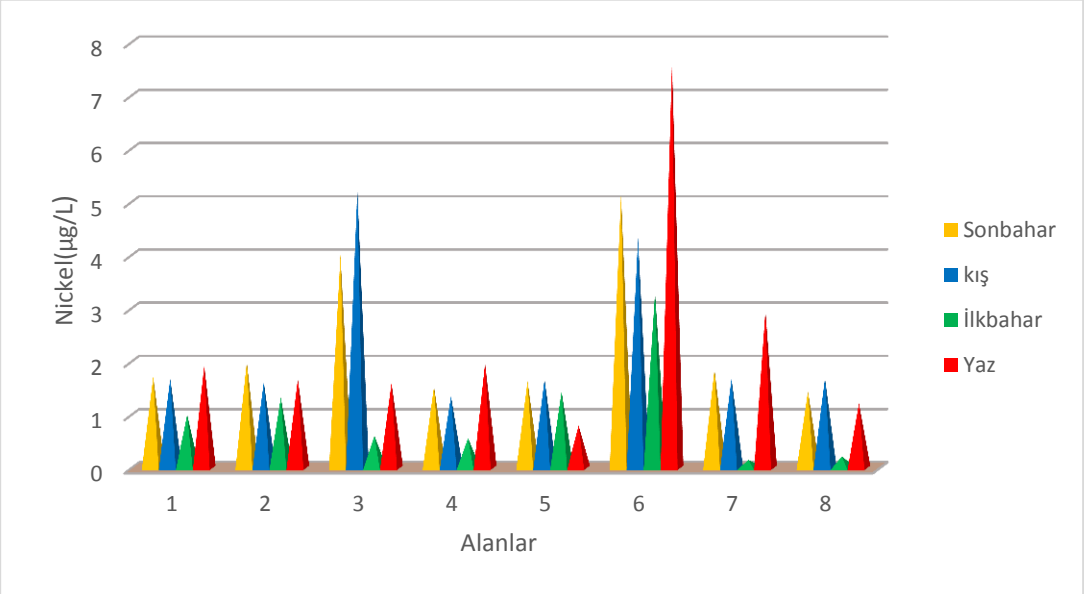
Tablo 4.19. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Nikel (µg/L)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks
Sonbahar	2,414[a]	±1,380	1,442	5,152
Kış	2,403[a]	±1,487	1,352	5,226
İlkbahar	1,073[a]	±1,016	0,150	3,297
Yaz	2,469[a]	±2,176	0,795	7,627
Yıllık Ortalama	2,090	1,516	0,935	5,326

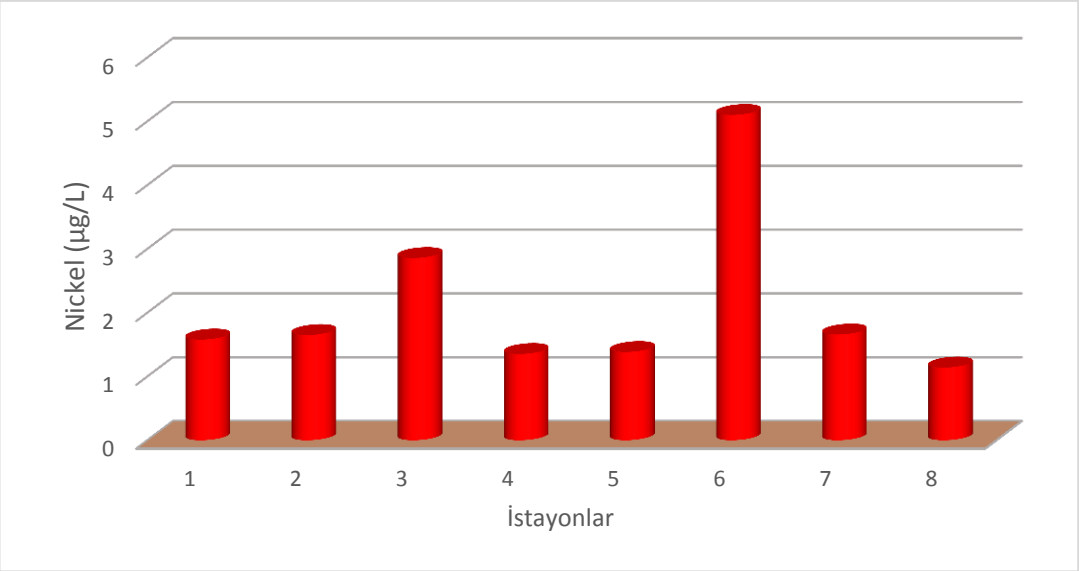
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

Tablo 4.20. *Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Nikel konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L)*

	Ni	Kaynakça.
Ruiru Athi Deresi	24	(Muıruru, 2013)
Tigris Deresi	300	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Korotoa Deresi	35,5	(Islam ve vd., 2015)
Gharraf Deresi	216,6	(Akbar ve Al Khazali, 2012)
Tembi Deresi	580	(Shanbehzadeh ve vd., 2014)
Sapanca Gölü	46,441	(Duman vd., 2007)
Demirköprü Dam Lake	16	(Öztürk vd., 2008)
Avsar Dam Lake	4	(Öztürk vd., 2009)
Sultan Marsh Lake	22,69	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu çalışma	2,090	



Şekil 4.13. Dört mevsim boyunca alanlar ve Nikel (µg/L) arasındaki ilişki



Şekil 4.14. İstasyonlar ve yıllık ortalama Nikel (µg/L) arasındaki ilişki

4.2.4. Çinko (Zn)

Tablo 4.21. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Çinko (Zn) konsantrasyonları (µg/L)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
1	15,852 15,741 15,159	15,584 ± 0,215	33,727 33,316 33,562	33,535 ± 0,119	16,673 16,723 16,786	16,727 ± 0,033	1,067 1,057 1,117	1,080 ± 0,019
2	11,023 12,442 11,651	11,705 ± 0,411	38,072 37,996 38,339	38,136 ± 0,104	12,604 12,727 12,680	12,670 ± 0,036	0,503 0,541 0,570	0,538 ± 0,019
3	14,245 13,982 14,127	14,118 ± 0,076	24,432 24,459 24,531	24,474 ± 0,030	13,148 12,922 12,988	13,019 ± 0,067	1,241 1,267 1,212	1,240 ± 0,016
4	8,524 9,635 8,116	8,758 ± 0,454	11,310 11,259 11,251	11,273 ± 0,018	11,113 11,263 11,100	11,159 ± 0,052	1,847 1,694 1,227	1,589 ± 0,186
5	4,267 3,095 4,458	3,940 ± 0,426	2,034 2,546 3,094	2,558 ± 0,306	9,085 9,454 9,323	9,287 ± 0,108	8,536 8,622 8,541	8,566 ± 0,028
6	10,825 11,132 11,258	11,072 ± 0,129	11,313 12,267 12,598	12,059 ± 0,385	11,969 12,212 12,097	12,093 ± 0,070	10,223 10,208 10,113	10,181 ± 0,034
7	19,324 19,205 18,987	19,172 ± 0,099	23,578 23,024 23,512	23,371 ± 0,175	15,367 15,114 15,317	15,266 ± 0,077	53,361 52,363 52,193	52,639 ± 0,364
8	7,524 6,365 7,852	7,247 ± 0,451	20,827 21,112 20,770	20,903 ± 0,106	8,344 8,065 8,360	8,256 ± 0,096	26,291 26,291 25,849	26,144 ± 0,147

Tablo 4.22. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Çinko (µg/L)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	15,584	33,535	16,727	1,080	16,732[ab]	13,275	1,08	33,535
2	11,705	38,136	12,670	0,538	15,762[ab]	15,900	0,538	38,136
3	14,118	24,474	13,019	1,240	13,213[ab]	9,505	1,24	24,474
4	8,758	11,273	11,159	1,589	8,195[a]	4,554	1,589	11,273
5	3,940	2,558	9,287	8,566	6,088[a]	3,339	2,558	9,287
6	11,072	12,059	12,093	10,181	11,351[ab]	0,9131	10,181	12,093
7	19,172	23,371	15,266	52,639	27,612[b]	17,010	15,266	52,639
8	7,247	20,903	8,256	26,144	15,638[ab]	9,363	7,247	26,144
Yıllık Ortalama	11,450	20,789	12,310	12,747	14,324	9,232	4,962	25,948

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

Tablo 4.23. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Çinko (µg/L)*

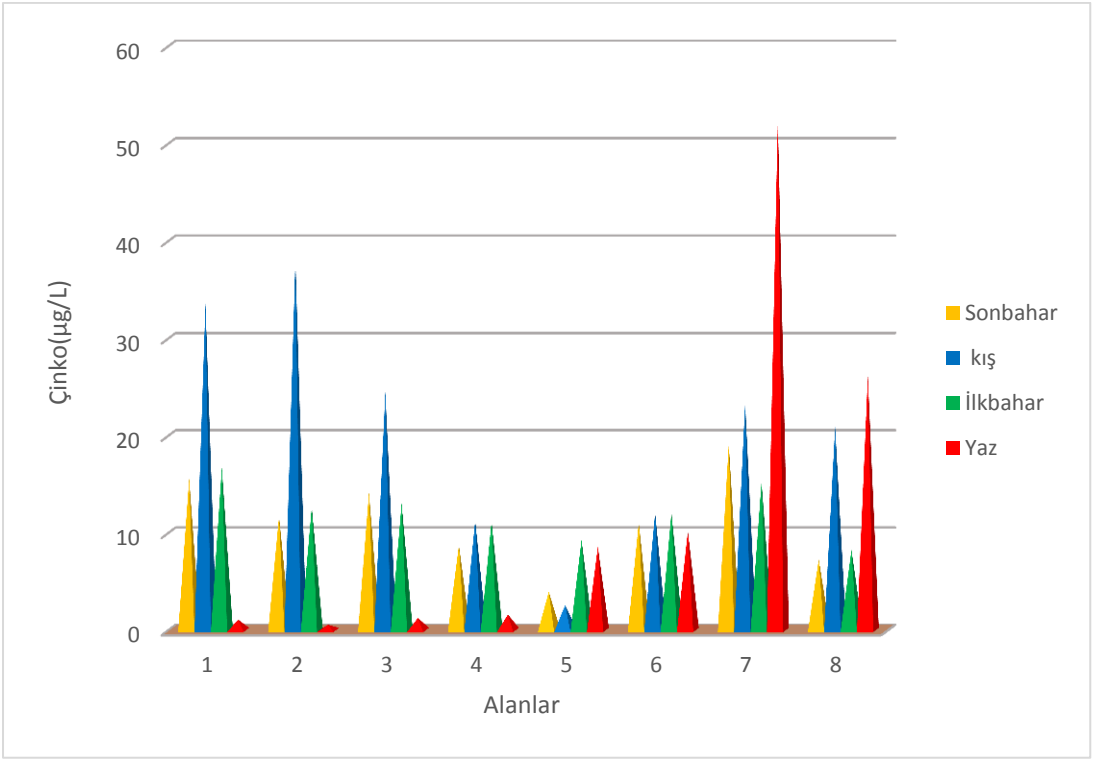
Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	11,450[a]	±4,860	3,940	19,172
Kış	20,789[a]	±11,849	2,558	38,136
İlkbahar	12,310[a]	±2,824	8,256	16,727
Yaz	12,747[a]	±18,272	0,538	52,639
Yıllık Ortalama	14,324	9,451	3,823	31,669

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

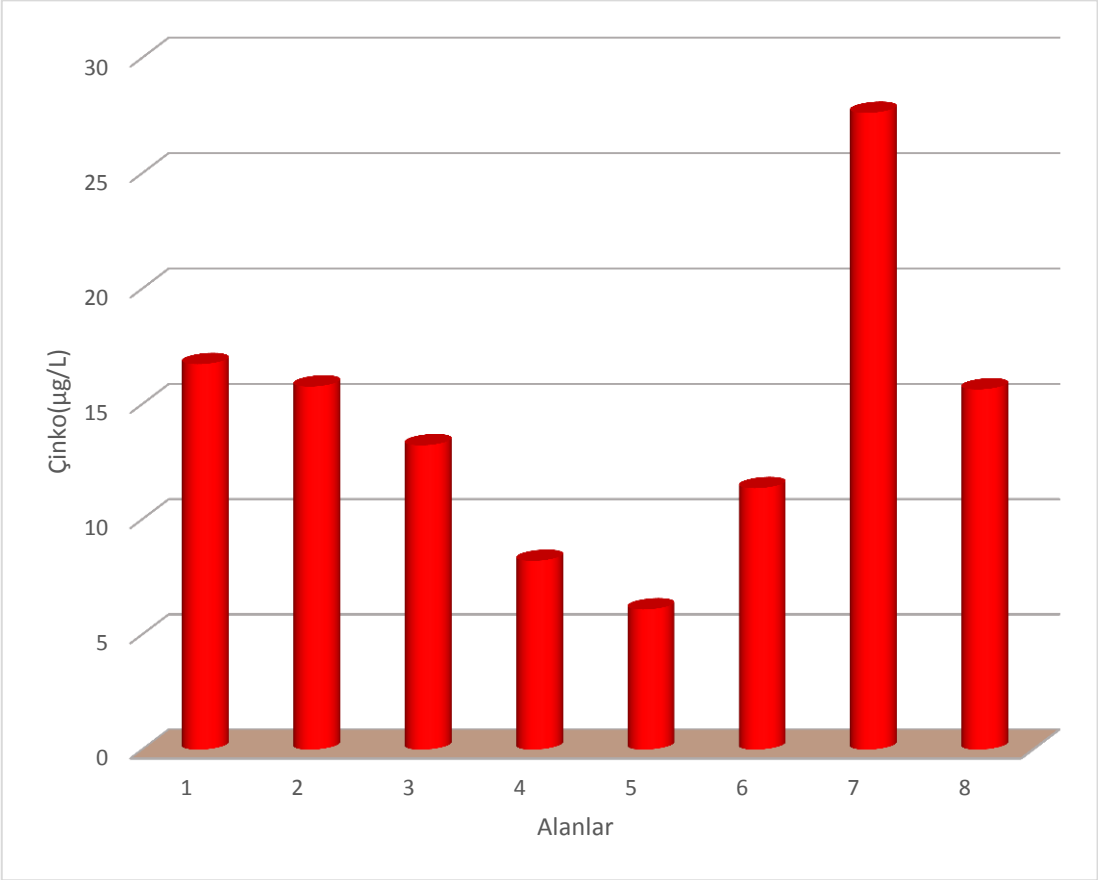
Tablo 4.24. *Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Çinko konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L)*

	Zn	Kaynakça
Ruiru Athi Deresi	82,1	(Muırurı, 2013)
Tigris Deresi	100	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Godavari Deresi	1,3	(Patil veKaushik, 2016)
Tembi Deresi	275	(Shanbehzadeh ve vd., 2014)
Sapanca Gölü	88,518	(Duman vd., 2007)
Sultan Marsh Lake	6,65	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu çalışma	14,324	

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).



Şekil 4.15. Dört mevsim boyunca alanlar ve Çinko (µg/L) arasındaki ilişki



Şekil 4.16. Alanlar ve yıllık ortalama Çinko (µg/L) arasındaki ilişki

4.2.5. Manganez (Mn)

Tablo 4.25. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Manganez (Mn) konsantrasyonları (µg/L)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
1	36,258 36,547 36,861	36,555 ± 0,1741	86,727 86,074 86,581	86,461 ± 0,198	1,581 1,543 1,573	1,566 ± 0,012	50,325 49,854 50,132	50,104 ± 0,137
2	ND ND ND		ND ND ND		ND ND ND		ND ND ND	ND ND ND
3	2,369 2,651 2,412	2,477 ± 0,088	178,050 178,747 178,351	178,382 ± 0,202	0,480 0,506 0,488	0,491 ± 0,008	10,151 10,214 9,856	10,074 ± 0,110
4	11,625 12,879 10,980	11,828 ± 0,558	21,372 21,276 21,460	21,369 ± 0,053	1,497 1,569 1,534	1,533 ± 0,021	13,082 12,760 12,730	12,857 ± 0,113
5	52,875 53,211 53,147	53,078 ± 0,103	71,258 70,963 71,425	71,215 ± 0,135	3,327 3,344 3,369	3,347 ± 0,012	57,918 58,099 58,115	58,044 ± 0,063
6	48,582 47,856 48,254	48,231 ± 0,210	28,325 28,657 28,123	28,368 ± 0,156	64,755 64,472 64,581	64,603 ± 0,082	53,106 52,804 52,987	52,966 ± 0,088
7	15,245 14,923 15,142	15,103 ± 0,095	7,325 6,842 7,265	7,144 ± 0,152	9,609 9,640 9,659	9,636 ± 0,015	140,110 138,486 139,647	139,414 ± 0,483
8	3,954 4,023 4,158	4,045 ± 0,060	15,298 15,247 14,856	15,134 ± 0,140	13,581 13,679 13,704	13,655 ± 0,038	2,119 2,095 2,002	2,0720 ± 0,036

Tablo 4.26. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Manganez (µg/L)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	36,555	86,461	1,566	50,104	43,676[a]	35,099	1,566	86,461
2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
3	2,477	178,382	0,491	10,074	47,856[a]	87,115	0,491	178,382
4	11,828	21,369	1,533	12,857	11,897[a]	8,125	1,533	21,369
5	53,078	71,215	3,347	58,044	46,421[a]	29,718	3,347	71,215
6	48,231	28,368	64,603	52,966	48,542[a]	15,106	28,368	64,603
7	15,103	7,144	9,636	139,414	42,824[a]	64,479	7,144	139,414
8	4,045	15,134	13,655	2,072	8,727[a]	6,622	2,072	15,134
Yıllık Ortalama	24,473	58,296	13,547	46,504	35,705	35,181	6,360	82,368

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

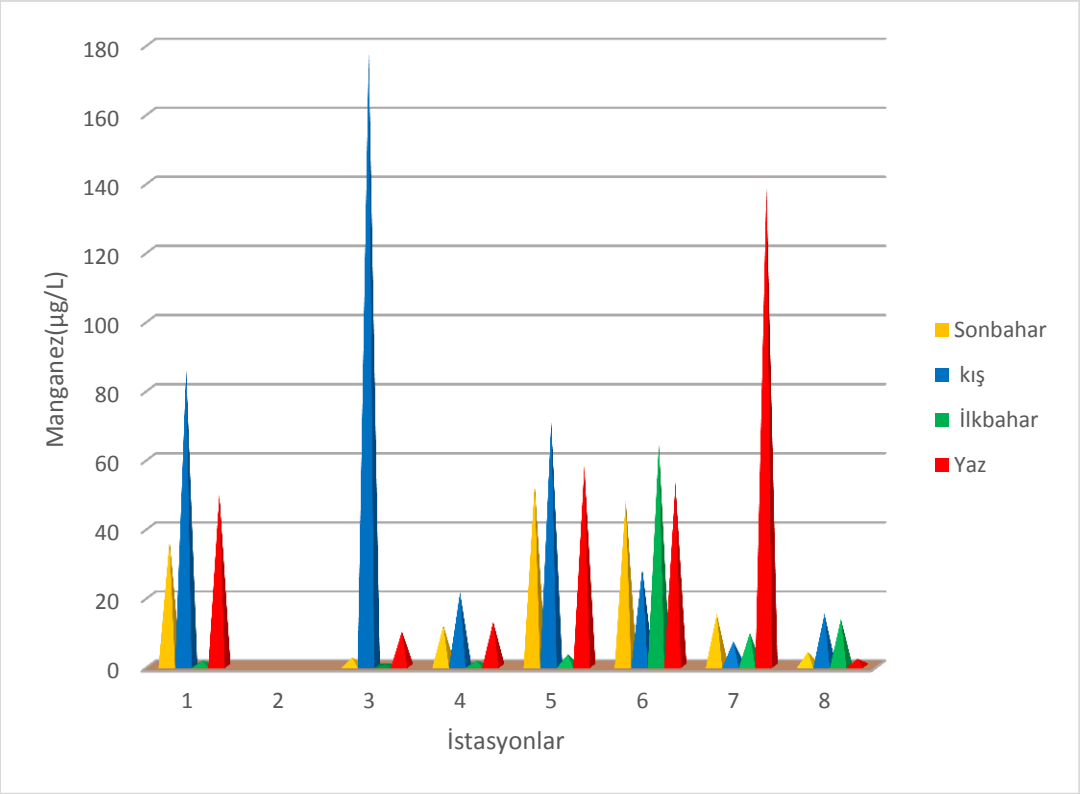
Tablo 4.27. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Manganez (µg/L)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	24,474[a]	± 21,125	2,477	53,078
Kış	58,296[a]	±60,717	7,144	178,382
İlkbahar	13,547[a]	±23,038	0,491	64,603
Yaz	46,504[a]	±46,999	2,072	139,414
Yıllık Ortalama	35,705	37,970	3,046	108,869

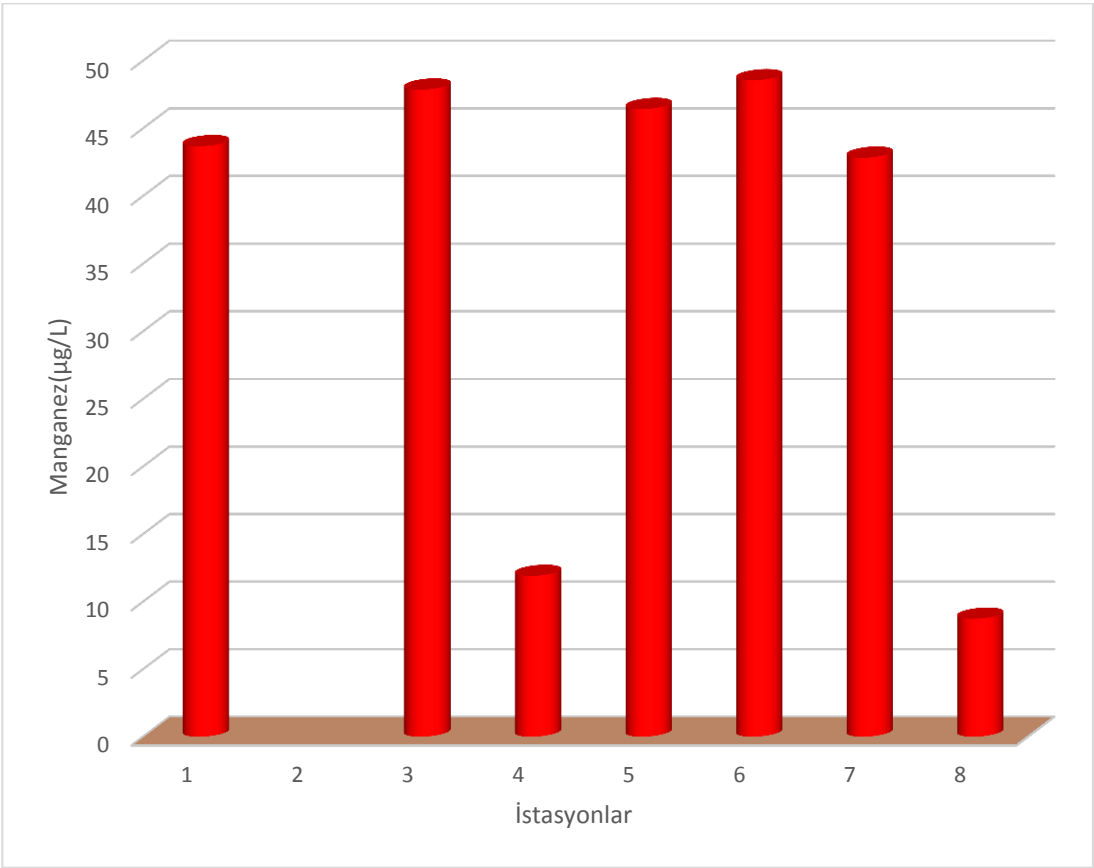
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

Tablo 4.28. *Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Manganez konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L)*

	Mn	Kaynakça
Ruiru Athi Deresi	684	(Muırurı, 2013)
Dicle Deresi	-	(Karadede-Akin veÜnlü, 2007)
Tembi Deresi	695	(Shanbehzadeh ve vd., 2014)
Qarun Gölü	246	(Mansour ve Sidky, 2002)
Sapanca Gölü	22,571	(Duman vd., 2007)
Bu çalışma	35,705	



Şekil 4.17. Dört mevsim boyunca alanlar ve Manganez (µg/L) arasındaki ilişki



Şekil 4.18. Alanlar ve yıllık ortalama Manganez (µg/L) arasındaki ilişki

4.2.6. Bakır (Cu)

Tablo 4.29. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sudaki ortalama Bakır (Cu) konsantrasyonları (µg/L)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
1	13.241 13.568 14.745	13.851 ±0.457	20.259 17.676 19.280	19.072 ± 0.753	15.234 14.892 15.624	15.250 ± 0.211	16.854 16.234 17.421	16.836 ± 0.343
2	8.658 9.524 8.385	8.856± 0.343	9.254 9.325 10.385	9.655± 0.366	7.985 7.652 8.104	7.914± 0.135	8.924 9.854 9.765	9.514± 0.296
3	10.587 11.235 10.123	10.648± 0.322	10.115 10.987 11.547	10.883± 0.417	9.541 11.879 10.247	10.556± 0.692	10.214 9.752 10.478	10.148± 0.212
4	6.236 7.254 6.648	6.713± 0.296	7.115 8.987 6.305	7.469± 0.794	5.214 5.988 6.231	5.811± 0.307	7.295 6.981 7.102	7.126± 0.091
5	9.214 11.254 9.875	10.114± 0.601	11.201 10.145 10.218	10.521± 0.340	10.247 11.124 9.847	10.406± 0.377	9.321 9.985 10.541	9.949± 0.353
6	10.987 11.258 11.869	11.371± 0.261	13.254 12.987 12.765	13.002± 0.141	12.147 13.214 12.587	12.649± 0.310	13.254 12.547 13.654	13.152± 0.324
7	12.546 12.387 11.958	12.297± 0.176	12.854 11.411 12.135	12.133± 0.4166	13.547 11.274 11.958	12.260± 0.673	12.541 11.854 12.747	12.381± 0.270
8	9.214 10.354 9.654	9.741± 0.332	9.874 9.654 10.235	9.921± 0.169	10.214 10.478 9.654	10.115± 0.243	8.654 9.214 9.856	9.241± 0.347

Tablo 4.30. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki yıllık ortalama Bakır (µg/L)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	13.851	19.072	15.250	16.836	16.252[e]	2.241	13.851	19.072
2	8.856	9.655	7.914	9.514	8.985[b]	0.794	7.914	9.655
3	10.648	10.883	10.556	10.148	10.559[c]	0.3065	10.148	10.883
4	6.713	7.469	5.811	7.126	6.780[a]	0.716	5.811	7.469
5	10.114	10.521	10.406	9.949	10.248[bc]	0.2626	9.949	10.521
6	11.371	13.002	12.649	13.152	12.543[d]	0.810	11.371	13.152
7	12.297	12.133	12.260	12.381	12.268[d]	0.103	12.133	12.381
8	9.741	9.921	10.115	9.241	9.755[bc]	0.375	9.241	10.115
Yıllık Ortalama	10.449	11.582	10.620	11.043	10.924	0.701	10.052	11.656

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

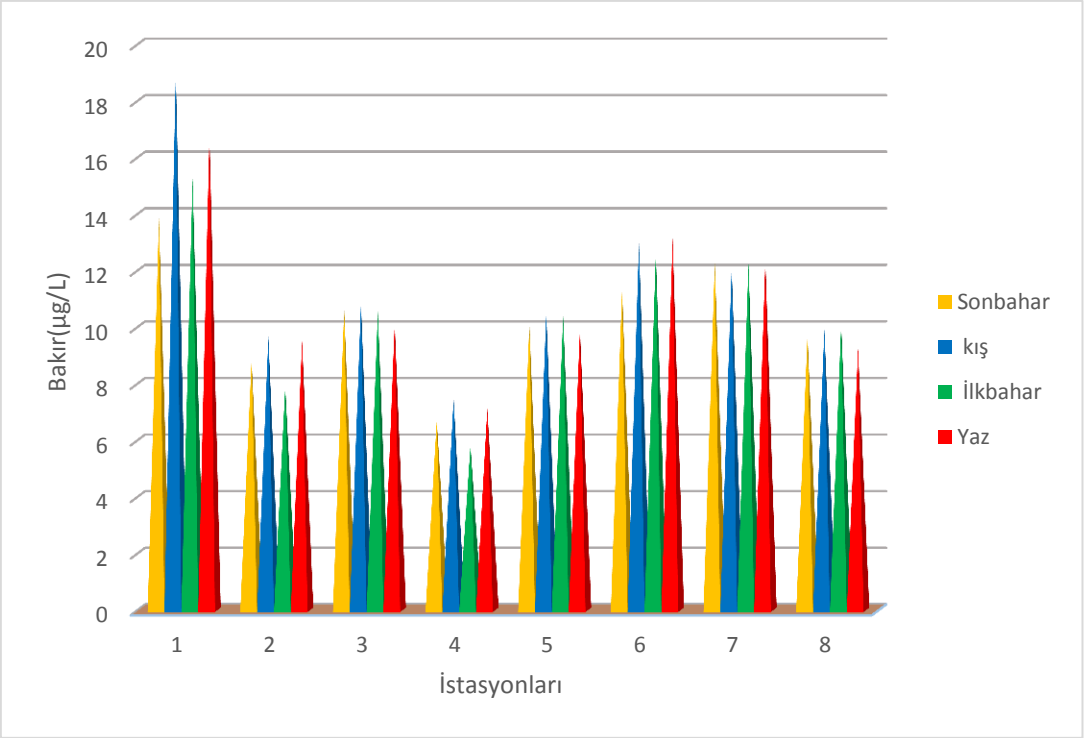
Tablo 4.31. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte su örneklerindeki mevsimsel ortalama Bakır (µg/L)K,kontrasyonlar*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	10.449[a]	2.171	6.713	13.851
Kış	11.582[a]	3.452	7.469	19.072
İlkbahar	10.620[a]	2.903	5.811	15.250
Yaz	11.043[a]	2.993	7.126	16.836
Yıllık Ortalama	10.924	2.880	6.780	16.252

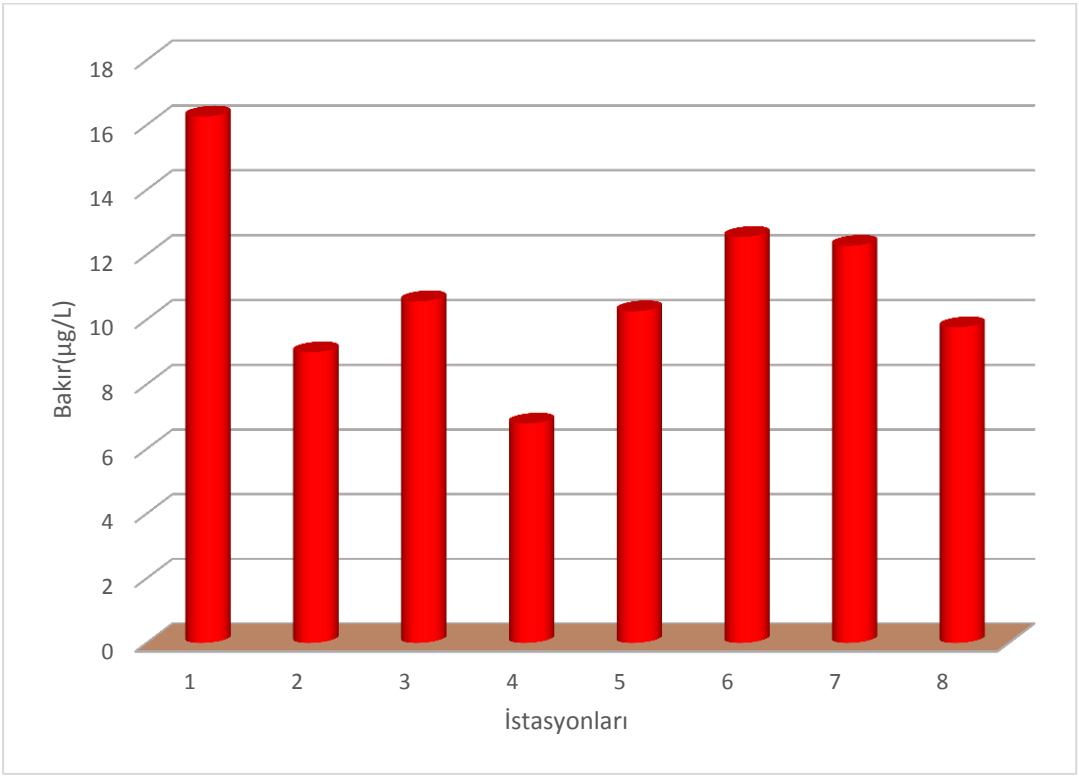
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

Tablo 4.32. *Karaçomak Deresi Suyunda yıllık ortalama Bakır konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/L)*

	Cu	Kaynakça
Tembi Deresi	520	(Shanbehzadeh ve vd., 2014)
Dicle Deresi	75	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Korotoa Deresi	67	(Islam ve vd., 2015)
Gharraf Deresi	7,65	(Akbar ve Al Khazali, 2012)
Qarun Gölü	152	(Mansour ve Sidky, 2002)
Sapanca Gölü	18,200	(Duman vd., 2007)
Demirköprü Dam Lake	20	(Öztürk vd., 2008)
Avsar Dam Lake	10	(Öztürk vd., 2009)
Sultan Marsh Lake	1,61	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu çalışma	10.924	



Şekil 4.19. Dört mevsim boyunca istasyonlar ve Bakır (µg/L) arasındaki ilişki



Şekil 4.20. İstasyonlar ve yıllık ortalama Bakır (µg/L) arasındaki ilişki

4.3. Sediment Örneklerinde Ağır Metal Konsantrasyonları

4.3.1. Kurşun (Pb)

Tablo 4.33. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Kurşun (Pb) konsantrasyonları (µg/g)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
1	0,078 0,081 0,084	0,081 ± 0,002	0,054 0,055 0,054	0,054 ± 0,001	0,313 0,314 0,314	0,314 ± 0,001	0,214 0,218 0,215	0,216 ±0,001
2	0,280 0,284 0,282	0,282 ± 0,001	0,228 0,224 0,226	0,226 ± 0,001	0,194 0,194 0,192	0,193 ± 0,001	0,262 0,259 0,263	0,261 ±0,001
3	0,152 0,154 0,151	0,152 ± 0,001	0,169 0,170 0,170	0,170 ± 0,001	0,106 0,106 0,107	0,106 ± 0,001	0,183 0,181 0,185	0,183 ± 0,001
4	0,356 0,325 0,395	0,359 ± 0,020	0,241 0,238 0,239	0,239 ± 0,001	0,444 0,440 0,439	0,441 ± 0,002	0,312 0,317 0,314	0,314 ± 0,001
5	0,374 0,370 0,371	0,372 ± 0,001	0,307 0,310 0,308	0,308 ± 0,001	0,266 0,266 0,261	0,264 ± 0,002	0,319 0,321 0,323	0,321 ±0,001
6	0,924 1,015 0,921	0,953 ± 0,031	1,167 1,165 1,168	1,167 ± 0,001	0,706 0,707 0,705	0,706 ± 0,001	1,298 1,305 1,302	1,302 ±0,002
7	0,386 0,389 0,387	0,387 ± 0,001	0,337 0,339 0,337	0,338 ± 0,001	0,367 0,369 0,369	0,368 ± 0,001	0,301 0,305 0,302	0,303 ± 0,001
8	0,226 0,223 0,224	0,224 ± 0,001	0,238 0,241 0,238	0,239 ± 0,001	0,178 0,180 0,180	0,179 ± 0,001	0,210 0,213 0,211	0,211 ±0,001

Tablo 4.34. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Kurşun (µg/g)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	0,081	0,054	0,314	0,216	0,166^{ab}	0,121	0,054	0,314
2	0,282	0,226	0,193	0,261	0,241^{abc}	0,039	0,193	0,282
3	0,152	0,170	0,106	0,183	0,153^{a}	0,034	0,106	0,183
4	0,359	0,239	0,441	0,314	0,338^{bc}	0,085	0,239	0,441
5	0,372	0,308	0,264	0,321	0,316^{abc}	0,044	0,264	0,372
6	0,953	1,167	0,706	1,302	1,032^{d}	0,261	0,706	1,302
7	0,387	0,338	0,368	0,303	0,349^{c}	0,037	0,303	0,387
8	0,224	0,239	0,179	0,211	0,213^{abc}	0,026	0,179	0,239
Yıllık Ortalama	0,351	0,343	0,321	0,389	0,351	0,081	0,256	0,440

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

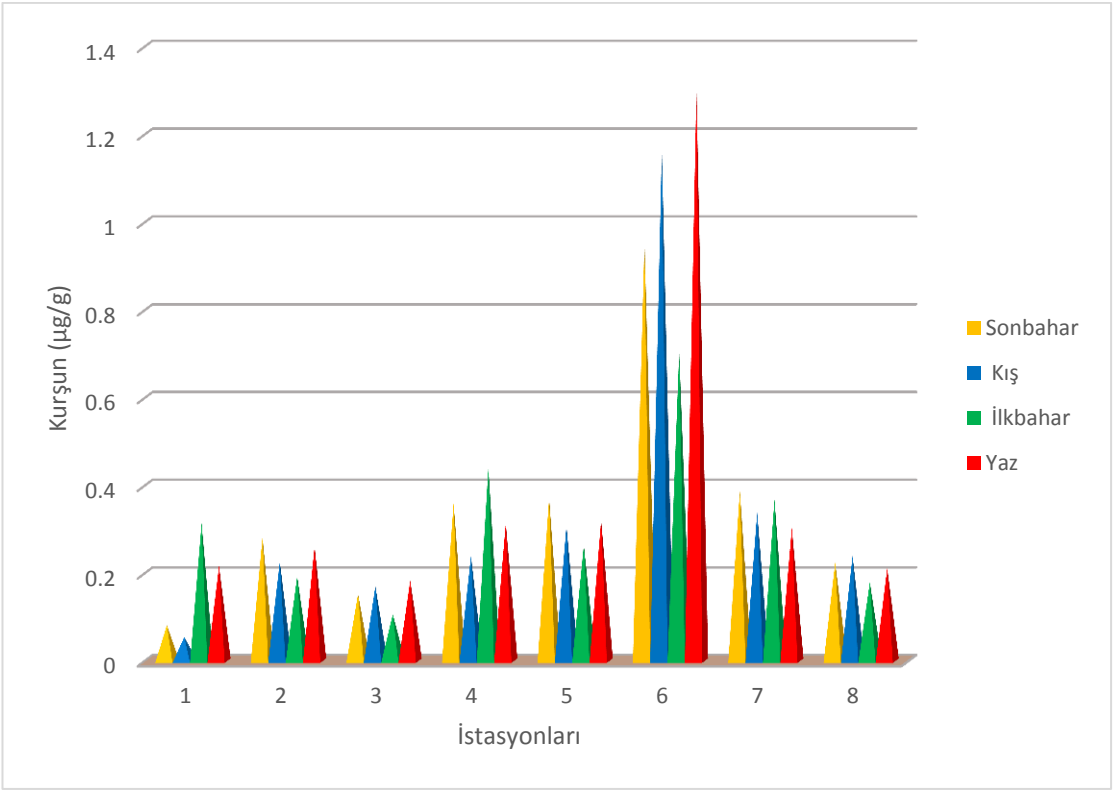
Tablo 4.35. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Kurşun (µg/g)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	0,351^{a}	± 0,2667	0,081	0,953
Kış	0,343^{a}	± 0,244	0,054	1,167
İlkbahar	0,321^{a}	± 0,189	0,106	0,706
Yaz	0,389^{a}	± 0,373	0,183	1,302
Yıllık Ortalama	0,351	0,293	0,106	1,032

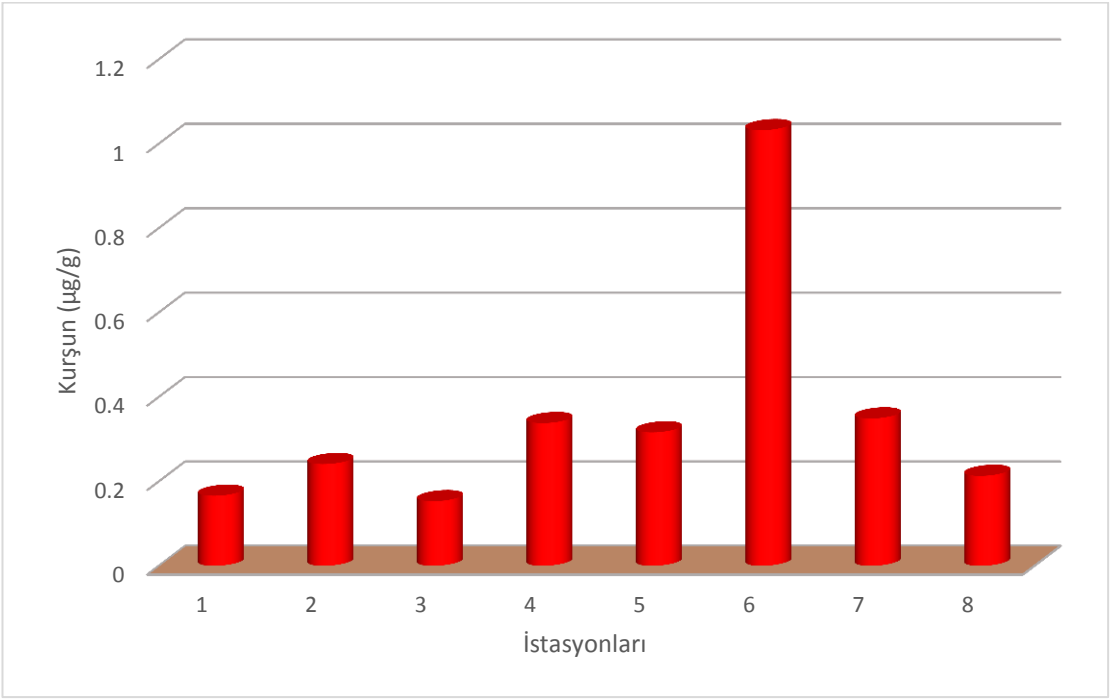
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

Tablo 4.36. *Karaçomak Deresi sedimentlerindeki yıllık ortalama Kurşun konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g)*

	Pb	Kaynakça
Ruiru Athi Deresi	34,4	(Muırurı, 2013)
Tigris Deresi	-	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Korotoa Deresi	58,5	(Islam vd., 2015)
Gharraf Deresi	24,4	(Akbar ve Al Khazali, 2012)
Godavari Deresi	20,22	(Patil ve Kaushik, 2016)
Tembi Deresi	202,5	(Shanbehzadeh vd., 2014)
Kılıçözü Deresi	13	(Duman vd., 2013)
Sapanca Gölü	15,20	(Duman vd., 2007)
Demirköprü Dam Lake	6,5	(Öztürk vd., 2008)
Avsar Dam Lake	2,44	(Öztürk vd., 2009)
Sultan Marsh Lake	10,76	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu çalışma	0,351	



Şekil 4.21. Dört mevsim boyunca istasyonlar ve Kurşun (µg/g) arasındaki ilişki



Şekil 4.22. İstasyonları ve yıllık ortalama Kurşun (µg/g) arasındaki ilişki

4.3.2. Krom (Cr)

Tablo 4.37. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.E) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Krom (Cr) konsantrasyonları (µg/g)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E		Ortalama ± S.E
1	0,315 0,314 0,311	0,313 ± 0,001	0,333 0,331 0,334	0,333 ± 0,001	0,424 0,425 0,427	0,425 ± 0,001	0,408 0,406 0,409	0,408 ± 0,001
2	0,167 0,164 0,163	0,165 ± 0,001	0,075 0,073 0,074	0,074 ± 0,001	0,153 0,153 0,152	0,152 ± 0,001	0,063 0,067 0,062	0,064 ± 0,002
3	0,098 0,095 0,093	0,108 ± 0,001	0,102 0,102 0,101	0,102 ± 0,001	0,107 0,107 0,107	0,107 ± 0,000	0,125 0,128 0,126	0,126 ± 0,001
4	0,295 0,298 0,296	0,296 ± 0,001	0,215 0,212 0,209	0,212 ± 0,002	0,324 0,322 0,322	0,323 ± 0,001	0,312 0,314 0,317	0,314 ±0,001
5	0,240 0,242 0,245	0,242 ± 0,001	0,265 0,269 0,269	0,268 ± 0,001	0,218 0,217 0,214	0,216 ± 0,001	0,232 0,234 0,233	0,233 ± 0,001
6	0,421 0,423 0,421	0,422 ± 0,001	0,551 0,551 0,550	0,551 ± 0,001	0,333 0,332 0,328	0,331 ± 0,002	0,401 0,403 0,401	0,402 ± 0,001
7	0,355 0,357 0,358	0,357 ± 0,001	0,358 0,354 0,358	0,357 ± 0,001	0,418 0,416 0,418	0,417 ± 0,001	0,363 0,368 0,365	0,365 ± 0,001
8	0,138 0,139 0,135	0,137 ± 0,001	0,312 0,314 0,313	0,313 ± 0,001	0,149 0,148 0,146	0,148 ± 0,001	0,111 0,107 0,113	0,110 ± 0,002

Tablo 4.38. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Krom (µg/g)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	0,313	0,333	0,425	0,408	0,370^{de}	0,055	0,313	0,425
2	0,165	0,074	0,152	0,064	0,114^{a}	0,052	0,064	0,165
3	0,108	0,102	0,107	0,126	0,111^{a}	0,011	0,102	0,126
4	0,296	0,212	0,323	0,314	0,286^{cd}	0,051	0,212	0,323
5	0,242	0,268	0,216	0,233	0,240^{bc}	0,022	0,216	0,268
6	0,422	0,551	0,331	0,402	0,427^{e}	0,092	0,331	0,551
7	0,357	0,357	0,417	0,365	0,374^{de}	0,029	0,357	0,417
8	0,137	0,313	0,148	0,110	0,177^{ab}	0,092	0,11	0,313
yıllık ortalama	0,255	0,276	0,265	0,253	0,262	0,050	0,213	0,324

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

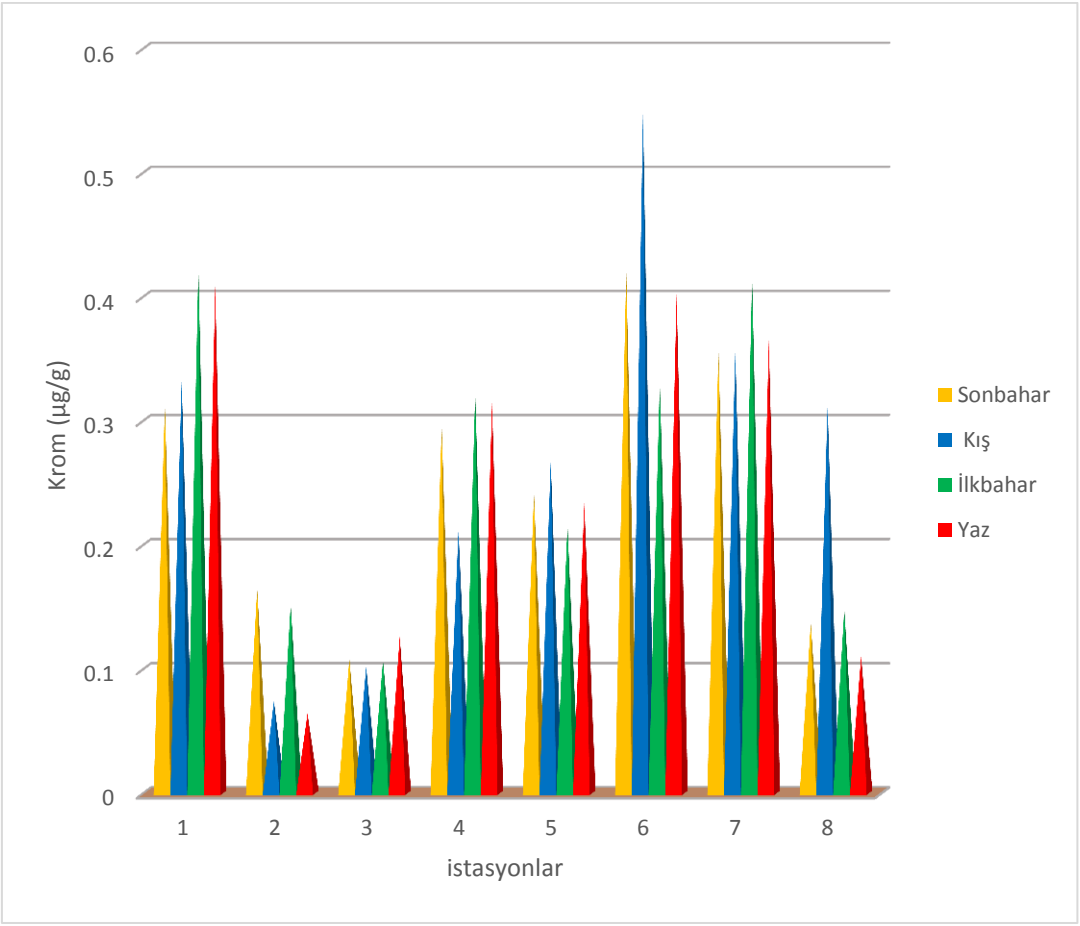
Tablo 4.39. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Krom (µg/g)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	0,255^{a}	± 0,112	0,108	0,422
Kış	0,276^{a}	± 0,152	0,074	0,551
İlkbahar	0,265^{a}	± 0,125	0,107	0,425
Yaz	0,253^{a}	± 0,139	0,064	0,408
Yıllık Ortalama	0,262	0,132	0,088	0,452

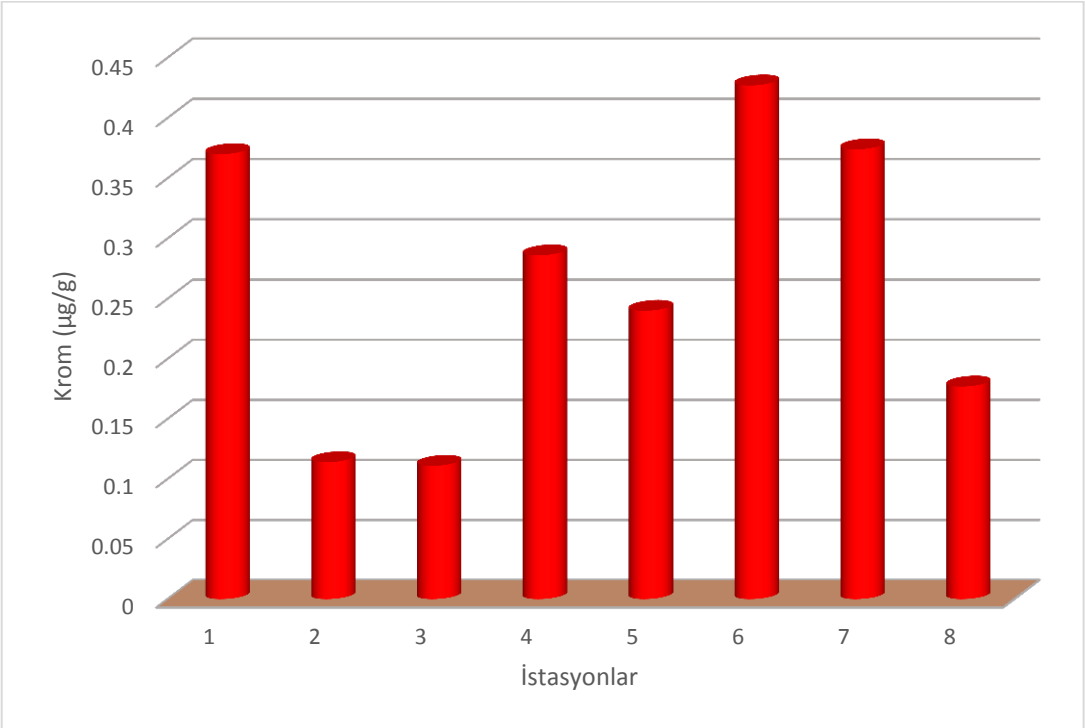
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

Tablo 4.40. *Karaçomak Deresi sedimentlerindeki yıllık ortalama Krom konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g)*

	Cr	Kaynakça
Ruiru Athi Deresi	3,20	(Muırurı, 2013)
Korotoa Deresi	108,5	(Islam vd., 2015)
Godavari Deresi	8,75	(Patil ve Kaushik, 2016)
Tembi Deresi	48,75	(Shanbehzadeh vd., 2014)
Kılıçözü Deresi	46,9	(Duman vd., 2013)
Sapanca Gölü	19,09	(Duman vd., 2007)
Demirköprü Dam Lake	6,75	(Öztürk vd., 2008)
Avsar Dam Lake	14.48	(Öztürk vd., 2009)
Sultan Marsh Lake	9,23	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu çalışma	0,262	



Şekil 4.23. Dört mevsim boyunca istasyonlar ve Krom (µg/L) arasındaki ilişki.



Şekil 4.24. İstasyonlar ve yıllık ortalama Krom (µg/L) arasındaki ilişki

4.3.3. Nikel (Ni)

Tablo 4.41. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Nikel (Ni) konsantrasyonları (µg/g)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
1	1,365 1,368 1,364	1,366 ± 0,001	1,228 1,208 1,203	1,213 ± 0,008	1,006 1,002 1,007	1,005 ± 0,002	1,324 1,321 1,325	1,323 ± 0,001
2	0,201 0,203 0,202	0,202 ± 0,001	0,089 0,090 0,087	0,089 ± 0,001	0,189 0,189 0,190	0,189 ± 0,001	0,207 0,209 0,206	0,207 ± 0,001
3	0,174 0,172 0,176	0,174 ± 0,001	0,199 0,200 0,197	0,199 ± 0,001	0,084 0,084 0,084	0,084 ±0,000	0,165 0,163 0,161	0,163 ± 0,001
4	0,592 0,489 0,591	0,557 ± 0,034	0,681 0,683 0,682	0,682 ± 0,001	0,418 0,420 0,417	0,418 ± 0,001	0,784 0,789 0,781	0,785 ± 0,002
5	0,278 0,276 0,275	0,276 ± 0,001	0,260 0,268 0,270	0,266 ± 0,003	0,211 0,211 0,209	0,210 ± 0,001	0,283 0,285 0,284	0,284 ± 0,001
6	1,327 1,331 1,329	1,329 ± 0,001	1,314 1,296 1,300	1,301 ± 0,007	1,204 1,203 1,201	1,203 ± 0,001	1,354 1,351 1,356	1,354 ± 0,001
7	0,587 0,590 0,591	0,589 ± 0,001	0,690 0,683 0,691	0,688 ± 0,003	0,664 0,662 0,662	0,663 ± 0,001	0,612 0,616 0,615	0,614 ± 0,001
8	0,452 0,453 0,451	0,452 ± 0,001	0,428 0,434 0,431	0,431 ± 0,002	0,320 0,322 0,320	0,321 ± 0,001	0,439 0,442 0,441	0,441 ± 0,001

Tablo 4.42. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Nikel (µg/g)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	1,366	1,213	1,005	1,323	$1,227^{d}$	0,161	1,005	1,366
2	0,202	0,089	0,189	0,207	$0,172^{a}$	0,056	0,089	0,207
3	0,174	0,199	0,084	0,163	$0,155^{a}$	0,050	0,084	0,199
4	0,557	0,682	0,418	0,785	$0,611^{c}$	0,159	0,418	0,785
5	0,276	0,266	0,210	0,284	$0,259^{a}$	0,033	0,21	0,284
6	1,329	1,301	1,203	1,354	$1,297^{d}$	0,066	1,203	1,354
7	0,589	0,688	0,663	0,614	$0,639^{c}$	0,045	0,589	0,688
8	0,452	0,431	0,321	0,441	$0,411^{b}$	0,061	0,321	0,452
Yıllık Ortalama	0,618	0,609	0,512	0,646	0,596	0,079	0,490	0,667

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

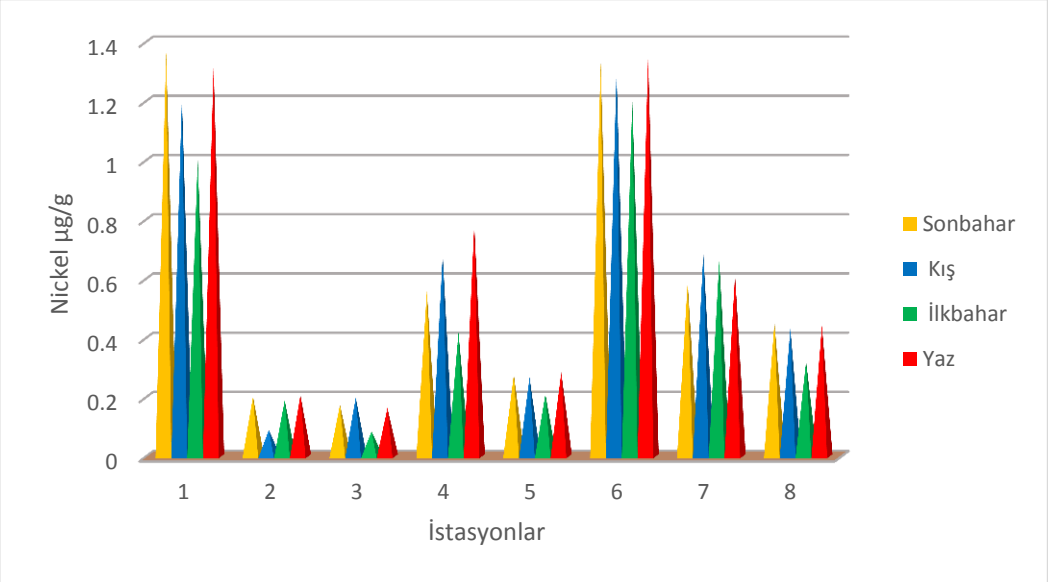
Tablo 4.43. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Nikel (µg/g)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks
Sonbahar	0,618[a]	± 0,476	0,174	1,366
Kış	0,609[a]	± 0,454	0,089	1,301
İlkbahar	0,512[a]	± 0,408	0,084	1,203
Yaz	0,646[a]	± 0,475	0,163	1,354
Yıllık Ortalama	0,596	0,453	0,128	1,306

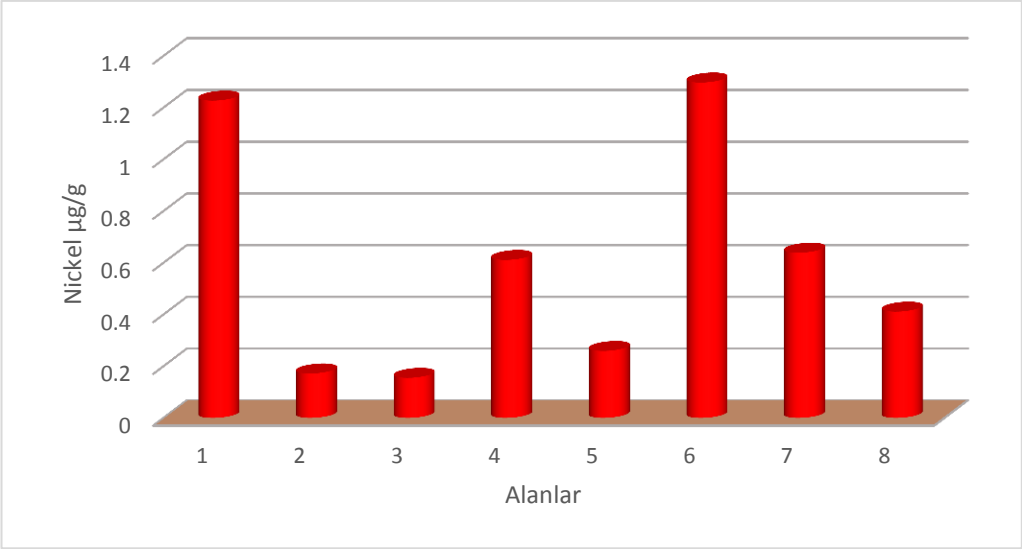
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

Tablo 4.44. *Karaçomak Deresi sedimentlerindeki yıllık ortalama Nikel konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g)*

	Ni	Kaynakça
Ruiru Athi Deresi	0,75	(Muıruı, 2013)
Dicle Deresi	109,17	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Korotoa Deresi	94,5	(Islam vd., 2015)
Gharraf Deresi	67,5	(Akbar ve Al Khazali, 2012)
Tembi Deresi	101,4	(Shanbehzadeh vd., 2014)
Kılıçözü Deresi	41,1	(Duman vd., 2013)
Sapanca Gölü	26,72	(Duman vd., 2007)
Demirköprü Dam Lake	14,3	(Öztürk vd., 2008)
Avsar Dam Lake	29,99	(Öztürk vd., 2009)
Sultan Marsh Lake	51,53	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu çalışma	0,596	



Şekil 4.25. Dört mevsim boyunca istasyonları ve Nikel (µg/g) arasındaki ilişki



Şekil 4.26. Alanlar ve yıllık ortalama Nikel (µg/g) arasındaki ilişki

4.3.4. Çinko (Zn)

Tablo 4.45. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Çinko (Zn) konsantrasyonları (µg/g)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
1	0,645 0,642 0,641	0,643 ± 0,001	0,737 0,730 0,726	0,731 ± 0,003	0,797 0,798 0,796	0,797 ± 0,001	0,756 0,759 0,758	0,758 ± 0,001
2	0,622 0,624 0,621	0,622 ± 0,001	0,728 0,709 0,716	0,718 ± 0,006	0,344 0,344 0,340	0,343 ± 0,001	0,523 0,528 0,524	0,525 ± 0,001
3	0,198 0,201 0,203	0,200 ± 0,001	0,382 0,388 0,389	0,386 ±0,002	0,218 0,218 0,217	0,218 ± 0,001	0,315 0,317 0,316	0,316 ± 0,001
4	0,163 0,164 0,161	0,163 ± 0,001	0,113 0,114 0,113	0,113 ± 0,001	0,535 0,537 0,540	0,537 ± 0,001	0,238 0,237 0,236	0,237 ± 0,001
5	0,235 0,237 0,231	0,234 ± 0,002	0,472 0,485 0,482	0,480 ± 0,004	0,311 0,309 0,309	0,310 ± 0,001	0,396 0,391 0,394	0,394 ± 0,001
6	1,689 1,692 1,693	1,691 ± 0,001	3,744 3,734 3,759	3,746 ± 0,007	1,308 1,312 1,292	1,304 ± 0,006	2,264 2,261 2,263	2,263 ± 0,001
7	0,494 0,495 0,491	0,493 ± 0,001	0,710 0,712 0,720	0,714 ± 0,003	0,679 0,679 0,675	0,678 ± 0,001	0,587 0,584 0,583	0,585 ± 0,001
8	0,354 0,357 0,352	0,354 ± 0,001	0,475 0,482 0,477	0,478 ± 0,002	0,339 0,343 0,339	0,340 ± 0,001	0,376 0,373 0,375	0,375 ± 0,001

Tablo 4.46. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Çinko (µg/g)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	0,643	0,731	0,797	0,758	0,732 [a]	0,065	0,643	0,797
2	0,622	0,718	0,343	0,525	0,552 [a]	0,160	0,343	0,718
3	0,200	0,386	0,218	0,316	0,280 [a]	0,087	0,2	0,386
4	0,163	0,113	0,537	0,237	0,263[a]	0,190	0,113	0,537
5	0,234	0,480	0,310	0,394	0,355 [a]	0,106	0,234	0,48
6	1,691	3,746	1,304	2,263	2,251[b]	1,072	1,304	3,746
7	0,493	0,714	0,678	0,585	0,618 [a]	0,099	0,493	0,714
8	0,354	0,478	0,340	0,375	0,387 [a]	0,063	0,34	0,478
Yıllık Ortalama	0,55	0,921	0,566	0,682	0,680	0,230	0,459	0,982

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

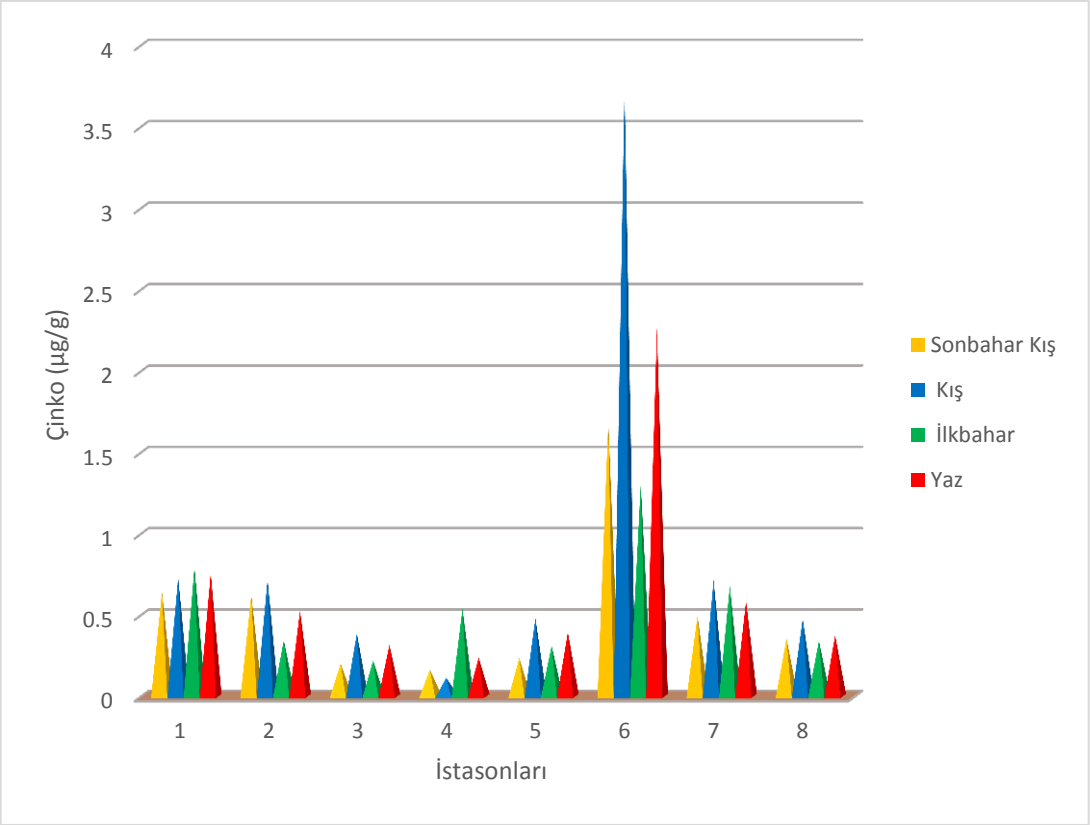
Tablo 4.47. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Çinko (µg/g)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks,
Sonbahar	0,550 [a]	± 0,497	0,163	1,691
Kış	0,921 [a]	± 1,161	0,113	3,746
İlkbahar	0,566 [a]	± 0,358	0,218	1,304
Yaz	0,682 [a]	± 0,660	0,237	2,263
Yıllık Ortalama	0,680	0,669	0,183	2,251

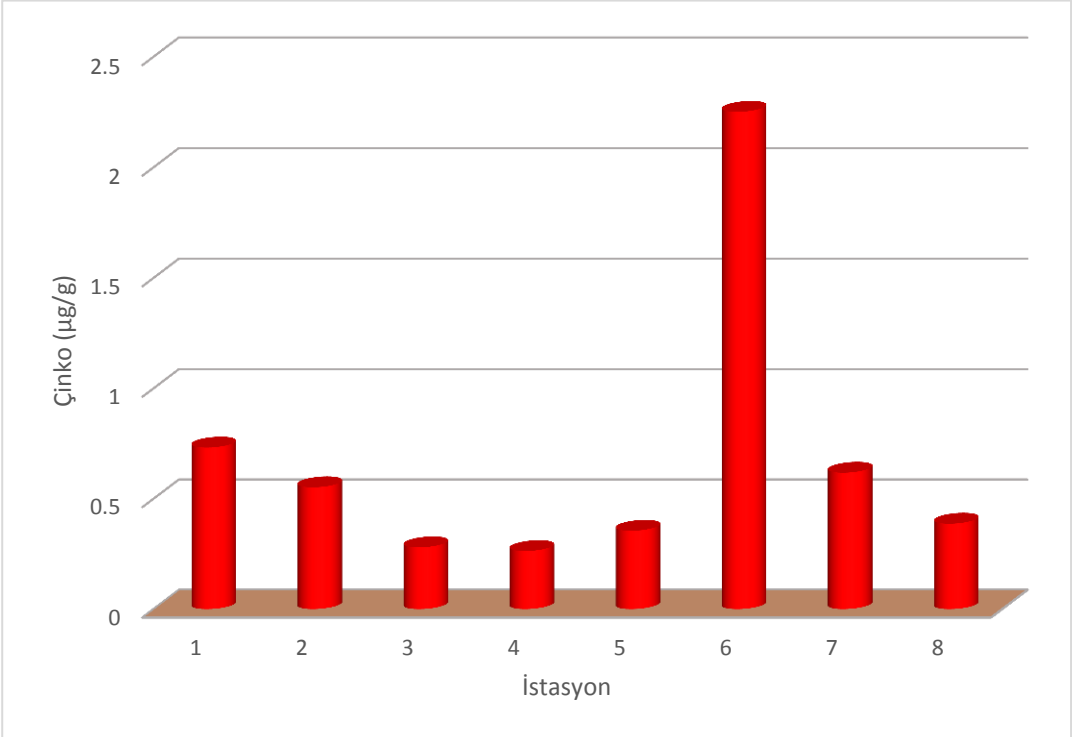
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

Tablo 4.48. *Karaçomak Deresi sedimentlerindeki yıllık ortalama Çinko konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g)*

	Zn	Kaynakça
Ruiru Athi Deresi	29,23	(MuırurI, 2013)
Dicle Deresi	34,33	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Tembi Deresi	38	(Shanbehzadeh vd., 2014)
Godavari Deresi	0,91	(Patil ve Kaushik, 2016)
Kılıçözü Deresi	56,8	(Duman vd., 2013)
Sapanca Gölü	62,00	(Duman vd., 2007)
Sultan Marsh Lake	37,76	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu Çalışma	0,680	



Şekil 4.27. Dört mevsim boyunca istasyonları ve Çinko (µg/g) arasındaki ilişki



Şekil 4.28. İstasyonları ve yıllık ortalama Çinko (µg/g) arasındaki ilişki

4.3.5. Manganez (Mn)

Tablo 4.49. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H.) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Manganez (Mn) konsantrasyonları (µg/g)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
1	11,352 11,362 11,357	11,357 ± 0,003	15,797 15,514 15,655	15,655 ± 0,082	12,247 12,331 12,282	12,287 ± 0,024	13,623 13,637 13,631	13,630 ± 0,004
2	6,760 6,774 6,783	6,772 ± 0,0072	4,928 4,915 4,897	4,913 ± 0,009	7,690 7,669 7,674	7,678 ± 0,006	5,146 5,154 5,161	5,154 ± 0,004
3	10,426 10,438 10,455	10,440 ± 0,008	11,465 11,530 11,572	11,522 ± 0,031	9,575 9,540 9,560	9,558 ± 0,010	8,883 8,901 8,914	8,899 ± 0,009
4	4,887 5,205 4,596	4,896 ± 0,176	7,429 7,451 7,459	7,446 ± 0,009	5,302 5,244 5,220	5,255 ± 0,024	6,254 6,275 6,263	6,264 ± 0,006
5	2,436 2,442 2,447	2,442 ± 0,003	4,394 4,506 4,456	4,452 ± 0,032	3,145 3,140 3,129	3,138 ± 0,005	1,712 1,723 1,731	1,722 ± 0,006
6	12,623 12,636 12,627	12,629 ± 0,004	38,071 38,042 38,005	38,039 ± 0,019	11,794 11,810 11,807	11,804 ± 0,005	14,875 14,905 14,911	14,897 ± 0,011
7	10,994 11,106 11,114	11,071 ± 0,039	13,364 13,249 13,398	13,337 ± 0,045	12,596 12,591 12,685	12,624 ± 0,031	9,998 10,112 10,106	10,072 ± 0,037
8	8,104 7,997 7,991	8,031 ± 0,037	8,975 9,113 9,066	9,051 ± 0,041	12,838 12,800 12,816	12,818 ± 0,011	10,983 11,109 10,991	11,028 ± 0,041

Tablo 4.50. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Manganez (µg/g)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	11,357	15,655	12,287	13,630	13,230^{bc}	1,865	11,357	15,655
2	6,772	4,913	7,678	5,154	6,129^{ab}	1,322	4,913	7,678
3	10,440	11,522	9,558	8,899	10,105^{ab}	1,136	8,899	11,522
4	4,896	7,446	5,255	6,264	5,965^{ab}	1,144	4,896	7,446
5	2,442	4,452	3,138	1,722	2,939^{a}	1,163	1,722	4,452
6	12,629	38,039	11,804	14,897	19,342^{c}	12,533	11,804	38,039
7	11,071	13,337	12,624	10,072	11,776^{b}	1,478	10,072	13,337
8	8,031	9,051	12,818	11,028	10,232^{ab}	2,126	8,031	12,818
Yıllık Ortalama	8,455	13,052	9,395	8,958	9,965	2,846	7,712	13,868

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

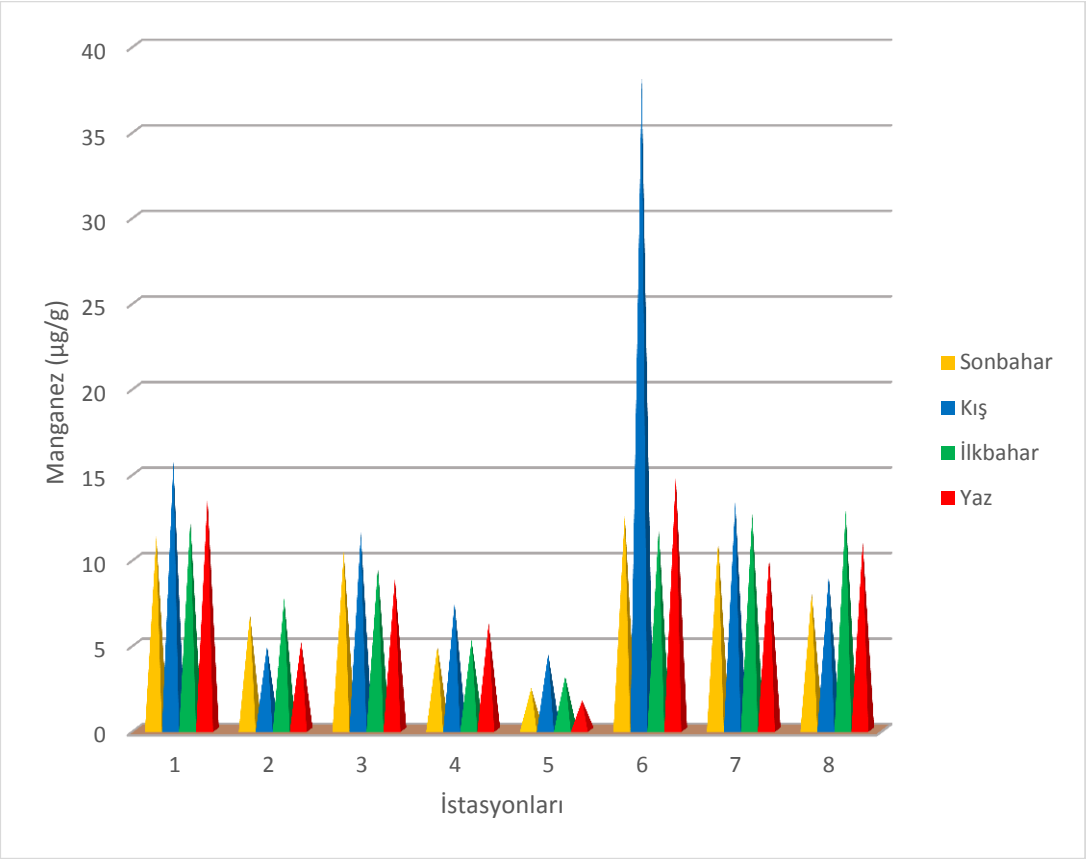
Tablo 4.51. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Manganez (µg/g)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	8,455[a]	± 3,555	2,442	12,629
Kış	13,052[a]	± 10,831	4,452	38,039
İlkbahar	9,395[a]	± 3,695	3,138	12,818
Yaz	8,958[a]	± 4,419	1,722	14,897
Yıllık Ortalama	9,965	5,625	2,939	19,596

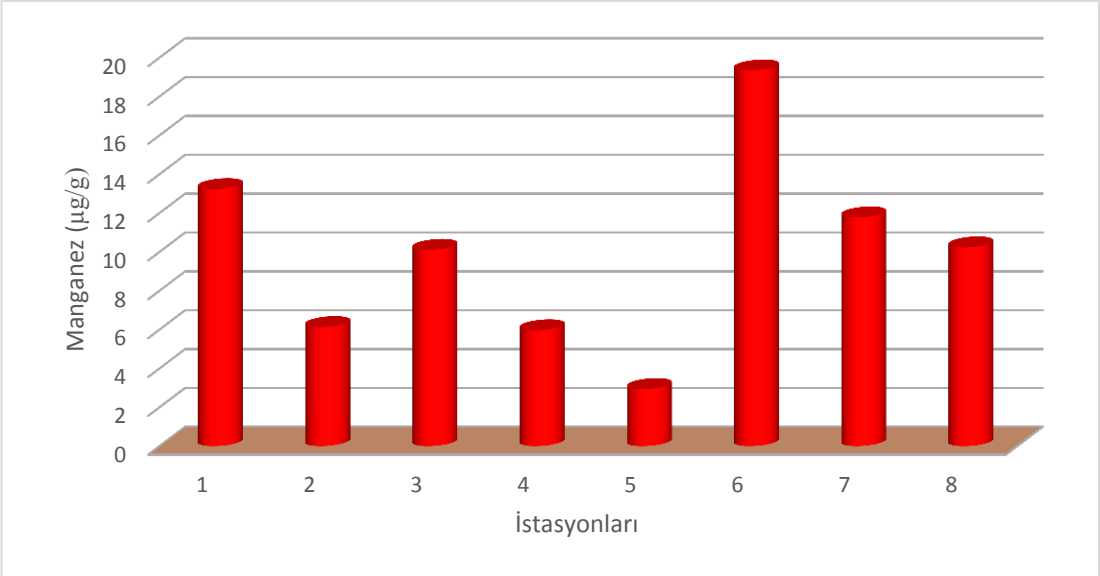
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir ($p<0.05$).

Tablo 4.52. *Karaçomak Deresi sedimentlerindeki yıllık ortalama Manganez konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g)*

	Mn	Kaynakça
Ruiru Athi Deresi	765,31	(Muıruru, 2013)
Dicle Deresi	541,17	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Tembi Deresi	423	(Shanbehzadeh vd., 2014)
Sapanca Gölü	337,81	(Duman vd., 2007)
Bu Çalışma	9,965	



Şekil 4.29. Dört mevsim boyunca istasyonları ve Manganez (µg/g) arasındaki ilişki



Şekil 4.30. İstasyonları ve yıllık ortalama Manganez (µg/g) arasındaki ilişki

4.3.6. Bakır (Cu)

Tablo 4.53. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) dört mevsim boyunca sedimentteki ortalama Bakır (Cu) konsantrasyonları (µg/g)*

Örnekler	Mevsimler							
	Sonbahar		Kış		İlkbahar		Yaz	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
1	0,647 0,638 0,642	0,642 ± 0,003	0,313 0,310 0,315	0,313 ± 0,001	0,888 0,897 0,898	0,894 ± 0,003	0,764 0,771 0,768	0,768 ± 0,002
2	0,402 0,398 0,407	0,402 ± 0,003	0,547 0,539 0,543	0,543 ± 0,002	0,563 0,570 0,566	0,566 ± 0,002	0,498 0,514 0,507	0,506 ± 0,005
3	0,387 0,396 0,391	0,391 ± 0,003	0,384 0,386 0,378	0,383 ± 0,002	0,373 0,372 0,371	0,372 ± 0,001	0,416 0,422 0,417	0,418 ± 0,002
4	2,541 2,562 2,552	2,552 ± 0,006	4,541 4,551 4,578	4,557 ± 0,011	1,729 1,720 1,719	1,723 ± 0,003	3,623 3,635 3,657	3,638 ± 0,010
5	0,716 0,727 0,719	0,721 ± 0,003	1,098 1,109 1,098	1,102 ± 0,004	0,391 0,385 0,383	0,386 ± 0,002	0,878 0,885 0,887	0,8833 ± 0,003
6	2,325 2,338 2,331	2,331 ± 0,004	4,365 4,306 4,338	4,336 ± 0,017	1,953 1,941 1,961	1,952 ± 0,006	3,994 4,005 3,991	3,997 ± 0,004
7	1,417 1,423 1,429	1,423 ± 0,004	2,518 2,501 2,511	2,510 ± 0,005	1,519 1,537 1,508	1,521 ± 0,008	1,658 1, 669 1,650	1,659 ± 0,006
8	0,801 0,796 0,802	0,800 ± 0,002	0,797 0,799 0,797	0,798 ± 0,0001	0,701 0,696 0,709	0,702 ± 0,004	0,740 0,748 0,751	0,746 ± 0,003

Tablo 4.54. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki yıllık ortalama Bakır (µg/g)*

İstasyon	Sonbahar	Kış	İlkbahar	Yaz	Ortalama	SS	Min	Maks.
1	0,642	0,313	0,894	0,768	0,654[a]	0,250	0,313	0,894
2	0,402	0,543	0,566	0,506	0,504[a]	0,073	0,402	0,566
3	0,391	0,383	0,372	0,418	0,391[a]	0,020	0,372	0,418
4	2,552	4,557	1,723	3,638	3,118[c]	1,239	1,723	4,557
5	0,721	1,102	0,386	0,883	0,773[a]	0,306	0,386	1,102
6	2,331	4,336	1,952	3,997	3,154[c]	1,187	1,952	4,336
7	1,423	2,510	1,521	1,659	1,778[b]	0,497	1,423	2,51
8	0,800	0,798	0,702	0,746	0,762[a]	0,047	0,702	0,800
Yıllık Ortalama	1,158	1,818	1,015	1,577	1,392	0,452	0,909	1,898

Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

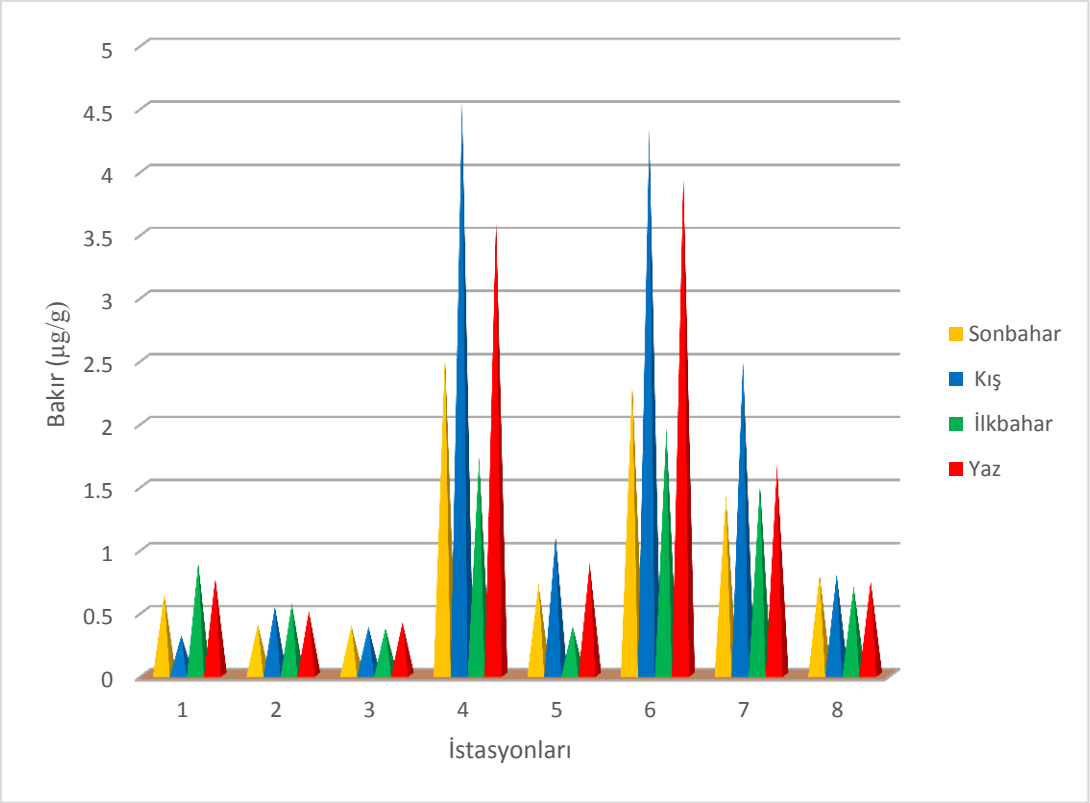
Tablo 4.55. *Standart sapma, minimum ve maksimum değerler ile birlikte sediment örneklerindeki mevsimsel ortalama Bakır (µg/g)*

Mevsim	Ortalama	SS	Min	Maks.
Sonbahar	1,158[a]	± 0,857	0,391	2,552
Kış	1,818 [a]	± 1,767	0,313	4,557
İlkbahar	1,015 [a]	± 0,628	0,372	1,952
Yaz	1,577 [a]	± 1,436	0,418	3,997
Yıllık Ortalama	1,392	1,172	0,377	3,265

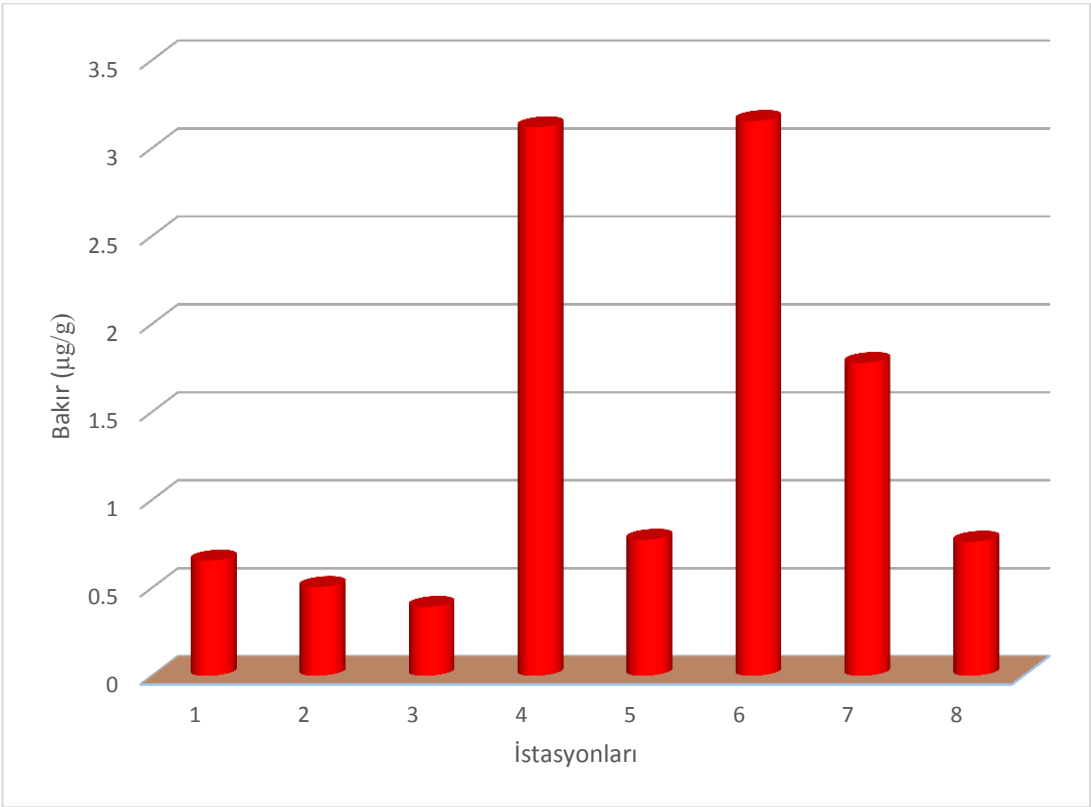
Verilen metal için, aynı harfin izlediği ortalama konsantrasyonlar önemli ölçüde farklı değildir (p<0.05).

Tablo 4.56. *Karaçomak Deresi sedimentlerindeki yıllık ortalama Bakır konsantrasyonları ve farklı literatürlerle karşılaştırılması (µg/g)*

	Cu	Kaynakça
Dicle Deresi	75,14	(Karadede-Akin ve Ünlü, 2007)
Korotoa Deresi	76,5	(Islam vd., 2015)
Gharraf Deresi	26	(Akbar ve Al Khazali, 2012)
Tembi Deresi	58,25	(Shanbehzadeh vd., 2014)
Kılıçözü Deresi	33,2	(Duman vd., 2013)
Sapanca Gölü	26,68	(Duman vd., 2007b)
Demirköprü Dam Lake	15,1	(Öztürk vd., 2008)
Avsar Dam Lake	29.98	(Öztürk vd., 2009)
Sultan Marsh Lake	5,69	(Demirezen ve Askoy, 2004)
Bu Çalışma	1,392	



Şekil 4.31. Dört mevsim boyunca istasyonları ve Bakır (µg/g) arasındaki ilişki



Şekil 4.32. İstasyonları ve yıllık ortalama Bakır (µg/g) arasındaki ilişki

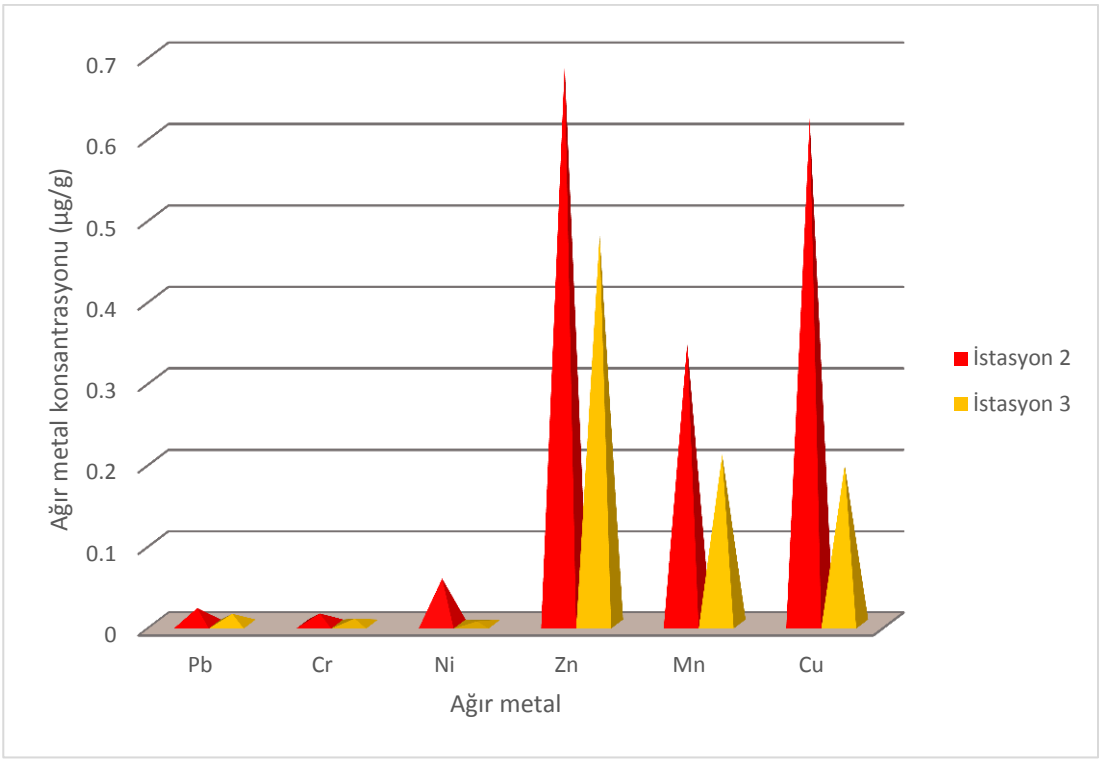
4.4. Böcek Örneklerinde Ağır Metal Sonuçları

Tablo 4.57. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) sonbahar ayında Corixa affinis* Leach, 1817'de *ağır metal konsantrasyonları (µg/L),*

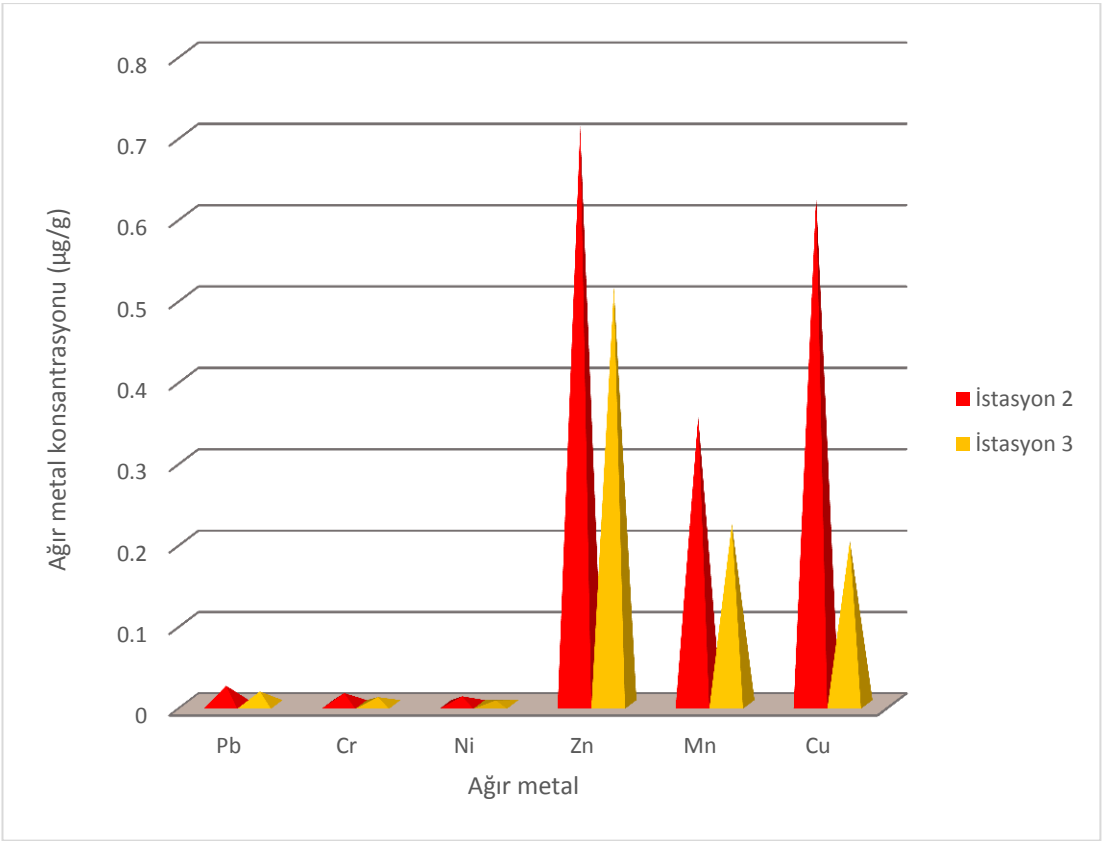
TÜRLER	**sonbahar**											
	Pb		**Cr**		**Ni**		**Zn**		**Mn**		**Cu**	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
İstasyon 2	0,019 0,020 0,020	0,020± 0,001	0,014 0,012 0,013	0,013± 0,001	0,08 0,07 0,09	0,08± 0,010	0,684 0,692 0,687	0,688± 0,0040	0,343 0,346 0,345	0,345± 0,002	0,623 0,619 0,621	0.,621±0 0,002
İstasyon 3	0,011 0,013 0,014	0,013± 0,002	0,007 0,008 0,005	0,006± 0,002	0,003 0,004 0,003	0,003± 0,001	0,473 0,481 0,482	0,479± 0,005	0,211 0,207 0,206	0,208± 0,003	0,192 0,197 0,197	0,195± 0,003

Tablo 4.58. *Standart hata değerleriyle (Ortalama ± S.H) yaz ayında Corixa affinis* Leach, 1817'de *ağır metal konsantrasyonları (µg/L),*

TÜRLER	**Yaz**											
	Pb		**Cr**		**Ni**		**Zn**		**Mn**		**Cu**	
		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H		Ortalama ± S.H
İstasyon 2	0,023 0,022 0,023	0,023 ± 0,0003	0,014 0,014 0,015	0,014 ± 0,0003	0,009 0,010 0,010	0,010 ± 0,0003	0,712 0,711 0,706	0,710 ± 0,002	0,353 0,354 0,354	0,354 ± 0,0003	0,628 0,628 0,622	0,626 ± 0,002
İstasyon 3	0,015 0,016 0,016	0,016 ± 0,0003	0,008 0,009 0,009	0,009± 0,0003	0,005 0,005 0,005	0,005± 0,0000	0,504 0,517 0,516	0,512± 0,004	0,219 0,223 0,224	0,222± 0,002	0,201 0,202 0,200	0,201± 0,0006



Şekil 4.33. *Sonbahar ayı boyunca böceklerdeki ağır metal konsantrasyon ortalamaları(µg/g)*



Şekil 4.34. *Yaz ayı boyunca böceklerdeki ağır metal, konsantrasyon ortalamaları (µg/g)*

Tablo 4.59. *Sudaki hem T℃, pH, EC, DO hem de ağır metaller (Pb, Cr, Ni, Zn, Mn ve Cu) için korelasyon matrisi*

	T℃	**pH**	**EC**	**DO**	**Pb**	**Cr**	**Ni**	**Zn**	**Mn**	**Cu**
T℃	1	0,597	-,238	-0,375	0,390	0,139	0,432	-0,176	0,257	0.379
pH	0,597	1	-0,391	0,162	0,501	-0,015	0,510	0,054	0,735	0.271
EC	-0,238	-0,391	1	-0,684	0,469	0,585	0,380	0,068	0,075	-0.397
DO	-0,375	0,162	-0,684	1	-0,577	-0,690	-0,539	0,034	0,257	-0.216
Pb	0,390	0,501	0,469	-0,577	1	0,708*	0,768*	0,209	0,523	0.025
Cr	0,139	-0,015	0,585	-0,690	0,708*	1	0,756*	-0,071	0,082	-0.055
Ni	0,432	0,510	0,380	-0,539	0,768*	0,756*	1	-0,137	0,515	0.105
Zn	-0,176	0,054	0,068	0,034	0,209	-0,071	-0,137	1	0,114	-0.185
Mn	0,257	0,735	0,075	0,257	0,523	0,082	0,515	0,114	1	-0.403
Cu	0.379	0.271	-0.397	-0.216	0.025	-0.055	0.105	-0.185	-0.403	1

*. Korelasyon 0,05 düzeyinde anlamlıdır (2-uçlu).

5. SONUÇ, TARTIŞMA VE ÖNERİLER

5.1. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Sıcaklık (℃), pH, Elektrik İletkenliği (EC) ve Çözünmüş Oksijen (DO) Değerleri Sonuçları

5.1.1. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Sıcaklık (℃) Sonuçları

Bu çalışmada, kaydedilen sonuçlar, farklı mevsimlere göre sıcaklık değişimlerini göstermektedir ve dikkate alınan doğal değişiklikler olarak kabul edilmektedir, farklı dönemlere ait hesaplamalar (Tablo 4.1) ve (Şekil 4.1) 'de gösterilmiştir Sonbahar mevsiminde sıcaklık 12 - 18 ℃, kış mevsiminde 2.7 - 11.7 ℃, ilkbahar mevsiminde 16.5 - 21.9 ℃, yaz mevsiminde 19.2 - 23.1 ℃ aralığında ölçülmüş ve en yüksek değerler beklendiği gibi yaz aylarında, en düşük değerler ise kış aylarında ölçülmüştür. Sıcaklıktaki artışın ve azalmanın iklim değişikliği, örnek alma zamanı, çalışmanın yeri, bulanıklık, rüzgar gücü, bitki örtüsü ve nem gibi bazı özel faktörlerden etkilendiği bilinmektedir (Khaled, 1997). Ayrıca, sıcaklık bitkinin fotosentez hızını, tüm suda yaşayan organizmaların metabolizmasını, organizmaların toksik atıklara duyarlılığını, parazit hastalıklarını ve diğer stresleri etkilemektedir (Udayakumar, 2012).

Tablo 4.2'de istatistiksel olarak Karaçomak Deresi'nden gelen en yüksek mevsimsel ortalama sıcaklık değerlerinin yaz mevsiminde (20.838 ± 1.300 ℃), en düşük değerlerin kış mevsiminde (7.413 ± 2.914 ℃) ve yıllık ortalama sıcaklığın (15.309 ℃) olduğu bulunmuştur.

Tablo 4.1 ve Şekil 4.2'deki saha düzeyindeki sonuçlara göre ise, 1 istasyonun (13.425 ℃) kaydedilen en düşük sıcaklık değerlerine ve 3 istasyonun ise yıllık kaydedilen en yüksek sıcaklık değerlerine (16.850 ℃) sahip olduğu bulunmuştur. Bu durum, düz deniz yüzeyinin bir bölgeden diğerine coğrafi arazi ve yükseklik farkında kaynaklanıyor olabilir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.1), ($p > 0.05$) düzeyinde sıcaklık açısından alanlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir. Bu sonuç, bu

bölgelerin birbirleriyle birleşmiş olan bölgelerin sıcaklığını oluşturan coğrafi ve iklim koşullarında yakınlaşmasının bir sonucu olarak, sekiz bölge arasında ortalama sıcaklık açısından bir fark olmadığını göstermektedir.

Bu çalışmanın sonuçlarından, ANOVA ve post hoc testlerinde (Tablo 4.2), sıcaklık açısından mevsimler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olduğu ($P < 0.05$) olduğu görülmüştür. Bu sonuç, dört mevsim arasındaki ortalama sıcaklık açısından bir fark olduğunu, ilkbahar ve yaz mevsimlerinin ortalama sıcaklıkları arasında bu mevsimlerin sıcaklık açısından birbirine yakınlaşmasının bir sonucu olarak istatistiksel olarak anlamlı bir fark Sig=.059 değeriyle bulunmadığını göstermektedir ($p > 0.05$).

Korelasyon katsayısı için istatistiksel analiz sonuçları (Tablo 4.58) sayesinde sıcaklık ve çözünmüş oksijen arasında negatif bir korelasyon olduğu ($r = -0.375$), sıcaklıktaki düşüşün çözünmüş oksijendeki artışa eşlik ettiğini göstermektedir (Kale, 2016).

5.1.2. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen pH Sonuçları

Tablo 4.3 ve Şekil 4.3'te sunulan bu çalışmadaki sonuçlar, sonbahar mevsiminde pH değerlerinin 8.06 - 8.85, kış mevsiminde 7.91-8.98, ilkbahar mevsiminde 7.77 - 8.60 ve yaz mevsiminde 8.18 - 8.62 arasında olduğunu göstermektedir.

Tablo 4.4'te istatistiksel olarak, Karaçomak Deresi'nden alınan su örneklerinin en yüksek mevsimsel pH değerinin kış mevsiminde (8.611 ± 0.344), en düşük değerin ilkbahar mevsiminde (8.258 ± 0.262) ölçüldüğü ve yıllık ortalama pH değerinin 8.425 olarak bulunduğu gösterilmektedir. Yaz aylarındaki pH değerindeki kışa (8.611 ± 0.344) oranla düşüş (8.415 ± 0.166), yaz mevsimindeki yüksek akış oranından sonra su dilüsyon faktörünün kış mevsimine göre fazla olmasına bağlı olabilir (Mohiuddin ve vd., 2012). Ve bunun nedeni, fitoplanktonun fotosentez aktivitesinden kaynaklanıyor olabilir, bu da sudaki karbondioksitin (CO_2) artan erimesinin iyon bikarbonatın (HCO_3^-) oluşumunu ve iyon karbonat (CO_3^{--}) değerinde ve pH değerinde bir düşüşe neden olmaktadır (Udayakumar, 2012).

Tablo 4.3 ve Şekil 4.4'teki istasyonlar düzeyinde, kaydedilen yıllık ortalama değerlerinin en düşük olanı 8 numaralı alanda (8.13) olduğu tespit edilmiştir. Bunun nedeni, kanalizasyonun bu bölgedeki etkisi olabilir ve bu değer bu bölgedeki çözünmüş oksijen değerlerinde belirgin bir düşüşle ilişkilendirilebilir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.3), pH açısından bölgeler arasında istatistiksel olarak anlamlı (p> 0.05) bir farklılık göstermediğini göstermektedir (Sig = 0.284). Bu sonuç, coğrafi, çevresel ve iklimsel şartlarda bu alanların coğrafi, çevresel ve iklim koşullarında birbirleriyle yakın olmasının bir sonucu olarak, sekiz bölge arasındaki pH ortalaması açısından bir farkı olmadığını göstermektedir.

Bu çalışmanın sonuçlarından ANOVA ve post-hoc testilerine göre (Tablo 4.4) pH açısından mevsimler arasında (p> 0.05) istatiksel olarak anlamlı bir farklılık göstermediği tespit edilmiştir (Sig> = 0,084). Bu sonuç, dört mevsim arasında ortalama pH açısından bir fark olmadığını göstermekte iken, ilkbahar ve kış mevsimlerinin sıcaklık değişimlerinden etkilenen fotosentetik işlemlerin bir mevsimden diğerine fark ından kaynaklanan iki mevsim arasındaki pH düzeyindeki farkın bir sonucu olarak her iki mevsim arasında ortalama pH açısından istatistiksel olarak (p <0.05) anlamlı farklar olduğu tespit edilmiştir (Sig=.012).

Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen pH değerleri, DSÖ (6.5-8.5) .(Organization, 2017) ve AB'nin (6.5-9.5) (Organization, 2011) her biri tarafından belirlenen uluslararası içme suyu standartları için izin verilen sınırlara uygun bazal aralıkta (6.5-8.5) olduğu söylenebilir.

Korelasyon katsayısı için yapılan istatistiksel analiz sonuçları ile elde edilen Tablo 4.58, pH ve çözünmüş oksijen (r = 0.162) arasında pH değerlerinin ve çözünmüş oksijenin fotosentez işlemleri üzerindeki etkisini gösterebilecek pozitif bir korelasyon olduğunu göstermektedir.

5.1.3. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Elektrik İletkenliği (EC) Sonuçları

Bu çalışmanın Tablo 4.5 ve Şekil 4.5'deki sonuçları, elektriksel iletkenlik (EC) değerlerinin sonbahar mevsiminde 340 - 780 µs/cm, kış mevsiminde 304-776 µs/cm, ilkbahar mevsiminde 366 - 849 µs/cm, yaz mevsiminde 390 - 1240 µs/cm arasında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.6 istatistiklerinde, Karaçomak Deresi'nden su örneklerinin en yüksek mevsimsel ortalama elektrik iletkenliği (EC) yaz mevsiminde (657.25 ± 288.541 µs/cm) ve en düşük iletkenliği kış mevsiminde olduğu (493.13 ± 178.201 µs/cm) gözlenmiştir. Derenin yıllık ortalama elektrik iletkenliği (EC) 561.503 µs/cm olarak bulunmuştur. Yaz aylarında yüksek elektrik iletkenliği değerleri, yaz mevsiminde buharlaşma oranlarının artmasına bağlanmıştır, bu da sudaki çözünmüş katıların konsantrasyonunu arttırır, böylece elektriksel iletkenlik değerini arttırır. Tablo 4.5 ve Şekil 4.6'daki saha düzeyindeki sonuçlar, en yüksek yıllık ortalama iletkenlik değerlerinin 6.,1. ve 8. alanlar için sırasıyla 836.75, 798.25, 763.5 µs/cm olduğunu göstermetkedir. 1. ve 8. alanlardaki artış, genel olarak yüzey suyunda nitrat ve azot tuzlarını artıran azotlu gübrelerin kullanımından kaynaklanmaktadır. Bu sahaların, bu gübrelerin kullanıldığı tarım alanlarına çok yakın olduğu ve bu çiftliklerin ve meyve bahçelerinin su kanallarının çoğunun doğrudan dere suyuna tahliye edildiği ve bu bölgelerde nitrat ve azot tuzlarının artmasına neden olduğu bilinmektedir. Bu etkiler elektrik iletkenliğini (EC) arttırmaktadır. 6 numaralı alandaki elektrik iletkenliğindeki önemli artış, bu bölgede bileşiminde fosfat tuzları içeren yıkama deterjanlarının atık sulara tahliyesinin potansiyel etkilerinden kaynaklanıyor olabilir.

ANOVA ve post hoc testi sonuçları (Tablo 4.5), elektrik iletkenliği (EC) açısından alanlar arasında ($p < 0.05$) istatistiksel olarak anlamlı fark olduğunu göstermektedir (P=0,000) Bu sonuç, elektrik iletkenliği (EC) ortalaması için sekiz bölge arasında bir farklılık olduğunu, bunun çevre koşullarında ve kirlilik kaynakları açısından bu bölgelerin birbirinden farklılık göstermesine bağlı olduğuna işaret etmektedir. ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.6), elektrik iletkenliği (EC) açısından mevsimler arasında ($p > 0.05$) istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığını göstermektedir

(P=0.473). Bu sonuç, dört mevsim arasında ortalama elektrik iletkenliği (EC) arasında bir farkolmadığına işaret etmektedir. Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen elektrik iletkenliği (EC) değerleri (304-1240 µs/cm), DSÖ'nün (2300 µs/cm) (Organization, 2017) ve AB'nin (2500 µs/cm) (Organization, 2011) uluslararası içme suyu standartları için belirlediği sınırları aşmadığı tespit edilmiştir.

Korelasyon katsayısı için yapılan istatistiksel analiz sonucunda (Tablo 4.58), Ec ile bazı ağır metaller Pb, Cr, Ni (r = 0.469, 0.585, 0.380) arasında pozitif bir korelasyon olduğu görülmüştür. Bu, oksitler, karbonat ve bikarbonat tuzlarının yüzeyinde Pb, Cr ve Ni'nin adsorpsiyon olasılığı nedeniyle olabilir.

5.1.4. İstasyonlarda Yerinde Ölçümlerde Elde Edilen Çözünmüş Oksijen (DO) Sonuçları

Bu çalışmada Tablo 4.7 ve Şekil 4.7'de gösterilen sonuçlar, çözünmüş oksijen (DO) değerlerinin sonbahar mevsiminde 8.30 - 10.70 mg/L, kış mevsiminde 9.10-11.59 mg/L, ilkbahar mevsiminde 8.15 - 9.10 mg/L, yaz mevsiminde 7.02 - 9.14 mg/L arasında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.8 istatistikleri, Karaçomak Deresi'nden elde edilen en yüksek mevsimsel ortalama çözünmüş oksijenin (DO) kış mevsiminde (10.230 ± 0.728 mg/L) ve en düşük çözünmüş oksijen ortalamasının yaz mevsiminde (8.295 ± 0.643 mg/L) gözlendiğini işaret etmektedir. Ayrıca yıllık ortalama çözünmüş oksijenin (DO) 9.084 mg/L olduğu bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca çözünmüş oksijen değerlerinde belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış aylarında oranların (10.230 ± 0.728 mg/L) artması, sıcaklıklardaki ve oksijendeki düşüşe bağlı olabilir. Buna karşılık, yaz aylarında düşük değerler (8.295 ± 0.643 mg/L) artan sıcaklıktan kaynaklanmaktadır (Abdo, 2002). Yaz aylarında (8.295 ± 0.643 mg/L) çözünmüş oksijen (DO) değerinin kışa (10.230 ± 0.728 mg/L) oranla düşmesi, yaz mevsimindeki kış mevsimine oranla daha yüksek akış hızı sonucu ortaya çıkan suyun dilüsyon faktörünün etkisinden kaynaklanabilir (Mohiuddin vd., 2012).

Alanlar düzeyinde Tablo 4.7 ve Şekil 4.8'deki bulgular, en düşük yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin (8.143 mg/L) 6 numaralı alanda kaydedildiğini göstermektedir. Bunun nedeni kanalizasyonla kirlenme ve organik maddenin aerobik ayrıştırma işlemi yoluyla kanalizasyondaki mikroorganizmalar tarafından çözülen oksijen tüketimidir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.7), çözünmüş oksijen (DO) açısından ($p > 0.05$) alanlar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığını ($P=0.563$) göstermektedir. Bu sonuç, bu bölgelerin birbirleriyle yakınlaşmış olmasının çözünmüş oksijen sonuçları için farklılık yaratmayacak şekilde coğrafi ve iklim koşullarında yakınlaşmasının bir sonucu olarak, sekiz bölge arasında çözünmüş oksijen açısından bir fark olmadığını göstermektedir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.8), çözünmüş oksijen (DO) açısından mevsimler arasında ($p < 0.05$) istatistiksel olarak anlamlı farklılık olduğunu göstermektedir (Sig=.000). Bu, dört mevsim arasında ortalama çözünmüş oksijen (DO) için bir farkolduğunu fakat iki mevsim arasındaki çözünmüş oksijen değerlerinde sıcaklığın artması ve azalmasından etkilenen bir yakınlaşma sonucu ilkbahar ve yaz mevsimleri arasında ortalama çözünmüş oksijen (DO) arasında istatistiksel olarak anlamlı ($p > 0.05$) bir farkbulunmadığına dikkat çeker (Sig = .575).

Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen çözünmüş oksijen (DO) değerleri, (7.02-11.59 mg/L) aralığına düşmektedir. Sağlık açısından bir kılavuz değer önerilmemektedir. Bununla birlikte, çok yüksek çözünmüş oksijen seviyeleri metal boruların korozyonunu şiddetlendirebilir (Organization, 2017). Ancak bu çalışmada kaydedilen çözünmüş oksijenin (DO) değerleri su yaşamı için AB tarafından belirlenmiş kabul edilebilir sınırları aşmaktadır (5-9 mg/L) (Organizasyon, 2011). Korelasyon katsayısı için yapılan istatistiksel analiz sonucunda elde edilen sonuçlar (Tablo 4.58), DO ile bazı ağır metal Pb, Cr, Ni arasında negatif bir korelasyona işaret etmektedir ($r = -0.557, -0.690, -0.539$). Bunun nedeni sudaki çözünmüş oksijenin, bu özellikle kurşun (Pb), krom (Cr) ve nikel (Ni) gibi ağır metalleri sedimenttasyon istenmeyen bileşenlerden kurtulmaya yardımcı olması olabilir (Hasan, 2006).

5.2. Su Örneklerinde Ağır Metal Sonuçlarının Genel Değerlendirmesi

5.2.1. Kurşun (Pb)

Bu çalışma Karaçomak Deresi'nin dört mevsim sonbahar, kış, ilkbahar ve yaz aylarında kurşun metal konsantrasyonlarını incelemiştir. Tablo 4.9'da gösterildiği gibi sekiz alanın her biri için üç farklı ölçüm yapılmıştır.

Tablo 4.10 ve Şekil 4.9'da sunulan mevcut çalışmanın sonuçları, sonbahar mevsiminde kurşun (Pb) değerlerinin (11.472 - 15.147 µg/L), kış mevsiminde (10.540-14.134 µg/L), ilkbahar mevsiminde (8.337 - 13.044 µg/L), yaz mevsiminde (11.046 - 19.228 µg/L) arasında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.11'de istatistikler, Karaçomak Deresi'nde gözlemlenen en yüksek mevsimsel ortalama kurşun (Pb) değerlerinin yaz mevsiminde (14.018 ± 2.357 µg/L) ve en düşük mevsimsel ortalama kurşun (Pb) değerlerinin ilkbahar mevsiminde (10.707 ± 1.545 µg/L) gözlendiğini göstermektedir ve yıllık ortalama kurşun (Pb) değerleri 12.546 µg/L olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca kurşunda belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Yaz aylarında oranlardaki artış (14.018 ± 2.357 µg/L) sıcaklıktaki artıştan kaynaklanıyor olabilir. Yüksek sıcaklıklar buharlaşmayı arttırır ve sudaki bu metallerin konsantrasyonunu arttıran su seviyesindeki azalmayı beraberinde getirir (Gbaruko ve Friday, 2007). Yaz aylarında yüksek sıcaklıklar yaşamsal aktiflerde bir artışa neden olduğu için, çalışma istasyonlarının fiziksel ve kimyasal faktörlerini değiştirdiği gibi, su ortamındaki ağır metal konsantrasyonlarında mevsimsel değişikliklerde önemli bir rol oynayabilmektedir (Hatje vd., 2003). İstasyonlar açısından Tablo 4.10 ve Şekil 4.10'da görüldüğü üzere, en yüksek yıllık ortalama kurşun değerlerinin 6. İstasyonda (15.388 µg/L) olduğunu tespit edilmiştir. Bunun nedeni, dere kıyısındaki yerleşim yerlerinden gelen kanalizasyonlardan ve PVC poruların üretiminde boruların sertliğini ve direncini yükseltmek için kullanılan kurşun nitrat sonucu ev sıhhi tesisat sistemlerinin korozyona uğraması nedeniyle, sudaki kurşun miktarının artmasına neden olmuş olabilir. Bunu yanı sıra bu alanın yakınında bulunan araç yıkama, tamir,

yağ değişim ve bakım atölyelerinin varlığı yüksek oranda kurşun değerlerine katkıda olduğu düşünülmektedir.

Karaçomak Deresinin bazı istasyonlarındaki düşük ağır metal konsantrasyonları, bu metallerin Fitoplankton, bitki ve diğer su organizmalarının vücutlarında birikme eğilimine veya ağır metallerin sedimentlerde adsorpsiyonuna veya organik madde ile kompleksleri yapılandırılmasına bağlı olabilir. Nitekim yapılan çalışmalar bu Fitoplanktonun ağır metalleri su kütlesinden uzaklaştırabildiğini göstermiştir (Kwon ve Lee, 2002).

Tablo 4.10'da ANOVA ve post hoc testi sonuçları, kurşun (Pb) açısından alanlar arasında istatistiksel olarak ($p < 0.05$) anlamlı bir farkolduğunu göstermektedir (Sig=.032). Bu sonuç, sekiz bölge arasında ortalama kurşun (Pb) açısından bir farkolduğunu ancak çevre koşullarında birbirlerine yakınlaşması ve kirlilik kaynaklarından uzaklaşmaları sonucunda ortaya çıkan şartlar nedeniyle her 1,2,3,4,5,8 istasyonlar için bölgeler arasında ortalama kurşun (Pb) arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark bulunmadığını belirtmektedir.

Tablo 4.11'deki ANOVA ve post hoc testleri, kurşun (Pb) açısından mevsimler arasında istatistiksel olarak ($p < 0.05$) anlamlı farklar olduğunu göstermektedir (Sig = .004). Bu sonuç, dört mevsim arasında ortalama kurşun (Pb) değerleri açısından bir farka işaret etmekle birlikte, sonbahar ve kış mevsimi arasında ortalama kurşun (Pb) değereri açısından mevsimsel olarak sıcaklık değerlerinin yakınlaşması ve kurşun oranına etki etmesi nedeniyle istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir fark bulunmadığına dikkat çekmektedir (Sig = .262). Aynı durum sonbahar ve yaz (Sig=.354), ilkbahar ve kış arasında (Sig=0.082) için geçerlidir.Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen kurşun değerleri, DSÖ (10 µg/L)(Organization, 2017) ve AB (10 µg/L) (Organization, 2011) tarafından belirlenen uluslararası içme suyu standartları için izin verilen sınırları aşan (8.337-19.228 µg/L) aralıktadır.

Mevcut çalışmada elde edilen sonuçları önceki çalışmalarla (yerel ve uluslararası) karşılaştırırken, bu çalışmadaki kurşun (Pb) metal konsantrasyonunun (15.546 µg/L) Tablo 4.12'de gösterilen ve Kral Kızı ve Dicle baraj inşası nedeniyle kurşun

konstanstrasyonun anlamlı olmadığı Dicle Nehrinin suları haricinde önceki çalışmalarda ulaşılan bu metalin konsantrasyonundan daha düşük olduğu belirlenmiştir. Asılı katıların, kütüklerin ve çakılların suyu yavaşlatırken tahliye edebileceği ve sudaki bulanıklık ve ağır metal seviyelerini azaltabileceği ve bu bölgedeki fabrikaların, lağım ve ziraatın faaliyetlerini azaltabileceği bilinmektedir (Karadede-Akin ve Ünlü, 2007). Ayrıca, Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışma, kuru mevsimlere kıyasla, ıslak mevsimlerde konsantrasyonun daha yüksek olduğunu gözlemleyerek kurşun (Pb) metal konsantrasyonunun (18.5 µg/L) olduğunu göstermiştir (Muırurı, 2013). Bu sonuç, kuru mevsimdeki konsantrasyonların ıslak mevsimlere göre daha yüksek olduğu mevcut çalışmayla çelişmektedir. Islak mevsimlerde yüksek metal konsantrasyonları, kirleticilerin son varış yerinin derelerde yağmur ve kar suyu ile taşınması gerçeğiyle açıklanabilir (Duman vd., 2013).

Ayrıca, Demirköprü Baraj Gölün'de (Türkiye) yapılan bir çalışmaya göre; göldeki (Pb) konsantrasyonu, mevcut çalışmamızdan daha yüksek olduğunu (20 µg /L) gösterdi. Bunun yanı sıra Avsar Baraj Gölü'nde (Türkiye) yapılan bir çalışmada, (Pb) metal konsantrasyonunun (10 µg/L) olduğu ve konsantrasyonun mevcut çalışmamızdan daha düşük olduğu gözlendi.Sultan Bataklığı Gölü'ndeki (Türkiye) yapılan bir çalışmada ise, (Pb) metal konsantrasyonunun (5.51 µg / L) olduğu ve konsantrasyonun bu çalışmamızdan daha düşük olduğu gözlendi.Verilerimizle literatür arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerlerdeki ve kentsel ve yerel faaliyetlerdeki değişikliklerden kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki kurşun (Pb) konsantrasyonu,Tablo 4.12'de gösterildiği üzere Korotoa Deresi'nde (Bangladeş) 31µg/L, Gharraf Deresi'nde (Irak) 52.9 µg/L, Godavari Deresi'nde (Hindistan) 16.35 µg/L, Tembi Rive r'de (İran) 1265 µg/L ve Sapanca Gölü'ndeki (Türkiye) 35.670µg/L oranların bazılarına kıyasla düşüktür. Konsantrasyonlardaki bu fark, ağır metal konsantrasyonunu önemli ölçüde etkileyen her bir çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden kaynaklanmaktadır. Korelasyon katsayısı için yapılan istatistiksel analiz sonuçları (Tablo 4.58), Pb ile Cr ve Ni'nin her biri için bazı ağır

metaller arasında güçlü bir pozitif korelasyon olduğunu göstermektedir (r = 0.708, 0.768). Bu sonuç, bu ağır metallerin kaynağının ortak bir kanalizasyon ve endüstriyel kirletici kaynağı olduğunu göstermektedir (Mohiuddin vd., 2012).

5.2.2. Krom (Cr)

Tablo 4.14'de ve Şekil 4.11'de sunulan sonuçlar krom (Cr) değerlerinin sonbahar mevsiminde 0.566 - 5.355 µg/L, kış mevsiminde 1.561- 3.114 µg/L, ilkbahar mevsiminde 0.725 - 5.696 µg/L, yaz mevsiminde 0.565 - 4.991 µg/L arasında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.15 istatistikler Karaçomak Deresi'nden su örneklerinin en yüksek mevsimsel krom (Cr) ortalamasının kış mevsiminde (2.079 ± 0.574 µg/L), en düşük ortalamanın ise yaz mevsiminde (1.919 ± 1.710 µg/L) olduğunu göstermektedir. Ayrıca yıllık ortalama krom (Cr) değeri 2.011 µg/L olarak bulunmuştur.

Bu sonuçlar ile kromda bariz bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış mevsiminde oranların artması (2.097 ± 0.574 µg/L), bu mevsimde dereleri kirleten kirleticilerin son varış noktası olan derelere taşıyan yağmur ve kar sularının bolluğundan kaynaklanıyor olabilir (Duman vd., 2013).

Alanlar düzeyinde bakıldığında (Tablo 4.14 ve Şekil 4.12), kaydedilen en yüksek yıllık ortalama değerinin (3.33 µg/L) 6 numaralı alanda olduğu tespit edilmiştir. Bunun nedeni, bu alanın olduğu dere kenarındaki yerleşim yerlerinden gelen kanalizasyonun yanı sıra, araba yıkama yerleri ve araba yağı ve bakımı tesislerinin kullandığı elektro kaplama atık sularının bu alanı kirletmesi olarak açıklanabilir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.14), krom değeri (Cr) açısından alanlar arasında istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir fark olmadığını göstermektedir (Sig=0.599). Bu sonuç, sekiz bölge arasındaki ortalama krom (Cr) arasında bir farkolmadığı anlamına gelmektedir. ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.15), krom değeri (Cr) açısından mevsimler arasında ($p > 0.05$) istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir(Sig=.996). Bu çalışma alanları arasında yüksek krom konsantrasyonu farklılığına neden olduğundan dolayı ve sıcaklık farkının

olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama krom (Cr) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen 0,565 - 5,696 µg/L aralığındadır ve DSÖ (50 µg/L) (Organization, 2017) ve AB'nin (50 µg/L) (Organization, 2011) uluslararası içme suyu standartları için belirlediği referans değerlerini aşmamaktadır.

Mevcut çalışmada elde edilen sonuçları önceki çalışmalarla (yerel ve uluslararası) karşılaştırıldığında, bu çalışmada krom (Cr) metal konsantrasyonunun (2.011 µg/L) Tablo 4.16'da gösterilen önceki çalışmalardan daha düşük olduğu görülmektedir. Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışmada, ortalama krom (Cr) metal konsantrasyonunun (9.45 µg/L) olduğu ölçülmüş ve kuru mevsimlerde konsantrasyonun ıslak mevsimlere göre daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir (MUIRURI, 2013). Bu sonuç, kontantrasyonun ıslak mevsimlerde kuru mevsimden daha yüksek olduğu mevcut çalışmamızla çelişmektedir. Kuru mevsimlerdeki yüksek metal konsantrasyonu, yüksek sıcaklıkların buharlaşmayı artırması ve dolayısıyla bu metallerin sucul ortamdaki konsantrasyonunu artıracak şekilde su seviyesindeki azalma ile açıklanabilir (Gbaruko ve Friday, 2007).

Krom (Cr) konsantrasyonları bakımından yapılan çalışma da Demirköprü Baraj Gölün'de (6 µg / L), Avsar Baraj Gölü'nde (5 µg / L) ve Sultan Bataklığı Gölü'nde (1.61 µg / L) olarak bulunmuştur. Demirköprü Baraj Gölün'de ve Avsar Baraj Gölü'nde (Türkiye) bulunmuş veriler elimizdeki çalışmamızın verilerinden daha yüksek bulunmuştur fakat Sultan Bataklığı Gölü'nde(Türkiye) ise bulunan verilerden daha düşük olduğunu gözlendi. Verilerimizle literatür arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerlerdeki ve kentsel ve yerel faaliyetlerdeki değişikliklerden kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki krom (Cr) konsantrasyonu Koratoa Deresi (Bangladeş) 78 µg/L, Godavari Deresi (Hindistan) 2.59 gg / L, Godavari Deresi (Hindistan), 240 /g / L, Tembi Deresi (İran) L, Sapanca Gölü (Türkiye) 61.971 ve µg/L oranlarından daha düşüktür. Korelasyon katsayısı için yapılan istatistiksel analiz sonuçlarına göre (Tablo 4.58), Cr ve Ni arasında güçlü bir pozitif korelasyon vardır (r = 0.756). Bu

sonuç, bu ağır metallerin kaynağının ortak bir kanalizasyon ve endüstriyel kirletici kaynağı olduğunu göstermektedir (Mohiuddin vd., 2012).

5.2.3. Nikel (Ni)

Tablo 4.18'de ve Şekil 4.13'de sunulan sonuçlar Nikel (Ni) değerlerinin sonbahar mevsiminde 1.442– 5.152 µg/L, kış mevsiminde 1.352- 5.226 µg/L, ilkbahar mevsiminde 0.150 – 3.297 µg/L, yaz mevsiminde 0.795 – 7.627 µg/L arasında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.19'daki analiz sonuçlarına göre, Karaçomak Deresi'de en yüksek mevsimsel ortalama Nikel (Ni) değeri yaz mevsiminde (2.469 ± 2.176 µg/L) ve en düşük değer ilkbahar mevsiminde (1.073 ± 1.016 µg/L) gözlenmiş ve yıllık ortalama Nikel (Ni) 2.090 µg/L olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca Nikelde bir değişiklik olduğu söylenebilir. Yaz aylarındaki oranlardaki artış (2.469 ± 2.176 µg/L) sıcaklık artışından kaynaklanıyor olabilir.

Yüksek sıcaklıklar buharlaşmaya yol açarak ve bu metallerin sucul ortamdaki konsantrasyonunu artırır ve bu durum su seviyesindeki düşüş ile ilişkilidir (Gbaruko ve Friday, 2007). Yaz aylarında yüksek sıcaklıklar insan aktivitelerinde bir artışa neden olduğu gibi, çalışma istasyonlarının fiziksel ve kimyasal faktörlerini de değiştirdiğinden, su ortamındaki ağır metal konsantrasyonlarında mevsimsel değişikliklerde önemli bir rol oynamaktadır (Hatje vd., 2003).

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.18 ve Şekil 4.14), incelendiğinde kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin (5.099 µg/L) 6 numaralı alana ait olduğu tespit edilmiştir. Bu durum, dere kıyısındaki konut topluluklarından gelen atık suların tahliyesi ve fosil yakıtların yakılması ve eski akülerin yanı sıra araba yıkama yerleri ve dere kıyısı yakınındaki araç bakımı atölyelerinin atıkları ile antropojenik kirlilik kaynaklarına bağlanabilir.

Tablo 4.18'de yapılan ANOVA ve post hoc testleri sonuçları, Nikel (Ni) açısından alanlar arasında ($p < 0.05$) istatistiksel olarak anlamlı farklılık olduğunu

göstermektedir (Sig=.001). Bu sonuç, sekiz bölge arasında ortalama Nikel (Ni) için bir farkolduğunu gösterirken, öte yandan her bir 1,2,3,4,5,7,8 alan için bölgeler arasında ortalama Nikel (Ni) açısından istatistiksel olarak (p> 0.05) anlamlı bir fark bulunmadığını göstermektedir, bunun nedeni bu alanların çevresel koşullar olarak birbirine benzemesi ve kirlilik kaynaklarından etkilenmelerinin aynı doğrultuda olmasıdır.

Tablo 4.19'da yapılan ANOVA ve post hoc testleri sonuçları, mevsimler açısından Nickel (Ni) için istatistiksel olarak(p> 0.05) anlamlı bir fark olmadığını (p> 0.05) göstermektedir (Sig = .239). Bu, çalışma alanları arasında yüksek nikel konsantrasyonu farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama Nikel (Ni) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen Nikel konsatrasyonu 0.150-7.627 µg/L aralığındadır ve DSÖ (70µg /L) (Organization, 2017) AB'nin (20µg/L) (Organization, 2011) uluslararası içme suyu standartları için belirlediği referans değerlerini aşmamaktadır.

Mevcut çalışma alanında elde edilen sonuçlar, yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmadaki Nikel (Ni) metal konsantrasyonunun (2.090 µ / L), Tablo 4.20'de gösterilen metal konsantrasyonundan daha düşük olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Ayrıca, Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışma, kuru mevsimlerde konsantrasyonun ıslak mevsimlere göre daha yüksek olduğunu gözlemleyerek, Nikel (Ni) metal konsantrasyonunun (24 µg/L) olduğunu göstermiştir (Muırurı, 2013). Bu sonuç, kuru mevsimlerdeki konsantrasyonların ıslak mevsimlere göre daha yüksek olması sebebiyle mevcut çalışmamızla tutarlıdır. Kuru mevsimlerdeki yüksek metal konsantrasyonu, yüksek sıcaklıkların buharlaşmayı artırması ve dolayısıyla bu metallerin sucul ortamdaki konsantrasyonunu artıracak şekilde su seviyesindeki azalma ile açıklanabilir (Gbaruko ve Friday, 2007).

Nikel (Ni) konsantrasyonları ise Demirköprü Baraj Gölü, Avsar Baraj Gölü ve Sultan Bataklığı Gölü'nde(Türkiye) yapılan çalışmalara göre sırayla (16 µg / L), (4 µg / L)

ve (22.69 µg / L) olduğunu göstermiştir.Bu değerler, mevcut çalışmamızın değerlerinden daha yüksek olduğu gözlendi. Verilerimizle literatür arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerlerdeki ve kentsel ve yerel faaliyetlerdeki değişikliklerden kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki Nikel (Ni) konsantrasyonu, Tablo 4.20'de sunulan Dicle deresi (Türkiye) 300 /g / L, Korotoa deresinde (Bangladeş) 35,5 gg / L, Gharraf Deresi (Irak) 216.6 µg/L, Tembi Deresi (İran) 580 µg/L ve Sapanca Gölü (Türkiye) 46.441 µg/L değerlerinden daha düşüktür. Ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

Korelasyon katsayısı için yapılan istatistiksel analiz sonucunda elde edilen sonuçlara göre (Tablo 4.58), Ni ve Mn (r = 0.515) arasında iyi bir pozitif korelasyon vardır. Bu sonuç, bu ağır metallerin kaynağının ortak bir kanalizasyon ve endüstriyel kirletici kaynağı olduğunu göstermektedir (Mohiuddin vd., 2012).

Korelasyonun güçlü olmadığına dikkat çekilmelidir çünkü özellikle tarımsal atıkların tahliyesiyle oluşan, özellikle manganez metalinden kaynaklanan diğer kirlilik kaynakları vardır.

5.2.4. Çinko (Zn)

Tablo 4.22'de ve Şekil 4.15'de sunulan sonuçlar Çinko (Zn) değerlerinin sonbahar mevsiminde 3.940 – 19.172 µg/L, kış mevsiminde 2.558- 38.136 µg/L, ilkbahar mevsiminde 8.256 – 16.727 µg/L, yaz mevsiminde 0.538 – 52.639 µg/L arasında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.23'deki istatistiklerde, Karaçomak Deresi'nden gelen en yüksek mevsimsel ortalama Çinko (Zn) değeri kış mevsiminde (20.789 ± 11.84974 µg/L) ve en düşük değer sonbahar mevsiminde (11.450 ± 4.860 µg/L) gözlenmiş ve yıllık ortalama Çinko (Zn) 14.324 µg/L olarak bulunmuştur. Çalışma süreleri boyunca Zn belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış mevsiminde oranların artması (20.789 ±

11.849 µg/L), bu mevsimde, son varış noktası olan dereleri kirletenleri taşıyan yağmur ve kar suyunun bolluğundan kaynaklanıyor olabilir (Duman ve vd., 2013).

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.22 ve Şekil 4.16) incelendiğinde, kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerinin (27.612 µg/L) 7 numaralı alanda olduğu bulunmuştur. Bu sonuç çalışma istasyonunun yakınında bulunan dere kıyısındaki tarımsal akış, ev içi faaliyetler ve atık su tahliyelerine bağlanabilir.

Tablo 4.22'deki ANOVA ve post hoc test sonuçları, (Zn) kontrasyonları açısından alanlar rasında istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir fark olmadığını (Sig = 0,020) göstermektedir. Bu sonuç, sekiz alan arasında ortalama çinko (Zn) açısından bir fark olmadığını göstermektedir. Öte yandan belirli alanlar (1,7 Sig = 0,018), (5,7 Sig = 0,018) ve (6,7 Sig = 0,043) arasında istatistiksel olarak (Zn) farklılığının bulunduğu tespit edilmiştir. 1,5 ve 6 numaralı alanların çevre koşulları ve kirlilik kaynaklarına uzaklık açısından birbirine benzemesi bu sonuca bağlanabiir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.23) sonuçları, çinko (Zn) açısından mevsimler arasında istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir fark olmadığını göstermektedir (Sig = 0.330). Bu sonuç, çalışma alanları arasında yüksek çinko konsantrasyonu farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama Nikel (Ni) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen (Zn) konsatrasyonu 0.538 - 52.639 µg /L aralığındadır ve DSÖ (3000 µg /L) (Organization, 2017) AB'nin (30-2000 µg /L) (Organization, 2011) uluslararası içme suyu standartları için belirlediği referans değerlerini aşmamaktadır. Mevcut çalışma alanında elde edilen sonuçlar yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmadaki Çinko (Zn) metal konsantrasyonunun (14.325 µg/L) çinko konsantrasyon değerinin bu bölgedeki fabrikaların, kanalizasyon ve ziraat faaliyetlerinin azalmasının bir sonucu olarak 1.3 µg/L olduğu Godavari Deresi'nin (Hindistan) su konsantrasyonu hariç Tablo 4.23'de gösterilen önceki çalışmalardaki bu metal konsantrasyonundan daha düşük olduğu bulunmuştur. Ayrıca, bu çalışmada çinko konsantrasyonunun yaz aylarında kıştan daha yüksek olduğu kaydedilmiştir. Yaz aylarında meydana gelen bu artış, yaz

aylarında su oranının kışa kıyasla azalması ve bunun yaz mevsiminde ağır metallerin yoğunlaşmasına yol açmasıyla ilişkilendirilebilir (Patil ve Kaushik, 2016).

Ayrıca, Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışma, kuru mevsimlere kıyasla, ıslak mevsimlerde konsantrasyonun daha yüksek olduğunu gözlemleyerek (Zn) metal konsantrasyonunun 82.1 µg/L olduğunu göstermiştir. (Muırurı, 2013). Bu sonuç, ıslak mevsimlerdeki konsantrasyonların kuru mevsimlerden daha yüksek olduğu mevcut çalışmamızla tutarlıdır. Bu sonuç ıslak mevsimlerde kirleticilerin yağmur ve kar ile nihai varış noktası olan nehre taşınması ile açıklanabilir (Duman ve vd., 2013).

Ayrıca, Sultan Bataklığı Gölü'ndeki (Türkiye) yapılan bir çalışmada, Çinko (Zn) metal konsantrasyonunun (6,65 µg / L) olduğunu ve konsantrasyonun bu çalışmamızdan düşük olduğunu gözlemledik.Verilerimizle literatür arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerlerdeki ve kentsel ve yerel faaliyetlerdeki değişikliklerden kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki Çinko (Zn) konsantrasyonu, Tablo 4.24'te gösterilen Dicle Deresi (Türkiye) 100 µg/L, Tembi Deresi (İran) 275 µg/L ve Sapanca Gölü (Türkiye) 88.518 µg/L oranlarına kıyasla daha düşüktür. Ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

5.2.5. Manganez (Mn)

Tablo 4.26'de ve Şekil 4.17'de sunulan sonuçlar Manganez (Mn) değerlerinin sonbahar mevsiminde 2.477 – 53.078 µg/L, kış mevsiminde 7.144- 178.382 µg/L, ilkbahar mevsiminde 0.491 – 64.603 µg/L, yaz mevsiminde 2.072 – 139.414 µg/L arasında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.27'deki istatistiklerde, Karaçomak Deresi'nden gelen en yüksek mevsimsel ortalama Manganez (Mn) değeri kış mevsiminde (58.296 ± 60.717 µg/L) ve en düşük

değer ilkbahar mevsiminde (13.547 ± 23.038 µg /L) gözlenmiş ve yıllık ortalama Manganez (Mn) 35.705 µg/L olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca Manganezde belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış mevsiminde oranların artması (58.296 ± 60.717 µg/L), bu mevsimde, son varış noktası olan dereleri kirletenleri taşıyan yağmur ve kar suyunun bolluğundan kaynaklanıyor olabilir (Duman vd., 2013).

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.26 ve Şekil 4.18) incelendiğinde, kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin (48.542 µg/L) 6 numaralı alanda olduğu tespit edilmiştir. Bu, dere kıyısındaki konut topluluklarından gelen atık suların tahliyesine ve fosil yakıtların yakılmasına, eski pillerin atılmasına ve dere kenarındaki çalışma istasyonunun yakınında bulunan atmosferik toz girişi gibi endüstriyel atıkların yakılması gibi antropojenik kirlilik kaynaklarına atfedilebilir. Ayrıca 3 numaralı alandaki manganez konsantrasyonunda bir yıllık ortalama konsantrasyonla (47.856 µg/L) bir artış tespit edilmiştir, bu da en fazla doğal yüzey suyuna doğrudan maruz kalan kayaların ve toprağın çözülmesine (Osman ve Kloas, 2010b) ve aynı zamanda bu alanın yakınında çiftçiler tarafından kullanılan gübre içeren tarımsal atıkların tahliyesinden kaynaklanıyor olabilir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.26), (Mn) açısından, alanlar arasında ($p > 0.05$) istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığını (Sig = 0.725) göstermektedir. Bu sonuç, sekiz bölge arasında ortalama (Mn) açısından bir fark olmadığını göstermektedir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.27) sonuçları, (Mn) açısından mevsimler arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir ($p > 0.05$). Bu sonuç, çalışma alanları arasında yüksek manganez konsantrasyonu farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama manganez (Mn) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen (Mn) değerleri 0.491 - 178.382 µg/L aralığında değişmektedir, ve bu değer DSÖ (500 µg/L) tarafından uluslararası içme

suyu standartları için izin belirlenen sınırı aşmazken (Organization, 2017), AB tarafından belirlenen (50 µg/L)sınırı aşmaktadır (Organization, 2011).

Mevcut çalışmada elde edilen sonuçlar, yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmada Manganez (Mn) metal konsantrasyonunun (4.705 µg/L) Tablo 4.28'de gösterilen ve Kral Kızı ve Dicle baraj inşası nedeniyle kurşun konstanstrasyonun anlanmlı olmadığı Dicle Deresinin (Türkiye) suları haricinde önceki çalışmalarda ulaşılan bu metalin konsantrasyonundan daha düşük olduğu belirlenmiştir. Asılı katıların, kütüklerin ve çakılların suyu yavaşlatırken tahliye edebileceği ve sudaki bulanıklık ve ağır metal seviyelerini azaltabileceği ve bu bölgedeki fabrikaların, lağım ve ziraatın faaliyetlerini azaltabileceği bilinmektedir (Karadede-Akin ve Ünlü, 2007a).

Ayrıca bu çalışmadaki manganez konsantrasyon değerinin, 22.571 µg/L olduğu Sapanca Gölü'ndeki (Türkiye) değerden daha yüksektir. Bu sonuç, çalışmamızın yer aldığı Karaçomak Deresi'ne salınan miktarlara kıyasla Sapanca Gölü'ne daha az miktarda gübre, böcek ilacı ve diğer tarımsal atıkların tahliye edilmesinden kaynaklanıyor olabilir.

Ayrıca, Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışma, kuru mevsimlerdeki konsantrasyonun ıslak mevsimlere göre daha yüksek olduğunu gözlemleyerek Manganez (Mn) metal konsantrasyonunun (684 µg/L) olduğunu göstermiştir (MUİRURİ, 2013). Bu sonuç, ıslak mevsimlerdeki konsantrasyonların kuru mevsimden daha yüksek olduğu mevcut çalışmanın sonuçlarıyla çelişmektedir. Kuru mevsimlerdeki yüksek metal konsantrasyonu, yüksek sıcaklıkların buharlaşmayı artırması ve dolayısıyla bu metallerin sucul ortamdaki konsantrasyonunu artıracak şekilde su seviyesindeki azalma ile açıklanabilir (Gbaruko ve Friday, 2007).

Mevcut çalışmamızdaki (Mn) konsantrasyonu, Tablo 4.28'de gösterilen diğer ölçümlere kıyasla düşüktür (Tembi Deresi (İran) 695 µg/L, Qarun Gölü (Mısır) 246 µg/L). Ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık

göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir. Korelasyon katsayısı için yapılan istatistiksel analiz sonuçları (Tablo 4.58), Mn ve Pb arasında iyi bir pozitif korelasyona işaret etmektedir (r = 0.523). Bu ilişki, bu ağır metallerin kaynağının ortak bir kanalizasyon ve endüstriyel kirletici kaynağı olduğunu göstermektedir (Mohiuddin ve vd., 2012).

Korelasyonun güçlü olmadığı unutulmamalıdır, çünkü özellikle tarımsal atıkların tahliyesinde ortaya çıkan özellikle manganez metalinden kaynaklanan diğer kirlilik kaynakları mevcuttur.

5.2.6. Bakır (Cu)

Tablo 4.30'de ve Şekil 4.19'de sunulan sonuçlar (Cu) değerlerinin sonbahar mevsiminde 6.713 – 13.851µg/L, kış mevsiminde 7.469 - 19.072 µg/L, ilkbahar mevsiminde 5.811– 15.250 µg/L, yaz mevsiminde 7.126 – 16.836 µg/L arasında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.31'deki istatistiklerde, Karaçomak deresi'nden gelen en yüksek mevsimsel ortalama (Cu) değeri kış mevsiminde (11.582 ± 3.452 µg/L) ve en düşük değer sonbahar mevsiminde (10.449 ± 2.171 µg /L) gözlenmiş ve yıllık ortalama (Cu) 10.924 µg/L olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca (Cu) belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış mevsiminde oranların artması (11.582 ± 3.452 µg /L), bu mevsimde, son varış noktası olan dereleri kirletenleri taşıyan yağmur ve kar suyunun bolluğundan kaynaklanıyor olabilir (Duman vd., 2013).

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.30 ve Şekil 4.20) incelendiğinde, kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin (16.252) 1numaralı alanda olduğu tespit edilmiştir. Bu durum, gübre kalıntıları içeren tarımsal atıkların ve bu alandaki çiftçiler tarafından kullanılan (Cu) bileşikleri içeren pestisitlerin atılmasından kaynaklanan antropojenik kirlilik kaynaklarına bağlanabilir. Tablo 4.30'da ANOVA ve post hoc testi sonuçları, (Cu) açısından alanlar arasında istatistiksel olarak (p

<0.05) anlamlı bir fark olduğunu göstermektedir (Sig=.000). Bu sonuç, sekiz bölge arasında ortalama (Cu) açısından bir fark olduğunu belirlemektedir .

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.15), Bakır değeri (Cu) açısından mevsimler arasında (p> 0.05) istatistiksel olarak anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir (Sig = .868). Bu, çalışma alanları arasında yüksek Bakır konsantrasyonu farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama Bakır (Cu) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Genel olarak, bu çalışmada kaydedilen Bakır değerleri 5.811- 19.072 µg /L aralığındadır ve, DSÖ (2000 µg/L) (Organization, 2017) ve AB (2000 µg/L) tarafından uluslararası içme suyu standartları için izin verilen limitleri aşmamaktadır (Organization, 2011).

Mevcut çalışmada elde edilen sonuçlar yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmadaki (Cu) metal konsantrasyonunun (10,924 µg/L) Tablo 4.32'de gösterilen önceki çalışmalardaki konsantrasyonlardan daha düşük olduğu kaydedilmiştir. Bu duruma tek istisna yakınındaki fabrikaların, atık suların ve tarım faaliyetlerinin azalmasından dolayı bakır konsantrasyon değerinin 7.65 µg/L olduğu Gharraf Deresi'nin (Irak) sudaki konsantrasyonudur. Çalışmamızın bulunduğu Karaçomak Deresi'nde salınan miktarlara kıyasla Gharraf Deresi'nde daha az gübre, böcek ilacı ve diğer tarımsal atıklar tahliye edilmektedir denilebilir.

Bakır (Cu) miktarları ise Demirköprü Baraj Gölü, Avsar Baraj Gölü ve Sultan Bataklığı Gölü'nde (Türkiye) gerçekleşen araştırmalara göre sırayla (20 µg / L), (10 µg / L) ve (1,61 µg / L) bulunmuştur. Demirköprü Baraj Gölü'ndeki bulunan miktarlar elimizdeki çalışmanın miktarlarından daha yüksek olduğu gözlendi. fakat Avsar Baraj Gölü'nde ve Sultan Bataklığı Gölü'ndeki miktarları mevcut çalışmanın miktarlarından daha düşük olduğunu gözlendi.Verilerimizle literatür arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerlerdeki ve kentsel ve yerel faaliyetlerdeki değişikliklerden kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki (Cu) konsantrasyonu Tablo 4.32'de gösterilen diğer ölçümlere kıyasla düşüktür: Tembi Deresi (İran) 520 g / L, Dicle Deresi 75 g / L

(Türkiye), Korotoa Deresi (Bangladeş) 67 µg/L, Qarun Gölü (Mısır) 152 µg/L ve Sapanca Gölü (Türkiye) 18.200 µg/L. Ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi lokasyonların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun her çalışma da farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

5.3. Sediment Örneklerinde Sonuçlar

5.3.1. Kurşun (Pb)

Tablo 4.34'de ve Şekil 4.21'de sunulan sonuçlar (Pb) değerlerinin sonbahar mevsiminde 0.081 – 0.953 µg/g, kış mevsiminde 0.054- 1.167 µg/g, ilkbahar mevsiminde 0.106 – 0.706 µg/g, yaz mevsiminde 0.183 – 1.302 µg/g aralığında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.51'deki istatistiklerde, Karaçomak Deresi'nde elde edilen en yüksek mevsimsel ortalama Kurşun (Pb) değeri yaz mevsiminde (0.389 ± 0.373 µg/g) ve en düşük değer ilkbahar mevsiminde (0.321 ± 0.189 µg/g) gözlenmiş ve yıllık ortalama Kurşun (Pb) 0.351 µg/g olarak bulunmuştur.

Yüksek sıcaklıklar buharlaşmayı arttırır ve sudaki bu metallerin konsantrasyonunu arttıran su seviyesindeki azalmayı beraberinde getirir (Gbaruko ve Friday, 2007) . Yaz mevsiminde su içinde yüksek ağır metal konsantrasyonları gözlemlemişler ve daha sonra sedimentlerde ağır metallerin adsorpsiyon gösterdiği yerlerde tortular üzerinde kurşun ağır metal adsorpsiyonunun da tortulardaki konsantrasyonlarını artırdığını sonucuna varmışlardır. Ayrıca yazın yüksek sıcaklıklar Vital aktiflerde artışa neden olmakta ve çalışma istasyonlarının fiziksel ve kimyasal faktörlerini değiştirmekte ve dolayısıyla su ortamındaki ağır metal konsantrasyonlarındaki mevsimsel değişikliklerde önemli bir rol oynamaktadır. Ayrıca, tuzluluk derecesi, sertlik derecesi ve sedimentteki organik madde miktarı gibi bazı kimyasal ve fiziksel faktörler su kolonuna katkıda bulunur. Ayrıca, düşük akış hızı sedimentlerdeki askıdaki katı maddelerin stabilitesine yol açar, bu da sedimentlerdeki ağır metal konsantrasyonunu arttırır (Hatje vd., 2003).

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.34 ve Şekil 4.22) inceleme yapıldığında, kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin 6 numaralı alanda (1.032 µg/g) olduğu tespit edilmiştir. Bu sonuç, bu alanın evsel atık sularıyla, evsel tesisat sistemlerinin korozyonuyla, açık yanma, tarımsal ve yağış birikme sonucu kirlenme, tarımda kullanılan pestisit ve gübre yüzey akışının yanı sıra, araba yıkama yerleri ve araç bakımı ve yağ değişimi dükkanlarının etkisine bağlanabilir (Pondhe ve Jadhav, 2000).

3. ve 1. numaları bazı alanlardaki Karaçomak Deresinin sedimentlerindeki düşük kurşun metal konsantrasyonları (0.153 µg/g, 0.166 µg/g), remobilizasyon sürecinde suya geri bırakılan sedimentlerdeki ağır metallerin varlığına atfedilebilir (Kar vd., 2008).

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.34) sonuçları, kurşun (Pb) açısından alanlar arasında istatistiksel olarak ($p < 0.05$) anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir (Sig=0.000). Bu sonuç, bu sahaların çevre koşullarında birbirlerinden ayrılmasının bir sonucu olarak, sekiz saha arasında ortalama kurşun (Pb) açısından bir fark olduğunu ve bunların kirlilik kaynaklarından etkilendiğini göstermektedir. Ayrıca, kurşun metal konsantrasyonundaki alanlar arasındaki fark, çamurdaki değişim ve kurşun bakımından zengin kentsel atık sularının Karaçomak Deresi'ne tahliyesinden kaynaklanmaktadır.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.35) sonuçları, Kurşun (Pb) açısından mevsimler arasında istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir (Sig = .976). Bu sonuç, çalışma alanları arasında yüksek kurşun konsantrasyonu farklılığa neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama kurşun (Pb) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Mevcut çalışma alanında elde edilen sonuçlar, yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmada sedimentteki kurşun (Pb) metal konsantrasyonunun (0.351 µg/g), Tablo 4.36'da gösterilen ve Kral Kızı ve Dicle baraj inşası nedeniyle kurşun konstanstrasyonun anlamlı olmadığı Dicle Nehrinin sedimenti haricinde önceki çalışmalarda ulaşılan bu metalin konsantrasyonundan

daha düşük olduğu belirlenmiştir. Askıdaki katı maddelerin, kütüklerin ve çakılların çökelebileceği ve sudaki bulanıklık ve ağır metal seviyelerini azaltabileceği iyi bilinmektedir. Ayrıca çevredeki fabrikaların, kanalizasyon ve tarım faaliyetlerinin azalması da buna katkıda bulunmaktadır (Karadede-Akin ve Ünlü, 2007a).

Ayrıca, Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışma, kuru mevsimlere kıyasla, ıslak mevsimlerde konsantrasyonun daha yüksek olduğunu gözlemleyerek kurşun (Pb) metal konsantrasyonunun 34.4 µg/g olduğunu ortaya koymuştur (Muırurı, 2013).

Bu sonuç, kurak mevsimlerdeki konsantrasyonların yağışlı mevsimlerden daha yüksek olduğu mevcut çalışmamızla çelişmektedir. Bu sonuç yağışlı mevsimlerde kirleticilerin yağmur ve kar ile nihai varış noktası olan nehre taşınması ile açıklanabilir (Duman vd., 2013).

Sedimentteki durum ise (Pb) konsantrasyonları Demirköprü Baraj Gölü, Avsar Baraj Gölü'nde (Türkiye) yapılan araştırmalara göre sırasıyla (6,5 µg / g) ve (2.44 µg / g) ve Sultan Bataklığı Gölü'nde (10,76 µg / g) (Türkiye) olarak söylenmiştir.Bu değerler mevcut çalışmamızın değerlerinden daha yüksek olduğu gözlendi. Verilerimizle kısmen olanlar arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerler ile kentsel ve yerel faaliyetlerdeki farklılıklardan kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki kurşun (Pb) konsantrasyonu Tablo 4.36'da gösterilen diğer ölçümlerin bazılarına kıyasla düşüktür: Korotoa Deresi (Bangladeş) 58.5 µg/g, Gharraf Deresi (Irak) 24.4 µg/g, Godavari Deresi (Hindistan) 20.22 µg/g, Tembi Deresi (İran) 202.5 µg/g, Kılıçözü Deresi (Türkiye) 13 µg/g ve Sapanca Gölü (Türkiye) 15.20 µg/g. Ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

5.3.2. Krom (Cr)

Tablo 4.38'de ve Şekil 4.23'de sunulan sonuçlar Krom (Cr) değerlerinin sonbahar mevsiminde 0.108 – 0.422 µg/g, kış mevsiminde 0.074- 0.551 µg/g, ilkbahar mevsiminde 0.107 – 0.425 µg/g, yaz mevsiminde 0.064 – 0.408 µg/g aralığında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.39'deki istatistiklerde, Karaçomak Deresi'nde elde edilen en yüksek mevsimsel ortalama Krom (Cr) değeri kış mevsiminde (0.276 ± 0.152 µg/g) ve en düşük değer yazar mevsiminde (13.851 µg /L) gözlenmiş ve yıllık ortalama Krom (Cr) 0.262 µg/g olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca Bakır belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış mevsiminde oranların artması (0.276 ± 0.152 µg /g), bu mevsimde, son varış noktası olan dereleri kirletenleri taşıyan yağmur ve kar suyunun bolluğundan kaynaklanıyor olabilir (Duman vd., 2013).

Ayrıca, kış mevsiminde metal kromunun yüksek konsantrasyonları, kışın yetersiz çevresel koşullardan kaynaklanıyor olabilir. Bu durum, ağır metallerin vücutlarında birikerek uzaklaştırılmasında önemli rol oynayan yosun, su bitkileri ve mikroorganizmaların hayati aktiflerinde bir azalmaya ve dolayısıyla hayati aktiflerde azalma, dere sedimentlerindeki metal konsantrasyonunun artmasına neden olmaktadır. (Hellawell, 1986) Su ortamında yaşayan yosunlar ve kabuklular gibi küçük organizmaların, dokularında toplandıkları ağır metaller için hayati bir birikim olarak çalışan orijinal konsantrasyonlarının on katından daha fazla olduğunu belirtmektedir.

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.38 ve Şekil 4.24) incelendiğinde, kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerinin (0.427 µg/g) 6 numaları alanda olduğu tespit edilmiştir. Bu alandaki sedimentin krom içeriğinin nedeni, evsel atık tahliyesinin yanı sıra, araba yıkama yerleri ve araba yağı ve bakımı tesislerinin kullandığı elektro kaplama atık sularının bu alanı kirletmesi olarak açıklanabilir (Gaur, Gupta, Pandey, Gopal, ve Misra, 2005). Ayrıca, yakındaki çiftliklerden gelen tarımsal atıklardan kaynaklanan kirlilik nedeniyle 1. ve 7. alanlarda (0.370 µg/g, 0.374 µg/g) göreceli bir

artış tespit edilmşitir (Nicolau vd., 2006; Obire vd., 2003). Karaçomak deresi, 3. ve 2. alanlara ait sedimentlerde (0.111 µg / g, 0.114 µg / g), muhtemelen Dere sularının seyreltme etkisinden ve kendiliğinden arıtılmasından dolayı düşük krom metal konsantrasyonları tespit edilmiştir (Kithiia, 1991).

ANOVA ve post hoc testleri (Tablo 4.38) sonuçları, krom değeri (Cr) açısından alanlar arasında istatistiksel olarak ($p < 0.05$) anlamlı fark olduğunu göstermektedir (Sig=0.000). Bu sonuç, bu ortamların çevre koşullarında birbirlerinden ayrılmasının bir sonucu olarak sekiz bölge arasında ortalama krom (Cr) için bir fark olduğunu ve bunların kirlilik kaynaklarından etkilendiğini göstermektedir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.39), mevsimler arasında krom (Cr) açısından istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir (Sig = .984). Bu sonuç, çalışma alanları arasında yüksek krom konsantrasyon farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama krom (Cr) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Mevcut çalışma alanında elde edilen sonuçlar, yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmada sedimentteki krom (Cr) metal konsantrasyonunun (0.262 µg/g), Tablo 4.40'ta gösterilen önceki çalışmalardaki metal konsantrasyonundan daha düşük olduğunu bulunmuştur. Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışmada, krom (Cr) metal konsantrasyonunun (3.20 µg/g) olduğu ve kurak mevsimlerde konsantrasyonun ıslak mevsimlere göre daha yüksek olduğu gözlenmiştir (Muırurı, 2013). Bu sonuç, ıslak mevsimlerdeki konsantrasyonların kuru mevsimlere göre daha yüksek olduğu mevcut çalışmamızla tutarlıdır. Kuru mevsimlerdeki yüksek metal konsantrasyonu, yüksek sıcaklıkların buharlaşmayı artırması ve dolayısıyla bu metallerin sucul ortamdaki konsantrasyonunu artıracak şekilde su seviyesindeki azalma ile açıklanabilir (Gbaruko ve Friday, 2007).

Krom (Cr) derişimleri ise Demirköprü Baraj Gölü, Avsar Baraj Gölü ve Sultan Bataklığı Gölü'nde (Türkiye) sırasıyla (6.75 µg / g), (14.48 µg / g) ve (9.23 µg / g) gözlenmiştir. Bu değerler mevcut çalışmamızın değerlerinden daha yüksek olduğu

tespit edildi.Verilerimizle kısmen olanlar arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerler ile kentsel ve yerel faaliyetlerdeki farklılıklardan kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki (Cr) konsantrasyonu önceki çalışmalarda elde edilen bazı ölçümlere oranlarda düşüktür: Korea Deresi (Bangladeş) 108.5 µg/g, Godavari Deresi (Hindistan) 8.75 µg/g, Godavari Deresi (Hindistan), 48.75 µg/g, Tembi Deresi (İran), Kılıçözü Deresi (Türkiye) 46.9 µg/g ve Sapanca Gölü (Türkiye) 19.09 µg /g. Ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

5.3.3. Nikel (Ni)

Tablo 4.42'de ve Şekil 4.25'de sunulan sonuçlar Nikel (Ni) değerlerinin sonbahar mevsiminde 0.174– 1.366 µg/g, kış mevsiminde 0.089- 1.301 µg/g, ilkbahar mevsiminde 0.084 – 1.203 µg/g, yaz mevsiminde 0.163– 1.354 µg/g aralığında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.43'deki istatistiklerde, Karaçomak Deresi'nde elde edilen en yüksek mevsimsel ortalama Nikel (Ni) değeri yaz mevsiminde (0.646 ± 0.475 µg/g) ve en düşük değer ilkbahar mevsiminde (13.851 µg /g) gözlenmiş ve yıllık ortalama Nikel (Ni) 0.596 µg/g olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca Nikelin belirgin bir değişiklik gösterdiği söylenebilir. Yaz mevsiminde oranların artması (0.646 ± 0.475 µg /g), bu mevsimdeki artan sıcaklıklara bağlı olabilir.

Sıcak mevsimlerdeki yüksek metal konsantrasyonu, yüksek sıcaklıkların buharlaşmayı artırması ve dolayısıyla bu metallerin sucul ortamdaki konsantrasyonunu artıracak şekilde su seviyesindeki azalma ile açıklanabilir (Gbaruko ve Friday, 2007). Ayrıca yazın yüksek sıcaklıklar Vital aktiflerde artışa neden olmakta ve çalışma istasyonlarının fiziksel ve kimyasal faktörlerini

değiştirmekte ve dolayısıyla su ortamındaki ağır metal konsantrasyonlarındaki mevsimsel değişikliklerde önemli bir rol oynamaktadır (Hatje vd., 2003).

Karaçomak Deresi'nin bazı istasyonlardındaki sedimentlerdeki düşük ağır metal konsantrasyonları, bu metallerin Fitoplanktonların, bitkilerin ve diğer su organizmalarının vücutlarında birikme eğilimine veya ağır metallerin organik madde içeren kompleksler oluşturma eğilimine bağlı olabilir ve çalışmalar, bu Fitoplanktonun, ağır metalleri su kütlesinden uzaklaştırma kabiliyetini ortaya koymuştur (Kwon ve Lee, 2002).

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.42 ve Şekil 4.26) inceleme yapıldığında kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin (1.297 µg/g) 6 numaralı alanda olduğu tespit edilmiştir. Bu durum, dere kıyısındaki konut topluluklarından gelen atık suların tahliyesi ve fosil yakıtların yakılması ve eski akülerin yanı sıra araba yıkama yerleri ve dere kıyısı yakınındaki araç bakımı atölyelerinin paslanmaz çelik ve nikel alaşım içeren atıkları ile antropojenik kirlilik kaynaklarına bağlanabilir (Ahmad vd., 2010).

Ayrıca 3 ve 2 numaralı alanlar gibi bazı alanlardaki önemli ölçüdeki düşük konsantrasyon değerleri (0.155 µg/g, 0.172 µg/g) metalin tekrar suya geri remobilizasyonuna ve bitkilerin alımına bağlanabilir (Öztürk vd., 2009).

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.42) sonuçları, Nikel (Ni) açısından alanlar arasında istatistiksel olarak ($p < 0.05$) anlamlı farkolduğunu göstermektedir (Sig=0.000). Bu sonuç, bu bölgelerdeki çevre koşullarındaki farklılıkların bir sonucu olarak, sekiz bölge arasında ortalama Nikel (Ni) açısından bir farkolduğunu ve bunların kirlilik kaynaklarından etkilendiğini göstermektedir.

ANOVA ve post-hoc testi (Tablo 4.43), mevsimlerle arasında Nickel (Ni) açısından istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir farkolmadığına (Sig=0.939) işaret etmektedir. Bu sonuç, çalışma alanları arasında yüksek nikel konsantrasyonu farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama nikel (Ni) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Mevcut çalışma alanında elde edilen sonuçlar, yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmadaki sedimentlerdeki Nikel (Ni) metal konsantrasyonunun (0.596 µg/g), Tablo 4.44'te gösterilen önceki çalışmalardaki bu metal konsantrasyonundan daha düşük olduğunu göstermektedir. Ayrıca, Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışma, kuru mevsimlere kıyasla, yağışlı mevsimlerde konsantrasyonun daha yüksek olduğunu gözlemleyerek, Nikel (Ni) metal konsantrasyonunun (0.75 µg/g) olduğunu ortaya koymuştur (Muırurı, 2013).

Bu sonuç, kuru mevsimlerdeki konsantrasyonların ıslak mevsimlerden daha yüksek olduğu mevcut çalışmamızla çelişmektedir. Bu sonuç ıslak mevsimlerde kirleticilerin yağmur ve kar ile nihai varış noktası olan nehre taşınması ile açıklanabilir (Duman vd., 2013).

Nikel (Ni) bakımından ise Demirköprü Baraj, Avsar Baraj ve Sultan Bataklığı Göller'indeki (Türkiye) yapılmış olan çalışmalara göre sırasıyla (14,3 µg / g), (29.99 µg / g) ve (51.53 µg / g) (Ni) miktarları bulundu. Bu konsantrasyonların mevcut çalışmanın verilerinden daha yüksek olduğunu tespit edildi.Verilerimizle kısmen olanlar arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerler ile kentsel ve yerel faaliyetlerdeki farklılıklardan kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki Nikel (Ni) konsantrasyonu Tablo 4.44'de verilen bazı diğer ölçümlerden daha düşüktür: Dicle Deresi (Türkiye) 109.17 µg/g, Korotoa Deresi (Bangladeş) 94.5 µg/g, Gharraf Deresi (Irak) 67,5 µg/g, Tembi Deresi (İran) 101,4 µg/g, Kılıçözü Deresi (Türkiye) 41,1 µg/g ve Sapanca Gölü (Türkiye) 26,72 µg/g). Ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

5.3.4. Çinko (Zn)

Tablo 4.46'de ve Şekil 4.27'de sunulan sonuçlar Çinko (Zn) değerlerinin sonbahar mevsiminde 0.163 – 1.691 µg/g, kış mevsiminde 0.113- 3.746 µg/g, ilkbahar

mevsiminde 0.218 – 1.304 µg/g, yaz mevsiminde 0.237 – 2.263 µg/g aralığında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.47'deki istatistiklerde, Karaçomak Deresi'nde elde edilen en yüksek mevsimsel ortalama Çinko (Zn) değeri kış mevsiminde (0.921 ± 1.161 µg/g) ve en düşük değer sonbahar mevsiminde (0.550 ± 0.497 µg /g) gözlenmiş ve yıllık ortalama Çinko (Zn) 0.680 µg/g olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca Çinkoda belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış mevsiminde oranların artması (0.921 ± 1.161 µg /g), bu mevsimde, son varış noktası olan Dereleri kirletenleri taşıyan yağmur ve kar suyunun bolluğundan kaynaklanıyor olabilir (Duman vd., 2013).

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.46 ve Şekil 4.28) incelendiğinde, kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin (2.251 µg/g) 6 numaralı alanda olduğu bulunmuştur. Bu durum bu alanın yakınındaki dere yatağına endüstriyel atıklar, evsel faaliyetler, atık su tahliyeleri nedeniyle olabilir (Kithiia, 2006).

Fosfatlı gübrelerin dere kenarındaki tarım arazileri ile tarımda kullanıldığı tarımsal akış nedeniyle 1. ve 7. alalarda da (0.732 µg/g, 0.618 µg/g) göreceli bir artış tespit edilmiştir (Awofolu vd., 2005).

Karaçomak deresinin 3 ve 4. istasyonlarındaki sedimentlerindeki düşük Çinko metal konsantrasyonları (0.263 µg/g, 0.280 µg/g) çinko metalinin zamanla suya remobilizasyonu ve besin zincirine bağlanabilir (Kar vd., 2008).

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.46) sonuçları, Çinko (Zn) açısından alanlar arasında istatistiksel olarak ($p < 0.05$) anlamlı fark olduğunu göstermektedir (Sig= 0.000). Bu sonuç, sekiz bölge arasında ortalama Çinko (Zn) için bir fark olduğunu, bunun bu alanların birbirlerinin çevre koşullarındaki farklılığının bir sonucu olduğunu ve kirlilik kaynaklarından etkilendiklerini göstermektedir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.47), Çinko (Zn) açısından mevsimler arasında istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir (Sig = 0.730).

Bu sonuç, çalışma alanları arasında yüksek çinko konsantrasyonu farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama Çinko (Zn) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Mevcut çalışma alanında elde edilen sonuçlar, yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmada sedimentteki Çinko (Zn) metal konsantrasyonunun (0.680 µg/g), Tablo 4.48'de gösterilen önceki çalışmalardaki bu metal konsantrasyonundan daha düşük olduğuna işaret etmektedir. Ayrıca, Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışma, kuru mevsimlerde konsantrasyonun ıslak mevsimlere göre daha yüksek olduğunu gözlemleyerek Çinko (Zn) metal konsantrasyonunun (29.23 µg/g) olduğunu göstermiştir (Muıruru, 2013).

Bu sonuç, ıslak mevsimlerdeki konsantrasyonların kuru mevsimlere göre daha yüksek olduğu mevcut çalışmamızla tutarlıdır. Kuru mevsimlerdeki yüksek metal konsantrasyonu, yüksek sıcaklıkların buharlaşmayı artırması ve dolayısıyla bu metallerin sucul ortamdaki konsantrasyonunu artıracak şekilde su seviyesindeki azalma ile açıklanabilir (Gbaruko ve Friday, 2007).

Çinko (Zn) miktarlarına gelince Sultan Bataklığı Gölü'ndeki (Türkiye) gerçekleşen çalışmaya göre (Zn) miktarı (37,76 µg / g) tespit edilmiştir. Bu değer mevcut çalışmanın değerlerinden daha yüksek olduğunu gözlendi.Verilerimizle kısmen olanlar arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerler ile kentsel ve yerel faaliyetlerdeki farklılıklardan kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışmamızdaki Çinko (Zn) konsantrasyonu Tablo 4.48'de gösterilen diğer ölçümlere kıyasla düşüktür: Dicle Deresi (Türkiye) 34.33 µg/g, Tembi Deresi (İran) 38 µg/g, Godavari Deresi (Hindistan) 0.91 µg/g, Kılıçözü Deresi (Türkiye) 56.8 µg/g ve Sapanca Gölü (Türkiye) 62.00 µg/g. Ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

5.3.5. Manganez (Mn)

Tablo 4.50'de ve Şekil 4.29'de sunulan sonuçlar Manganez (Mn) değerlerinin sonbahar mevsiminde 2.442– 12.629 µg/g, kış mevsiminde 4.452- 38.039µg/g, ilkbahar mevsiminde 3.138 – 12.818 µg/g, yaz mevsiminde 1.722 – 14.897 µg/g aralığında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.71'deki istatistiklerde, Karaçomak Deresi'nde elde edilen en yüksek mevsimsel ortalama Manganez (Mn) değeri kış mevsiminde (13.052 ± 10.831 µg/g) ve en düşük değer sonbahar mevsiminde (455 ± 3.555 µg/g) gözlenmiş ve yıllık ortalama Manganez (Mn) 9.965 µg/g olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca Manganezde belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış mevsiminde oranların artması (13.052 ± 10.831µg), bu mevsimde, son varış noktası olan dereleri kirletenleri taşıyan yağmur ve kar suyunun bolluğundan kaynaklanıyor olabilir (Duman vd., 2013).

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.50 ve Şekil 4.30) inceleme yapıldığında, kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin (19.342 µg/g) 6 numaralı alanda olduğu görülmüştür. Bu sonuç, dere kıyısındaki yerleşim yerlerinden gelen atık suların tahliyesi ve fosil yakıtların yakılması ve eski akülerin yanı sıra araba yıkama yerleri ve dere kıyısı yakınındaki araç bakımı atölyelerinin atıkları ile antropojenik kirlilik kaynaklarına bağlanabilir.

1. ve 7. alanlar gibi yıllık ortalama konsantrasyon açısından (13.230 µg/g, 11,776 µg/g) manganez konsantrasyonunda da bir artış olduğu alanlar tespit edilmiştir. Bu durum, en fazla doğal olan yüzey suyuna doğrudan maruz kalan kayaların ve toprağın çözülmesine ve aynı zamanda bu alanın yakınında çiftçiler tarafından kullanılan gübre içeren tarımsal atıkların tahliyesinden kaynaklanıyor olabilir (APHA, 2005; Osman ve Kloas, 2010).

Ayrıca, muhtemelen ağır metallerin suya remobilizasyonu ve bitki tarafından alımları nedeniyle (4,2 ve 5)(5.965 µg/g, 6.129 µg/g ve 2.939 µg/g) gibi bazı alanlarda önemli ölçüde düşük konsantrasyon tespit edilmiştir (Kar vd., 2008).

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.50) sonuçları, Manganez (Mn) açısından, alanlar arasında istatistiksel olarak ($p < 0.05$) anlamlı farkolduğunu göstermiştir (Sig = 0.002). Bu sonuç, ortalama olarak Manganez (Mn) açısından sekiz bölge arasında bir farklılık olduğunu, bunun bu alanların birbirlerinin çevre koşullarındaki farklılığının bir sonucu olduğunu ve kirlilik kaynaklarından etkilendiklerini göstermektedir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.51), Manganez (Mn) açısından mevsimler arasında istatistiksel olarak ($p > 0.05$) anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir (Sig = 0.473). Bu sonuç, çalışma alanları arasında yüksek manganez konsantrasyonu farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama Manganez (Mn) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Mevcut çalışmada elde edilen sonuçlar, yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışma sedimentlerindeki Manganez (Mn) metal konsantrasyonunun (9.965 µg/g), Tablo 4.52'de gösterilen önceki çalışmalarda konsantrasyondan daha düşük olduğunu göstermektedir. Ayrıca, Ruiru Athi Deresi'nde (Kenya) yapılan bir çalışma, kuru mevsimlere kıyasla, ıslak mevsimlerde daha yüksek olduğunu gözlemleyerek Manganez (Mn) metal konsantrasyonunun (765.31µg/g) olduğunu göstermiştir (Muırurı, 2013).

Bu sonuç, ıslak mevsimlerdeki konsantrasyonların kuru mevsimlerden daha yüksek olduğu mevcut çalışmamızla tutarlıdır.

Mevcut çalışmamızdaki Manganez (Mn) konsantrasyonu Tablo 4.52'de gösterilen diğer bazı ölçümlere kıyasla düşüktür: Dicle deresi (Türkiye) 541.17 µg/g, Tembi Deresi 423 µg/g olan (İran) ve Sapanca Gölü (Türkiye) 337.81 µg/g. Bu noktada ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

5.3.6. Bakır (Cu)

Tablo 4.54'de ve Şekil 4.31'de sunulan sonuçlar Bakır (Cu) değerlerinin sonbahar mevsiminde 0.391– 2.552 µg/g, kış mevsiminde 0.313- 4.557µg/g, ilkbahar mevsiminde 0.372 – 1.952 µg/g, yaz mevsiminde 0.418 – 3.997 µg/g aralığında değiştiğini göstermektedir.

Tablo 4.55'deki istatistiklerde, Karaçomak Deresi'nde elde edilen en yüksek mevsimsel ortalama (Cu) değeri kış mevsiminde (1.818 ± 1.767 µg/g) ve en düşük değer sonbahar mevsiminde (1.158 ± 0.857 µg/g) gözlenmiş ve yıllık ortalama Bakır (Mn) 1.392 µg/g olarak bulunmuştur.

Çalışma süreleri boyunca (Cu) belirgin bir değişiklik olduğu söylenebilir. Kış mevsiminde oranların artması (1.818 ± 1.767 µg /g), bu mevsimde, son varış noktası olan dereleri kirletenleri taşıyan yağmur ve kar suyunun bolluğundan kaynaklanıyor olabilir (Duman vd., 2013)

Alanlar düzeyinde (Tablo 4.54 ve Şekil 4.32) inceleme yapıldığında, kaydedilen en yüksek yıllık ortalama konsantrasyon değerlerinin (3.154 µg/g) 6 numaralı alanda olduğu tespit edilmiştir. Bu alandaki sedimentin bakır içeriğinin nedeni, evsel atık tahliyesinin yanı sıra, araba yıkama yerleri ve araba yağı ve bakımı tesislerinin kullandığı elektro kaplama atık sularının bu alanı kirletmesi olarak açıklanabilir(Gaur vd., 2005)

Ayrıca 4. ve 7. alanlarda da nispi bir artış tespit edilmiştir (3.118 µg/g, 1.778 µg/g). Bu da muhtemelen çevredeki tarımsal alanlarda kullanılan herbisit ve böcek ilacının sonucudur (Duman vd., 2007)

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.54) sonuçları, Bakır (Cu) açısından alanlar arasında istatistiksel olarak ($p < 0.05$) anlamlı bir fark olduğunu göstermektedir (Sig=0.000). Bu durum, koşullar arasında çevre koşullarında birbirlerinin farklılık göstermesinin bir sonucu olarak, sekiz bölge arasında ortalama Bakır (Cu) için bir fark olduğunu ve bunların kirlilik kaynaklarından etkilendiğini göstermektedir.

ANOVA ve post hoc testi (Tablo 4.55), Bakır (Cu) açısından mevsimler arasında istatistiksel olarak (p> 0.05) anlamlı bir fark olmadığını göstermiştir (Sig=0.561). Bu sonuç, çalışma alanları arasında yüksek bakır konsantrasyonu farklılığına neden olacak şekilde bir sıcaklık farkının olmamasının bir sonucu olarak çalışma mevsiminde ortalama Bakır (Cu) için bir fark olmadığını göstermektedir.

Bakır derişimleri ise (Cu); Demirköprü Baraj Gölü, Avsar Baraj Gölü ve Sultan Göller'ünde sırasıyla (15,1 µg /g), (29.98 µg / g) ve (5,69 µg /g) kaydedilmiştir. Yapılan çalışmanın değerlerinden daha yüksek olduğu görüldü.Verilerimizle kısmen olanlar arasındaki farklılıklar muhtemelen jeolojik madencilik yerlilerinin tarihî yerler ile kentsel ve yerel faaliyetlerdeki farklılıklardan kaynaklanmaktadır.

Mevcut çalışma alanında elde edilen sonuçları, yerel ve uluslararası önceki çalışmalarla karşılaştırıldığında, bu çalışmadaki Bakır (Cu) metal konsantrasyonunun (1.392 µg/g), Tablo 4.56'da gösterilen önceki çalışmalarda bu metal konsantrasyonundan daha düşük olduğunu tespit edilmiştir: Dicle Deresi (Türkiye) 75.14 µg/g, Korotoa Deresi (Bangladeş) 76.5 µg/g, Gharraf Deresi (Irak) 26 µg/g, Tembi Deresi (İran) 58.25 µg/g, Kılıçözü Deresi (Türkiye) 33.2 µg/g ve Sapanca Gölü (Türkiye) 26.68 µg/g.

Bu noktada ağır metallerin konsantrasyonunu önemli derecede etkileyen her çalışma ile ilgili farklı fiziksel ve kimyasal faktörlerin yanı sıra coğrafi alanların, insan faaliyetlerinin ve nüfus yoğunluğunun bir çalışmadan diğerine farklılık göstermesinden dolayı bu farkların oluştuğu söylenebilir.

5.4. Sediment Sonuçlarının Genel Değerlendirmesi

Kirlenme potansiyelini, sedimentteki organik ve inorganik madde miktarına göre dört gruba ayıran liste, Amerika Birleşik Devletleri merkezli Ulusal Okyanus ve Atmosfer İdaresi (NOAA, 2009) tarafından yayınlanmıştır. Bu listeye göre Pb, Cr, Ni, Zn, Mn ve Cu konsantrasyonları "en düşük etki seviyesi" (LEL) değerleri olarak sınıflandırılmıştır.

Tablo 5.1. *Karaçomak Deresi Sedimentlerinde ağır metal konsantrasyonları ve standartlarla karşılaştırılması (µg/g)*

	Pb	Cr	Ni	Zn	Mn	Cu	Kaynakça
LEL (En Düşük Etki Seviyesi)	31	26	16	120	460	16	(NOAA, 2009)
TEC (Konsantrasyon etki eşiği)	35,8	43,4	22,7	121	-	31,6	(NOAA, 2009)
PEC (Konsantrasyon muhtemel etkisi)	128	111	48,6	459	-	149	(NOAA, 2009)
SEL (Konsantrasyon şiddetli etkisi)	250	110	75	820	1100	110	(NOAA, 2009)
Bu çalışma	0,351	0,262	0,596	0,680	9,965	1,392	

Ayrıca Bowman ve Harlock (1998) 'a göre, sedimentlerdeki tipik ağır metal aralıkları (µg / g) için Avrupa değerleri olarak kabul edilen değerler şu şekildedir: Pb 2-80, Cr 10-100, Ni 0.5-100, Zn 10-200, Mn 20-250 ve Cu 2-100. Bu çalışmanın bulgularına göre, tüm metallerin konsantrasyon değerleri Bowman ve Harlock tarafından belirlenen sınırlar içerisinde kalmıştır.

5.5. Böcek Sonuçlarının Genel Değerlendirmesi

Böceklerin ekoloji ile güçlü bir ilişkisi vardır ve uzun zamandan beri popüler olarak biyoindikatör olarak kullanılmaktadır (Davis vd., 2001). Ağır metallerin çeşitli böcekler üzerindeki akut ve kronik etkileri, sıklıkla büyüme inhibisyonu, gelişimsel anormallikler, azalmış üreme ve kuluçka performansı şeklinde rapor edilir (Sildanchandra ve Crane, 2000).

Sucul böcekler arasında, *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae) habitat rahatsızlığına en duyarlı türler olarak kabul edilmektedir. Bunların herhangi bir su kütlesindeki mevcudiyeti, sentetik kirlilik içermeyen durumu doğrulamaktadır (Zia, 2010). Ekolojik olarak bunlar karasal ve sucul ekosistemlerin durumunun iyi bir göstergesidir (Rafi vd., 2009; Zia vd., 2008).

Tablo 4.57 ve 4.58 Şekil 4.33 ve 4.34'de sunulan sonuçlar *Corixa affinis* Leach, 1817 türünde ağır metal konsantrasyonlarının (Pb) (0.020 µg/g, 0.023 µg/g), krom (Cr) (0.013 µg/g, 0.014 µg/g) Nikel (Ni) (0.08 µg/g ,0.010 µg/g) Çinko (Zn) (0.688 µg/g,

0.710 µg/g), Manganez (Mn) (0.345 µg/g, 0.354 µg/g) ve Bakır (Cu) (0.624 µg/g, 0.626 µg/g). şeklinde olduğunu göstermektedir.

Ayrıca mevcut çalışmadaki sonuçlar (Tablo 4.57 ve 4.58 Şekil 4.33 ve 4.34) *Corixa affinis* Leach, 1817 ait ağır metal konsantrasyonlarının Pb (0,013 µg/g, 0.016 µg/g), krom (Cr) (0.006 µg/g, 0.009 µg/g), Nikel (Ni) (0.003 µg/g, 0.005 µg/g), Çinko (Zn) (0.479 µg/g, 0.512 µg/g), Manganez (Mn) (0.208 µg/g, 0.222 µg/g) ve Bakır (Cu) (0.195 µg/g, 0.201 µg/g) şeklinde olduğunu göstermektedir.

Bu çalışmada, yalnızca 2 numaralı alan sonbahar ve yaz mevsimi hariç *Corixa affinis Leach,* 1817 böcek örnekleri toplanamamış ve bu durum böceklerin yaşam alanlarına uygun olmayan çevresel koşullara bağlı olabilir. Soğuk mevsimlerde bulunmamalarına gelince, bu durum havanın soğuk, dolayısıyla suyun da soğuk olması ve bu böceklerin soğuk mevsimlerde soğuk suda yaşayamamasından kaynaklanabilir.

Genel olarak, böceklerdeki ağır metal konsantrasyonları, sırasıyla Zn> Cu> Mn> Pb> Cr> Ni şeklindedir. Çinko (Zn), bakır (Cu) ve manganez (Mn) için sırasıyla 0.712,0.626 ve 0.354 µg/g değerlerine sahip konsantrasyonlarındaki artışın ana nedeni bu alanların yakınındaki çiftçiler tarafından kullanılan ve içerisinde çinko, bakır manganez bileşikleri bulunan gübre ve pestisit içeren tarımsal atıkların antropojenik kaynaklarıdır.

5.6. Genel Sonuçlar ve Öneriler

Bu çalışma, mekan ve zaman açısından Karaçomak Deresi'nin su, sediment ve böcek örneklerindeki metal birikimini belirlemek için yapılan ilk çalışmadır.

Su örneklerinin sıcaklıkları iklim faktörlerinden etkilenerek 2.7-23.1 ℃ arasında değişmiştir ve ölçümlerin farklı zaman dilimlerinde olduğu dikkate alındığında bunların doğal değişiklikler olduğu kabul edilmektedir**.**

Karaçomak Deresi'nin suyu bazik 7.77-8.98 arasındadır ve en düşük yıllık ortalama konstantrasyon değerinin 8 numaralı alanda olduğu ve yıllık ortalama değerin 8.13

olduğu kaydedilmiştir. Bunun nedeni, kanalizasyonun bu bölgedeki etkisi olabilir ve bu değer bu bölgedeki çözünmüş oksijen değerlerinde belirgin bir düşüşle ilşikilidir. Su örneklerinin Elektrik İletkenliği (EC) 304-1240 µs/cm arasında değişmiştir ve su atıklarının 6 numaralı alanlardaki elektrik iletkenlik değerleri üzerinde etkileri ve tarımsal drenaj atıklarının 4 ve 8 numaralı alanlardaki etkileri tespit edilmiştir.

Çözünmüş oksijen ise (DO) 7,2 - 11,59 mg/L arasında değişmiştir ve kış aylarında en kirli alan olan 6 numaralı alanda düşmesi dışında sıcaklık düşüşü nedeniyle bir artış kaydetmiştir. Bunun nedeni kanalizasyonla kirlenme ve organik maddenin aerobik ayrıştırma işlemi yoluyla kanalizasyondaki mikroorganizmalar tarafından çözülen oksijenin tüketimidir.

Su örneklerinde Kurşun (Pb) konsantrasyonlarının, DSÖ ve AB'nin tarafından uluslararası içme suyu standartları için belirlenen sınırları aşan (8.337-19.228 µg/L) aralıkta olduğunu göstermiştir. Ayrıca en yüksek değerler 6 numaralı alanda kaydedilmiştir. Bu bölge de kanalizasyon ve endüstriyel atıkların tahliyesinin bir sonucu olarak yıllık ortalama konsantrasyon 15.388 µg/L olarak bulunmuştur. Ayrıca sediment örneklerindeki Kurşun metal konsantrasyonu 0.054- 1.302 µg/g arasında değişmiştir ve referans değerlere göre, dere sedimentlerdeki Kurşun (Pb) kontaminasyonu etkin seviyeye ulaşmamıştır.

Krom (Cr) konsantrasyonların da, DSÖ ve AB'nin tarafından uluslararası içme suyu standartları için belirlenen sınırları aşmadığını ve 0,565 - 5,696 µg/L aralığında olduğunu göstermiştir. En yüksek değer 6 numaralı alanda yıllık ortalama 3.33 µg/L konsantrasyonla kaydedilmiştir. Bu durum, dere kıyısındaki yaşam yerlerinden ve endüstriyel atıklardan kaynaklanan kanalizasyon nedeniyle bu alanın kirlenmesine neden olmaktadır. Ayrıca, sediment örneklerinden Krom metal konsantrasyonu 0.064 - 0.551 µg/g arasında değişmiştir ve referans değerlere göre, dere sedimentindeki Krom (Cr) kirliliği etkili seviyeye ulaşmamıştır.

Nikel (Ni) konsantrasyonlarında ise, DSÖ ve AB'nin tarafından uluslararası içme suyu standartları için belirlenen limitleri aşmadığı ve 0.150-7.627 µg/L aralığında olduğunu göstermiştir. En yüksek değerler 5.099 µg/L yıllık ortalama

konsantrasyonla 6 numaralı alanda kaydedilmiştir. Bu dere kıyısında ki yaşam alanlarından ve endüstriyel atıklardan kaynaklanan kanalizasyon nedeniyle, alanın kirlenmesine neden olmaktadır. Ayrıca sediment örneklerinde ki Nikel metal konsantrasyonu 0.084 - 1.366 µg/g arasında değişmiş ve referans değerlere göre, dere sedimentindeki Nikel (Ni) kirliliği etkili seviyeye ulaşmamıştır.

Çinko (Zn) konsantrasyonları ise DSÖ ve AB'nin uluslararası içme suyu standartları için belirlediği sınırları aşmadığını ve 0.538 - 52.639 µg/L aralığında olduğunu göstermiştir. En yüksek değerler yıllık ortalama konsantrasyonla 27.612 µg/L 7 numaralı alanda kaydedilmiştir. Bu durum bu alanın yakınında bulunan dere kıyısındaki tarımsal akış, ev içi faaliyetler ve atık su deşarjları nedeniyle olabilir. Ayrıca sediment örneklerinde Çinko metal konsantrasyonu 0.113 - 3.746 µg/g arasında değişmiştir ve referans değerlere göre, dere sedimentindeki Çinko (Zn) kirliliği etkili seviyeye ulaşmamıştır.

Su örneklerinde Manganez (Mn) konsantrasyonlarının, DSÖ ve AB'nin tarafından uluslararası içme suyu standartları için belirlenen sınırları aşmadığını ve 0.491-177.382 µg/L aralığında olduğunu göstermiştir. En yüksek değerler 48.542 µg/L yıllık ortalama konsantrasyon ile 6 numaralı alanda kaydedilmiştir. Bu dere kıyısında ki yerleşim yerlerinden gelen atık sular, yanan fosil yakıtlar ve endüstriyel atıklardan kaynaklanan antropojenik kirlilik kaynaklarına bağlanmaktadır. İlaveten, yıllık ortalama konsantrasyon 47.856 µg/L değeri ile 2 numaralı alanda Manganez konsantrasyonu açısından bir artış tespit edilmiştir. Bunun nedeni, doğrudan yüzeysel suya maruz kalan kaya ve toprakların en büyük doğal kaynaklar olması ve bu alanın yakınında çiftçiler tarafından kullanılan gübreler içeren tarımsal atıkların tahliyesinden kaynaklanması olabilir. Ayrıca sediment örneklerinde Manganez metalinin konsantrasyonu 1.722 - 38.039 µg/L arasında değişmiş ve referans değerlere göre, dere sedimentindeki Manganez (Mn) kirliliği etkili seviyeye ulaşmamıştır.

Örnekler de Bakır (Cu) konsantrasyonları, DSÖ ve AB tarafından uluslararası içme suyu standartları için belirlenen limitleri aşmadığını ve 5.811- 19.072 µg/L aralığında olduğunu göstermiştir. Alanda (1) en yüksek değerlerin yıllık ortalama

konsantrasyonda (16.252 µg / L) kaydedildiğini bulduk. Bu durum gübre kalıntıları içeren tarımsal atıkların ve bu alandaki çiftçiler tarafından kullanılan Bakır bileşikleri içeren pestisitlerin tahliyesi kaynaklı antropojenik kirlilik kaynaklarını belirtmektedir. Ayrıca sediment örneklerindeki Bakır metal konsantrasyonu 0.313-4.557 µg/g arasında değişmiş ve referans değerlere göre, dere sedimentindeki Bakır (Cu) kirliliği etkili seviyeye ulaşmamıştır.

Bu araştırmada, yalnızca 4 numaralı alan ve yaz mevsimi hariç, *Corixa affinis* Leach, 1817 (Heteroptera; Corixidae) böcek örnekleri alınamamış ve bu durum böceklerin habitatına uygun olmayan çevresel koşullar ile açıklanabilir. Böceklerin soğuk mevsimlerde bulunmamaları; havanın ve suyun soğuk olması nedeniyle yaşayamamasından kaynaklanabilir.

Genel olarak, böceklerdeki ağır metal konsantrasyonları, sırasıyla Zn> Cu> Mn> Pb> Cr> Ni şeklindedir. Çinko (Zn), Bakır (Cu) ve Manganez (Mn) için sırasıyla 0.712-0.626 ve 0.354 µg/g değerlerine sahip konsantrasyonlarında artışın ana nedeni bu alanların yakınında bulunan çiftçiler tarafından kullanılan ve içerisinde Çinko, Bakır ve Manganez bileşikleri bulunan gübre ile pestisit içeren tarımsal atıkların antropojenik kaynaklarıdır.

5.7. Öneriler

Karaçomak Deresi Kastamonu'nun içme suyunu sağlaması ve tarım alanlarında sulama amaçlı kullanılması sebebi ile ekolojik ve ekonomik öneme sahip bir dere ve baraj gölüdür. Kastamonu'nun şehir merkezi içinden geçmesi nedeniyle evsel ve endüstriyel kirlenmeye açıktır. Yapılan bu çalışma dere ve baraj gölümüzden bildirilen ilk ağır metal çalışmasıdır. Dere kaynağından döküldüğü yere kadar bir çok noktada tamamen kontrolsüz yada yetersiz arıtılmış sular dereye bırakılmaktadır. Dereye karışan kirlenmenin kaynağında yeterli önlemlerin alınmaması durumunda kirliliğin sürekli olarak artması kaçınılmazdır. Bu konuda halkın biliçlendirilmesi ve gerekli ön tedbirlerin alınması gerekmektedir. Su, sediment ve sucul biota'da metal birikim çalışmalarının periodik olarak yapılması çok önemlidir. Bu çalışmada elde edilen bilgilerin daha sonraki çalışmalar için yol gösterici olacağını düşünmekteyiz.

KAYNAKLAR

Abdo, M. (2002). *Environmental studies on Rosetta branch and some chemical applications at the area extend from El-Kanater El-Khyria to Kafr-El-Zyat City.* Ph. D. Thesis, Fac. Sci. Ain Shams Univ., Egypt.

Ackerman, J. T., & Eagles-Smith, C. A. (2009). Integrating toxicity risk in bird eggs and chicks: using chick down feathers to estimate mercury concentrations in eggs. *Environmental science vetechnology, 43*(6), 2166-2172.

Ademoroti, C. (1996). Environmental chemistry and toxicology. *Ibadan: Foludex Press Ltd*.

Adkins, B., Richards, J., & Gardner, D. (1979). Enhancement of experimental respiratory infection following nickel inhalation. *Environmental research, 20*(1), 33-42.

Ahmad, M., Islam, S., Rahman, M., Haque, M., Islam, M. (2010). Heavy metals in water, sediment and some fishes of Buriganga River, Bangladesh. *International Journal of Environmental Research, 4*(2), 321-332.

Akan, J., Abdulrahman, F., Sodipo, O., Akandu, P. (2009). Bioaccumulation Of Some Heavy Metals Of Six Fresh Water Fishes Caught From Lake Chad In Doron Buhari, Maiduguri, Borno State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation, 4*(2), 103-114.

Akbar, M. M., & Al-Khazali, A. M. G. (2012). Estimation of concentrations of some heavy elements in the water and sediment of the Gharraf River. *Journal of Science Dhi Qar,* 3 (3), 30-42.

Akcay, H., Oguz, A., Karapire, C. (2003). Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments. *Water Research, 37*(4), 813-822.

Altundoğan, H. S., Altundoğan, S., Tuèmen, F., Bildik, M. (2000). Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption on red mud. *Waste Management, 20*(8), 761-767.

Anim, A., Ahialey, E., Duodu, G., Ackah, M., Bentil, N. (2011). Accumulation profile of heavy metals in fish samples from Nsawam, along the Densu River, Ghana. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences, 3*(1), 56-60.

APHA, A. (2005). Eaton, American Public Health Association. *Mary Ann H. Franson, American Water Works Association (Ed.),"Standard Methods for the Examination of Water veWastewater*.

Atwell, L., Hobson, K. A. Welch, H. E. (1998). Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55*(5), 1114-1121.

Awofolu, O., Mbolekwa, Z., Mtshemla, V., Fatoki, O. (2005). Levels of trace metals in water and sediment from Tyume River and its effects on an irrigated farmland. *Water Sa*, *31*(1), 87-94.

Azam, I., Afsheen, S., Zia, A., Javed, M., Saeed, R., Sarwar, M. K., Munir, B. (2015). Evaluating insects as bioindicators of heavy metal contamination and accumulation near industrial area of Gujrat, Pakistan. *BioMed research international, 2015*.

Barnhart, J. (1997). Chromium chemistry and implications for environmental fate and toxicity. *Soil and Sediment Contamination, 6*(6), 561-568.

Beattie, A., Moore, M., Goldberg, A. (1972). Tetraethyl-lead poisoning. *The Lancet, 300*(7766), 12-15.

Begum, A., Amin, M. N., Kaneco, S., Ohta, K. (2005). Selected elemental composition of the muscle tissue of three species of fish, Tilapia nilotica, Cirrhina mrigala and Clarius batrachus, from the fresh water Dhanmondi Lake in Bangladesh. *Food chemistry, 93*(3), 439-443.

Benson, J. M., Chang, I.-Y., Cheng, Y. S., Hahn, F. F., Kennedy, C. H., Barr, E. B., Snipes, M. B. (1995). Particle clearance and histopathology in lungs of F344/N rats and B6C3F1 mice inhaling nickel oxide or nickel sulfate. *Toxicological Sciences, 28*(2), 232-244.

Bharti, P. K., Tyagi, P. K., Singh, V. (2014). Assessment of heavy metals in the water of Sahastradhara hill stream at Dehradun, India. *International Journal of Environment, 3*(3), 164-172.

Brix, K. V., Deforest, D. K., Adams, W. J. (2011). The sensitivity of aquatic insects to divalent metals: A comparative analysis of laboratory and field data. *Science of the Total Environment,* 409(20), 4187-4197.

Bowman, J. J., & Harlock, S. (1998). The spatial distribution of characterised fly-ash particles and trace metals in lake sediments and catchment mosses in Ireland. *Water, Air and Soil Pollution,* 106, 263–286.

Broadley, M. R., White, P. J., Hammond, J. P., Zelko, I., veLux, A. (2007). Zinc in plants. *New Phytologist, 173*(4), 677-702.

Caeiro, S., Costa, M., Ramos, T., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A., Painho, M. (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: an index analysis approach. *Ecological indicators, 5*(2), 151-169.

Cajaraville, M. P., Bebianno, M. J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C., Viarengo, A. (2000). The use of biomvd., ers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. *Science of the Total Environment, 247*(2), 295-311.

Camusso, M., Vigano, L., Balestrini, R. (1995). Bioconcentration of trace metals in rainbow trout: a field study. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 31*(2), 133-141.

Canton, S. P., & Van Derveer, W. D. (1997). Selenium toxicity to aquatic life: An argument for sediment- based water quality criteria. *Environmental toxicology and chemistry, 16*(6), 1255-1259.

Cataldo, D., Colombo, J., Boltovskoy, D., Bilos, C., Landoni, P. (2001). Environmental toxicity assessment in the Paraná river delta (Argentina): simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of Corbicula fluminea (Bivalvia) early juveniles. *Environmental Pollution, 112*(3), 379-389.

Cempel, M., Nikel, G. (2006). Nickel: A Review of Its Sources and Environmental Toxicology. *Polish Journal of Environmental Studies, 15*(3).

Censi, P., Spoto, S., Saiano, F., Sprovieri, M., Mazzola, S., Nardone, G., Ottonello, D. (2006). Heavy metals in coastal water systems. A case study from the northwestern Gulf of Thailand. *Chemosphere, 64*(7), 1167-1176.

Chang, J.-S., Yu, K.-C., Tsai, L.-J., Ho, S.-T. (1998). Spatial distribution of heavy metals in bottom sediment of Yenshui river, Taiwan. *Water science and technology, 38*(11), 159-167.

Chattopadhyaya, M. C., Soares, M. G., Waters, M., Campos, M. T. d. J. S., Marrs, T., Wilks, M., Barakat, M. (2014). *Heavy Metals in Water: Presence, Removal and Safety*: Royal Society of Chemistry.

Cohen, T., Hee, S. S. Q., Ambrose, R. F. (2001). Trace metals in fish and invertebrates of three California coastal wetlands. *Marine Pollution Bulletin, 42*(3), 224-232.

Cook, M., & Morrow, H. (1995). *Anthropogenic sources of cadmium in Canada.* Paper presented at the National Workshop on Cadmium Transport Into Plants, Canadian Network of Toxicology Centres, Ottawa, Ontario, Canada.

Corbi, J. J., Froehlich, C. G., Strixino, S. T., & Santos, A. D. (2010). Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. *Química Nova,* 33(3), 644-648.

Cosgrove, E., Brown, M., Madigan, P., Mcnulty, P., Okonski, L., Schmidt, J. (1989). Childhood lead poisoning; Case study traces source to drinking water. *Journal of Environmental Health;(USA), 52*(1), 346-349.

Dassenakis, M., Scoullos, M., Foufa, E., Krasakopoulou, E., Pavlidou, A., Kloukiniotou, M. (1998). Effects of multiple source pollution on a small Mediterranean river. *Applied Geochemistry, 13*(2), 197-211.

Davies, C. A., Tomlinson, K., Stephenson, T. (1991). Heavy metals in River Tees estuary sediments. *Environmental Technology, 12*(11), 961-972.

Davis, A. J., Holloway, J. D., Huijbregts, H., Krikken, J., Kirk- Spriggs, A. H., Sutton, S. L. (2001). Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology, 38*(3), 593-616.

Davis, J. R. (2000). ASM specialty handbook: nickel, cobalt, and their alloys. *ASM International, Member/Customer Service Center, Materials Pvd.,, OH 44073-0002, USA, 2000. 442*.

Dayan, A., & Paine, A. (2001). Mechanisms of chromium toxicity, carcinogenicity and allergenicity: review of the literature from 1985 to 2000. *Human veexperimental toxicology, 20*(9), 439-451.

Demırezen, D., & Aksoy, A. (2004). Accumulation of heavy metals in Typha angustifolia (L.) and Potamogeton pectinatus (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere, 56*(7), 685-696.

Désy, J. C., Amyot, M., Pinel-Alloul, B., Campbell, P. G. (2002). Relating cadmium concentrations in three macrophyte-associated freshwater invertebrates to those in macrophytes, water and sediments. *Environmental Pollution, 120*(3), 759-769.

Duffus, J. H. (2002). " Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and applied chemistry, 74*(5), 793-807.

Duman, F., Aksoy, A., Demirezen, D. (2007). Seasonal variability of heavy metals in surface sediment of Lake Sapanca, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment, 133*(1), 277-283.

Duman, F., Urey, E., Kar, M. (2013). Temporal variation of metal concentrations of creek sediment samples. *Pol J Environ Stud, 22*(5), 1335-1339.

Dzombak, D. A. (1990). *Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide*: John Wiley & Sons.

Eagles-Smith, C. A., Ackerman, J. T. (2009). Rapid changes in small fish mercury concentrations in estuarine wetlands: implications for wildlife risk and monitoring programs. *Environmental science vetechnology, 43*(22), 8658-8664.

Eagles-Smith, C. A., Ackerman, J. T., De La Cruz, S. E., Takekawa, J. Y. (2009). Mercury bioaccumulation and risk to three waterbird foraging guilds is influenced by foraging ecology and breeding stage. *Environmental Pollution, 157*(7), 1993-2002.

Eagles- Smith, C. A., Ackerman, J. T., Adelsbach, T. L., Takekawa, J. Y., Miles, A. K., Keister, R. A. (2008). Mercury correlations among six tissues for four waterbird species breeding in San Francisco Bay, California, USA. *Environmental toxicology and chemistry, 27*(10), 2136-2153.

Eaton, A., Clesceri, L., Rice, E., Greenberg, A., Franson, M. (2005). Stndard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association: Washington: Water Environment Federation.

Emsley, J. (2011). *Nature's building blocks: an AZ guide to the elements*: Oxford University Press.

Espinoza-Quinones, F., Zacvd., im, C., Palacio, S., Obregon, C., Zenatti, D., Galante, R., Welter, R. (2005). Removal of heavy metal from polluted river water using aquatic macrophytes Salvinia sp. *Brazilian Journal of Physics, 35*(3B), 744-746.

Evans, J. E., Miller, M. L., Andringa, A., Hastings, L. (1995). Behavioral, histological, and neurochemical effects of nickel (II) on the rat olfactory system. *Toxicology and applied pharmacology, 130*(2), 209-220.

Fergusson, J. E. (1990). *Heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*: Pergamon.

Fernandes, C., Fontaínhas-Fernandes, A., Cabral, D., Salgado, M. A. (2008). Heavy metals in water, sediment and tissues of Liza saliens from Esmoriz–Paramos lagoon, Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment, 136*(1), 267-275.

Fischer, A. (1987). *Mutagenic effects of cadmium alone and in combination with antimutagenic selenite.* Paper presented at the Proc. 6th Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment.

Fosmire, G. J. (1990). Zinc toxicity. *The American journal of clinical nutrition, 51*(2), 225-227.

Fu, J., Zhao, C., Luo, Y., Liu, C., Kyzas, G. Z., Luo, Y., Zhu, H. (2014). Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: their relations to environmental factors. *Journal of hazardous materials, 270*, 102-109.

Gaur, V. K., Gupta, S. K., Pandey, S., Gopal, K., Misra, V. (2005). Distribution of heavy metals in sediment and water of river Gomti. *Environmental Monitoring and Assessment, 102*(1-3), 419-433.

Gbaruko, B., & Friday, O. (2007). Bioaccumulation of heavy metals in some fauna and flora. *International Journal of Environmental Science veTechnology, 4*(2), 197-202.

Girgin, S., Kazanci, N., Dügel, M. (2010). Relationship between aquatic insects and heavy metals in an urban stream using multivariate techniques. *International Journal of Environmental Science veTechnology, 7*(4), 653-664.

Gonzalez, A. R., Ndung'u, K., Flegal, A. (2005). Natural occurrence of hexavalent chromium in the Aromas Red Sands Aquifer, California. *Environmental science vetechnology, 39*(15), 5505-5511.

Graham, J., Miller, F., Daniels, M., Payne, E., Gardner, D. (1978). Influence of cadmium, nickel, and chromium on primary immunity in mice. *Environmental research, 16*(1-3), 77-87.

Grimason, A., Morse, T., Beattie, T., Masangwi, S. J., Jabu, G. C., Taulo, S., Lungu, K. (2013). Classification and quality of groundwater supplies in the Lower Shire Valley, Malawi-Part 1: Physico-chemical quality of borehole water supplies in Chikhwawa, Malawi. *Water Sa, 39*(4), 563-572.

HAkanson, L. (1984). Metals in fish and sediments from the River Kolbäcksån water system, Sweden. *Archiv für Hydrobiologie, 101*(3), 373-400.

Harada, M. (1995). Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical reviews in toxicology, 25*(1), 1-24.

Hasan, H.M.I:(2006), Studies on physicochemical parameters and water treatment for some localities along coast of Alexandria, Ph.D. Thesis, Faculty of Science, Alexandria University, Egypt .25 PP.

Hatje, V., Apte, S., Hales, L., Birch, G. (2003). Dissolved trace metal distributions in port jackson estuary (sydney harbour), Australia. *Marine Pollution Bulletin, 46*(6), 719-730.

Hayashi, M. (2004). Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. *Environmental Monitoring and Assessment, 96*(1-3), 119-128.

Health, U. D. O., & Services, H. (1995). Agency for toxic substances and disease registry. *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs),(update) PB/95/264370. Atlanta: US Department of Health and Human Services*.

Heinrich, U. (1988). Carcinogenicity of cadmium—overview of experimental and epidemiological results and their influence on recommendations for maximum concentrations in the occupational area *Cadmium* (pp. 13-25): Springer.

Hellawell, J. (1986). Biological indicators *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management* (pp. 45-77): Springer.

Herber, R. F., Verschoor, M. A., Wibowo, A. A. (1988). A Review of the Kinetics and Kidney Effects of Cadmium—Recent Epidemiological Studies *Cadmium* (pp. 115-133): Springer.

Hingston, J., Collins, C., Murphy, R., veLester, J. (2001). Leaching of chromated copper arsenate wood preservatives: a review. *Environmental Pollution, 111*(1), 53-66.

Hobbelen, Koolhaas, J., Van Gestel, C. (2004). Risk assessment of heavy metal pollution for detritivores in floodplain soils in the Biesbosch, the Netherlands, taking bioavailability into account. *Environmental Pollution, 129*(3), 409-419.

Islam, S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah-Al-Mamun, M., veIslam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological indicators, 48*, 282-291.

Jain, C. (2004). Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India. *Water Research, 38*(3), 569-578.

Johnson, A. R., Munoz, A., Gottlieb, J. L., Jarrard, D. F. (2007). High dose zinc increases hospital admissions due to genitourinary complications. *The Journal of urology, 177*(2), 639-643.

Joint, F. (2011). *WHO food standards programme codex committee on contaminants in foods.* Paper presented at the Fifth Session [displayed 10 February 2014]. Available at ftp://ftp. fao. org/codex/meetings/CCCF/cccf5/cf05_INF. pdf.

Kabala, C., & Singh, B. R. (2001). Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *Journal of Environmental Quality, 30*(2), 485-492.

Kale, V. S. (2016). Consequence of Temperature, ph, Turbidity and Dissolved Oxygen Water Quality Parameters. *Organization (WHO), 3*(8), 186-190

Kane, S., Lazo, P., Vlora, A. (2012). *Assessment of heavy metals in some dumps of copper mining and plants in Mirdita Area, Albania.* Paper presented at the Procceding of the 5th International Scientific Conference on Water, Climate and Environment.

Kar, D., Sur, P., Mandai, S., Saha, T., Kole, R. (2008). Assessment of heavy metal pollution in surface water. *International Journal of Environmental Science veTechnology, 5*(1), 119-124.

Karadede-Akin, H., & Ünlü, E. (2007). Heavy metal concentrations in water, sediment, fish and some benthic organisms from Tigris River, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment, 131*(1), 323-337.

Karanth, K. (1987). *Ground water assessment: development and management*: Tata McGraw-Hill Education.

Kasprzak, K. S., Sunderman, F. W., Salnikow, K. (2003). Nickel carcinogenesis. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis, 533*(1), 67-97.

Kazantzis, G. (1987). The mutagenic and carcinogenic effects of cadmium: An update. *Toxicological and Environmental Chemistry, 15*(1-2), 83-100.

Khaled, A. M. M. (1997). *Acomparative Study for Distribution of some Heavy Metals in Aquatic Organisms Fished from Alexandria Region.*

Kithiia, S. M. (2006). *The effects of land use types on the hydrology and water quality of the upper-athi river basin, Kenya.* University of Nairobi.

Kjellström, T. (1979). Exposure and accumulation of cadmium in populations from Japan, the United States, and Sweden. *Environmental Health Perspectives, 28*, 169-197.

Koukal, B., Dominik, J., Vignati, D., Arpagaus, P., Santiago, S., Ouddane, B., Benaabidate, L. (2004). Assessment of water quality and toxicity of polluted Rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Morocco). *Environmental Pollution, 131*(1), 163-172.

Kumar, M., & Puri, A. (2012). A review of permissible limits of drinking water. *Indian journal of occupational and environmental medicine, 16*(1), 40-44.

Kwon, Y.-T., & Lee, C.-W. (2002). *Sediment metal speciation for the ecological risk assessment.* Paper presented at the Analytical Sciences/Supplements Proceedings of IUPAC International Congress on Analytical Sciences 2001 (ICAS 2001).

Lagrega, M. D., Buckingham, P. L., Evans, J. C. (2010). *Hazardous waste management*: Waveland Press.

Leung, A. O., Duzgoren-Aydin, N. S., Cheung, K., Wong, M. H. (2008). Heavy metals concentrations of surface dust from e-waste recycling and its human health implications in southeast China. *Environmental science vetechnology, 42*(7), 2674-2680.

Liu, J., Yin, P., Chen, B., Gao, F., Song, H., Li, M. (2016). Distribution and contamination assessment of heavy metals in surface sediments of the Luanhe River Estuary, northwest of the Bohai Sea. *Marine Pollution Bulletin, 109*(1), 633-639.

Lokeshwari, H., & Chandrappa, G. (2006). Impact of heavy metal contamination of Bellandur Lake on soil and cultivated vegetation. *Current science*, 622-627.

Luoma, S. N. (1989). Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia, 176*(1), 379-396.

Macfarlane, G., & Burchett, M. (2000). Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, Avicennia marina (Forsk.) Vierh. *Aquatic botany, 68*(1), 45-59.

Mackenzie, F. T., Lantzy, R. J., Paterson, V. (1979). Global trace metal cycles and predictions. *Mathematical Geology, 11*(2), 99-142.

Mackevičiene, G., Štriupkuviene, N., Berlinskas, G. (2002). Accumulation of heavy metals and radionuclides in bottom sediments of monitoring streams in Lithuania. *Ekologija, 2*, 69-74.

Manahan, S. E. (2011). *Fundamentals of environmental chemistry*: CRC press.

Mandal, B. K., & Suzuki, K. T. (2002). Arsenic round the world: a review. *Talanta, 58*(1), 201-235.

Mansour, S., & Sidky, M. (2002). Ecotoxicological studies. 3. Heavy metals contaminating water and fish from Fayoum Governorate, Egypt. *Food chemistry, 78*(1), 15-22.

Marın, A., Lopez-Gonzalvez, A., Barbas, C. (2001). Development and validation of extraction methods for determination of zinc and arsenic speciation in soils using focused ultrasound: Application to heavy metal study in mud and soils. *Analytica Chimica Acta, 442*(2), 305-318.

Maulding, J. S., & Harris, R. H. (1968). Effect of ionic environment and temperature on the coagulation of color-causing organic compounds with ferric sulfate. *Journal (American Water Works Association), 60*(4), 460-476.

Mazumdar, M., Bellinger, D. C., Gregas, M., Abanilla, K., Bacic, J., Needleman, H. L. (2011). Low-level environmental lead exposure in childhood and adult intellectual function: a follow-up study. *Environmental Health, 10*(1), 24.

Miller, C. V., Foster, G. D., Majedi, B. F. (2003). Baseflow and stormflow metal fluxes from two small agricultural catchments in the Coastal Plain of the Chesapeake Bay Basin, United States. *Applied Geochemistry, 18*(4), 483-501.

Mireji, P. O., Keating, J., Hassanali, A., Mbogo, C. M., Nyambaka, H., Kahindi, S., Beier, J. C. (2008). Heavy metals in mosquito larval habitats in urban Kisumu and Malindi, Kenya, and their impact. Ecotoxicology and Environmental Safety, 70(1), 147-153.

Mohan, D., & Pittman, C. U. (2007). Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents—a critical review. *Journal of hazardous materials, 142*(1), 1-53.

Mohiuddin, K., Otomo, K., Ogawa, Y., Shikazono, N. (2012). Seasonal and spatial distribution of trace elements in the water and sediments of the Tsurumi River in Japan. *Environmental Monitoring and Assessment, 184*(1), 265-279.

Morillo, J., Usero, J., Gracia, I. (2002). Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain). *Environment international, 28*(4), 263-271.

Morillo, J., Usero, J., Gracia, I. (2004). Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere, 55*(3), 431-442.

Mudhoo, A., Garg, V. K., Wang, S. (2012). Removal of heavy metals by biosorption. *Environmental chemistry letters, 10*(2), 109-117.

Muiruri, M. J. (2013). *Determination Of Concentration Of Selected Heavy Metals In Tilapia Fish, Sediments And Water Frommbagathi And Ruiru Athi River Tributaries, Kenya. Kenyatta University.*

Ndiokwere, C. L. (2004). *Chemistry and Environment* (Vol. 73): University of Benin Press.

Needleman, H. (1987). *Low level lead exposure and children's intelligence: A quantitative and critical review of modern studies.* Paper presented at the Proc. 6th Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment, New Orleans.

Nicolau, R., Galera-Cunha, A., Lucas, Y. (2006). Transfer of nutrients and labile metals from the continent to the sea by a small Mediterranean river. *Chemosphere, 63*(3), 469-476.

NOAA (National Oceanic And Atmospheric Administration), 2009. SQUIRT, Screening Quick Reference Tables for in Sediment, http://response.restoration.noaa.gov/book_shelf/122_new- Squirts.Pdf

Nriagu, J. O. (1979). Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature, 279*(5712), 409-411.

Nriagu, J. O. (1988). A silent epidemic of environmental metal poisoning? *Environmental Pollution, 50*(1-2), 139-161.

Nriagu, J. O., & Nieboer, E. (1988). *Chromium in the natural and human environments* (Vol. 20): John Wiley & Sons.

Nussey, H. (2000). Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, Labeo umbratus (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water Sa, 26*(2), 269-284.

Nwuche, C., & Ugoji, E. (2010). Effect of co-existing plant specie on soil microbial activity under heavy metal stress. *International Journal of Environmental Science veTechnology, 7*(4), 697-704.

Obasohan, E. (2008). The use of heavy metals load as an indicator of the suitability of the water and fish of Ibiekuma Stream for domestic and consumption purposes. *African Journal of Biotechnology, 7*(23).

Obire, O., Tamuno, D., Wemedo, S. (2003). Physico-chemical quality of Elechi creek in Port Harcourt, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 7*(1), 43-49.

Oguzie, F. (2003). Heavy metals in water and sediment of the lower Ikpoba River, Benin City, Nigeria. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research (Pakistan).*

Oller, A. R., Costa, M., Oberdörster, G. (1997). Carcinogenicity assessment of selected nickel compounds. *Toxicology and applied pharmacology, 143*(1), 152-166.

Organization, European and National (2011). Guidelines Drinking Water Quality Standards,Department for Regional Development, Northern Ireland Environment Agency.

Organization, W. H. (2003). Lead in drinking-water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality.

Organization, W. H. (2011). World health organization guidelines for drinking-water quality (WHO GDWQ). *Malta: Gutenberg*, 271-273.

Organization, W. H. (2017). Guidelines for drinking-water quality: Incorporating first addendum.

Oronsaye, J., Wangboje, O., Oguzie, F. (2010). Trace metals in some benthic fishes of the Ikpoba river dam, Benin City, Nigeria. *African Journal of Biotechnology, 9*(51), 8860-8864.

Osman, A. G., & Kloas, W. (2010a). Water quality and heavy metal monitoring in water, sediments, and tissues of the African catfish Clarias gariepinus (Burchell, 1822) from the river Nile, Egypt. *Journal of Environmental Protection, 1*(04), 389.

Osman, A. G., & Kloas, W. (2010b). Water quality and heavy metal monitoring in water, sediments, and tissues of the African catfish Clarias gariepinus (Burchell, 1822) from the river Nile, Egypt. *Journal of Environmental Protection, 1*(4), 389-400.

Otchere, F. A. (2003). Heavy metals concentrations and burden in the bivalves (Anadara (Senilia) senilis, Crassostrea tulipa and Perna perna) from lagoons in Ghana: Model to describe mechanism of accumulation/excretion. *African Journal of Biotechnology, 2*(9), 280-287.

Ozmen, H., Külahci, F., Cukurovali, A., Doğru, M. (2004). Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elazig, Turkey). *Chemosphere, 55*(3), 401-408.

Öztürk, M., Özözen, G., Minareci, O., Minareci, E. (2008). Determination of Heavy Metals in of Fishes, Water and Sediment from the Demirköprü Dam Lake (Turkey). *Journal of Applied Biological Sciences, 2*(3), 99-104.

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

Pane, E., Richards, J., Wood, C. (2003). Acute waterborne nickel toxicity in the rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) occurs by a respiratory rather than ionoregulatory mechanism. *Aquatic toxicology, 63*(1), 65-82.

Patil, S. S., & Kaushik, G. (2016). Heavy Metal Assessment in Water and Sediments at Jaikwadi Dam (Godavari River) Maharashtra, India. *International Journal of Environment, 5*(2), 75-88.

Peerzada, N., Mcmorrow, L., Skiliros, S., Guinea, M., Ryan, P. (1990). Distribution of heavy metals in Gove Harbour, Northern Territory, Australia. *Science of the Total Environment, 92*, 1-12.

Pondhe, G., & Jadhav, N. (2000). *Physicochemical characteristic and water quality from Puntamba area, Ahmednagar District, Maharashtra State.* Paper presented at the National Conference of Environmental Issues and Sustainable development, Mumbai.

Poté, J., Haller, L., Loizeau, J.-L., Bravo, A. G., Sastre, V., Wildi, W. (2008). Effects of a sewage treatment plant outlet pipe extension on the distribution of contaminants in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. *Bioresource Technology, 99*(15), 7122-7131.

Prabu, P. (2009). Impact of heavy metal contamination of Akaki River of Ethiopia on soil and metal toxicity on cultivated vegetable crops. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural veFood Chemistry, 8*(9).

Praveena, S. M., Radojevic, M., Abdullah, M. H., Aris, A. Z. (2008). Application of sediment quality guidelines in the assessment of mangrove surface sediment in Mengkabong lagoon, Sabah, Malaysia. *Journal of Environmental Health Science veEngineering, 5*(1), 35-42.

Pueyo, M., Sastre, J., Hernandez, E., Vidal, M., Lopez-Sanchez, J., Rauret, G. (2003). Prediction of trace element mobility in contaminated soils by sequential extraction. *Journal of Environmental Quality, 32*(6), 2054-2066.

Rafi, M. A., Khan, M. R., Zia, A., Shehzad, A. (2009). Diversity of Odonata in district Poonch and Sudhnoti of Kashmir Valley-Pakistan, with a new record for the country. *Halteres, 1*(1), 28-35.

Ramamoorthy, S., & Ballantyne, E. (1984). *Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment*.

Rashed, M. (2001). Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environment international, 27*(1), 27-33.

Ravera, O. (2001). Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants: a review. *Journal of Limnology, 60*(1s), 63-78.

Riani, E., Sudarso, Y., Cordova, M. R. (2014). Heavy metals effect on unviable larvae of Dicrotendipes simpsoni (Diptera: Chironomidae), a case study from Saguling Dam, Indonesia. Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation, 7(2), 76-84.

Safty, A. E., Mahgoub, K. E., Helal, S., Maksoud, N. A. (2008). Zinc toxicity among galvanization workers in the iron and steel industry. *Annals of the New York Academy of Sciences, 1140*(1), 256-262.

Salem, Z. B., Capelli, N., Laffray, X., Elise, G., Ayadi, H., Aleya, L. (2014). Seasonal variation of heavy metals in water, sediment and roach tissues in a landfill draining system pond (Etueffont, France). *Ecological Engineering, 69*, 25-37.

Samecka-Cymerman, A., & Kempers, A. (2001). Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *Science of the Total Environment, 281*(1), 87-98.

Santamaria, A. (2008). Manganese exposure, essentiality vetoxicity. *Indian Journal of Medical Research, 128*(4), 484.

Schottler, S. P., & Engstrom, D. R. (2006). A chronological assessment of Lake Okeechobee (Florida) sediments using multiple dating mvd., ers. *Journal of Paleolimnology, 36*(1), 19-36.

Shanbehzadeh, S., Vahid Dastjerdi, M., Hassanzadeh, A., Kiyanizadeh, T. (2014). Heavy metals in water and sediment: a case study of Tembi River. *Journal of environmental and public health, 2014*.

Sildanchandra, W., & Crane, M. (2000). Influence of sexual dimorphism in Chironomus riparius Meigen on toxic effects of cadmium. *Environmental toxicology and chemistry, 19*(9), 2309-2313.

Spencer, K., & MacLeod, C. (2002). Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standards. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, 6*(6), 989-998.

Sthanadar, I. A., Sthanadar, A. A., Begum, B., Alam, N., Astanadar, M. I., Hussan, M. U., & Nasar, M. J. (2015). Heavy metals concentration in the sediment load of river Kalpani at district Nowshera, Khyber Pakhtunkhwa Pakistan. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES) ISSN*, 2220-6663.

Storelli, M., Storelli, A., D'Addabbo, R., Marano, C., Bruno, R., Marcotrigiano, G. (2005). Trace elements in loggerhead turtles (Caretta caretta) from the eastern Mediterranean Sea: overview and evaluation. *Environmental Pollution, 135*(1), 163-170.

Talling, J. (1976). The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *The Journal of Ecology*, *64*(1), 79-121.

Tawari-Fufeyin, P., & Ekaye, S. (2007). Fish species diversity as indicator of pollution in Ikpoba river, Benin City, Nigeria. *Reviews in Fish Biology and Fisheries, 17*(1), 21-30.

Tsuchiya, K., Sted, S. K., Hamagami, C. (1978). *Cadmium studies in Japan: a review*: Kodansha Tokyo.

Udayakumar,P. (2012). Assessmentof Heavymetals In The Environmental compartments Of Thecentral And Northern Coastof Kerala, *India. Citeseer*.

Ukpebor, J., Ndiokwere, C., Ukpebor, E. (2005). The use of heavy metals load as an indicator of the suitability of Ikpoba River for domestic and consumption purposes. *Chem. Tech. J, 1*, 108-115.

URL-1.2018 https://tr.wikipedia.org/wiki/Kara%C3%A7omak_Baraj%C4%B1.

Van Genderen, E. J., Ryan, A. C., Tomasso, J. R., Klaine, S. J. (2005). Evaluation of acute copper toxicity to larval fathead minnows (Pimephales promelas) in soft surface waters. *Environmental toxicology and chemistry, 24*(2), 408-414.

Wang, W.-X., & Rainbow, P. S. (2005). Influence of metal exposure history on trace metal uptake and accumulation by marine invertebrates. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 61*(2), 145-159.

Ward. N. I. (1995) Environmental Analytical Chemistry. In: Trace Elements (eds Fifield, F. W. And Haines, P. J.), Blackie Academic and Professional, U. K, P 320 328.

Well, H. (2015). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).

West, K.-m. (2006). Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

WHO, G. (2011). Guidelines for drinking-water quality. *World Health Organization, 216*, 303-304.

Zhang, W., & Cheng, C. Y. (2007). Manganese metallurgy review. Part I: Leaching of ores/secondary materials and recovery of electrolytic/chemical manganese dioxide. *Hydrometallurgy, 89*(3), 137-159.

Zia, A. (2010). *Biosystematics of damselflies (Zygoptera: Odonata) of Pakistan.* Arid Agriculture University Rawalpindi–Pakistan.

Zia, A., Naeem, M., Rafi, M. A., Hassan, S. A. (2008). A List of Damselflies (Zygoptera: Odonata) Recorded from Azad Jammu and Kashmir, Pakistan. *Pak. J. Sci. Ind. Res, 51*(6), 329-332.

ÖZGEÇMİŞ



Adı, Soyadı : Tariq A.M.TYEB

Doğum yeri ve tarihi : Albaida-Libya, 1972

Medeni hali : Evli

Yabancı dil : İngilizce

E-mail : tariq.tyeb1972@gmail.com

Eğitim

Lisans : Kimya / Fen Fakültesi / Omar Al-Muhtar Üniversitesi-Libya.

Yüksek Lisans : Bilim ve Çevre Mühendisliği / Libya Bingazi Akademisi – Libya.

İş deneyimi

İşYeri : Kimya Bölümü / Fen Fakültesi /Omar Al-Muhtar Üniversitesi-Libya. (2012-devam ediyor).

Eserler

Makaleler

Savaş CANBULAT, Ayhan GÜLER, Tariq A. M. TYEB, (2017), Lacewing Diversity and Abundance in Eskişehir Province, Northwest Turkey, *Advances in Ecological and Environmental Research,* 2(12): 511-524.

Savaş CANBULAT, Ayhan GÜLER, Tariq A. M. TYEB, (2017), Vertical Distribution of Neuroptera (Insecta, Neuroptera) In Middle Black Sea Region (Çorum, Tokat, Amasya Provinces), *Advances in Ecological and Environmental Research,* 2(12): 525-533.

Sempozyum Bildiriler

Hakan ŞEVİK, Tariq A. M. TYEB, Savaş CANBULAT, (2017), Forest Composition of Libya, *International Ecology 2017 Symposium, Kayseri, Turkey*, sayfa 593, Poster Presentation (Özet).

Tariq A. M. TYEB, Aydın TÜRKYILMAZ, Savaş CANBULAT, Kaan IŞINKARALAR, (2017), Heavy Metal Contamination in Libya, *International Ecology 2017 Symposium, Kayseri, Turkey,* sayfa 612, Poster Presentation (Özet).

Savaş CANBULAT, Tariq A. M. TYEB, Burçin ÇINGAY, Fatih YEŞİLYURT, Faik A. KARAVELİOĞULLARI, (2017), Biodiversity and Conservation Data of Libyan, *International Ecology 2017 Symposium, Kayseri, Turkey,* sayfa 853, Poster Presentation (Özet).

Tariq A. M. TYEB, Savaş CANBULAT, (2018), Study to Assess the Quality of the Coastal Waters of Some of the Beaches of Al-Jabal Al- Akhdar (Libya), *International Ecology 2018 Symposium, Kastamonu, Turkey,* sayfa 67, Oral Presentation (Özet).

Tariq A. M. TYEB, Savaş CANBULAT, (2018), Heavy metals in the coastal sediment of some the beaches of Al-Jabal Al-Akhdar (Libya), *International Ecology 2018 Symposium, Kastamonu, Turkey,* sayfa 686, Poster Presentation (Özet).