

T.C.
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



ELAZIĞ İLİNDE FARKLI TİPTEKİ ATIKSULARIN DEŞARJ EDİLDİĞİ
ALICI ORTAMLARDA SU, SEDİMENT VE SUCUL BİTKİLERDE
AĞIR METAL DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ

Merve ŞAŞMAZ KIŞLIOĞLU

Doktora Tezi

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

MAYIS-2021

T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Doktora Tezi

**ELAZIĞ İLİNDE FARKLI TİPTEKİ ATIKSULARIN DEŞARJ
EDİLDİĞİ ALICI ORTAMLARDA SU, SEDİMENT VE SUCUL
BİTKİLERDE AĞIR METAL DÜZEYLERİNİN BELİRLENMESİ**

Tez Yazarı
Merve ŞAŞMAZ KIŞLIOĞLU

Danışman
Prof. Dr. Gülşad USLU ŞENEL

MAYIS, 2021
ELAZIĞ

T.C.
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Doktora Tezi

Başlığı: Elazığ İlinde Farklı Tipteki Atıksuların Deşarj Edildiği Alıcı Ortamlarda
Su, Sediment ve Sucul Bitkilerde Ağır Metal Düzeylerinin Belirlenmesi

Yazarı: Merve ŞAŞMAZ KIŞLIOĞLU

İlk Teslim Tarihi: 15.3.2021

Savunma Tarihi: 30.4.2021

TEZ ONAYI

Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına göre hazırlanan bu tez aşağıda imzaları bulunan jüri üyeleri tarafından değerlendirilmiş ve akademik dinleyicilere açık yapılan savunma sonucunda OYBİRLİĞİ ile kabul edilmiştir.

İmza

Danışman: Prof. Dr. Gülşad USLU ŞENEL Onayladım
Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi

Başkan: Doç. Dr. Murat TOPAL Onayladım
Munzur Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi

Üye: Dr. Öğr. Üyesi Erdal ÖBEK Onayladım
Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi

Üye: Doç. Dr. Özlem TEPE Onayladım
Fırat Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi

Üye: Dr. Öğr. Üyesi Şule TATAR YOLCULAR Onayladım
Munzur Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi

Bu tez, Enstitü Yönetim Kurulunun/...../20..... tarihli toplantısında tescillenmiştir.

İmza

Doç. Dr. Kürşat Esat ALYAMAÇ
Enstitü Müdürü

BEYAN

Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım “Elazığ İlinde Farklı Tipteki Atıksuların Deşarj Edildiğı Alıcı Ortamlarda Su, Sediment ve Sucul Bitkilerde Ağır Metal Düzeylerinin Belirlenmesi ” başlıklı doktora tezimin içindeki bütün bilgilerin doğru olduğunu, bilgilerin üretilmesi ve sunulmasında bilimsel etik kurallarına uygun davrandığımı, kullandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi, maddi ve manevi desteğı olan tüm kurum/kuruluş ve kişileri belirttiğimi, burada sunduğum veri ve bilgileri unvan almak amacıyla daha önce hiçbir şekilde kullanmadığımı beyan ederim.

21.5.2021

Merve ŞAŞMAZ KIŞLIOĞLU



ÖNSÖZ

Bu çalışma, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü Çevre Teknolojileri Anabilim Dalı için Doktora Tezi olarak hazırlanmıştır.

Doktora çalışmam boyunca öneri ve yorumları ile çalışmalarımı yönlendiren, her konuda desteğini esirgemeyen Danışman Hocam Sayın Prof.Dr. Gülşad USLU ŞENEL' e çok teşekkür ederim.

Çalışmalarım sırasında beni her konuda destekleyen Sayın Hocalarım Sayın Dr. Öğr. Üyesi Erdal ÖBEK ve Sayın Doç.Dr. Murat TOPAL'a çok teşekkür ederim. Ayrıca, arazi ve laboratuvar çalışmalarına katılan, çalışılmış bitkilerin tanımlamasını yapan, Sayın Prof.Dr. Şemsettin CİVELEK ve Sayın Prof.Dr. Ahmet Harun EVREN'e de çok teşekkür ederim.

Son olarak, bugüne kadar desteğini ve sevgisini her zaman koşulsuz hissettiren, hayatım boyunca başardığım herşeyin sebebi olan, beni akademik hayata teşvik ederek bu yolda ilerlemem için motivasyonumu sürekli yüksek tutan kıymetli aileme ve sevgili eşime, bu süreçte göstermiş oldukları sonsuz sabır için teşekkür ediyorum.

Merve ŞAŞMAZ KIŞLIOĞLU

ELAZIĞ, 2021

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	iv
İÇİNDEKİLER	v
ÖZET	vii
ABSTRACT	ix
ŞEKİLLER LİSTESİ	xi
TABLolar LİSTESİ	xiii
SİMGELER	xvi
KISALTMALAR	xviii
1. GİRİŞ.....	1
2. AĞIR METAL KİRLİLİĞİ.....	5
2.1. Ağır Metallerin Kaynakları	5
2.1.1. Endüstriyel tesisler	5
2.1.2. Tarımsal alanlar	6
2.1.3. Maden İşletmeleri	6
2.1.4. Yakma tesisleri	7
2.2. Bazı Ağır Metallerin Özellikleri ve Bitkiler Üzerine Etkileri	7
2.3. Ağır Metal Gideriminde Kullanılan Yöntemler	9
2.4. Fitoremediasyon.....	10
2.4.1. Metal Kirleticilerin Gideriminde Kullanılan Fitoremediasyon Yöntemleri	12
2.4.2. Fitoremediasyon Bitkileri	15
2.4.3. Sucul Bitkiler (Makrofit)	16
2.4.4. Fitoremediasyonun Avantaj ve Dezavantajları	17
2.5. Su Bitkileri ile Arıtım Sistemleri	18
3. LİTERATÜR ÖZETİ.....	20
4. MATERYAL VE METOD.....	27
4.1. Çalışma Alanı.....	27
4.1.1. Keban Pb-Zn Madeni	27
4.1.2. Atıksu Arıtma Tesisi.....	31
4.1.3. Maden Cu İşletmesi	33
4.2. Bitki örneklerinin toplanması ve teşhisi	35
4.3. Bitki, Su ve Sediment Örneklerinin Analize Hazırlanması	36
4.3.1. Bitki Örnekleri.....	36

4.3.2. Su Örnekleri	37
4.3.3. Sediment Örnekleri.....	37
4.4. Verilerin Değerlendirilmesi	37
4.4.1. Kök için Biyokonsantrasyon Faktörü (BKF-K)	38
4.4.2. Gövde için biyokonsantrasyon faktörü (BKF-G)	38
4.4.3. Translokasyon Faktörü (TLF)	38
4.4.4. Sedimentte organik madde ve tane boyu içeriğinin hesaplanması	39
4.5. İstatistiksel Analiz.....	39
5. BULGULAR VE TARTIŞMA	40
5.1. Su Kalitesi Analiz Sonuçlarının Değerlendirilmesi	40
5.2. Sediment Örnekleri	45
5.3. Bitki Örnekleri	48
5.3.1. Stronsiyum (Sr)	48
5.3.2. Bor (B).....	53
5.3.3. Çinko (Zn)	58
5.3.3. Kurşun (Pb)	62
5.3.5. Bakır (Cu).....	66
5.3.6. Gümüş (Ag)	71
5.3.7. Nikel (Ni)	76
5.3.8. Kobalt (Co).....	80
5.3.9. Mangan (Mn).....	84
5.3.10. Arsenik (As)	88
5.3.11. Altın (Au)	93
5.3.12. Uranyum (U)	98
5.3.13. Toryum (Th)	102
5.3.14. Molibden (Mo)	106
5.3.15. Selenyum (Se)	110
5.3.16. Rubidyum (Rb).....	114
5.3.17. Krom (Cr)	118
5.3.18. Baryum (Ba).....	122
5.3.19. Talyum (Tl)	126
6. SONUÇLAR.....	133
KAYNAKLAR	138
EKLER LİSTESİ	146
ÖZGEÇMİŞ	

ÖZET

Elazığ İlinde Farklı Tipteki Atıksuların Deşarj Edildiği Alıcı Ortamlarda Su, Sediment ve Sucul Bitkilerde Ağır Metal Düzeylerinin Belirlenmesi

Merve ŞAŞMAZ KIŞLIOĞLU

Doktora Tezi

FIRAT ÜNİVERSİTESİ
Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Mayıs 2021, Sayfa: xviii+147

Bu çalışmada Elazığ Kentsel atıksu arıtma tesisi, Keban Pb-Zn ve Maden Bakır işletme sularının deşarj edildiği alıcı ortamlarında yetişen baskın makrofit türlerin belirlenmesi ile su, sediment ve bitki örneklerinde Ağır Metal Düzeyleri Belirlenmesi hedeflenmiştir. Bu amaçla Ağustos-Eylül 2019 ayları arasında alıcı ortamlarda yer alan baskın sucul bitkiler ile su ve sediment örnekleri toplanmıştır.

Alıcı ortamlarda teşhisi yapılan 9 farklı sucul bitki (EC-*Eupatorium cannabinum*, JG-*Juncus*, PG-*Pragmites*, TM-*Tamarix tetrandra*, XM- *Xanthium strumarium*, SX- *Salix*, BL- *Bolboscholnus aschersus*, LY- *Lythnium salicaria* ve TP-*Typha latifolia*) ile su ve sediment örnekleri ağır metal (Ag, Al, As, Au, B, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sb, Se, Sr, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Zn) analizleri için toplandı.

Su örneklerinin anyon ve katyon analizleri ile farklı fiziko-kimyasal parametreler Elazığ DSİ kimya laboratuvarı'nda, iz element analizleri ise ACME (Kanada) Analiz Laboratuvarı'nda ölçülmüştür.

Bölgelerden alınan sediment örnekleri ise öncelikle elendikten sonra kurutulup, öğütülmüş ve çeşitli elementlerin analizleri için ACME Analiz Laboratuvarı'nda ICP-MS'de analiz edilmiştir.

Bitki gövde ve kökleri öncelikle musluk suyunda yıkayıp, 60°C'de kurutulduktan sonra, 300°C'de 24 saat süre ile külleştirilmiştir. Kül örnekleri bir saat süre ile HNO₃, HCl, H₂O içinde karıştırılarak, sindirilmiş ve ardından da yukarıdaki elementler için ICP-MS'de analiz edilmiştir. Daha sonra bu değerler, kuru ağırlık olarak hesaplanmıştır.

Analiz sonuçlarına göre, Keban yöresindeki Pb-Zn yataklarının bulunduğu alanlardan çıkan galeri su örnekleri SO₄, F, Ca, Fe, Mn, S, Cd, Pb, Sr, U ve Zn açısından, Maden Bakır Yatağı kaynaklı su örnekleri Mg, As, Co, Cu ve Ni açısından ve evsel nitelikli atık suların ise Cl, K, Na, P, Al, B, Ba ve Br açısından zengin olduğu görülmüştür. Ayrıca sucul bitkilerinin sediment, kök ve gövdesindeki metal konsantrasyonları ölçülerek, kök (BKF-K) ve gövde (BKF-G) için zenginleşme katsayıları ile kökten gövdeye olan translokasyon faktörü (TLF) hesaplanmıştır. Bu hesaplamalara dayanarak, her bir metalin akümülatör bitkileri belirlenmiştir. Bu değerlere göre; Stronsiyum-kök için BL ve LY, gövde için PG, XM, BL, LY, TP; Bor-kök için EC, TM, XM, SX, LY, TP, gövde için EC, JG, PG, TM, XM, SX, BL, LY, TP; Çinko-gövde için TP; Bakır- kök için SX, BL, LY, TP, gövde için SX, BL, LY, TP; Mangan- gövde için TP; Altın- kök için TP; Uranyum- kök için LY; Molibden- kök için PG, SX, BL, TP, gövde için PG, XM, SX, LY, TP; Selenyum- kök için PG, XM, SX, BL, LY, TP, gövde için PG, XM, SX, LY, TP; Rubidyum- kök için EC, JG, PG, TM, XM, SX, BL, LY, gövde için EC, JG, TM, XM, BL, LY; Krom-kök için JG, BL; Talyum- kök için EC, JG, XM, SX, BL, LY, TP gövde için XM ve TP akümülatör bitkiler olarak belirlenmiştir.

Bu sonuçlar, çalışma alanında tanımlanan sucul bitkilerinin farklı metallerle kirlenmiş su ve sedimentlerin temizlenmesi ve rehabilitasyonu için kullanılabileceğini göstermiştir.

Anahtar Kelimeler: Biyoakümüilyasyon, Sucul bitki, Ağır metaller, Atık su, Kirlilik, Maden sahası



ABSTRACT

Determination of Heavy Metal Levels in Water, Sediment and Aquatic Plants in Recipient Environments where Different Types of Wastewater are Discharged in the Elazig Region

Merve ŞAŞMAZ KIŞLIOĞLU

PhD Thesis

FIRAT UNIVERSITY
Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering
May 2021, Page: xviii+147

In this study, it is aimed to determine the dominant macrophyte species growing in the discharge areas of Elazig Urban Wastewater Treatment Plant, Keban Pb-Zn and Maden Copper Mine Galleries and to determine heavy metal concentrations in water, sediment and plant samples. For this purpose, samples from dominant aquatic plants, water and soil were collected between August and September 2019.

Samples form 9 different wetland plants (EC-*Eupatorium cannabinum*, JG-*Juncus*, PG-*Phragmites*, TM-*Tamarix tetrandra*, XM- *Xanthium strumarium*, SX- *Salix*, BL- *Bolboscholnus ascbersus*, LY- *Lythnium salicaria* and TP-*Typha latifolia*), water and sediment were collected and analysed for heavy metal concentrations (Ag, Al, As, Au, B, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sb, Se, Sr, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Zn).

Anion, cation and physico-chemical parameters analyzes were conducted to the water samples in Elazig DSI chemistry laboratory, and trace element analyzes were conducted in ACME Laboratory (Canada).

Soil samples taken from the regions were firstly sifted, dried, grinded, and analysed for the various trace elements with ICP-MS equipment in the ACME Analysis Laboratory.

Plant stem and roots were first washed with tap water, then dried at 60 °C, and later ashed at 300 °C for 24 hours. The ash samples were digested with mixture of HNO₃, HCl, H₂O for one hour and then analyses were conducted for the elements with ICP-MS.

Thereby, trace element concentrations are determined for the ash and also transformed to the dry weight. Results indicates that, gallery water samples taken from the Keban Pb-Zn areas are rich in SO₄, F, Ca, Fe, Mn, S, Cd, Pb, Sr, U and Zn. Additionally, water samples taken from the Maden Copper Deposit are rich in Mg, As, Co, Cu and Ni and samples taken from domestic waste water discharge areas are rich in Cl, K, Na, P, Al, B, Ba and Br. In addition, by measuring the metal concentrations in the soil, roots and stems of wetland plants, the enrichment coefficients for root (BKF-K) and stem (BKF-G) and the translocation factor (TLF) from root to stem were calculated. Based on these calculations, the accumulator plants of each metal were determined. According to these values; for the strontium-root BL and LY; for the strontium-stem PG, XM, BL, LY, TP; for the boron-root EC, TM, XM, SX, LY, TP; for the boron-stem EC, JG, PG, TM, XM, SX, BL, LY, TP; for the zinc-stem TP; for the copper-root SX, BL, LY, TP; for the copper-stem SX, BL, LY, TP; for the manganese-stem TP; for the gold-root TP; for the uranium-root LY; for the molybdenum-root PG, SX, BL, TP; for the molybdenum-stem PG, XM, SX, LY, TP; for the selenium-root PG, XM, SX, BL, LY, TP; for the selenium-stem PG, XM, SX, LY, TP; for the rubidium-root EC, JG, PG, TM, XM, SX, BL, LY;

for the rubidium-stem, EC, JG, TM, XM, BL, LY; for the chromium-root JG, BL; for the thallium-root EC, JG, XM, SX, BL, LY, TP; for the thallium-stem, XM and TP were identified as accumulator plants.

These results indicated that the wetland plants analysed in the study area can be used for treatment and rehabilitation of water and soils contaminated with different metals.

Keywords Bioaccumulation, Aquatic plant, Heavy metals, Waste Water, Pollution, Mining area



ŞEKİLLER LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1.	Metallerin bitki kök bölgesinde izledikleri biyojeokimyasal yollar ve süreçleri	9
Şekil 2.2.	Fitoremediasyonun genel görünümü.....	11
Şekil 2.3.	Kirletici çeşidine göre fitoremediasyon tipleri.....	12
Şekil 4.1.	Çalışma alanı lokasyon haritası.....	28
Şekil 4.2.	Keban bölgesi jeoloji haritası.....	29
Şekil 4.3.	Keban Pb-Zn galeri suyu çıkış alanında yetişen sucul bitkilerin görüntüleri	30
Şekil 4.4.	Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi lokasyon haritası	31
Şekil 4.5.	Kehli Deresi'nden görüntüler.....	32
Şekil 4.6.	Çalışma alanı ve lokasyon haritaları	33
Şekil 4.7.	Maden Cu yatağı çevresinden görüntüler.	34
Şekil 5.1.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdelerindeki Sr konsantrasyonları	52
Şekil 5.2.	Sucul bitkilerin Sr için BKF-K, BKF-G ve TLF akümüasyon oranları	53
Şekil 5.3.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki B konsantrasyonları.....	57
Şekil 5.4.	Sucul bitkilerde bor için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	58
Şekil 5.5.	Sediment, bitki kök ve gövdesindeki Zn konsantrasyonları.....	61
Şekil 5.6.	Sucul bitkilerde Zn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	62
Şekil 5.7.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Pb konsantrasyonları	65
Şekil 5.8.	Sucul bitkilerdeki Pb için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	66
Şekil 5.9.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Cu konsantrasyonları.....	70
Şekil 5.10.	Sucul bitkilerdeki bakır için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	71
Şekil 5.11.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ag konsantrasyonları	75
Şekil 5.12.	Sucul bitkilerdeki gümüş için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	76
Şekil 5.13.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ni konsantrasyonları	79
Şekil 5.14.	Sucul bitkilerdeki Ni için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	80
Şekil 5.15.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki kobalt konsantrasyonları	83
Şekil 5.16.	Sucul bitkilerin Co için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	84
Şekil 5.17.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki mangan konsantrasyonları.....	87
Şekil 5.18.	Sucul bitkilerde mangan için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	88
Şekil 5.19.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki arsenik konsantrasyonları.....	92
Şekil 5.20.	Sucul bitkilerdeki arsenik için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	93
Şekil 5.21.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki altın konsantrasyonları	97
Şekil 5.22.	Sucul bitkilerde altın için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	98
Şekil 5.23.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki uranyum konsantrasyonları	101
Şekil 5.24.	Sucul bitkilerdeki uranyum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	102
Şekil 5.25.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki toryum konsantrasyonları	105

Şekil 5.26.	Sucul bitkilerdeki toryum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	106
Şekil 5.27.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki molibden konsantrasyonları	109
Şekil 5.28.	Sucu bitkilerdeki molibden için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	110
Şekil 5.29.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki selenyum konsantrasyonları	113
Şekil 5.30.	Sucul bitkilerdeki selenyum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	114
Şekil 5.31.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki rubidyum konsantrasyonları.	117
Şekil 5.32.	Sucul bitkilerdeki Rb için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	118
Şekil 5.33.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki krom konsantrasyonları.	121
Şekil 5.34.	Sucul bitkilerdeki krom için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	122
Şekil 5.35.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki baryum konsantrasyonları.	125
Şekil 5.36.	Sucul bitkilerdeki baryum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.	126
Şekil 5.37.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki talyum konsantrasyonları.	129
Şekil 5.38.	Sucul bitkilerdeki talyum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.	130

TABLÖLER LİSTESİ

Sayfa

Tablo 2.1.	Klasik ağır metal gideriminde kullanılan yöntemleri ile bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları (İleri, 2000; Hamutoğlu vd., 2012)	10
Tablo 2.2.	Çeşitli ortamlar için kullanılan fitoremediasyon teknolojileri ve bu amaçla kullanabilen uygun bitki türleri (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).....	11
Tablo 2.3.	Fitoremediasyon tekniğinin avantajları ve dezavantajları ((EPA 1995; Aybar vd., 2015).....	18
Tablo 4.1.	Çalışma alanındaki örnek lokasyonlarına ait koordinatlar	27
Tablo 4.2.	Keban, Atıksu arıtma tesisi ve Maden çevresinden toplanan bitkiler ve örnek numaraları	36
Tablo 4.3.	Su örneklerine ait su kalitesi parametrelerinin analitik yöntemi ve birimi.....	38
Tablo 5.1.	Keban Pb-Zn galeri suyu, Maden Cu yatağı çıkış suları ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının fiziko-kimyasal ve anyon analiz sonuçları ve Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY)'ne göre Su Kalite Sınıfları	42
Tablo 5.2.	Keban Pb-Zn galeri suyu, Maden Cu yatağı çıkış suları ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının iz element sonuçları ve Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY, 2004;2008)'ne göre Su Kalite Sınıfları	45
Tablo 5.3.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Sr konsantrasyonları ile BCF-K, BKF-G ve TLF değerleri.	51
Tablo 5.4.	Sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki B konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF oranları	56
Tablo 5.5.	Sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki Zn konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	60
Tablo 5.6.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Pb konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	64
Tablo 5.7.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Cu konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	68
Tablo 5.8.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ag konsantrasyonları (µg/kg) ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	73
Tablo 5.9.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ni, BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	78
Tablo 5.10.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Co konsantrasyonları ve bunların BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	82
Tablo 5.11.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Mn konsantrasyonları ve BKF-K ve BKF-G ve TLF değerleri	86
Tablo 5.12.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki arsemik konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	90
Tablo 5.13.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Au ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	95
Tablo 5.14.	Sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki U konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	100
Tablo 5.15.	Sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki toryum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	104

Tablo 5.16.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Mo konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	108
Tablo 5.17.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki selenyum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	112
Tablo 5.18.	Çalışma alanında yetişen 9 sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki rubidyum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	116
Tablo 5.19.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki krom konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri	120
Tablo 5.20.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki baryum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	124
Tablo 5.21.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki talyum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.....	128
Tablo 6.1.	Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama metal konsantrasyonları ile her bir metal için belirlenmiş akümülatör bitkiler.	136

EKLER LİSTESİ

Sayfa

EK-1.	Sediment örneklerinin ICP-MS'deki iz element analiz sonuçları (Fe, Ca, Mg, Na ve K %; Au ve Ag µg/kg; diğerleri mg/kg).	146
EK-2.	Sediment örneklerindeki elementler arası korelasyon tablosu.	147

SİMGELER

ACME	: Analiz Laboratuvarı (Kanada)
Ag	: Gümüş
Al	: Alüminyum
As	: Arsenik
Au	: Altın
B	: Bor
Ba	: Baryum
Bi	: Bizmut
BL	: <i>Bolboscholnus ascbersus</i>
Ca	: Kalsiyum
Cd	: Kadminyum
Cl	: Klor
Co	: Kobalt
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
Eİ	: Elektriksel İletkenlik
EC	: <i>Eupatorium cannabinum (koyun pıtrağı)</i>
F	: Flor
Fe	: Demir
Ga	: Galyum
Hg	: Cıva
K	: Potasyum
Kg	: Kilogram
L	:Litre
La	: Lantan
LY	: <i>Lythnium salicaria</i>
JG	: <i>Juncus</i>
mg	: Miligram
Mg	: Magnezyum
mm	: Milimetre
Mn	: Mangan
mt	: Metre
Mo	: Molibden
N	:Azot
Na	: Sodyum
Ni	: Nikel
NTU	: Nefolemetrik Bulanıklık Birimi
P	: Fosfor
Pb	: Kurşun
PG	: <i>Phragmites australis (kamuş)</i>
S	: Kükürt
Sc	: Skandiyum
Sb	: Antimon
Se	: Selenyum

Sr	: Stronsiyum
Te	: Tellür
Th	: Toryum
Ti	: Titanyum
Tl	: Talyum
U	: Uranyum
V	: Vanadyum
W	: Tungusten
Zn :	Çinko
µg	: Mikrogram
TM	: <i>Tamarix tetrandra</i> (gezik)
TP	: <i>Typha latifolia</i>



KISALTMALAR

ÇO	: Çözünmüş Oksijen
BKF-K	: Kök için zenginleştirme katsayısı
BKF-G	: Gövde için zenginleştirme katsayısı
KOI	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
SPSS	: İstatistik Programı
TF	: Transfer Faktörü
TLF	: Translokasyon Faktörü
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TN	: Toplam Azot
YSKY	: Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği



1. GİRİŞ

Yeryüzünün % 70'i suyla kaplı olmasına rağmen bunun sadece % 3'ü tatlı sulardan ibarettir. Bu suyun temin edildiği doğal kaynaklar (nehirler, göller, bataklıklar, yer altı suları) içme suyu, tarım, sanayi ve enerji üretimi dahil olmak üzere çeşitli amaçlarla kullanıldıktan sonra farklı tipte ve değerde üretilen arıtılmamış veya uygun şekilde işlenmemiş atık su deşarjlarıyla sürekli kirletilmektedir (Davies ve Day 1998; Dallas ve Day, 2004; Islam ve Huda, 2016). Bu kirleticilerden bazıları patojen mikroorganizmalar, fosfor ve azot bileşikleri, hidrokarbonlar, ağır metaller, endokrin bozucular ve organik maddelerdir. Kolera, tifo ateşi, ishal ve diğerleri gibi suyla ilgili enfeksiyonların çoğu, sudaki patojen mikroorganizmaların varlığından kaynaklanmaktadır. Bakteri, virüs ve protozoanın neden olduğu hastalıklar, arıtılmamış sularla ilişkili en yaygın sağlık tehlikeleridir. Atıksulardaki mikrobiyal kirletici maddelerin ana kaynakları insan ve hayvan atıklarıdır. Bu kirleticilere ek olarak, biyobozunur özellikte olmayan ağır metallerin doğal ortamda kalıcılığı, besin zinciri yoluyla canlı organizmalarda birikme eğilimi (biyobirikim/biyoakümülyasyon) ve biyoakümülyasyon yoluyla toksisitesi küresel bir endişe kaynağıdır (Lim vd., 2010; Akpor vd., 2014).

Biyoakümülyasyon, kimyasalların canlı organizmaları etkileyebileceği önemli bir süreçtir. Çinko, bakır ve demir gibi bazı ağır metaller, çeşitli biyokimyasal süreçlerdeki rolleri nedeniyle su ortamında gerekli olarak tanımlansa da, besin zincirlerine yüksek konsantrasyonlarda dâhil olması, sucul ekosistemlerin biyolojik çeşitliliğini doğrudan etkilediği gibi insan yaşamının temel bütünlüğünü de bozmaktadır (Samir ve İbrahim, 2008; Dhokpande ve Kaware, 2013).

Ağır metaller insanlarda; nörolojik bozukluklar, kanser, hormonal dengesizlik, kardiyovasküler ve solunum bozuklukları gibi çeşitli hastalıklara yol açmaktadır (Depledge vd., 1994). Bu nedenle, ağır metallerle kontamine olmuş atık suların su kaynaklarına deşarj edilmeden önce arıtılması ve bu tehlikeli maddelerin giderilmesi çevre sağlığı açısından önemlidir (Suresh Kumar vd., 2015).

Ağır metallerin sulu çözeltiden uzaklaştırılması için, adsorpsiyon, ters ozmoz, iyon değişimi (reçineler vb. kullanılarak), kimyasal oksidasyon veya indirgeme ve membran filtrasyonu gibi çeşitli kimyasal ve fiziksel yöntemler kullanılmaktadır (Volesky, 1987; Wang ve Chen, 2006).

Bu metotlar genellikle önemli derecede dış enerji gereksinimi duyan karmaşık sistemler olup sudaki değerli besinlerin yeniden kullanımına da izin vermemektedir (Gijzen, 2002). Ayrıca bu metotlar farklı metaller için farklı verimlilikler sunmakla birlikte; sudaki düşük konsantrasyonlar ve yüksek hacimli sular söz konusu olduğunda çok pahalıya mal olabilmektedirler (Miretzky vd., 2004; Hou vd., 2007). Bu nedenle, ağır metalleri kirli sulardan uzaklaştırmak için güvenli, daha ucuz ve daha verimli yöntemlere duyulan ihtiyaç, alternatif yöntemlere yönelik araştırmalara dikkat çekmiştir (Gunasundari vd., 2013). Son yıllarda bu klasik metotlara alternatif; bitkisel arıtım

sistemi olarak adlandırılan fitoremediasyon teknikleri kullanılmaya başlanmıştır (Gijzen, 2002; Malik, 2004).

Bitkilerin araç olarak kullanıldığı fitoremediasyon tekniği, yani bitkisel iyileştirme yöntemi, diğer yöntemlere kıyasla evsel ve endüstriyel atıksu deşarjlarından kaynaklanan ağır metaller ile diğer su kirleticilerinin gideriminde etkili ve verimli, yatırım ve işletme maliyeti düşük, minimum insan gücü gerektiren, enerji tüketimi çok az olan, çevreyle barışık bir yöntem olarak kullanılmaktadır (Srivastav vd., 1994; Bailey vd., 1999; Axtell vd., 2003; Malik, 2004; Matagi vd., 1998).

Bu yöntemde kullanılan akuatik makrofitler nehirler, akarsular ve göller gibi durgun sularda yaşayan tohumlu ve tohumuz bitkileri kapsamaktadır. Bu makrofitler yaşadıkları ortamın ekolojik özelliklerine göre 3 farklı ana gruba ayrılmışlardır. Bunlar;

- (i) kıyıda kök ve gövdesinin belirli bir kısmı su içerisinde yetişenler emers tipi makrofitler,
- (ii) kökleri sedimente bağlı yaprakları yüzücü makrofitler ve tüm morfolojik organları suda serbest yüzen makrofitler ve
- (iii) tamamen su altında yaşayan (bazı türlerde genaratif organlar su üstünde olabilir) submers tipi makrofitler olmak üzere gruplandırılmaktadırlar (Doğan, 2011).

Akuatik ekosistemler, genellikle araçlar olarak makrofitlerle birlikte son taşınan noktadır. Suda, kirletici konsantrasyonları genellikle tespit sınırlarının altındadır ve hem mekansal hem de zamansal olarak büyük ölçüde değişkenlik gösterir. Öte yandan, sedimanlardan elde edilen veriler, üstündeki su kolonundaki kirletici konsantrasyonlarını temsil etmeyebilir ve özellikle besin zincirinin daha yüksek seviyelerinde kirlenme kalıpları hakkında bilgi veremez. Sonuç olarak, bazı sucul organizmalar, kirliliğin değerlendirilmesinde, biyoindikatörler olarak giderek daha fazla kullanılmaktadır. Sucul bitkiler de bu amaç için en çok kullanılan organizmalar arasındadır.

Sulak alanlar, yüz binlerce yıllık jeolojik döngüler sonucu oluşan, hem karasal hem de sucul ekosistemler arasındaki geçiş özelliğine sahip eşsiz sistemlerdir (Van der Valk, 2006; Vymazal ve Kröpfelova 2008). Bu alanlar biyosfer içerisinde hidrolojik dengenin korunması, su kalitesinin artırılması, sellerin ve erozyonların engellenmesi gibi benzersiz rollere sahiptirler (Mitsch ve Gosselink 1993, Cronk ve Fennessy 2001). Geçici sulak alan kavramı ise çok daha yenidir. Geçici sulak alanlar; yılın farklı zamanlarında, farklı uzunluklarda ve farklı sıklıklarda kuruyan alanlardır. Bu alanlar, yarı karasal yarı sucul olan birçok organizmaya üreme ve gelişme alanı sağlamaktadır. Bu alanların varlığı, biyolojik çeşitliliğin devamlılığı için oldukça büyük önem taşımaktadır.

Birçok ağır metalin biyokonsantrasyonu ve akümülyasyonunu batık, yarı batık ve serbest yüzer sucul makrofitlerde biriktiği bilinmektedir. Suda yaşayan bitkiler adsorpsiyon ve/veya absorpsiyonla metalleri giderip bünyesinde bağlı bir formda saklar. Suda yaşayan bitkilerin kök

sistemleriyle giderdikleri metaller; metalin çeşidi ile bitki türüne bağlıdır (Samecka-Cymermann ve Kempers, 1996).

Farklı çalışmalar makrofitlerin ağır metal içeren atık sudan kendileri için gerekli olan ve olmayan metalleri bioakümüle ettiğini göstermiştir (Miretzky vd., 2004; Espinoza-Quinones vd., 2005). Dolayısıyla makrofitlerde ağır metal konsantrasyonları yetiştikleri suyun içindeki metal yükünü yansıtır. Bu nedenle makrofitler, sulardaki ağır metal kirliliğinin biyo-izlemesinde, kirleticilerin miktarının belirlenmesi işleminde kullanılabilir.

Ağır metallerin atık sulardan tam olarak giderilmesi için maliyeti düşük, minimum insan gücü gerektiren ve enerji tüketimi çok az olan alternatif teknolojilere ihtiyaç duyulduğundan (Srivastav vd., 1994; Kamal vd., 2004) sucul bitkilerin atık su arıtımında kullanılabileceğini belirtmiştir (Shutes, 2001).

Ağır metallerin bitkiler tarafından alınımı ve etkileri konusunda çok sayıda çalışma yapılmıştır. Fakat bütün bitki türleri değişen çevresel şartlar altında büyür. Bu nedenle doğal yetiştirme ortamından tamamen farklı ortamda yetişen bitkilerin (deşarj sularında) bünyesine almış olduğu çevresel kirleticilerden ağır metal miktarlarının belirlenmesi söz konusu bitkilerin ileri arıtımda kullanılabilesine imkan sağlayacaktır. Bu dadeşarj suyundaki ağır metallerin giderimi ile ilgili alınacak önlemlerin ve yapılacak planlamaların daha sağlıklı olmasını sağlayacaktır.

Çevre ve canlı sağlığının korunması esas alındığında, ağır metal kontrolünün gerekli olduğu ortaya çıkmaktadır. Ayrıca literatür taramamızda Elazığ İli'ndedeşarj su ortamında yetişen bitkilerin bulunduğu ortamda akümüle ettiği ağır metaller ile ilgili kapsamlı bir çalışma yapılmadığı ortaya çıkmıştır.

Bu araştırmanın amacı, Elazığ bölgesinde yer alan;

- Elazığ belediyesi atıksu arıtma tesisideşarj sularının Kehli Deresi aracılığı ile Keban Barajı Gölü'ne,

- Keban maden galerisinden çıkıp Fırat nehrine,

- Maden işletmesindendeşarj edilip Dicle nehrine verilen alandaki su, sediment ve baskın bitki türlerinde (kök, gövde veya yaprak) ağır metallerin birikimini incelemektir.

Su ekosistemindeki kirlilik seviyelerini değerlendirmek için ağır metalleri absorbe eden ve biriktiren bitkisel organizmaların kullanımı fizikokimyasal yöntemlere göre potansiyel bir biyoteknolojik alternatif yöntem olduğu için yaygın olarak kullanılmaktadır.

Çalışmanın temel amacı,deşarj ortamındaki su, sediment ve makrofitlerin durumunun değerlendirilmesi; makrofitlerde (kök ve gövde) seçilen metallerin biyoakümülesyonunun belirlenmesi ve metallerle kontamine olmuş makrofitler üzerinden çevre ve canlı sağlığı üzerindeki etkisini belirlemektir. Bu bağlamda;

1. Deşarj sularının verildiği ortamlardaki su, sediment ve bu ortamda yetişen bazı sucul makrofitlerin kök ve gövdelerindeki Ag, Al, As, Au, B, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, K, La,

Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sb, Se, Sr, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Zn konsantrasyonlarını tespit etmek.

2. Sucul makrofitlerin kök ve gövdelerindeki ağır metal akümülyasyonunu karşılaştırmak,

3. Her deşarj ortamındaki suların farklı fiziko-kimyasal parametrelerini incelemek (pH, EC, Çözülmüş Oksijen, KOİ, Amonyum Azotu, TKN, Toplam Azot, Toplam Fosfor, Florür) ve ağır metal kirliliği seviyelerini belirlemek.

4. Bitkilerin ağır metal akümülyasyonunda deşarj suyu özelliklerinin etkili olup olmadığını tespit etmek.

5. Su ve sedimentteki ağır metal konsantrasyonu ile pH, sıcaklık gibi tüm parametreleri karşılaştırarak aralarındaki korelasyon ilişkilerini ortaya koymak.

6- Ağır metal biriktirme özellikleri bakımından bitkileri karşılaştırmak ve uygun biyolojik izleyiciler tespit etmek.

7. Çalışma sonucunda elde edilen verilerden sularımızdaki ağır metal kirliliğini gösterme açısından uygun biyomonitör bitkiler belirlemek ve bu bitkilerin kirli suların arıtılmasında kullanılmasını önermektir.

Bölgede, ağır metallerin su, sediment ve bitkilerle olan ilişkisi konusunda literatürde sınırlı sayıda çalışma yapılmış olmasına rağmen, Elazığ çevresindeki deşarj sularının verildiği ortamlarda yetişen sucul bitkilerinde ağır metal birikimi ile ilgili kapsamlı herhangi bir çalışmaya rastlanılmamıştır.

2. AĞIR METAL KİRLİLİĞİ

Ağır metal terimi; atom ağırlıkları yüksek olan (çoğunlukla atom numarası 20'den büyük) ve periyodik sistemin geçiş elementleri grubundaki metalleri ifade etmektedir (Alvarez, 1984). Gerçekte ağır metal tanımı fiziksel özellik açısından yoğunluğu 5 g/cm^3 ' ten daha yüksek olan metaller için kullanılmaktadır (Ali ve Khan, 2018). Kimyasal olarak; elektron verip, (+) değerlikli iyon olabilen, asitlerde bulunan H iyonlarıyla yer değiştirebilen, ametallerle bileşik oluşturabilen fakat kendi aralarında oluşturamayan, oksitleri bazik olan, fiziksel olarak ise; civa hariç normal şartlarda katı olan, ısı ve elektriği iyi ileten, levha ve tel haline gelebilen ve metalik bir renk ve parlaklığa sahip olan bütün maddeler ağır metal olarak tanımlanmaktadır (Rainbow, 1995). Ağır metaller yer kabuğunda doğal olarak bulunan bileşiklerdir, bozulmaz ve yok edilemezler. Vücudumuza başlıca içme suları, hava yolu ve gıdalar ile dahil olmaktadır. İz elementler gibi bazı ağır metaller (örneğin bakır, selenyum, çinko) insan vücudunun metabolizmasını sürdürmek için gereklidirler. Bununla birlikte yüksek konsantrasyonlarda toksik olabilirler ve zehirlenmelere yol açabilirler. Ağır metaller biyobirikime yol açtığından oldukça tehlikeli maddelerdir (Hamutoğlu vd., 2012).

2.1. Ağır Metallerin Kaynakları

Metaller, yer kabuğunda değişik konsantrasyonlarda bulunurlar. Biyosferde geniş bir yayılım göstermelerinden dolayı, zararlı formdaki konsantrasyonları zaman içerisinde önemli boyutlara ulaşmaktadır (Kamalı, 1999). Son yıllarda insan nüfusundaki hızlı artış ile birlikte, enerji ve besin yetersizliği, düzensiz kentleşme, insanların aşırı tüketim isteği ve baş döndürücü bir hızla gelişen teknolojik ilerlemeler, çevre kirliliğindeki sorunun önemini iyice hissettirir hale getirmiştir (Sağlam ve Cihangir, 1995). Çevre kirliliği bitkilerde strese yol açmakta ve stres ise bitkilerin fizyolojisini etkilemek suretiyle, onları genetik potansiyellerinden alıkoyarak verimliliklerini kısıtlayabilmekte ve ölümlerine yol açabilmektedir (Foy vd. 1978). Günümüzde doğada metal kirlenmesine neden olan başlıca kaynakları sıralayacak olursak; endüstriyel tesisler, tarımsal alanlar, maden işletmeleri ve yakma tesisleridir (Allan, 1997).

2.1.1. Endüstriyel tesisler

Metaller çevremizde doğal olarak bulunmaktadır. Sucul ekosistemlerde bulunan metaller doğal ve antropojenik etkiler nedeniyle suya karışmaktadır (Novotny, 1995). Birçok ağır metal, sanayide kullanılmakla birlikte, atık olarak doğaya terk edilmektedir (Hu, 2000). Atık sularında civa, çinko, kobalt, bakır, demir, kurşun, krom, arsenik ve gümüş gibi ağır metal içeren, çevre kirliliğini arttıran ve ekolojik dengenin bozulmasına neden olan kuruluşların başında endüstriyel

tesisler gelmektedir (Sağlam ve Cihangir, 1995). Etkili bir arıtım yapılmaması durumunda canlı sisteme giren ağır metaller, besin zinciri ile bir organizmadan diğerine taşınarak canlı sistemlerde yüksek konsantrasyonlara ulaşmakta ve zararlarını yıllarca sürdürebilmektedir (Yücel vd., 2008; Çavuşoğlu vd., 2009). Ağır metal kirliliği bu tip topraklar üzerinde yaşayan bitkiler için büyük bir tehlike arz etmektedir. Bu yüzden, ağır metal kirliliği görülen topraklar üzerinde farklı ıslah işlemleri uygulayarak verimliliğin artırılmasına yönelik yoğun çalışmalar yapılmaktadır (Gieger vd., 1993).

2.1.2. Tarımsal alanlar

Tarımsal alanlarda kullanılan kimyasallar; gübreler ve pestisitler olmak üzere iki temel gruptan oluşmaktadır. Kullanılan tarımsal kimyasalların (pestisitlerin) etkin maddelerinde çeşitli metallerin ve klorun yer alması, tarımsal alanların çevrelerinde yer alan su kaynaklarında metal düzeylerinin ve iletkenliğin artmasına sebep olmaktadır. Bunun yanı sıra kullanılan gübrelerdeki safsızlıklar ve kompost gübre kullanımı nedeniyle Cr, Ni ve Mo gibi metallerin toprağa karışarak alıcı su ortamlarına taşınması mümkün olmaktadır (Alloway, 1995). Sucul ortamlardaki suda çözünen bakır bileşikler ise yine tarım uygulamaları sonucu doğaya karışmaktadır. Tarımsal mücadelede fungusid, herbisid ve algisid olarak kullanılan bakır sülfat, ülkemizde geniş bir kullanım alanına sahiptir (Bora ve Delen, 1981). Ziraî alanlarda kullanılan kimyasal maddeler suların uzaklaştırıcı etkisi nedeni ile en fazla su ortamında birikirler. Metaller kimyasal ve biyolojik yollarla parçalanmazlar ve metal iyonunun kaybolması ise söz konusu değildir (Rainbow, 1995).

2.1.3. Maden İşletmeleri

Madencilik, genel olarak kayalar ve atıklar gibi büyük hacimlerin işlenmesini, uzaklaştırılmasını kapsayan yöntemler bütünüdür (Allan, 1997). Maden cevherlerinden metallerin elde edilmesi esnasında açığa çıkan atıklar, genellikle işlenmesi sırasında aktif hale gelerek kirlilik oluşmasına neden olurlar. Açığa çıkan bu metaller daha sonra atmosferin neden olduğu etkiler sonucunda çözünerek yer altı ve yer üstü sularına geçerler (Tümen vd., 1992). Aktif veya terk edilmiş madenlerde veya maden atıklarında asidofilik bakterilerin etkisiyle sülfürlü minerallerin çözünmesi sonucu zararlı, metal yüklü ve son derece asidik sular (asidik maden suları) ortaya çıkar. Asidik maden suları özellikle endüstriyel bölgelerde ciddi nehir ve yeraltı suyu kirlenmelerine neden olmakla birlikte asit tolere edemeyen yaşam formlarının da üremesini ve büyümesini engellemektedir. Madencilik faaliyetleri ve yoğun endüstrileşme nedeniyle birçok nehirdeki sedimentler hem hacimlerinin çok fazla olması hem de yüksek toksik madde konsantrasyonlarına sahip olmaları nedeniyle insan sağlığı ve çevre kalitesi açısından riskler taşımaktadır (Chen ve Lin, 2001). Maden atıkları ile kontamine olmuş nehir sularıyla sulanan

pirinçle beslenen insanlarda en önemli kadmiyum zehirlenmesi olan İtai hastalığı görülmüştür. 35 yıl içinde yaklaşık 100 kişinin bu nedenle öldüğü belirlenmiştir (Concon, 1988). Kurşun madeni işletmeleri ve akümülatör fabrikaları çevresinde yetişen bitkilerin ise 3200 mg/kg'a kadar kurşun tutabildikleri saptanmıştır (Blumenthal vd., 1994).

2.1.4. Yakma tesisleri

Nispeten düşük maliyetli evsel atıkların yanında; tıbbi atıklar, sanayi atıkları gibi tehlikeli atıkların etkisiz hale getirilmesi her zaman problem olmuştur. İnsan sağlığının günden güne bozulması ve hastalıkların artması ile tıbbi atıklar gelişen dünyamızda son zamanlarda belirgin bir artış göstermektedir (Gören ve Esen, 2010). Dünya Sağlık Örgütü'nün (WHO) verilerine göre oluşan tıbbi atık miktarları ülkelerdeki gelişmişlik düzeyi, gelir seviyesi ve medikal enstitülerin tıp ve boyutlarına göre farklılık göstermektedir (Coşkun ve Akın, 2009). Tıbbi atıkların yakılması birçok zararlı toksin ve bulaşıcı içerikleri etkisiz hale getirir de, içerisindeki ağır metalleri yok etmemekte birlikte atığın hacimsel olarak küçülmesini sağlamaktadır. Bu tür küllerdeki ağır metallerin konsantrasyonu çok yüksek değildir fakat çevreye karşı diğer küllere nazaran daha toksik bir etki oluşturmaktadır (Gören ve Esen, 2010). Fosil kökenli maddelerin enerji üretimi amacıyla yakılmaları ve biyosfere salınmaları sonucu, bu elementlerden kaynaklanan kirlilik sorunları da gün geçtikçe artış göstermektedir (Tuna ve Girgin, 2005). Ağır metaller de bitki dokularında aşırı biriktiği zaman canlılıkla ilgili çeşitli büyüme (transpirasyon, fotosentez, enzim aktivitesi, nükleik asit yapısı, ve çimlenme) proseslerinin değişmesine sebep olmaktadır (Doncheva vd., 1996). Bu durum ağır metallerin ortamdan uzaklaştırılmasının mümkün olmadığını, sadece zararlı etkisini en aza indirmenin mümkün olduğunu ve ortamda sürekli birikimi neticesinde ciddi toksik etkiler oluşturarak canlılara zarar verdiğini göstermektedir. Bu toksik etkilerin zararları ancak stabilizasyon yöntemi ile en aza indirilebilmektedir. Stabilizasyon, herhangi bir maddenin içeriğini dışarıya salmayan kararlı bir yapı haline geçmesini ifade etmektedir. Ülkemizde yakma tesisleri sayı olarak çok fazla bulunmadığı için, bu tür küller, ağır metal açısından ülkemizde henüz kapsamlı bir şekilde incelenememiştir (Gören ve Esen, 2010).

2.2. Bazı Ağır Metallerin Özellikleri ve Bitkiler Üzerine Etkileri

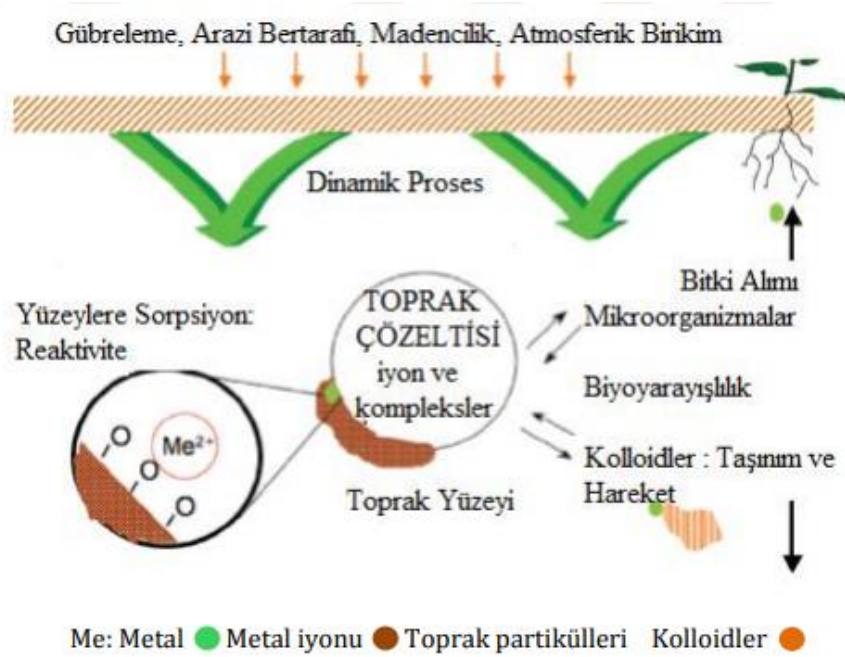
Ağır metaller önemli ve tehlikeli maddelerdir. Havaya karışan ağır metaller, besin zinciri yoluyla hayvanlara ve insanlara ulaşırlar. Hayvan ve insan tarafından havadan aerosol olarak veya toz halinde solunarak metabolizmayı etkileyecekleri alanlara akciğerler yoluyla ulaşırlar. Ağır metaller endüstriyel atık suların içme sularımıza karışmasıyla hayvan ve insanlar üzerinde etkili olurlar. Ağır metaller bitkilerde depolanmakta ve enzimlerle birlikte pek çok yaşamsal faaliyeti

düzenlemektedir. Bu nedenle ağır metallerin zehirleyici özelliklerinden dolayı ekosistemi kirlenme etkileri insan sağlığını da tehlikeye sokmaktadır (Horsfall ve Spiff, 2005; Hamutoğlu vd., 2012).

Ağır metaller biyolojik süreçlerde kullanılma şekillerine göre yaşamsal ve yaşamsal olmayanlar olarak ikiye ayrılırlar. Bir ağır metalin yaşamsal olup olmadığı organizmanın türüne göre değişebilmektedir. Yaşamsal olarak tanımlananların organizma yapısında belirli bir konsantrasyonda bulunmaları gereklidir. Bu metaller biyolojik reaksiyonlara katıldıklarından düzenli olarak besin yoluyla alınmaları gereklidir. Örneğin Cu, hayvanlarda ve insanlarda kırmızı kan hücrelerinin ve birçok oksidasyon ve redüksiyon sürecinin vazgeçilmez parçasıdır. Buna karşın yaşamsal olmayan ağır metaller çok düşük konsantrasyonda dahi psikolojik yapıyı etkileyerek sağlık problemlerine yol açabilirler. Bu gruba en iyi örnek, kükürtlü enzimlere bağlanan Hg'dir. Bir ağır metalin yaşamsal olup olmadığı dikkate alınan organizmaya da bağlıdır. Örneğin Ni, bitkiler açısından toksik etki gösterirken, hayvanlarda iz element olarak bulunması gerekir. Bazı sistemlerde ağır metallerin etki mekanizması konsantrasyona bağlı olarak değişir. Ağır metaller konsantrasyon sınırını aştıkları zaman toksik olarak etki gösterirler. Ancak ağır metallerin canlı bünyelerindeki etkisi sadece konsantrasyonlarına bağlı olmayıp, canlı türüne ve metal iyonunun çeşidi ve yapısına bağlıdır (çözünürlük değeri, kimyasal yapısı, redoks ve kompleks oluşturma yeteneği, vücuda alınış şekli, çevrede bulunma sıklığı, lokal pH değeri vb). Bu nedenle sürekli tüketilen içme sularının ve yiyeceklerin içerebileceği maksimum ağır metal değerleri sınırlandırılmış ve resmi kuruluşlar tarafından düzenli olarak kontrol edilmesi zorunlu kılınmıştır (Kahvecioglu vd., 2003; Hamutoğlu vd., 2012).

Metaller ve metaloidler kritik bölgede, "kaya, toprak, su, hava ve canlı organizmaları içeren karmaşık etkileşimlerin doğal habitatı düzenlediği ve yaşamı sürdürmenin mevcudiyetini belirlediği heterojen, yüzeye yakın ortamda bir dizi dinamik biyojeokimyasal işlemde geçerler. Biyojeokimyasal süreçler metalin türleşmesini (speciation) etkiler ve bu da metalin çözünürlüğünü, hareketliliğini, biyoyararlanımını ve toksisitesine etki etmektedir. Metal iyonları toprak çözültisi içerisine sulu fazlar halinde girebilir (Şekil 2.1). Toprak çözültisi, metalleri serbest iyonlar olarak içerebilir veya inorganik veya organik bileşiklerle kompleks oluşturabilirler. Hem serbest iyonlar, hem de metal-bileşik kompleksleri (1) bitkiler tarafından alınabilir, (2) mineral yüzeyleri, doğal organik maddeler veya mikroplar üzerinde tutunabilir, (3) toprak profilinden sızıntı veya kolloid yoluyla yeraltı suyuna taşınabilir - kolaylaştırılmış taşıma, (4) katı fazlar şeklinde çökebilirler ve (5) toprak gibi gözenekli ortamlarda yayılabilirler. Ayrıca, kök tarafından salgılanan maddeler ve mikroplar metallerin taşınması ve çözünürlüğüne önemli etki yaparlar. Mikroorganizmalar, oksidasyon-indirgeme ve metilasyon (bir atomu, genellikle bir H atomunu bir metil grubuyla değiştirme işlemi) ve demetilasyon reaksiyonları yoluyla Hg, Se, Sn, As ve Cr gibi metalleri dönüştürebilirler. Bu süreçler de metal toksisitesini ve hareketliliğini etkiler. Örneğin, Hg'nin metillenmiş (organik) formları, elementin inorganik formlarından daha toksiktir ve organizmalarda

biyolojik olarak birikebilirler. Metilasyon olayı daha çok düşük oksijen seviyesi, düşük pH ve yüksek toprak organik madde içeriğine sahip ortamlarda meydana gelmektedir (Adriano 2001; Sparks 2002; Adriano vd., 2005; Sparks, 2005). Metallerin bitki kök bölgesinde izledikleri biyojeokimyasal yollar ve süreçler Şekil 2.1.'de verilmiştir. Bitkinin kökünde toprak katmanından çözeltiliye geçen iyonların bitkiye alınması ya da toprakta yıkanması mümkündür. Toprakta kuvvetli bağ yapmış ve nispeten çözünür formda olmayan tekstürlerde bitkiye alım mümkün olmamaktadır (Sparks, 2005).



Şekil 2.1. Metallerin bitki kök bölgesinde izledikleri biyojeokimyasal yollar ve süreçleri (Sparks, 2005).

2.3. Ağır Metal Gideriminde Kullanılan Yöntemler

Doğada bulunan ağır metallerin besin zincirine katılan canlıların bünyelerinde biyolojik olarak birikme eğiliminde olmaları ve zehirlilik etkilerinden dolayı bitki, hayvan ve insan yaşamı açısından büyük bir tehdit haline gelmektedir. Bu nedenle ağır metal içeren evsel ve endüstriyel atıksular çevresel ortamlara deşarj edilmeden önce arıtılmalıdır. Ağır metal giderimi için birçok ekonomik ve etkili metot kullanılmış ve yeni arıtma teknikleri geliştirilmiştir (Hamutoğlu vd., 2012). Atıksularda; iyon değiştirme, kimyasal çökelme, ters osmoz, buharlaşma, membran filtrasyonu, biyolojik absorpsiyon muamelesi gibi yöntemler ağır metal giderimi için kullanılan yaygın metotlardır. Ağır metal gideriminde kullanılan bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları Tablo 2.1' de verilmiştir

Tablo 2.1. Klasik ağır metal gideriminde kullanılan yöntemleri ile bu yöntemlerin avantaj ve dezavantajları (İleri, 2000; Hamutoğlu vd., 2012)

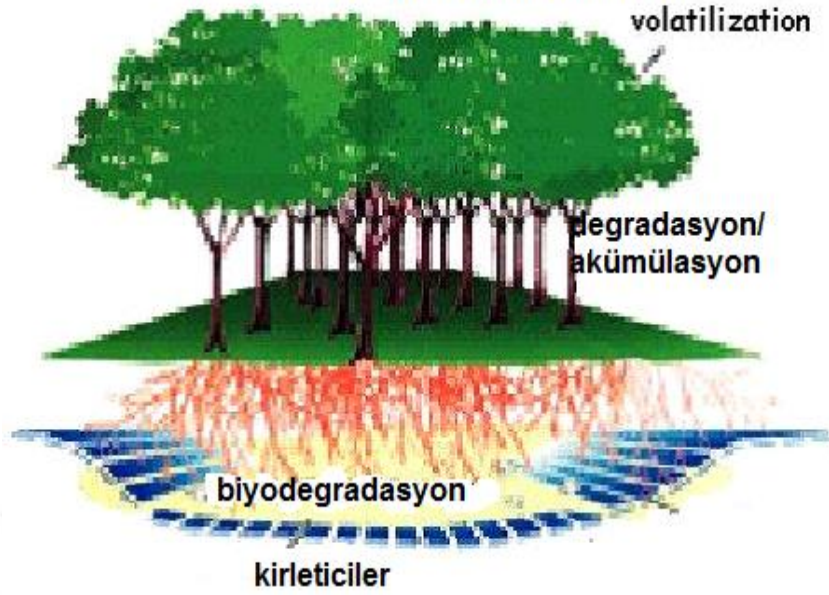
METOT	AVANTAJ	DEZAVANTAJ
Kimyasal Çöktürme ve Filtrasyon	Basit Ucuz	Yüksek konsantrasyonlarda zor ayrılma, Etkin değil, Atık çamur oluşumu
Elektrokimyasal Yöntemler	Metali geri elde etme	Pahalı olması Sadece yüksek konsantrasyonlarda etkin olması
Kimyasal Oksidasyon ve İndirgenme	İnaktivasyon	Ortam hassasiyeti
İyon Değişimi	Etkin arıtım ve saf atık metalin geri kazanımı	Partiküllere hassas ve reçinelerin pahalı olması
Buharlaştırma	Saf atık elde etme	Fazla enerji gereksinimi Pahalı olması Atık çamur oluşumu
Ters Osmos	Geri dönüşüm için saf atık eldesi	Yüksek basınç Membran boyutu Pahalı olması
Adsorpsiyon	Sorbentlerin Aktif Karbon kullanımı	Tüm metaller için uygulanamaması

2.4. Fitoremediasyon

Çevre kirliliğinin kontrolünde kullanılan fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri, uygulama kolaylığı ve uygulama süresinin kısıtlılığı gibi bazı avantajlara sahip olmasına rağmen, gerek arıtma maliyetinin yüksek olması, gerekse arıtma sonucunda ortaya çıkan diğer kirleticiler formalarının nihai gideriminin zorlukları nedeniyle çevresel açıdan fazla tercih edilmemektedir. Kimyasal arıtmaya alternatif olarak kullanılan ve kısaca bitkiler kullanılarak yerinde organik ve metal kirleticilerin giderimi olarak tarif edilen fitoremediasyon yöntemi, ekonomik ve ekolojik olması ile özel donanım gerektirmemesi ve uygulanan bölgenin yeniden kullanılabilmesine imkan vermesi gibi avantajlara sahip olması nedeniyle günümüzde tercih edilen bir yöntem haline gelmektedir (Vanlı ve Yazgan, 2008).

Fitoremediasyon kirleticilerin bitkiler kullanılarak giderilmesi teknolojisine genel olarak verilen bir isimdir. Çeşitli ortamlar için kullanılan fitoremediasyon teknolojileri Tablo 2.2 de verilmiştir. Fitoremediasyon ismi altında birçok farklı teknoloji yer almaktadır. Genel fitoremediasyon görünümü Şekil 2.2 de verilmiştir.

Fitoremediasyonun Genel Görünüşü



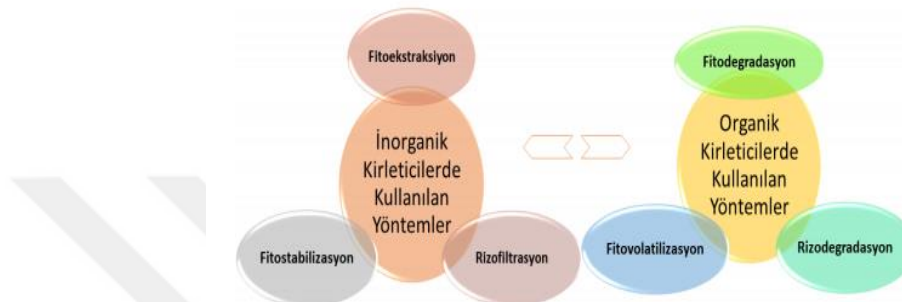
Şekil 2.2. Fitoremediasyonun genel görünümü

Tablo 2.2. Çeşitli ortamlar için kullanılan fitoremediasyon teknolojileri ve bu amaçla kullanabilen uygun bitki türleri (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

Mekanizma	Süreç hedefi	Ortam	Kirlenmeler	Bitkiler
Fitoekstraksiyon	Kirlenici alma ve uzaklaştırma	Toprak, sediment ve çamur	Metaller, metaloidler, radyonükleidler	Hindistan hardalı, pennycress, ayçiçeği, hibrit kavaklar
Rizofiltrasyon	Kirlenici alma ve uzaklaştırma	Yüzey ve yeraltı suyu	Metaller, radyonükleidler	Ayçiçeği, Hindistan hardalı, su sümbülü
Fitostabilizasyon	Kirlenici etkisizleştirme	Toprak, sediment ve çamur	As,Cd,Cr,Cu,Hs,Pb,Zn	Hindistan hardalı, hibrit, kavaklar, çimlen
Rizodegradasyon	Kirlenici giderme	Toprak, yeraltısuyu	Organik bileşikler	Kırmızı dut, çimlen
Fitodegradasyon	Kirlenici giderme	Toprak, sediment ve çamur, yüzey suyu	Organik bileşikler, Klorinat çözücüler, herbisitler, fenoller	Alg, hibrit kavaklar, siyah söğüt, servi
Fitovolatilizasyon	Kirleniciyi buharlaştırma	Toprak, sediment, çamur	Klorinat çözücüler, bazı inorganikler (Se, Hg, As)	Kavaklar, yonca, hindistan hardalı,
Hidrolik kontrol	Kirlenici bozunma	Yüzey ve yeraltısuyu	Suda çözünen organik ve inorganikler	Hibrit kavaklar, söğüt
Vejetatif (fitoremediasyon) örtü sistemleri	Erozyon kontrolü	Toprak, sediment çamur	Organik ve inorganik bileşikler	Kavaklar, çimlen
Kıyı Tampon Şeritleri	Kirlenici giderme	Yüzey ve yeraltı suyu	Suda çözünen organik ve inorganikler	Kavaklar

2.4.1. Metal Kirleticilerin Gideriminde Kullanılan Fitoremediasyon Yöntemleri

Fitoremediasyon tipleri, kirletici çeşidine göre sınıflandırılmaktadır. Bu yöntemler; rizofiltrasyon, fitostabilizasyon, fitoekstraksiyon, fitovolatilizasyon, fitodegradasyon ve rizodegradasyon, hidrolik kontrol ve vejetatif örtü sistemleri ve kıyı tampon şeritleridir (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012). Kirletici çeşitlerine göre fitoremediasyon tipleri Şekil 2.3' te verilmiştir.



Şekil 2.3. Kirletici çeşidine göre fitoremediasyon tipleri.

a) **Rizofiltrasyon (Köklerle süzme):** Sıvı büyüme ortamlarından bitki kökleri kullanılarak fazla miktardaki metal kirleticilerin veya besin elementlerinin alımını incelemektedir. *Helianthus annuus*, *Phaseolus vulgaris* ve *Brassica juncea* gibi topraksız bitki yetiştirme (hidroponik ortamda) büyütülen birçok bitki türünün kökleri Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn ve U gibi toksik metallerin sıvı çözeltilerinden uzaklaştırılmasında kullanılabilmektedir (Hamutoğlu vd., 2012). Rizofiltrasyon için ideal bitki, önemli miktarda kök biyokütlesi veya yüzey alanı üretmeli, yüksek miktarda hedef metali biriktirebilmeli, tolere edebilmeli, düşük maliyetli olmalı ve minimum düzeyde sekonder atık üretmelidir. Rizofiltrasyon, kısa vadede kapalı tarım, endüstriyel deşarjlar ve işleme kalıntılarını ve sulu atık bulunan derelerden kirleticileri giderir. Bu teknikte bitki köklerinin adsorpsiyonu önemli rol oynar dolayısıyla kök için büyük yüzey alanı gereklidir (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

b) **Fitostabilizasyon (Köklerle sabitleme):** Atıkların, rüzgar ve su erozyonu yoluyla geçişini engelleyen bitki bazlı iyileştirme tekniğidir; yeraltı suyuna kirleticilerin girişini, düşey olarak hidrolik kontrolünü sağlar, fiziksel ve kimyasal olarak kök soğurarak kirliliği durağanlaştırır ve çeşitli kimyasal yöntemlerle topraktaki değişim tespit edilir. Fitostabilizasyonun amacı bir bölgeden metal kirleticileri çıkarmak değil onları stabilize etmek, çevreye ve insan sağlığına etkisini azaltmaktır. Fitostabilizasyon yöntemi sediment, çamur ve toprakların arıtılmasında kullanılır. Önemli fitostabilizasyon projeleri Fransa ve Hollanda' da istihdam edilmiştir (Hamutoğlu vd., 2012). Bu teknik, kirlenmiş topraklarda büyüeyebilen ve toksik metalleri daha az

toksik formlara dönüştürmek için toprağın fizyolojik, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştirebilen bitkilere gereksinim duymaktadır. Fitostabilizasyon için kullanılacak bitkiler geniş bir kök sistemine sahip olmalı, yüksek konsantrasyonlardaki metallerin varlığında yüksek oranda biyokütle üretebilmeli ve metalleri gövdeye en az seviyede transloke etmelidir. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn gibi elementlerle kirlenmiş toprakların fitostabilizasyon ile iyileştirilmesi için hindistan hardalı ve hibrit kavaklar başarılı bir şekilde kullanılmaktadır (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

c) Fitoekstraksiyon (Bitkisel özümleme): Fitoekstraksiyon; bitki organlarından taşınan bitki köklerinde bulunan özellikle ağır metaller ve metaloidler gibi toksinlerin atılmasını sağlar. Bu teknik Cd, Ni ve Pb gibi besin elementi olmayan ağır metallerin ve Cu ve Zn gibi aktif olarak alınan mikrobese elementleri uzaklaştırılmasında kullanılabilir. Bu yöntem sadece kirliliğin orta veya düşük seviyede olduğu alanlarda başarılı olabilmektedir. Çünkü kirliliğin fazla olduğu yerlerde bitki yeteri derecede büyüyemediğinden bu yöntemin uygulanması çok verimli olmamaktadır. Ömürleri boyunca zehirli kirletici maddeleri özellikle yüksek seviyelerde biriktiren bitkilerin kullanılması gerekir. Bu teknolojiye doğal hiperakümülatör bitkiler kullanılmaktadır. Bununla birlikte toprak çözeltisinde düşük çözünürlüğe sahip metallerin çözünürlüğünü arttırmak için şelatlayıcı ajanlar eklenmektedir (Evangelou, 2007). Bir şelatlayıcı ajan olan EDDS (etilen diamin disüksinik asit)'nin *Helianthus annuus* bitkilerinde bakır birikimini arttırdığını gözlenmiştir (Meers vd., 2005). Başarılı bir fitoekstraksiyon, bitkilerin hızlı bir şekilde biyokütle üretmesine ve alınan metalleri gövde dokularında yüksek miktarlarda biriktirme yeteneğine bağlı olduğu ifade edilmiştir (Blaylock ve Huang, 2000). *Scrophulariaceae*, *Lamiaceae* *Asteraceae*, *Euphorbiaceae* ve *Brassicaceae* bitkileri bu yöntem için ideal bitkiler olarak kabul edilmektedir ve 400 den fazla tür tespit edilmiştir. Bu yöntemde kullanılan bitkiler hasat sonrası kurutularak, yakılmalı ve sonrasında da komposta dönüştürülerek muhafaza edilebilir (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

d) Fitovolatilizasyon (Bitkisel buharlaştırma): Topraktaki bazı metallerin bitkiler vasıtasıyla atmosfere verilmesi yöntemidir. Bu yöntemde, topraktaki metallerin bitkiler tarafından absorbe edilerek uçucu formlara dönüştürülerek atmosfere salınması olayıdır (Hamutoğlu, 2012). *Arabidopsis thaliana* ve *Brassica juncea* gibi bazı doğal bitkilerin bazı metalleri absorbe ettikleri ve gaz formuna dönüştürdükleri tespit edilmiştir. *Brassicaceae*' nin bazı türleri günde 40 grama gaz haline dönüştürülmüş Se bileşiklerini atmosfere saldıkları tespit edilmiştir. Keza yine bazı sucul bitkiler de Se fitoremediasyonu için uygun bitkiler olduğu düşünülmektedir. Bazı bitkiler topraktan Hg^{+2} şeklinde alır ve Hg^0 formlarına dönüştürülerek, yaprak veya dallardan atmosfere gönderir. Bu işlem sonucunda bu tür çalışmalar için kullanılan bu bitkiler işlem sonunda mutlaka imha edilmelidir. Bunun en önemli avantajı, bitki tarafından çok toksik bileşikler daha az toksik bileşenlere dönüştürülebilmesidir. Ayrıca bu kısmen toksik materyallerin de atmosfere salınması

bir dezavantaj olarak kabul edilmektedir. Bu yöntemde bitki köklerin derin olması çok avantajlıdır. Eğer kökler derin değil ise, derindeki suları pompalarla yüzeye yakın bölgelere taşıyıp, daha sık köklere sahip bitkilerce bu kirleticilerin alınması yoluna gidilebilir. Bu yöntem, Se, Hg ve As gibi inorganik kirleticiler ve organik klorlu çözücülerin akümülyasyon işlemlerinde sıkça kullanılmaktadır. Bu amaçla kanola ve hindistan hardalı bitkileri, Se elementinin topraktan giderilmesi, sonra bitki bünyesinde daha az toksik olan dimetil selenit gazına dönüştürülerek atmosfere göndermektedirler (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

e) Fitodegradasyon (Bitkilerde bozunum): Fitodegradasyon veya fitotransformasyon olarak da bilinen bu yöntemin esası, kirleticilerin bitki dokuları içerisinde metabolize edilmesidir. Bu yöntemde, toprak mikroorganizmaları arasındaki rizosferik birliktelik (kök sistemine yapışık halde bulunan sarsılmış ve gevşek topraktan oluşmuş ince bir tabaka) ve bitkilerdeki metabolik işlevler sonucunda organik kirleticiler parçalanmasıdır. Organik kirleticilerin fitodegradasyonu ya rizosferde veya bitki içerisinde meydana gelmektedir. Fitodegradasyon yöntemiyle giderilebilen kirleticiler; fenoller, askeri kimyasal maddeler, pestisitler ve klorlu bileşiklerdir. Bu yöntemde, organik bileşenlerin gideriminde, bir alg olan *Nitella sp.* (kayaotu) bitkilerinin trinitrotoluen (TNT)'nin degradasyonunda ve bir su bitkisi olan *Myriophyllum aquaticum* (papağan tüyü) kullanılmaları örnek olarak verilebilir (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

f) Rizodegradasyon (Köklerle Bozunum): Degradasyon, bitki köklerinin etkisi veya mikroorganizmalar tarafından gerçekleştiriliyorsa bu olay rizodegradasyon olarak adlandırılır. Bu yöntem, toprakta kök bölgesinde, organik kirleticilerin mikroorganizma faaliyetleri sonucu ayrışmasıdır. Kök çevresinde mikrobiyal aktiviteleri etkileyen ve köklerden bırakılan büyüme etmenleri flavanon, nükleotid, sterol, yağ asitleri, organik asit, aminoasit, enzim ve şeker bulunur. Bu yöntemin en önemli avantajı doğal ortamdan kirleticilerin yok olmasıdır. Ancak bunların çok az bir kısmı atmosfer veya bitki tarafından alınabilir. Rizodegradasyon çalışmalarında kırmızı dut (*Morus rubra L.*), nane (*Mentha spicata*), yonca (*Medicago sativa*) ve su kamışı (*Typha latifolia*) bitkileri kullanılmaktadır. Rizodegradasyon yönteminde toplam petrolü hidrokarbonlar (TPH), aktif maddeler LAS (lineer alkilbenzen sülfonat), çok halkalı aromatik hidrokarbonlar (PAH), pestisitler (herbisit, insektisit vb.), klorlu çözücülerden biri olan TCA (trikloreten), PCB (poliklorinatlı bifeniller) ve BTEX (benzen, toluen, etilbenzen, ksilen), PCP (pentaklorofenol) sayılabilir (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

g) Hidrolik Kontrol: Hidrolik kök kontrolü veya fitohidrolik kontrol olarak da bilinen bu yöntem, bitki kullanılarak yeraltı sularında kirlilik parametrelerinin taşınmasını ve birikmesini engellemek veya stabil hale getirmeyi hedeflemektedir. Bu yöntem yüzey ve yeraltı sularında uygulanmaktadır. Bu yöntemde daha önce sözedilen yeşil ıslah yöntemlerinin pek çoğu bir arada gözlenmektedir. En

önemli avantajlı yanı köklerin pompalardan daha fazla alana yayılması nedeniyle ıslah etki alanının çok geniş olması ve herhangi bir yapay sistem kurulmasına gerek olmamasıdır. En önemli dezavantajı ise iklim ve mevsime göre bitkinin su alımının değişmesidir (Hamutoğlu vd., 2012).

h)Vegetatif Örtü Sistemleri: Vegetatif örtü, farklı kirlilik parametrelerinin toprağın üst kısımlarında kendiliğinden yetişen bitki sistemi uzun zaman zarfında kirlilik değerlerini ortadan kaldırılması yöntemidir. Bu yöntem çamur, sediment ve topraklar için uygulanabilir bir yöntemdir. Ticari amaçlı projelerde genellikle kavak ağaçları bu çeşit çalışmalarda sıkça kullanılmıştır (EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

ı) Kıyı Tampon Şeritleri: Tampon şeritleri, sudan çok fazla etkilenen akarsu kıyılarındaki toprakları tanımlamak için kullanılır. Sığ su bölgesinde, ağaçlardan, çiçeklerden, doğal çim ve çalılardan oluşmuş bir bölgedir. Bu bölge üzerinde çeşitli fitoremediasyon uygulamaları (fitodegradasyon, fitovolatilizasyon ve rizodegradasyon) yapılmaktadır. Bitkiler toprak doldurulmuş alanda yetiştirildiğinde ise tampon şerit metodu, sığ suda yetiştirildiğinde ise kıyı koridor terimi kullanılmaktadır. Amaç yeraltı suyuna geçen veya nehre giren kirleticileri önlemek veya durdurmaktır. Kanada’da yapılan çalışmalarla tampon şerit uygulamalarının toprak erozyonunu %90, herbisit akışını %42-70 oranlarında azalttığı belirlenmiştir. Ayrıca sistemle sudaki sediment %71-91, azot %67-96, fosfor %27-97, pestisitler %8-100 ve fekal koliformlar %70-74 oranlarında azalabilmektedir. Bu yöntemde en çok gübreler ve pestisitlerin giderilmesi konuları incelenmiş olup, sıkça kavak ağaçları kullanılmıştır ((EPA, 2001; Hamutoğlu vd., 2012).

Genellikle akarsulara doğru akan yeraltı veya yüzeysel sular içerisindeki kirleticilerin giderilmesi amacıyla akıntı boyunca, akarsuların kıyılarına, şeritler halinde uygun bitkilerin ekilmesi işlemidir. Bu ıslah, kirliliğin çevreye yayılmaması, taban suyuna karışmaması gibi görevler üstlenir. Sistem, erozyonu da kontrol eder ve sedimenti azaltır. Kanada’da yapılan çalışmalarla tampon şerit uygulamalarının toprak erozyonunu %90, herbisit akışını %42-70 oranlarında azalttığı belirlenmiştir. Ayrıca sistemle sudaki sediment %71-91, azot %67-96, fosfor %27-97, pestisitler %8-100 ve fekal koliformlar %70-74 oranlarında azalabilmektedir.

2.4.2. Fitoremediasyon Bitkileri

Ağır metallere dirençli bitkilerde, ağır metaller bitki içinde küçük peptidlere bağlanıp kofullarda depo edilirler ve bu şekilde bitkiye zarar vermezler (Işık, 2004). Ağır metallerin bitkilerde birikimi ve organlarda dağılımı bitkinin ve elementin türüne, kimyasal ve biyolojik aktiviteye, oksidasyon-redüksiyon potansiyeline, pH değerine, katyon değişim kapasitesine, oksijenin çözülmesine, ısıya ve köklerin salgı yeteneğine bağlıdır (Sharma and Dubey, 2005).

Hiperakümülatör bitki, toprak üstü organlarında topraktaki metal konsantrasyonundan 50 ila 500 kat daha fazla metal biriktirebilen bitkiler olarak tanımlanmaktadır (Clemens, 2006). Bu bitkiler, toprak üstü organlarında özellikle dal ve gövdelerinde ağır metalleri herhangi bir toksisite semptomu göstermeksizin diğer bitki türlerine göre 100 ila 1000 kat daha fazla biriktirebilmektedir (Brooks, 1998). Hiperakümülatör bitkiler ağır metalleri hücre zarlarındaki taşıyıcı proteinler yoluyla alırlar. Bu taşıyıcı proteinler, bitkilerin mineralleri kökleri yoluyla içeri almasını sağlayan ya da mineral iyonlarını kofullarda biriktiren taşıyıcılara benzerler. Bu bitkilerdeki taşıyıcı proteinler ağır metallerin taşınımını gerçekleştirecek şekilde, diğer bitkilere göre değişikliğe uğramışlardır. Yapılan çalışmalarda 450'den fazla bitki türü hiperakümülatör olarak kabul edilmiştir (Baker ve Brooks, 1989). Çoğu çalışmada, *Thlaspi caerulescens*, *Arabidopsis thaliana*, *Brassica juncea* (Brassicaceae), *Lycopersicon esculentum* (Solanaceae), *Zea mays*, *Hordeum vulgare*, *Oryza sativa* (Poaceae), *Pisum sativum* (Fabaceae), *Sedum alfredii* (Crassulaceae) gibi birçok bitkinin farklı ağır metalleri biriktirebilme yeteneği açısından fitoremediasyon potansiyelleri değerlendirilmiştir (Terzi ve Yıldız, 2011). Bununla birlikte, birçok hiperakümülatör türün fitoremediasyon potansiyeli yavaş büyüme hızı, düşük biyokütle ve genellikle belirli bir habitatla sıkı bir ilişki nedeniyle sınırlanmaktadır (Brown vd., 1994; Chaney vd., 2005). Bu nedenle hızlı büyüme oranı derin kök sistemi, ve ağır metal toleransı gibi fitoremediasyon için daha faydalı bitkilerin geliştirilmesi gerekmektedir. Yüksek seviyede metal biriktirme kapasitesinin ve gelişmiş büyüme karakteristiklerinin birleştirilmesi ile ağır metal alımı, kökten dala taşınımı ve metal toleransının geliştirilmesi için yapılan genetik düzenlemelerdeki ilerlemelerin birçok bitki türünde çalışmaya devam edilmesi önerilmiştir (Meyers vd., 2010). Mobilizasyon ve topraktan metal iyonlarının alınımı, metal-ligand komplekslerinin oluşumu ve vakuollerde detoksifikasyon, simplastik veya apoplastik yol ile gövde dokusuna translokasyon, hücrelerde alıkonma ve ağır metallerin metabolik açıdan daha az aktif hücrelere aktarılması ile ilişkili işlevler genetik değişikliklerin hedefini oluşturmaktadır. Bu bağlamda, bitkilerde hiperakümülatasyonu sağlayan moleküler ve genetik mekanizmaların anlaşılması, gelecekte de fitoremediasyon yeteneğine sahip bitkilerin geliştirilmesine yeni olanaklar sağlayacaktır (Terzi ve Yıldız, 2011).

2.4.3. Sucul Bitkiler (Makrofit)

Sucul bitkiler ağır metalleri sudan alarak bünyelerinde akümüle ederler. Makrofitlerin ana grupları arasında metal akümülatör kapasitelerinin farklı olduğu bilinmektedir. Genel olarak submers makrofitlerin emers ve yüzücü yapraklı makrofitlere göre daha fazla ağır metal akümüle ettiği yapılan çalışmalarla ortaya çıkarılmıştır. Ayrıca ekolojik özelliklerine göre makrofitlerin kök, gövde, yaprak, çiçek ve tohumları arasında da metal akümülatör farklılıkları vardır. Şehirleşme, sanayileşme ve pestisit kullanımı gibi faktörler sulardaki metal kirliliğinin artmasına neden

olmaktadır. Akuatik makrofitler bu kontaminantları kirletilmiş sulardan uzaklaştırdıkları için, onların kirletilmiş suların remediasyonundaki rolleri oldukça önemlidir (Doğan, 2011). Bitkiler metalleri kendi dokuları içinde translokasyon yeteneğine sahiptirler. Submers bitkilerle yapılan çalışmada akropetal translokasyonun basipetal translokasyondan daha fazla olduğu belirtilmiştir (Greger, 1999). Buna ek olarak metallerin translokasyon özelliklerinde de farklılıklar vardır. Örneğin bazı metaller (Cd gibi) oldukça mobil olmalarına rağmen diğerleri (Pb gibi) alımın bölgelerinde kaldığı belirtilmiştir. Elementlerin translokasyonu muhtemelen apoplastik olarak ksilem ve floem yoluyla olmaktadır. Submers makrofitlerde kökler tarafından absorbe edilmiş metallerin translokasyonu için önemli olduğuna inanılan bir akropetal su translokasyonu da vardır. *Potamogeton pectinatus* ve *Elodea canadensis* gibi bazı submers makrofitlerde suyun önemli miktarda taşınması ksilemde olmasına karşın, diğerlerinde apoplastik su translokasyonu olduğu ileri sürülmüştür (Pedersen ve Sand-Jensen, 1993). Artan dış metal konsantrasyonu ile birlikte hücre duvarındaki artan metal miktarları göstermiştir ki hücre duvarı fraksiyonlarındaki metal akümüasyonu hücre içi konsantrasyondan çok dış ortamın dengesine bağlıdır. Metallerin hücre içi akümüasyonu tüm organellerde olasıdır. Ancak metallerin esas depolandığı organel vakuoldür. Plazma membranı, taşıyıcılar ve iyon pompaları, iyon selektif kanallar gibi transport sistemleri metallerin hücre içine alınmasında önemlidir (Perfus-Barbeoch vd., 2002). Bütün bitki kısımları metalleri direkt olarak akümüle etmelerine karşın, dokulardaki metal konsantrasyonu bitki türleri ve dokuları arasında farklılıklar gösterir. *P. natans*'ın yaprakları gövdelerine kıyasla daha fazla konsantrasyonlarda Zn, Cu, Cd ve Pb akümüle etmiştir. Bu farklar muhtemelen yapraklardaki organik içeriğinin gövdelere kıyasla daha yüksek olmasından dolayı olmuştur. Ancak katyon değişim kapasitesi gövde ve yapraklarda benzerdir. *E. canadensis*'te katyon değişim kapasitesi ve metal akümüasyonu köklerde sürgünlerden daha yüksektir (White ve Broadley, 2003). Makrofitlerin ağır metal akümüasyon kapasiteleri yaşadıkları sucül ortama göre farklılıklar göstermektedir. Bu farklılıklar ilişkide oldukları ortamın (su, sediment) fiziko-kimyasal parametreleri ile makrofitin morfolojik ve anatomik yapısı gibi etmenler tarafından tayin edilmektedir (Doğan, 2011).

2.4.4. Fitoremediasyonun Avantaj ve Dezavantajları

Kirleticilerin ıslah çalışmalarında kullanılan fitoremediasyon yöntemi yeni bir teknoloji olmakla birlikte birçok avantajı ve dezavantajı da bulunmaktadır (Tablo 2.3). Bu yöntemi, diğer yöntemlerle karşılaştırdığımızda avantaj ve dezavantajları daha da anlaşılır hale gelmektedir.

Tablo 2.3. Fitoremediasyon tekniğinin avantajları ve dezavantajları ((EPA 1995; Aybar vd., 2015).

Avantajları	Dezavantajları
• Fitoremediasyon, kirlenmiş suyun arıtılması için eski “pompalama ve arındırma” yöntemlerinden ve kirletilmiş alanın kazanılmasından da daha ucuzdur. • Basitçe ağaç dikerek ve bu ağaçların büyümesine izin vererek suda bulunan trichloroethene (TCE)’nin % 95 ‘ine kadar olan bir miktarını temizleyebilir. • Fitoremediasyon, kuruduktan sonra herhangi bir bakım istemediği gibi; bu bitkiler, estetik olarak da hoş bir görünüm sağlar. Ayrıca, bitkiler dikildikten sonra bir süre boyunca yaşama elverişsiz alanlarda yaban hayatı gelişebilir. • Temizleme faaliyeti için güneş enerjisi kullanılır. • Fitoremediasyon, kirletici madde yoğunluklarının düşük olduğu alanlarla sınırlıdır.	• Fitoremediasyon, kullanılan bitkilerin kökleri kadar derin kirlilik olan alanlarla sınırlıdır. • Besin zinciri, kimyasalların ayrışmasından olumsuz etkilenebilir. • Hava, tehlikeli kimyasallar içeren bitkilerin yapraklarının ve dallarının yanmasıyla kirlenebilir.

2.5. Su Bitkileri ile Arıtım Sistemleri

Türkiye’de sulak alanlar üzerine yapılan çalışmalar çok yeni olup daha çok nehir ve göller öncelikli olarak çalışılmaktadır. Birçok canlıya ev sahipliği yapan ve sucul ekosistemlerdeki adalara eş değer işlevde olan geçici sulak alanların önemi üzerine ülkemizde çok az sayıda çalışma vardır. Geçici sulak alanlar; aralıklı olarak sular altında kalan, yarı karasal yarı sucul olan birçok canlıya ev sahipliği yapan, üremelerine ve gelişmelerine imkan sağlayan canlı için yüksek besin içerikli ideal yaşam alanlarıdır. Biyolojik çeşitlilik için köprü görevi gören bu alanların ve buradaki canlı çeşitliliğinin tespiti ve bu çeşitliliğin nedenlerinin anlaşılması, ekolojik ve evrimsel bir çok sorunun yanıtının bulunmasına yardımcı olabilir. Küresel ölçekte bu alanlar, biyoçeşitlilik toplulukları için habitat sağlarlar ve büyüklüklerine göre orantısız bir şekilde bölgesel biyoçeşitliliğe büyük bir katkı sağlarlar. Genellikle yüksek biyolojik çeşitlilik seviyelerinin bir sonucu olarak, geçici sulak alanlar ekoloji, evrim ve koruma biyolojisini incelemek için mükemmel saha laboratuvarları olarak önerilmişlerdir.

Sözkonusu doğal arıtma sistemleri yılın farklı zaman aralıklarında, farklı uzunluklarda ve farklı sıklıklarda kuruyan alternatif bir atık su arıtma teknolojisi sunan sistemlerdir. Ayrıca, Blaustein ve Schwartz (2001) tarafından bu sistemler, geçici olarak su ile kaplanmış ve suyun herhangi bir türün sucul evresini geçirebileceği kadar mevcut olmasını sağlayan bir habitat olarak ele alınmıştır. Bununla birlikte, Arle (2002) geçici sulak alanları belirli dönemlerde kuruyan alanlar olarak tanımlamış, yağmur sonrası oluşan küçük gölcüklerin dahi geçici sulak alan olarak sınıflandırılabileceğini belirtmiştir. Bu alanların ortak özellikleri, farklı büyüklükte, farklı bir yapıda ve farklı sürede olsalar da hepsinin çok uzun sürmeyen bir dönem içerisinde kuruyor olmalarıdır (GEM, 2009). Ayrıca bu alanlar, sürekli yağış olaylarından sonra su altında kalan ve

tamamen kurumadan önce birkaç gün, hafta veya ay boyunca su tutabilen küçük, sığ, izole çöküntüler olarak da adlandırılabilir. Kalıcı sular alanlardan hidrolojik ve biyotik düzeyde ayrılırlar. Örneğin bu sulak alanlar, genellikle yıllık buharlaşma oranlarının yıllık yağıştan fazla olduğu ve sulak alanların en yüksek yağış alanlarının dışında kurummasına neden olduğu yerlerde meydana gelir. Geçici sulak alanların kuraklık dönemleri mevsimsel, yıllık veya çok yıllık olarak sınıflandırıldığı gibi, bazı kaynaklarda ise mevsimsel ya da dönemsel olarak ifade edilmektedir. Daimi bir sulak alan olağanüstü koşullar devreye girdiğinde de kuruyabilir, ancak bu alanlar geçici sulak alan olarak tanımlanamaz. Bir alanın geçici sulak alan olabilmesi için, kurumunun belli koşul ve sıklıklarda devam etmesi ve bu duruma uygun canlıların ortama yerleşmesi gerekmektedir (GEM, 2009).

Günümüzde bu alanların korunması, biyolojik çeşitliliğin devamını sağlamada son derecede önemlidir, çünkü bu alanlar küresel ölçekte yüksek tehdit altında olan ve nesilleri hızla tükenen canlı türlerinin (amfibi) üreme ve gelişme alanlarını oluşturmaktadır (Griffiths 1997; Babbitt ve Tanner 2000). Bahsekonu canlı türleri besin zincirinde önemli bir yerde bulunduğundan, popülasyonlarının zarar görmesi diğer canlı türlerini de olumsuz yönde etkileyecektir.

Geçici sulak alanlar, tüm kıtalarda ve peyzaj alanlarında bulunduklarından tek başlarına izole alanlar olarak değil, bütünleyici peyzaj bileşenleri olarak işlev gördükleri için, bu alanların kümülatif kayıpları ekolojik olarak zararlıdır. Hem küresel döngülerde hem de biyolojik çeşitlilikte büyükleriyle de bağlantılı olarak bölgesel ve küresel biyolojik çeşitliliğe orantısız bir şekilde katkıda bulunarak ekolojik bir rol oynarlar. Ayrıca, yaban hayatı habitatı, bitişik ekosistemlere besin akışı, taşkın kontrolü, su filtrasyonu ve kültürel hizmetler de dahil olmak üzere geniş bir yelpazede ekosistem hizmetleri sunarlar (Blanckenberg, 2017).

3. LİTERATÜR ÖZETİ

Ağır metal kirliliği ve bunların tarım ve insan sağlığı üzerine olumsuz etkileri günümüzün en önemli çevre sorunlarından bir tanesidir. Bu kadar önemli bir sorunu konu alan pek çok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmaların bir kısmı farklı çevresel ortamlardaki ağır metal kirliliği üzerine olduğu gibi, bir kısmı da bu kirlenmiş alanların yeniden temizlenmesi ve rehabilitasyonu teknikleri üzerinedir. Bu bölümde, son yıllarda hem karasal ortamlarda hem de sucul alanlarda yetişen bitkiler ve bunların metal akümülyasyonları ile ilgili çalışmalar ve sonuçlarının bir özeti sunulmuştur.

Tatlı su kıtlığı ve çeşitli kirleticilerle kirlenmesi, sosyo-ekonomik değerler üzerindeki etkiler nedeniyle dünya çapında en endişe verici konular haline gelmiştir. Artan tatlı su kıtlığı göz önünde bulundurulduğunda, özellikle yarı kurak ve kurak bölgelerde yetiştiricilerin bitkisel üretim için atık su kullanmaları zorunlu hale gelmiştir. Atıksular genellikle bitki metabolizması için gerekli olduğu düşünülen çok sayıda temel inorganik ve organik besin içermektedir. Ayrıca bu uygulamada, ağır metaller gibi pek çok toksik elementleri de içermesi nedeniyle çeşitli hijyenik, ekolojik ve sağlık sorunlarının da ortaya çıkmasına neden olmaktadır (Shahid vd., 2020).

Opekunova vd. (2020) yaptıkları bir çalışmada, karasal ve sucul ortamlardaki metallerin (Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Pb, Cd, Co, Cr, Zr, Ba ve Sc) taşınımını ve birikimini tahmin etmeyi amaçlamışlardır. Araştırma, Güney Urallar'daki Sibay Şehri yakınlarındaki Rusya'daki bakır madenciliği merkezlerinin birinde, uzun süreli bir çalışmanın (1998-2018) sonuçlarına dayanmaktadır. Su, dip çökelleri, topraklar, bitki sürgünleri ve balık kaslarındaki metal içerikleri analiz edilmiştir. Doğal jeokimyasal anomaliler içinde, toprak-bitki sistemindeki kimyasal elementlerin taşınma kabiliyeti ve genel biyojeokimyasal döngü, yüksek toprak humus içeriği ile yakından ilişkili olduğu saptanmıştır. Düşük kirlilikten etkilenen ekosistemler doğal homeostaza maruz kalmakta, böylece kimyasal elementlerin bitki hücreleri içerisindeki akışını durdurmaktadır. Bakır-çinko madenciliği yakınındaki kritik alanlarda gözlenen metal kirliliği ve doğal bozkır bitki örtüsünün, ikincil otsu canlı topluluklarla yer değiştirmesi, kimyasal elementlerin biyojeokimyasal döngüye dahil edilmesini ve ayrıca peyzaj bileşenleri arasındaki bağların bozulmasını teşvik etmektedir. Katenalardaki su sistemleri, jeokimyasal bariyer sistemi aracılığıyla stabilizatör olarak işlev görmektedir ve karnı (Phragmites australis) gibi hidrofitler tarafından metallerin düşük de olsa akümülyasyonu gerçekleştirilmektedir (Opekunova vd., 2020).

Li vd. (2020), Güneybatı Çin'deki antimon cevherleşme alanındaki karasal ve sucul toprak-bitki sistemlerinde, antimon ve arseniğin dağılımını inceledikleri çalışmada ortak tırmanma bitkisi Kudzu'nun (Pueraria lobata) antimon içeren atıkların fitostabilizasyonu için uygun olduğunu, kaplan otunun (Thysanolaena maxima) ise kirlenmiş topraklardan antimon ve arseniği önemli oranda akümüle ettiğini tespit etmişlerdir. Pek çok tarihsel dönemde terk edilmiş atıklardan,

çevreye yüksek konsantrasyonlarda Sb ve bununla ilişkili As salınmıştır. Bu, kirlenmiş toprak-bitki sistemlerinde Sb ve As'nin davranışını, birikimini ve yer değiştirme süreçlerini anlama ve fitoremediasyon için uygun bitki türlerini belirleme ihtiyacını doğurmuştur. Bu kapsamda Sb ve As ile kirlenmiş alanlarda doğal olarak yetişmiş karasal ve akuatik ortamlarda baskın olarak bulunan türlerdeki her iki metalin akümülyasyonları incelenmiştir. Buna göre, kirlenmiş alanlarda yüksek mobility sahip olan bu metallerin kirlenmiş alandan kolaylıkla uzaklaştığı ve Sb 'nin As'dan daha yüksek hareketliliğe sahip olduğunu görülmüştür. Sonuç olarak, bu çalışma, *Pueraria lobata*'nın iyi gelişmiş köklere ve yeşil yaprak dokularına ve Sb'yi kökten dal kısımlarına yüksek oranda taşıma kabiliyetine sahip olduğu göz önüne alındığında, *Pueraria lobata*'nın terk edilmiş Sb içeren atıkların fitostabilizasyonu için tercih edilen bir tür olabileceği önerilmiştir. Ayrıca, *Thysanolaena maxima*, kirlenmiş topraklarda Sb ve As'ın fitoekstraksiyonu için uygun olduğu belirlenmiştir.

Sasmaz ve Obek (2009) yaptıkları çalışmada, *Lemna gibba* bitkisinin U, As ve B'un hangi oranda sudan uzaklaştırıldığı ile ilgili kapasiteyi ortaya koymuşlardır. *L. gibba*, Elazığ'daki doğal bir gölden toplanmış ve ardından atıksu içine konarak alıştırılmıştır. Bitki materyalindeki toksik elementlerin (U, As ve B) konsantrasyonu, 7 gün süreyle zamanın bir fonksiyonu olarak izlenmiştir. *L. gibba*, özellikle ilk 2 günde toksik elementleri önemli ölçüde akümüle etmiştir. Arsenik, uranyum ve bor en yüksek konsantrasyonlarda sırasıyla % 133, % 122 ve % 40 şeklinde birikmiştir. Bununla birlikte, sonraki günlerde birikim seviyeleri, büyük olasılıkla *L. gibba*'nın doygun seviyelere ulaşması nedeniyle yatay veya kısmen biraz düşüşler gözlenmiştir.

Bu çalışma, Zu vd. (2005) tarafından Çin, Lanping kurşun-çinko madeninde büyüyen karasal bitkilere yönelik bir saha araştırması şeklinde gerçekleştirilmiş olup, 17 bitki türünün Pb, Cd, Cu ve Zn metallerini alım kapasiteleri incelenmiştir. Toprakta ve bitkide Pb ve Zn değerleri, Cu ve Cd'den daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Bu çalışmada dört ağır metalin zenginleşme katsayıları ortalama olarak $Pb < Cu < Cd < Zn$ şeklinde sıralanmıştır. Pb için *Llex plyneura* ve *Rhododendron annae*'de, Cd için *L. plyneura*, Zn için *R. annae*'de sırasıyla zenginleştirme katsayıları 1'den daha yüksek olduğu gözlenmiştir. *Rhododendron*'un Pb, Cd ve Zn konsantrasyonları ve zenginleşme katsayıları *Gramineae*'ninkinden daha yüksektir. Pb, Cd ve Zn'nin zenginleşme katsayıları çalı> ağaç> otsu bitkiler şeklinde sıralanmıştır. Paomaping'teki bitkiler Pb, Cd ve Zn'ye daha fazla biriktirme yeteneğine sahip iken, Jinfeng Nehri'ndeki bitkiler Cu için daha fazla biriktirme kabiliyetine sahip olduğu görülmüştür. Paomaping'deki altı bitki türü, yani *S. cathayana*, *Lithocarpus dealbatus*, *L. plyneura*, *Fargesia dura*, *Arundinella yunnanensis* ve *R. annae* yüksek birikim kapasitesine sahip olduğu gözlenmiştir. Paomaping'teki *R. annae*, sırasıyla Pb, Cd ve Zn için, *L. plyneura*'ya Pb ve Cd için ve *S. cathayana*'ya Cd için çok yüksek biriktirme kapasitesine olduğu saptanmıştır.

Bu çalışmada, Liu vd. (2008), Pb maden alanındaki kontamine alanlarda büyüyen 19 bitkinin ağır metal akümülyasyon potansiyelini incelemişlerdir. Bitkiler ve ilgili toprak örnekleri toplanmış ve toplam metal konsantrasyonları için analiz edilmiştir. Toplam toprak Pb, Cu ve Zn

konsantrasyonları 1,239 ila 4,311, 36 ila 1,020 ve 240 ila 2,380 mg/kg arasında değişirken, bitki sürgünlerindeki sırasıyla 6,3 ila 2,029, 20 ila 570 ve 36 ila 690 mg/kg arasında değişmektedir. Bitkiler arasında, bir ekili mahsulün (*Ricinus communis*) ve iki yerli türün (*Tephrosia candida* ve *Debregeasia orientalis*) Pb ile kirlenmiş toprakların fitoremediasyonu için büyük bir potansiyele sahip olduğunu tespit edilmiştir, 3 bitkinin Pb hiperakümülayon kapasitesi *R. communis* > *D. orientalis* > *T. candida* şeklinde sıralandığı görülmüştür.

Sasmaz vd. (2008) yaptıkları bir çalışmada, Kehli Çayı (Elazığ) boyunca yaygın olarak gözlenen *Typha latifolia*'nın Zn, Ni, Cu, Pb, Co, Mn, Cd ve Cr alımını ve kökten bitkinin üst kısımlarına aktarımını incelemişlerdir. *T. latifolia* L.'de Mn birikimi topraktan bitki kısımlarına 1.0' dan daha yüksek transfer kapasitesine sahiptir. Benzer şekilde, bu bitkinin yapraklarındaki zenginleştirme katsayıları, Zn ve Mn için 1.0 'dan yüksek ve diğer metaller için genellikle 1.0'dan düşük olduğu saptanmıştır. Bu da *T. latifolia* hem Mn hem de Zn için akümülatör bir bitki olabileceğini işaret etmiştir.

Compaore vd. (2020) tarafından yapılan çalışmada, iki bitki (*Typha domingensis* ve *Chrysopogon zizanioides*) türünün, altın madeni atık depolama tesisi sızıntısından kaynaklanan bir sulak alanda yetiştirilerek, metal alım kapasiteleri incelenmiştir. 75 günlük büyümeden sonra *T. domingensis*, bitki başına sadece 6.65 g olan *C. zizanioides*'den daha yüksek olan bitki başına 12.30 ila 14.18 g'lık bir yer üstü biyokütle üretimi sergilemiştir. *T. domingensis*, sırasıyla As, Co, Cu, Mn, Ni, Pb ve Zn için 7, 5, 293, 1997, 413, 225 ve 583'lük bir ortalama biyoakümülayon faktörü ortaya koyarken, *C. zizanioides* 6, 2'lik biyoakümülayon faktörleri sergilemiştir. As, Co, Cu, Mn, Pb ve Zn için sırasıyla 278, 503, 228 ve 1184 gözlenmiştir. Bununla birlikte, *C. zizanioides*'de bulunan translokasyon faktörü, *T. domingensis*'e göre daha yüksektir. Yüksek biyokütle üretimi nedeniyle, As, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb ve Zn stokları, *T. domingensis*'te *C. zizanioides* 'ye göre 3, 7, 4, 7, 14, 7, 5 kat daha yüksek olduğu görülmüştür. Bu nedenle, *T. domingensis*, altın madeni sızıntı sularından metal alımı konusunda ümit verici bir alternatif olarak düşünülürken, *C. zizanioides* çok düşük büyüme oranları ve adaptasyon zorlukları nedeniyle çok uygun olmadığı düşüncesi ağır basmıştır.

Favas vd. (2016) yaptıkları çalışmada su-toprak-bitki matrislerindeki uranyum (U) konsantrasyonlarını ve Sevilha madeninde (uraniferöts bölgesi) çevresel U-kontaminasyonu için biyomonitör ve phyto remediator olarak hareket eden karasal ve sucul yerli bitki türlerinin akümülayon verimliliklerini incelemişlerdir. Farklı bölgelerden 22 familyaya ait toplam 53 bitki türü, toprak ve/veya su örnekleri ile birlikte toplanmıştır. U konsantrasyonu, çok çeşitli varyasyonlar göstermiştir ki toprak için 75 ila 557 mg/kg ve su için 0.4 ila 113 µg/L. Maksimum U birikimi potansiyeli, karasal bitkilerin köklerinde kaydedilmiştir: *Lanais squarrosus* (450 mg/kg), *Cortina corymbosa* (181 mg/kg ve *Juncus bufonius* (39.9 mg/kg) ardından suda yaşayan makrofitler, yani *Callitriche stagnalis* (55.6 mg/kg) *Lemna minör* (53.0 mg/kg) ve *Riccia fluitans* (50.6 mg/kg) tespit edilmiştir. Bitki dokularında U birikimi, aşağıdaki azalan eğilimi göstermiştir;

kök> yapraklar> gövde> çiçekler/meyveler şeklindedir. Bu köklerin bu radyonüklidi konakçı topraktan (fitostabilizasyon) biriktirmedeki benzersiz etkinliği doğrulanmıştır. Genel olarak, incelenen sucul bitkilerdeki (*L. minor*, *R. fluitans*, *C. stagnatis* ve *Lythrum portula*) birikim paterni, karasal emsallerinin çoğuna üstün gelmiştir. Karasal bitkiler arasında, *Asteraceae* ve *juncaceae* familyalarını temsil eden ailelerde daha yüksek ortalama biyokonsantrasyon faktörü (*C. corymbosa* ve *squarrosus*'un köklerinde yaklaşık 1'e) ve translokasyon faktörüne (*Anthyala integrifolia*'da 31) rastlanmıştır. Bu nedenle, bu karasal bitkiler, biriktirme, bolluk ve biyokütle üretimine dayanan fitostabilizasyon veya fito-ekstraksiyon metodolojilerinin geliştirilmesi için umut verici adaylar olarak değerlendirilmiştir.

Birkaç bitki türü uranyum biyoakümülyasyonu için, özellikle üst akümülatör olarak kabul edilmektedir. Uranyumun fizyolojik, biyokimyasal ve fotokimyasal reaksiyonlar üzerinde dinamik bir etkisi vardır. Bu çalışma, Imran vd. (2019) tarafından, *Biden pilosa*'nın uranyumu atık sudan arıtma kapasitesini ölçmek için gerçekleştirilmiştir. Sonuçlar, *B. pilosa* L.'nin sadece uranyum biriktirme kabiliyetine sahip olmadığını, üst kısımlarda yani yapraklarda ve gövdede birikebileceğini göstermiştir. Genel olarak kuru ağırlık esasına göre 1538 mg/kg kadar birikebilir. Uranyum birikimi, bitki türlerinde farklı işlemler altında hem fizyolojik hem de biyokimyasal indeksi değiştiren karmaşık bir süreç olduğu görülmüştür. Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopi (FTIR) analizi ayrıca uranyumun *B. pilosa* L.'nin temel kimyasal bileşimini değiştirmedeğini, ancak kimyasal bileşenlerin içeriği üzerinde bir etkiye sahip olduğunu vurgulanmıştır. Ayrıca bu bitkinin özellikle bir üst akümülatör olarak uranyum zenginleştirme kapasitesine sahip olduğu sonucuna varılmıştır.

Pek çok farklı metal/metaloid biriktirebilen bitki türleri hakkında henüz bilgi yoktur. Fitoremediasyon amaçları için uygun bitkiler hızlı büyümeli, yüksek biyokütleyle, derin köklere sahip olmalı ve hava kısımlarında bir dizi toksik maddeyi biriktirmeli ve tolere etmelidir. Bu çalışmada, Shtangeeva (2020) tarafından, yatık çimen ve buğdayda Br, Eu, Sc, Th (ve U) gibi eser elementlerin birikimi ve toleransını araştırmak için sera ve tarla deneyleri yapılmıştır. Bitkilerin biyoakümülyasyon yeteneklerini aynı koşullar altında yetiştirilen diğer bazı bitki türleriyle karşılaştırılmıştır. Ek olarak, tohumların *Cellulomonas* bakterileri ile aşılmasının, kirlenmiş topraktan eser elementlerin fitoekstraksiyonu üzerindeki etkilerini test edilmiştir. Buğdayın çok kirli topraklarda büyüyeceği ve çoğu bitki türü için tipik olan fizyolojik gereksinimleri aşan seviyelerde farklı toksik eser elementler biriktirebileceği saptanmıştır. Tohumların bakteri ile enfeksiyonu, çeşitli eser elementlerin alımında ve bunların üst bitki kısımlarına taşınmasında önemli bir artışa neden olmuştur. Tek başına veya mikroorganizmalarla kombinasyon halinde yatık otu veya buğdayın kullanımı, kontamine topraklardan metalleri/metaloidleri fitoekstrakte etmek için umut verici bir yol olduğu saptanmıştır.

Fitoremediasyon, çevredeki kadmiyum (Cd) ve kurşunun (Pb) olumsuz etkilerini azaltmanın en uygun maliyetli ve çevre dostu yollarından birisidir. Bu çalışma Cheraghi-Aliakbari vd. (2020) tarafından, *Myagrurn perfoliatum* ve *Sophora alopecuroides* içinde Cd ve Pb'nin biyoakümülyasyon faktörünü ve translokasyon faktörünü araştırmak için yapılmıştır. Ayrıca, kirlenmenin bitkilerin bazı büyüme tepkileri ve toprak biyolojik göstergeleri üzerindeki etkisi de değerlendirilmiştir. Kirlenmemiş bir toprak numunesi birkaç alt numuneye bölünmüş: bir alt numune kontrol olarak bırakılmıştır. Cd 'ün biyoakümülyasyon faktörleri tüm kontaminasyon seviyelerinde 1'den daha büyüktür ve bu da Cd'nin alınması ve fitostabilizasyonu için *Myagrurn perfoliatum* ve *Sophora alopecuroides*'in potansiyelini göstermektedir. Tek TF> 1, en yüksek Cd kontaminasyon seviyesinde yetiştirilen misk otunda Cd için elde edilmiştir. Pb'nin TF değerleri, Cd'nin Pb'ye kıyasla *Myagrurn perfoliatum* ve *Sophora alopecuroides*'in kökten dal kısmına daha fazla taşındığını gösteren Cd için elde edilenlerden çok daha düşüktür. Cd ve Pb'nin en yüksek kontaminasyon seviyeleri, *Myagrurn perfoliatum* ve *Sophora alopecuroides*'in büyüme tepkilerini önemli ölçüde etkilememiştir.

Antimon, diğer eser metallere (loid) kıyasla nispeten zayıf bir şekilde incelenen öncelikli bir çevresel kirleticidir. Özellikle, anaerobik koşulların genellikle baskın olduğu sulak alan çökeltilerindeki antimon davranışı, iyi drene edilmiş karasal toprak ortamlarına kıyasla, önemli ölçüde daha az ilgi görmüştür. Warnken vd. (2017) tarafından yapılan çalışmada, son kırk yıldır stibnit (Sb_2S_3) atıklarına maruz kalan tatlı su sulak arazisinin, çökeltilerindeki ve bitki örtüsündeki antimonun mekansal değerlendirmesi yapılmıştır. Tortudaki antimon konsantrasyonu, atık birikintisinden 150 m'ye benzer bir mesafede maksimum 22.000 mg/kg ila benzer bir 1000 mg/kg arasında hızla azalmıştır. Aksine, arsenik sulak alanda daha eşit bir şekilde dağılmıştır ve bu da mevcut hipoksik koşullar altında daha hareketli olduğunu göstermiştir. Sulak alan bitkilerinin dokularında daha az net eğilimler gözlenirken, su zambaklarındaki (2,5-195 mg/kg antimon konsantrasyonları, atık birikintisinden uzaklıkla ilgili net bir eğilim ve tortu konsantrasyonlarıyla hiçbir korelasyon göstermemiştir. Sazlar ve *Melaleuca sp.*, ağaçlar, nilüferlere kıyasla daha düşük antimon konsantrasyonlarına (sırasıyla <25 mg/kg ve 5 mg/kg) sahip olduğu gözlenmiştir. Ancak atıklara daha yakın ve daha yüksek konsantrasyonlar arasında istatistiksel olarak çok da anlamlı olmayan bir eğilim görülmüştür. Örneklenen tüm bitki türleri için, antimon konsantrasyonları, tortudaki daha yüksek antimon konsantrasyonlarına rağmen, arsenik konsantrasyonlarından ($Sb: As = 0.27-0.31$) tutarlı bir şekilde daha düşük olduğu gözlenmiştir. Genel olarak, bu çalışmanın sonuçları, tatlı su sulak alanlarındaki antimon ve arseniğin davranışında, bu tür alanların yönetimi ve iyileştirilmesi sırasında dikkate alınması gereken açık farklılıklar vurgulanmıştır.

Madencilik faaliyetlerinin kirleticiler maddeleri yerel ortamlara getirdiği ve daha geniş çapta dağıtık kirliliğe neden olduğu kabul edilmektedir. Mbadugha vd. (2020) yaptıkları bir çalışmada, İskoçya, Glendinning'deki eski metalik Louisa Madeninde arsenik ve antimon konsantrasyonu,

dağılımı ve kaderini incelemişlerdir. Kirlilik dağılımını haritalamak ve kirlilik kaynaklarını belirlemek için toprak ve yüzey suyu örneklenmiş ve analiz edilmiştir. Cevher işleme alanı ve atık yığınları ile ilişkili topraklarda sırasıyla 15.490 ve 1504 mg/kg olan maksimum As ve Sb konsantrasyonları belirlenmiştir. Yine de, topraktan salınan As ve Sb konsantrasyonları düzenleyici sınırları aşmıştır. Madenin hemen yakınındaki yüzey suyundaki As ve Sb konsantrasyonları bir oyuk deşarjından etkilenmiştir. Akan sulardan etkilenen konsantrasyonlar tatlı su için AB çevre standartlarını aşmazken, hem As, hem de Sb konsantrasyonları, maden sahasının yaklaşık 100 m akış aşağısında söz konusu çevresel standartların üzerinde keskin bir şekilde artmıştır. Su örneklerindeki değişmemiş As-Sb oranı, jeojenik bir kaynağı akla getirmektedir. Bölgedeki tarihi madenciliğin neden olduğu toprak kirliliği konusunda haklı bir endişe varken, terk edilmiş madenden daha çok yerli jeokimyasal süreçlerden etkilendiği kabul edilmiştir.

Khellaf ve Zerdaoui (2009), ağır metal kirliliğinin *L. minor*' ün büyümesi üzerine etkisini araştırmış ve *L. minor* L.' ün bakır ve kadmiyum kirliliği üzerine hassasiyeti çok yüksek, nikel ve çinko üzerine ise daha az olduğunu tespit etmişlerdir. Benzer şekilde araştırmacılar, çinko (Zn) bakımından kirlenmiş suların temizlenmesinde *L. gibba* L.' nin performansını incelemiş ve özellikle pH 6 değerinde ve 21°C sıcaklıkta bitkinin en yüksek alım kapasitesine sahip olduğunu vurgulamışlardır.

Yıldırım ve Sasmaz (2017) tarafından yapılan çalışma; Kütahya'nın yaklaşık 25 km batısında Gümüşköy Ag (As, Zn ve Pb) yatakları çevresinde gerçekleştirilmiştir. Bu yataklar ülkenin en büyük gümüş yataklarından birisidir. Çalışmada, As, Ag ve Pb'nin topraktan 11 karasal bitkiye birikmesi ve bitki kısımlarında taşınması incelenmiştir. Araziden bitki ve toprak örnekleri toplanmış ve As, Ag ve Pb içeriği ICP-MS ile analiz edilmiştir. İncelenen bitkilerin toprak, kök ve dallarındaki ortalama değerler sırasıyla As için 4771, 2320 ve 1340 mg/kg; Ag için 35.93, 10.19 ve 11.51 mg/kg ve Pb için 4180, 1424 ve 1050 mg/kg şeklinde saptanmıştır. Çalışma alanından toplanan bitkilerin topraktan As, Ag ve Pb alım kapasitelerine göre farklı gruplara ayrılmıştır. Sonuçlar, *Glaucium* kökü, *Phlomis* kökü ve dalları, As için *Verbascum* kökü, *Glaucium* kökü, *Silene* kökü ve dalları, Ag ve *Phlomis* kökü için *Verbascum* dalları ve Pb için dalların yüksek BKF-K ve BKF-G'e ye sahip olmaları nedeniyle iyi bir biyoakümülatör bitki olabilecekleri iddia edilmiştir. Bu nedenle, bu bitkiler Ag, As ve Pb tarafından kirletilen toprakların temizlenmesi veya iyileştirilmesi için faydalı olabileceği belirtilmiştir.

Miranda vd. (2010) tarafından yapılan çalışmada, *Lemna gibba* bitkisi, bir serada belirli sıcaklık periyodunda 50-300 mg/L konsantrasyon aralığında kurşun (Pb) metaline yedi gün süresince maruz bırakılmıştır. *Lemna gibba*' nın büyümesinde Pb etkisi, onüç gün boyunca aynı deneysel yöntem ile incelenmiştir. *Lemna gibba* tarafından en yüksek Pb akümülasyonu üçüncü gün sırasında 50 mg/L ile meydana gelmiştir. Kurşunun bütün test sonuçlarındaki konsantrasyonlarında su mercimeği gelişiminde kesinlikle %100 inhibitör (önleyici) etkisi olduğu

belirtilmiştir. Tüm testlerde en yüksek bağıl orana üçüncü günde ulaşılmış olup; toplam çözünür nişasta redüksiyonu % 59.3, toplam çözünür protein redüksiyonu % 94.7, toplam çözünür aminoasit artışı % 246, toplam çözünür şeker artışı %50 ve % 18.2 toplam fenol artışı %18.2 gibi toksisite etkileri görülmüştür. Bu çalışma, kurşun metalinin *L gibba* 'nın büyümesi sırasında toksik etkilere neden olduğunu kanıtlamıştır.

Bitki türlerinin, elementleri biriktirme yeteneklerinde farklılık göstermektedir. Türler içindeki genotipler, soylar ve çeşitler arasında da farklılıklar vardır. Stronsiyum besin zincirine öncelikle bitkiler yoluyla girer ve buğday ürünleri, Sr'nin insan vücuduna girdiği en önemli yollar arasındadır. Kastori vd. (2017) tarafından yapılan çalışmada elde edilen sonuçlar, incelenen türlerin ve genomların tahıllardaki Sr birikiminde önemli ölçüde farklılık gösterdiğini ortaya koymuştur. Tahılların ortalama Sr konsantrasyonu, çalışma yılına ve genotipe bağlı olarak 0.70 ile 3.89 mg/kg arasında değişmektedir. Yabani ve ekili tetraploid buğday genotiplerinin taneleri en düşük Sr konsantrasyonuna sahiptir. Modern yetiştirilen hekzaploid buğday çeşitleri, tahıllardaki Sr konsantrasyonunda önemli farklılıklar göstermiştir. Sr'nin arka plan konsantrasyonu nispeten düşük olduğunda bile, buğday genotiplerinin, farklı bir ölçüde de olsa, tahıllarda biriktirdiğini göstermektedir. Bu nedenle, tahılda daha az Sr biriktiren buğday genotiplerinin seçimi, gıda kalitesinin iyileştirilmesine katkıda bulunabilir.

Bharti ve Banerjee (2013), Hindistan'ın Singrauli Bölgesi'ndeki açık kömür ocağı çıkış sularındaki Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Pb, Cr and Cd gibi elementlerin, *Lemna minor* L. ve *Azolla pinnata* L. bitkileri kullanılarak temizlenmesi konusunu çalışmışlardır. Ortaya çıkan sonuçlar her iki bitkinin de kömür madeni çıkış suyundaki metalleri önemli oranda akümüle ettiğini göstermiştir. Dolayısıyla da bu iki bitkinin kirlenmiş suların arıtılmasında yaygın olarak kullanılmasını önermişlerdir

Tatar ve Obek (2014), *Lemna minor* ve *Lemna gibba* kullanarak borun arıtma sularındaki gideriminde çalışmış ve bu konuda her iki bitkinin de oldukça etkili olduğunu tespit etmişlerdir, Suda, düşük konsantrasyonlarda gözlenen borun, bu bitkilerle kısa sürede yüksek derecede boru akümüle etme yeteneğine sahip olduğunu saptamışlardır. Dolayısıyla bu bitkiler bor için iyi bir bioindikatör bitki olabileceği savunulmuştur.

4. MATERYAL VE METOD

4.1. Çalışma Alanı

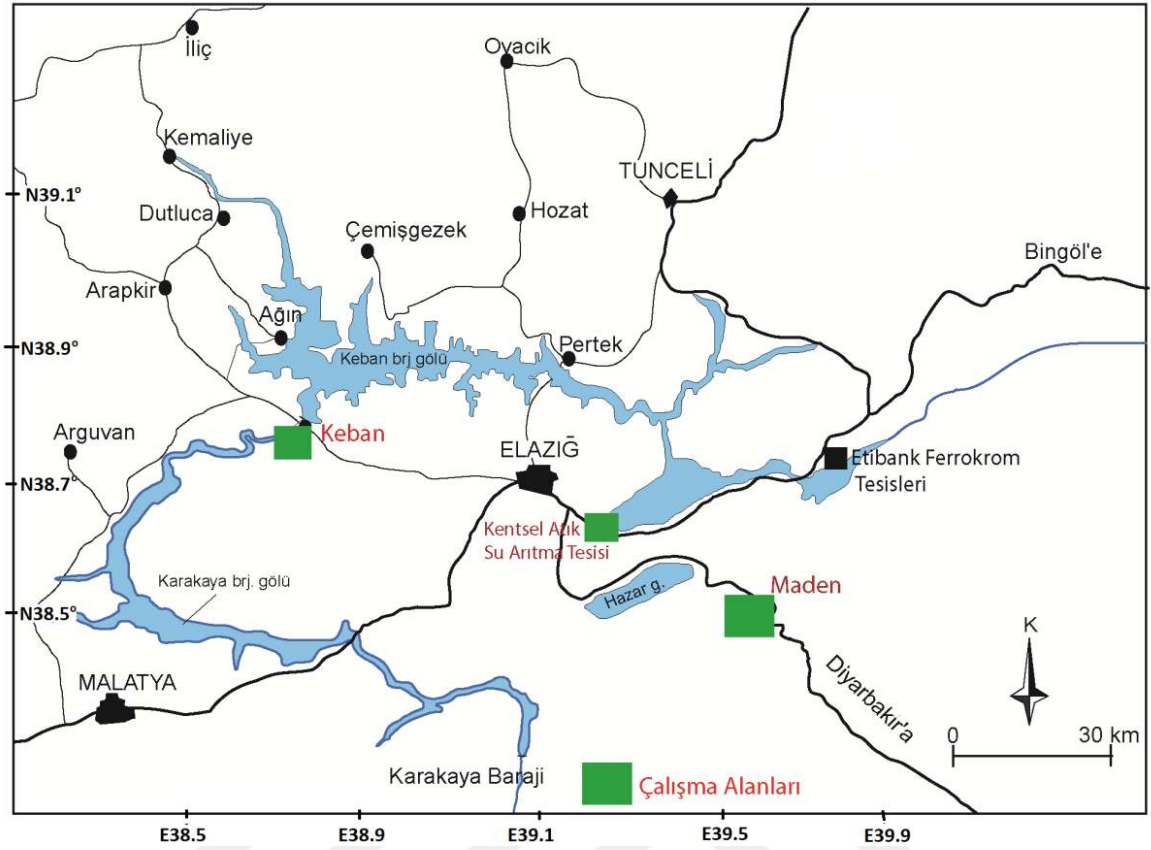
Bu çalışma üç farklı bölgede atık suların deşarj edildiği alıcı ortamlarında yetişen baskın sucul bitkiler ile sediment örneklerinde ağır metal düzeylerinin belirlenmesi amacıyla yürütülmüştür. Çalışma alanlarından toplanmış sediment ve bitki örneklerine ait lokasyonların koordinatları Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 4.1. Çalışma alanındaki örnek lokasyonlarına ait koordinatlar

Keban Bölgesi		Atıksu Arıtma Tesisi		Maden Çayı	
ECK-1	N38.786367° - E38.729027°	PGB-1	N38.594280° - E39.340708°	TMM-4	N38.390034° - E39.675127°
ECK-2	N38.786448° - E 38.729015°	PGB-2	N38.594512° - E39.341154°	BLM-1	N38.390132° - E39.675142°
JGK-1	N38.786355° - E38.729023°	PGB-3	N38.594330° - E39.340862°	BLM-2	N38.390173° - E39.675588°
JGK-2	N38.786344° - E38.729019°	PGB-4	N38.594684° - E39.341636°	LYM-1	N38.389888° - E 39.674522°
JGK-3	N38.786355° - E38.729032°	XMM-1	N38.595297° - E39.341938°	LYM-2	N38.389812° - E 39.674612°
PGK-1	N38.786362° - E38.729017°	XMB-2	N38.596126° - E 39.342309°	LYM-3	N38.390389° - E 39.676492°
PGK-2	N38.786351° - E38.729035°	XMB-3	N38.596770° - E39.343339°	SXM-1	N38.390466° - E 39.676508°
PGK-3	N38.786358° - E38.729018°	SXB-2	N38.596739° - E39.344197°	SXM-2	N38.390588° - E 39.677343°
TMK-1	N38.786369° - E38.729037°	SXB-3	N38.595332° - E39.346823°	TPM-1	N38.390601° - E 39.677231°
TMK-2	N38.786366° - E38.729032°	.	.	TPM-2	N38.390672° - E 39.678166°
.	.	.	.	PGM-1	N38.390727° - E 39.678064°
.	.	.	.	TMM-3	N38.390507° - E39.678858°

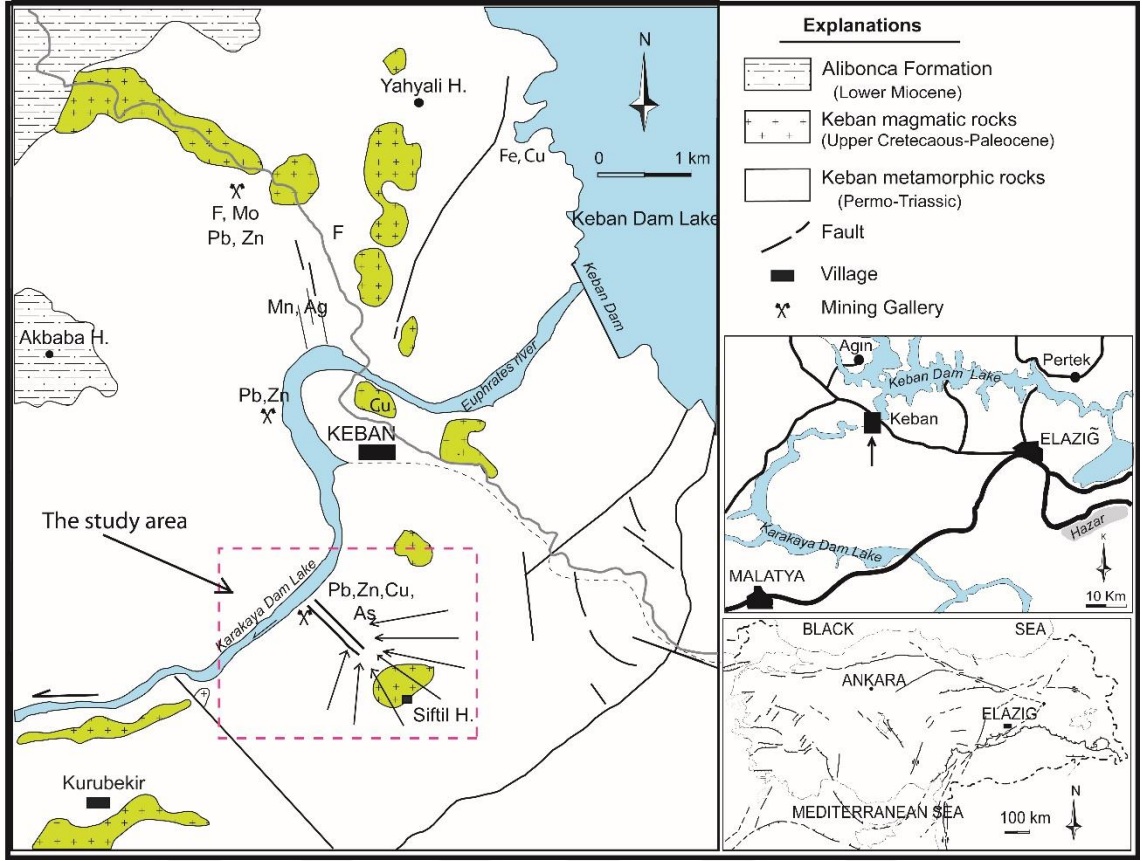
4.1.1. Keban Pb-Zn Madeni

Keban Pb-Zn madeni; Keban’ın yaklaşık 2 km güneyinde ve Karakaya Baraj Gölü yakınında yer almaktadır. Keban polimetalik yatağı, Türkiye’nin en büyük gümüşlü kurşun-çinko yatakları arasında yer almaktadır (Şekil 4.1 ve 4.2). Bu yatak birincil olarak Ag, Pb, Zn, Cu, Fe, Mn, F, W ve Mo gibi elementlerinin sülfür ve oksit minerallerinden oluşmaktadır. Doğu Fırat Bölgesi’nde özellikle Siftil Tepe ve Derebaca Bölgesi’nde tabakaları kesen hidrotermal Pb, Zn, Cu cevherleşmeleri, kalkışist-kristalize kireçtaşları dokanaklarında masif kütleler halinde Pb, Zn ve Cu cevherleşmeleri gözlenmektedir (Yılmaz vd., 1992; Kalender, 2000). Bölgedeki madencilik çalışmalarının M.Ö. 2000 yılından beri yapıldığı bilinmektedir (Seeliger vd, 1985) ve bu esnada bölgedeki madeni yeryüzüne çıkarmak amacıyla çok sayıda yarma ve galeriler açılmıştır Bu galerinin çıkış bölgesindeki alanda farklı sucul bitkiler yetişmektedir (Şekil 4.3).



Şekil 4.1. Çalışma alanı lokasyon haritası.

Siftil Tepe galerisi, Doğu Fırat Cevherleşme Bölgesi'ndeki en büyük galerilerden bir tanesidir. Bu ana galerinin Siftil Tepe yamaçları ve çevresindeki Pb-Zn madenlerini çıkarmak için kullanılmıştır ve içerisinde çok sayıda yan, üst ve tabana doğru sürülen pek çok galeri sisteminden oluştuğu bilinmektedir. Özellikle Siftil Tepe çevresindeki yüzey suları yeraltına süzülmekte, cevherli alanlarda dolaşarak, bu alanlardaki cevherleşmelere ait bazı metalleri değişik oranlarda çözerek bünyesine katmakta ve daha sonra da bu galeri vasıtasıyla dışarıya boşaltmaktadır. Dolayısıyla bu sular, yöredeki cevherli alandan beslenmiş olması nedeniyle metaller açısından zengin olduğu düşünülmektedir. Bu galerinin içerisinden yılın her mevsiminde özellikle bahar ve yaz aylarında yüksek debili, güz ayına doğru ise daha düşük debili akmaktadır. Galeriden çıkan su, hemen yanı başında bulunan Karakaya Baraj Gölü'ne dökülmektedir (Şekil 4.3). Galeriden çıkan suyun, hem galeri ağzında hem de Karakaya Baraj Gölü'ne döküldüğü alanlarda, özellikle galeri suyunun çözülü madde içeriğinin yüksek olması nedeniyle farklı sedimanlar çökelmiştir. Bu sedimanlar galeri ağzında bir miktar göllenme yapmış ve bu nedenle de burada çok sayıda su bitkisinin yetişmesine neden olmuştur. Bu bitkiler hem doğal olarak hem de galeriden çıkan sedimanlar üzerinde büyümüş ve galeri suyu ile beslenmiştir (Şekil 4.3).



Şekil 4.2. Keban bölgesi jeoloji haritası (Akgül, 2015)..



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)

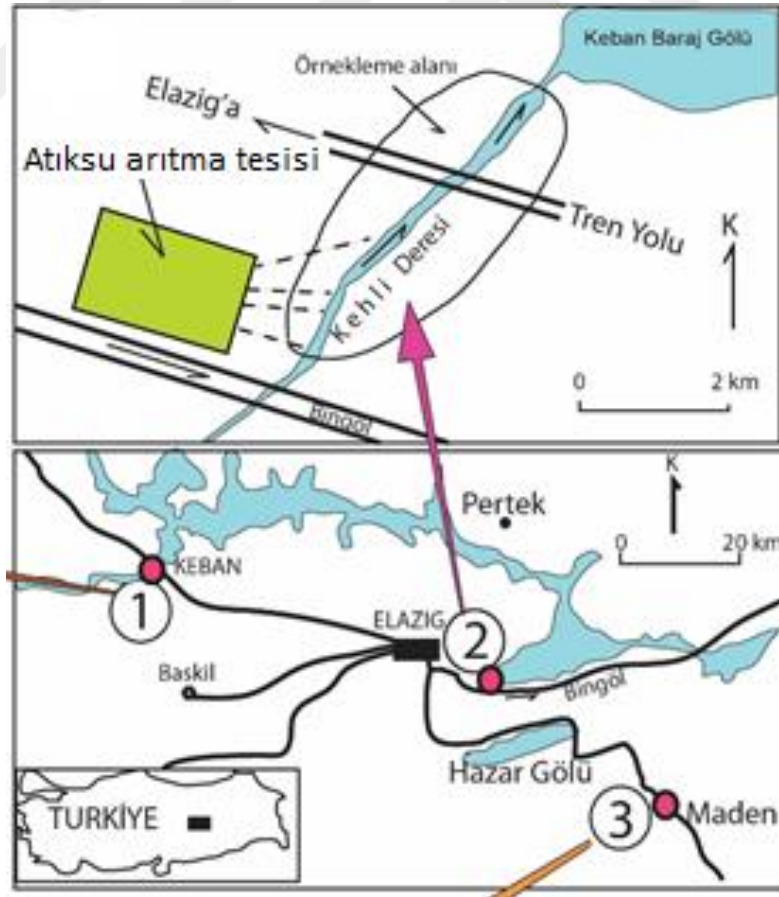


(f)

Şekil 4.3. Keban Pb-Zn galeri suyu çıkış alanında yetişen sucul bitkilerin görüntüleri. a: Keban Galerı Suyu çıkış alanının uzaktan görüntüsü, b: Galerı çıkış suyu üzerinde büyümüş sucul bitkilerin görüntüsü, c: *Eupatorium cannabinum*, d: *Tamarix tetrandra*, e: *Juncus*, f: *Phragmites australis*.

4.1.2. Atıksu Arıtma Tesisi

Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi, Elazığ-Bingöl yolu üzerinde 17. km'de yer almaktadır (Şekil 4.1 ve 4.4). Kehli Deresi, Elazığ İli'nin güneydoğusundan Keban Baraj Gölü'ne ulaşan ve yaklaşık 10 km uzunluğunda 500 km²'lik bir drenaj alanına sahiptir. Dere, atıksu arıtma tesisi çıkış sularını ve birçok yerleşim alanının kanalizasyon atıklarını Keban Baraj Gölü'ne taşımaktadır (Şekil 4.5). Kehli Deresi mevsimlere göre çok değişken debiye sahiptir ve bu dere boyunca farklı sucul bitkiler yetişmiştir (Şekil 4.5). Bu derenin suları özellikle yaz aylarında çevredeki tarım alanlarının sulanmasında kullanılmaktadır. Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi, Keban Baraj Gölü su havzasının kirlenmesini önlemek için 1994 yılında inşa edilmiştir. Atık Su Arıtma Tesisi 2020 kapasitesine göre yeniden projelendirilmiş olup, inşaatı, mekanik ve elektrik aksamaları 2020 yılının ihtiyaçlarını karşılayacak şekilde tasarlanmıştır. Arıtma tesisinin ilk etabı 300.000 eşdeğer nüfus ve 820 litre/saniye atık su akışına, ikinci aşama ise 550.000 eşdeğer nüfus ve 1671 litre/saniye atık su akışına göre planlanmıştır. Bu tesis ön arıtma, biyolojik arıtma ve çamur giderme birimlerinden oluşmaktadır (Obek vd., 2007; Topal vd., 2011; Topal, 2016; Topal ve Arslan Topal, 2016).



Şekil 4.4. Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi lokasyon haritası.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Şekil 4.5. Kehli Deresi'nden görüntüler; a: Kehli Deresi akış yönü; b: Kehli Deresi üzerinde büyümüş sucul bitkiler; c: Kehli Deresi kenarında pıtırak (*Xanthium strumarium*); d: *Phragmites australis* (kamuş); e: *Phragmites australis* (kamuş); f: Dere boyunca kurumuş söğütler (*Salix*).

4.1.3. Maden Cu İşletmesi

Maden bakır yatakları bu bölgede yaklaşık 4000 yıldır farklı medeniyetler tarafından bakırın kaynağı olarak kullanılmıştır. Yataklar, bazik volkanik kayalar ve esas olarak Eosen yaşlı kireçtaşı ve çamurtaşlarının arasını dolduran sülfür ve oksit cevherleşmeleri şeklinde bulunmaktadır. Bakır yatakları, Elazığ İli'nin yaklaşık 70 km doğusunda ve Maden İlçesi'nin hemen güneyinde yaklaşık doğu-batı uzanımlı, elipsoidal bir çanak içerisinde yer almaktadır (Şekil 4.1 ve 4.6). Üst zonlar demir şapka olarak tanımlanan oksitli ve karbonatlı demir mineralleriyle başlamış alta doğru ise sülfürler, sülfatlar ve oksitler şeklinde devam etmiştir. Ana yatak Türkiye'nin en büyük cevher kütlesine sahip bakır yataklarından biridir ve cevher boyutları yaklaşık 0,17 km derinlikte, 1 km uzunluğunda ve 0,5 km genişliğinde boyutlarda izlenmektedir. Ana cevher gövdesinin maksimum boyutu yaklaşık 50 x 300 x 550 m'dir. Esas olarak kalkopirit ve piritten ve yerel olarak pirotinit, arsenopirit, manyetit, barit, kuvars ve kalsitten oluşur. Süperjen zonundaki bornit, kovelit ve kalkosit mineralleri masif sülfat zonu ile gossanlar arasında gözlenir. Bu bölge yaygın olarak hem güncel madencilik çalışmaları, hem de eski madencilik faaliyetleri sırasında yoğun olarak kirlenmiştir (Griffiths vd., 1972). Maden çayı çevresindeki gözlenen yetişmiş bitkilerin görüntüleri Şekil 4.7'de gösterilmiştir.



Şekil 4.6. Çalışma alanı ve lokasyon haritaları.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Şekil 4.7. Maden Cu yatağı çevresinden görüntüler. a: *Typha latifolia*; b: Maden çayı kenarında büyümüş *Salix* ve *Phragmites australis* (söğüt ve kamış); c: *Bolboschoenus aschersus*; d: *Phragmites australis* (kamış); e: *Lythrum salicaria* (mor çiçekli) ; f: *Salix* (söğüt).

4.2. Bitki örneklerinin toplanması ve teşhisi

Seçilen üç çalışma alanlarındaki akarsu, kaynak, dere, su birikintisi ve nemli habitatlar gibi her türlü sucul habitatta gelişen ve doğal olarak yayılış gösteren sucul bitkilerin belirlenmesine yönelik arazi çalışmaları, 2019 yılının Ağustos ve Eylül aylarında ve vasküler bitkilerin vejetasyon dönemleri dikkate alınarak gerçekleştirilmiştir. Özellikle örnekleme yapılırken bu alanların kayalık, taşlı, çakıllı, kumlu gibi farklı zemin yapılarına sahip bölgeleri, akarsuyun hafif akıntılı kısımları, kenar bitkilenmesi olan veya olmayan kısımları, gölgeli veya ışık alan yerler gibi bir akarsuyun tüm özelliklerini yansıtabilecek farklı habitatlardan alınmasına dikkat edilmiştir. Bitki örnekleri, 3 ayrı örnekleme alanlarındaki rezerv alanları içerisinde, teşhislerinde önemli olan kısımlarına dikkat edilerek, toplanmış ve herbaryum yöntemlerine uygun bir şekilde herbaryum materyali haline getirilmiştir. İncelenen bitkiler çoğunlukla bir veya birkaç yıllık bitkilerden oluşmaktadır ve genellikle dere üzerinde dominant olarak büyümüşlerdir. Bitki örneklerinin tanımlanmasında temel olarak, “Flora of Turkey and the East Aegean Islands” adlı eser kullanılmıştır (Davis 1965-1985; Davis vd., 1988; Güner vd., 2000; Güneş, ve Özhatay, 2000). Bu eserin yanısıra diğer flora kitaplarından ve bitki teşhisinde yardımcı kaynaklardan da yararlanılmıştır (Erik vd., 1998; Ketenoğlu vd., 2000; Seçmen vd. 2000; Dirmenci, 2006).

Teşhis edilen bitki taksonları, “Flora of Turkey and the East Aegean Islands” adlı eserdeki filogenetik sıra gözönüne alınarak sıralanmıştır. Çalışma alanında belirlenen bitki taksonlarının popülasyonlarının risk durumları IUCN (2001), Ekim (2009) tarafından yayımlanan “Türkiye Bitkileri Kırmızı Kitabı” adlı eserden yararlanılarak düzenlenmiştir. Bitkilerin tür tespiti yapılırken, hem çiçek hem de tohum dönemlerinde alınmasına dikkat edilmiştir. Araziden toplanan bitkiler Fırat Üniversitesi Biyoloji Laboratuvarı’na getirilerek, tür tespitleri Prof. Dr. Şemsettin CİVELEK ve Prof. Dr. A. Harun EVREN tarafından gerçekleştirilmiştir. Bitki türlerinin seçimi ise bölgede gözlenen baskın türlerden olmasına dikkat edilmiş ve bu türlerden örnekleme yapılması önerilmiştir (Şekil 4.3, 4.5 ve 4.7).

Keban, Atıksu arıtma tesisi ve Maden çevresinden toplanan bitkiler ve örnek numaraları Tablo 4.2’de liste halinde verilmiştir. Bu bitkiler; *Eupatorium cannabinum* (koyun pıtrağı), *Juncus*, *Phragmites australis* (kamuş), *Tamarix tetrandra* (gezik), *Xanthium strumarium* (pıtrak), *Salix* sp. (söğüt), *Bolboschoenus aschersus*, *Lythrum salicaria* (hevhulma) ve *Typha latifolia* (hasırotu) dır. Keban Bölgesi’nde *E. cannabinum*, *Juncus*, *T. tetrandra* ve *P. australis*; Maden Bölgesi’nde *P. australis*, *T. tetrandra*, *X. strumarium*, *Salix* sp., *B. aschersus*, *L. salicaria* ve *T. latifolia*; Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suları-Kehli Deresi boyunca *X. strumarium*, *P. australis* ve *Salix* sp. bitkileri toplanmıştır.

Tablo 4.2. Keban, Atıksu arıtma tesisi ve Maden çevresinden toplanan bitkiler ve örnek numaraları

<u>Keban Bölgesi Bitkileri</u>		<u>Atıksu Arıtma Tesisi Bitkileri</u>		<u>Maden Bölgesi Bitkileri</u>	
ECK-1	<i>Eupatorium cannabinum</i>	PGB-1	<i>Pragmites</i>	TMM-4	<i>Tamarix tetrandra</i>
ECK-2	<i>Eupatorium cannabinum</i>	PGB-2	<i>Pragmites</i>	BLM-1	<i>Bolboscholnus ascbersus</i>
JGK-1	<i>Jungus</i>	PGB-3	<i>Pragmites</i>	BLM-2	<i>Bolboscholnus ascbersus</i>
JGK-2	<i>Jungus</i>	PGB-4	<i>Pragmites</i>	LYM-1	<i>Lythnium salicaria</i>
JGK-3	<i>Jungus</i>	XMM-1	<i>Xanthium</i>	LYM-2	<i>Lythnium salicaria</i>
PGK-1	<i>Pragmites</i>	XMB-2	<i>Xanthium</i>	LYM-3	<i>Lythnium salicaria</i>
PGK-2	<i>Pragmites</i>	XMB-3	<i>Xanthium</i>	SXM-1	<i>Salix</i>
PGK-3	<i>Pragmites</i>	SXB-2	<i>Salix</i>	SXM-2	<i>Salix</i>
TMK-1	<i>Tamarix tetrandra</i>	SXB-3	<i>Salix</i>	TPM-1	<i>Typha latifolia</i>
TMK-2	<i>Tamarix tetrandra</i>			TPM-2	<i>Typha latifolia</i>
				PGM-1	<i>Pragmites</i>
				TMM-3	<i>Tamarix tetrandra</i>

4.3. Bitki, Su ve Sediment Örneklerinin Analize Hazırlanması

4.3.1. Bitki Örnekleri

Çalışmada tür teşhisi tamamlanan dokuz bitki türü, en yoğun ve dominant yayılış gösterdikleri alanlardan örneklenmiştir. Her bitki örneği kendi kök bölgesi sedimenti ile alınıp değerlendirileceğinden bitkiler örneklenirken buna dikkat edilmiş ve kök bölgesi sedimentleri ile beraber alınmıştır (Şekil 4.3.). Örnekleme sırasında özellikle sağlıklı bitkilerin seçilmesine özen gösterilmiştir. Alınan örnekler vakit geçirmeden laboratuvara taşınmıştır. Laboratuvara getirilen bitki örnekleri önce çeşme suyu ile yıkandıktan sonra, saf su ile durulanmış ve süzgeç kağıdı üzerinde kurutulmuştur. Daha sonra 60 °C'de yaklaşık 24 saat süreyle etüvde kurutulan örnekler, tartılarak, plastik poşetlerde saklanmıştır. Daha sonra ise bitki gövde ve kökleri, 300 °C 'de 24 saat süre ile külleştirilmiştir. Kül örnekleri yeniden tartılarak, her bir örnek için külleşme miktarları belirlenmiştir. Bu kül örnekleri çeşitli element analizleri için Kanada ACME laboratuvarına gönderilmiştir. Bu kül örneklerinden 1 gr. alınarak, bir saat süre ile HNO₃, HCl, H₂O içinde karıştırılarak, çözelti içerisinde çürütülmüş, ardından da metal analizleri ICP-MS'de (Perkin Elmer Elan 9000) gerçekleştirilmiştir. Daha sonra ise kül örneklerine ait sonuçlar, kuru ağırlık bazına dönüştürülmüştür.

Çalışma alanından toplanmış bitki, su ve sediment örneklerinde Ag, Al, As, Au, B, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sb, Se, Sr, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Zn gibi elementler ICP-MS (Perkin-Elmer ELAN 9000) cihazında analiz edilmiştir.

4.3.2. Su Örnekleri

Bu çalışmada, Elazığ Kentsel Atık Su Arıtma Tesisi çıkış sularının deşarj edildiği Kehli Deresi suyu, Keban yöresindeki Pb-Zn yataklarının bulunduğu alanlardan çıkan galeri çıkış suları ve Maden Bakır Yatağı çıkış sularının deşarj edildiği Maden Çayı suyu alınmıştır.

Su numuneleri plastik numune kaplarına (3 L) konularak, Fırat Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvarlarına getirilmiştir. Çevre Mühendisliği laboratuvarına getirilen su numuneleri ön işlemlerden sonra fiziksel ve kimyasal parametrelerin analizlenmesi için ISO 17025 kalite sistemi tarafından akredite edilmiş DSİ laboratuvarında (Elazığ) standart yöntemlere göre analiz edilmiştir (APHA, 1999). Ayrıca alınan atıksu numunelerinde pH, sıcaklık, bulanıklık, çözünmüş oksijen, Elektriksel iletkenlik (EI), HCO_3^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , F^- , ortofosfat, KOİ ve Toplam N analizleri de yapılmıştır (Tablo 4.3). Elde edilen sonuçlar, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (Resmi Gazete, 2004)'nde belirtilen limitler ile karşılaştırılmıştır. Ayrıca suların pH, sıcaklık, çözünmüş oksijen ve elektriksel iletkenlik ölçümleri arazide yerinde ölçülmüştür (Tablo 4.3 ve 5.1).

Ağır metal analizleri için alınan su örnekleri önceden temizlenip etiketlenen steril tüplere konulmuştur. Su örnekleri, üzerine % 0.1'lik nitrik asit ilave edilerek asitlendirilmiştir. Böylece ortamdaki mevcut organizmaların ve bakterilerin biyolojik aktiviteleri sona erdirilerek, metallerin başka formlara dönüşümleri önlenmiştir. +4°C'de saklanan su örnekleri çeşitli iz element analizleri için Kanada ACME laboratuvarına gönderilmiştir.

4.3.3. Sediment Örnekleri

Sediment örnekleri, bitki kökünün beslendiği alandan, yaklaşık 0.20 ila 0.60 m derinliklerden alınmıştır. Sediment örnekleri öncelikle kaba bir eleme işlemi takiben, 100 °C'de fırında kurutulmuş, daha sonra, HCl; H_2O ; HNO_3 karışımı içerisinde 95 °C'de bir saat süre ile bekletilmiştir. Ekstrakte edilen sediment örnekleri ICP-MS'de (ACME, Kanada) her bir element için analiz edilmiştir.

4.4. Verilerin Değerlendirilmesi

Verilerin değerlendirilmesi aşamasında bitkilerin fitoremediasyon kabiliyetlerini belirlemek için kök için **biyokonsatrasyon faktörü (BKF-K)**, gövde için **biyokonsatrasyon faktörü (BKF-G)** ve Translokasyon Faktörü (TLF) hesaplamaları yapılmıştır.

Tablo 4.3. Su örneklerine ait su kalitesi parametrelerinin analitik yöntemi ve birimi.

Parametreler		Birim	Analitik Metod
Sıcaklık (T)		°C	Sıcaklık probu
pH		-	Potansiyometre /pH probu
Elektriksel İletkenlik (Eİ)		µS cm ⁻¹	Konduktivimetre probu
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)		mg/L	Kapalı Reflü. Titrimetrik Yöntem
HCO ₃ ⁻		mg/L	Spektrofotometrik Metod
Nitrat (NO ₃ ⁻)		mg/L	Spektrofotometrik Metod
Sülfat (SO ₄)		mg/L	Spektrofotometrik Metod
Klorür (Cl ⁻)		mg/L	Spektrofotometrik Metod
Florür (F ⁻)		mg/L	Spektrofotometrik Metod
Ortofosfat		mg/L	Spektrofotometrik Metod
Toplam N		mg/L	Spektrofotometrik Metod

4.4.1. Kök için Biyokonsantrasyon Faktörü (BKF-K)

Kök için biyokonsantrasyon faktörü (BKF-K), her numune için bitki kök değerinin sediment değerine bölünmesi ile bulunmuştur. Bu değer sedimentten bitki köküne taşınan metal oranını gösteren bir değer olarak kabul edilir. Hiperakümülatör bitkilerin BKF-K değerleri 1'den büyüktür, ancak 1'den düşük değerler metal dışlayıcı bitkiler olarak kabul edilmektedir

$$\text{Kök için biyokonsantrasyon faktörü (BKF - K)} = \frac{\text{Kökteki metal konsantrasyonu (mg/kg)}}{\text{Sedimentteki metal konsantrasyonu (mg/kg)}} \quad (1)$$

4.4.2. Gövde için biyokonsantrasyon faktörü (BKF-G)

Gövde için biyokonsantrasyon faktörü (BKF-G), çalışma alanındaki her bir örnek için gövde değerinin sediment değerine bölünmesi ile hesaplanmıştır. Bu değer, her numune için sedimentten gövde kısmına taşınan metallerin biriktirme performansını gösterir. Bu yüzden; BKF-G, bir bitki gövdesinin saklama ve biriktirme kabiliyetini gösterir. Hiperakümülatör bitkilerin BKF-G değerleri 1'den fazla iken, akümülatör olmayan bitkiler için BKF-G değeri 1'den düşüktür.

$$\text{Gövde için biyokonsantrasyon faktörü (BKF - G)} = \frac{\text{Gövdedeki metal konsantrasyonu (mg/kg)}}{\text{Sedimentteki metal konsantrasyonu (mg/kg)}} \quad (2)$$

4.4.3. Translokasyon Faktörü (TLF)

Translokasyon faktörü (TLF), bitki kökünden bitki gövdesine taşınan metal oranı olarak tanımlanmaktadır. Bu oran hiperakümülatör bitkilerde 1'den çok defa yüksektir, bazen onlarca

bazen ise yüzlerce kat olabilmektedir. Metal akümülatör türlerinde 1.0'dan yüksek TLF'lerin belirlendiğini, metal hariç tutulan türlerde ise TLF'nin tipik olarak 1.0'dan düşüktür.

$$\text{Translokasyon Faktörü (TLF)} = \frac{\text{Gövdedeki metal konsantrasyonu (mg/kg)}}{\text{Kötteki metal konsantrasyonu (mg/kg)}} \quad (3)$$

4.4.4. Sedimentte organik madde ve tane boyu içeriğinin hesaplanması

Çalışma alanındaki sediment örneklerinin toplam organik madde içerikleri aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır. Her üç bölgeye ait sediment örnekleri öncelikle 90 °C'de 2 saat süre kurutulmuş ve elenmiştir. Bu kurutulmuş sediment örneğinden 5 gr alınarak, porselen kroze içerisine konulmuş ve serbest tartımı yapılmıştır. Daha sonra ise, bu kroze 440 °C'de 4 saat süre ile etüvde yakılmıştır. Yakma işlemi sonrasında içinde toprak bulunan kroze tekrar tartılmış ve topraktaki kayıp miktarı organik madde olarak değerlendirilmiştir. Aynı şekilde sedimentte tane boyu analizleri ise farklı tane boyundaki elekler kullanılarak, sediment içerisindeki kum, kil ve silt içerikleri belirlenmiştir. Bu işlemler, Fırat Üniversitesi Jeokimya Laboratuvarı'nda gerçekleştirilmiştir.

4.5. İstatistiksel Analiz

Bu çalışmada elde edilen verilerin istatistiksel analizi, SPSS 15.0 paket yazılımı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Su, sediment ve bitki örneklerinin her biri için analizler 3 paralel olacak şekilde gerçekleştirilmiş ve ölçüm sonuçlarının ortalaması alınmıştır. $p \leq 0,05$ değeri anlamlı olarak değerlendirilmiştir. Elementlerin Pearson korelasyon analizleri Mikrossoft Excel Programı kullanılarak hesaplanmıştır.

5. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu çalışmada; Elazığ Merkez Yazıkonak köyü sınırlarında Kehli Deresi üzerinde yer alan Elazığ Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suları, Keban yöresindeki Pb-Zn yataklarının bulunduğu alanlardan çıkan galeri suyu ve Türkiye'nin en büyük bakır yataklarından birisi olan ve yüzyıllardır bölgeden bakır üretiminin yapıldığı Maden Bakır Yatağı kaynaklı sularının deşarj edildiği suların niteliği, sedimentlerin ağır metal konsantrasyonları ve bu alanlarda yaşayan baskın sucul bitkilerin, sedimentten ağır metal alım kapasiteleri incelenmiştir. Bu kapsamda bölgedeki çıkış sularının anyon, katyon ve iz element analizleri gerçekleştirilmiş, ardından bu üç bölgede görülen baskın bitkilerin sedimenti, kök ve gövdedeki farklı elementler için analiz edilerek, bu alanlardaki her bir element için akümülatör türler tespit edilmiştir.

5.1. Su Kalitesi Analiz Sonuçlarının Değerlendirilmesi

Bu çalışmada Elazığ Kentsel Atık Su Arıtma Tesisi çıkış sularının deşarj edildiği Kehli Deresi, Keban Pb-Zn yataklarının bulunduğu alanlardan çıkan galeri çıkış suları ve Maden Bakır Yatağı çıkış suları ve Maden Çayı çevresinde yerüstü sularının su kalitesinin belirlenmesi amacıyla; örnekleme noktalarında anlık olarak pH, Elektriksel iletkenlik (EI), çözünmüş oksijen (ÇO) ve sıcaklık ölçümleri yapılmıştır. Numuneler laboratuvara getirildikten sonra bulanıklık, bikarbonat (HCO_3^-), nitrat (NO_3^-), sülfat (SO_4^{2-}), klorür (Cl^-), florür (F^-), ortofosfat, toplam azot (TN), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), Kjeldahl N ve ICP-MS'in dedeksiyon limiti üzerinde analiz edilen çeşitli iz element analizleri gerçekleştirilmiştir. Analiz sonuçları 30.11.2012 tarih ve 28483 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe giren Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) ile karşılaştırılmıştır. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'nin ana amacı; yerüstü sular ile kıyı ve geçiş sularının biyolojik, kimyasal, fiziko-kimyasal ve hidromorfolojik kalitelerinin belirlenmesi, sınıflandırılması, su kalitesinin ve miktarının izlenmesi, bu suların kullanım maksatlarının sürdürülebilir kalkınma hedefleriyle uyumlu bir şekilde koruma kullanma dengesi de gözetilerek ortaya konulması, korunması ve iyi su durumuna ulaşılması için alınacak tedbirlere yönelik usul ve esasların belirlenmesidir (YSKY, 2012). YSKY'nde yerüstü su kütlelerinde bazı parametreler için çevresel kalite standartları ve kullanım maksatları ayrıntılı bir şekilde açıklanmış ve Ek-5 Tablo 2'de su kalite kriterleri verilmiştir. Yönetmelik incelendiğinde su kalite sınıfları çok iyi, iyi, orta ve zayıf olarak belirlenmiştir.

Su numuneleri analiz sonuçları, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY) su kalite sınıfları ve değerleri Tablo 5.1 'de verilmiştir.

Tablo 5.1' den de görüldüğü gibi pH, sıcaklık ve EI değerleri tüm örnekleme noktalarında sınır değerinin altındadır. Madenlerden ve Kehli Deresinden alınan su örnekleri, Yerüstü Su

Kalitesi Yönetmeliği (YSKY)’nde, belirtilen su kalite sınıflamasına göre karşılaştırıldığında, pH ve Eİ değerleri tüm örnekleme noktalarında yerüstü sularının su kalite sınıfı “Sınıf -I” olarak (çok iyi) belirlenmiştir.

Doğal su ortamlarında nitrat değeri makul seviyelerde bulunur. Tarımsal gübre ve hayvansal atıkların oluşmasıyla nitrat değerinde artmaların olması kirliliğin oluşmasına sebep olabilir. Her üç örnekleme noktasının yerüstü sularında tespit edilen NO_3^- -N konsantrasyonları YSKY’nde belirlenen değerlerle karşılaştırılmıştır. Maden Cu yatağından çıkan yerüstü sularına ait NO_3^- -N konsantrasyonları 3 mg/L’den küçük olduğu için NO_3^- -N açısından su kalite sınıfı Sınıf-1 olarak belirlenmiştir (Tablo 5.1). Elazığ Kenti Atıksu Arıtma tesisi çıkış sularının döküldüğü Kehli deresinde NO_3^- -N konsantrasyonu 8, 66 mg/L’dir. YSKY’nde NO_3^- -N konsantrasyonu 3 ila 10 mg/L arasında olan sular Sınıf-2 kalitesinde sular olarak tanımlanmıştır. Kehli Deresi NO_3^- -N açısından su kalite sınıfı Sınıf-2 (iyi) olarak belirlenmiştir; Keban Pb-Zn galeri suları ise NO_3^- -N açısından su kalite sınıfı Sınıf- IV (zayıf) özelliği göstermektedir (Tablo 5.1). Yerleşim merkezine yakın alanlarda oluşan insan ve hayvan atıklarının doğal kaynaklara sızmasıyla veya tarım alanlarında kullanılan gübrenin yağış nedeniyle nehirlerle ulaşmasıyla ortamda nitrat oranı artar. Keban galeri suyunda ölçülen değerlerin daha yüksek çıkması, o noktada hayvancılığın yaygın olarak görülmesinden kaynaklı olduğu düşünülebilir. Yüzey suyunda genellikle nitrat iz miktarlarda bulunur ve çoğu fotosentetik ototroflar için temel besi maddesi olmasından dolayı gelişimi sınırlayıcı olduğu durumlar da mevcuttur (APHA, 1999).

Yüzeysel sulara karışan azot kaynakları doğal ve tarımsal kaynaklardan olabilir. Çalışmada elde edilen toplam N ve Kjeldahl N verileri YSKY’nde belirlenen toplam N ve Kjeldahl N konsantrasyonları ile karşılaştırılmıştır (Tablo 5.1). Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY)’ne göre, Kjeldahl N değerleri tüm örnekleme noktalarında yerüstü sularının su kalite sınıfı “Sınıf -I” olarak (çok iyi) belirlenmiştir. Toplam N değerleri ise Maden Cu yatağı ve Kehli Deresi yerüstü sularının su kalite sınıfı Sınıf- I olarak (çok iyi) belirlenmiştir. Toplam azot, Keban Pb-Zn galeri yerüstü sularında ise Sınıf -II (iyi) özelliği göstermektedir. Azot ve fosforun yüzey sularında bulunması su kalitesi açısından önemlidir. Gübre ve hormonların besin endüstrisinde ve tarımda aşırı kullanımı, azot ve fosfor içeren atık suların tarımda sulama suyu olarak kullanımı ötrofikasyon artışına neden olmuştur. Azot bileşikler kirlilik açısından çok büyük etkilere sahiptir.

Tablo 5.1. Keban Pb-Zn galeri suyu, Maden Cu yatağı çıkış suları ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının fiziko-kimyasal ve anyon analiz sonuçları ve Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY)’ne göre Su Kalite Sınıfları

Parametre	Örnekleme noktaları			Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY)’ne göre Su Kalite Sınıfları			
	Keban Galerisi	Maden Çayı	Kehli Deresi	I (Çok İyi)	II (İyi)	III (Orta)	IV (Zayıf)
Sıcaklık, °C	20.6	20.5	20.8				
Bulanıklık	29.8	13.00	22.1				
pH	7.57± 0.2	8.36 ± 0.3	7.6±0.2	6-9	6-9	6-9	6-9
El, mS cm ⁻¹	2.38±0.14	1.51 ±0.03	1.05±0.02	< 400	1000	3000	> 3000
KOİ, mg/L	-	-	182±11	< 25	50	70	> 70
HCO ₃ ⁻ , mg/L	1590	232.5	865				
NO ₃ ⁻ , mg/L	27.8± 2.2	2.44 ± 0.4	8.66 ± 0.5	< 3	10	20	> 20
SO ₄ ⁻ , mg/L	1297± 31	50.9± 2.1	12.9 ± 0.4	≤ 2	5	10	> 10
Cl ⁻ , mg/L	55.5± 8.1	4.75 ± 0.69	88.2± 5.1				
F ⁻ , mg/L	0.51± 0.21	0.078±0.032	0.22±0.01	≤ 1000	1500	2000	> 2000
Ortofosfat, mg/L	14.5± 6.6	-	9.78 ± 1.2	< 0,05	0,16	0,65	> 0,65
Toplam N	6.32	0.69	1.25	< 3,5	11,5	25	> 25
Kjeldahl N	0.022	0.14	0.04	< 0,5	1,5	5	> 5

Çalışmada elde edilen KOİ verileri YSKY’nde belirlenen KOİ konsantrasyonları ile karşılaştırılmıştır. YSKY’ne göre; KOİ konsantrasyonu 25 mg/L’den küçük olan sular Sınıf-I kalitesinde sular olarak; 25 ila 50 mg/L arasında olan sular Sınıf-II kalitesinde sular olarak; 50 ila 70 mg/L arasında olan sular Sınıf-III kalitesinde sular olarak ve 70 mg/L’den büyük olan sular Sınıf-IV kalitesinde sular olarak ifade edilmiştir (Tablo 5.1). Bu çalışmada Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının deşarj edildiği Kehli Deresi’nden alınan su örneklerinde tespit edilen KOİ konsantrasyonları 182 mg/L olduğundan yerüstü sularının KOİ açısından su kalite sınıfı Sınıf-IV olarak belirlenmiştir. (Tablo 5.1). Bu sonuç da, olasılıkla evsel nitelikli atıksu arıtma tesisi çıkış sularının Kehli Deresi’ne deşarj edilmesi sonucu ile ilişkili olmalıdır.

Çözünmüş oksijen değeri bütün örnekleme noktalarında I. su kalite sınıfında yer almaktadır. Akarsu ve göl ekosistemlerinde birincil üretimi sınırlayan ve aynı zamanda tetikleyen bir parametre olan orto-fosfat fosforu (o-PO₄-P) önemli bir parametredir. Sudaki nutrient fazlalığı ve mikrobiyal aktiviteye bağlı olarak suyun rengi bulanır ve çözünmüş oksijen seviyesi düşer. Ortofosfat yönünden her üç örnekleme noktası da YSKY’ne göre su kalite sınıfı Sınıf-IV olarak belirlenmiştir (Tablo 5.1).

Su içerisine ışığın geçişini engelleyen, suyun berraklığını değiştiren her türlü askıdaki katı madde suda bulanıklık oluşturur. Bulanıklık sudaki fitoplanktonların ve bentik alglerin gelişimini etkilediği gibi diğer hayvansal organizmaların av, avcı, üreme ve beslenme ilişkileri üzerinde doğrudan etkilidir (Bellingham, 2009). Keban galeri suyunda bulanıklık değerlerinin fazla olmasının nedeni kış mevsiminden sonra karların eriyerek dağdan gelen katı maddelerin erozyon ve diğer fiziksel kanunlarla bölgeye karışması olarak yorumlanır. Ayrıca yağın yağmurların da bulanıklık değerlerinin artışında önemli rol oynadığı söylenebilir.

Çalışma alanındaki suların bikarbonat (HCO_3^-) değerleri incelendiğinde (Tablo 5.1), Keban galeri suyunun bikarbonat değeri diğer iki bölgedeki sudan çok daha yüksektir. Bu da olasılıkla Keban galeri suyu çevresinde yaygın olarak gözlenen karbonatlı kayalarla ilişkili olmalıdır. Maden-Cu yatağından çıkan suların bikarbonat değerleri ise oldukça düşüktür. Bu da olasılıkla bölgede yaygın olarak yüzeyleme gösteren bazik kayalarla ilişkilidir.

Su içerisindeki çözünmüş madde miktarlarının artış göstermesi çözünmüş katılar, Cl^- ve elektriksel iletkenliğin artışıyla tamamlanır. Sülfat, tuzluluğun oluşmasına sebep olan doğal anyonlardan biridir ve biyolojik verim artışı sağlanmaktadır (Serdar, 2015). Suların SO_4 değerleri incelendiğinde, Keban galeri sularında daha yüksek gözlenirken, diğer bölgelerde daha düşük konsantrasyonlarda gözlenmiştir. Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği'nde (YSKY), belirtilen su kalite sınıflamasına göre karşılaştırıldığında SO_4^- değerleri tüm örnekleme noktalarında su kalitesi açısından IV. su kalite sınıfında yer almaktadır (Tablo 5.1). Özellikle Keban galeri sularında SO_4^- değerlerinin çok yüksek olması, beslenme alanında sıkça gözlenen sülfürlü minerallerin ayrışması sonucunda galeri suyuna karışmış olması olarak ifade edilebilir. Genellikle yüzey suları 2-80 mg/L aralığında sülfat iyonu içerir. Endüstriyel deşarjların yapıldığı sularda ve kurak bölgelerde 1000 mg/L'ye kadar yükselebildiği halde bir suyun kirli sayılabilmesi için sülfat konsantrasyonunun 400 mg/L'nin üzerinde olması gerekmektedir (Chapman ve Kimstach, 1996; Göksu, 2003). İnsani tüketim amaçlı sularda sülfat derişimine 250 mg/L'ye kadar izin verilmektedir. Keban Galerisi suları sülfat iyonu açısından sucul hayat için sorun oluşturabilecek durumda olduğu görülmektedir.

Çalışma alanlarından alınan su örneklerinde Na^+ ve Cl^- değerleri arasında doğru orantı olduğu görülmektedir (Tablo 5.1 ve Tablo 5.2). Sodyum miktarı arttıkça klorür değerleri artmakta ve Na^+ değerleri azaldıkça Cl^- değerleri de azalmaktadır. Yüzeysel sulara klorür, doğal olarak sedimanter yapıda kayaların yıpranması ile antropojenik olarak endüstriyel ve evsel atık sular, tarımsal drenaj suları ve kış aylarında buzlanmayı önlemek için yollara dökülen fazla miktardaki tuzların taşınmalarıyla girer. Bu etkenler göz önüne alındığında çalışma alanında bulunan derelerin Cl^- değerlerini etkileyen etkenlerin jeolojik nedenler, antropojenik faktörler ve yerleşim yerine yakınlıktan kaynaklandığı düşünülmektedir. Na^+ ve K^+ değerleri arasında da doğru orantı olduğu görülmektedir. Buna göre Na^+ miktarı arttıkça K^+ miktarı da artmakta, Na değerleri azaldıkça K da azalmaktadır. Çalışma alanı sularının Na değerleri, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY, 2004, 2008) değerleri ile karşılaştırıldığında (Tablo 5.2), Elazığ Kent Atıksu Arıtım Tesis Suları yüksek değerlere sahiptir ve bu da SKKY (2004; 2008) değerlerine göre, 1. su kalite sınıfına dahil olduğu görülmektedir. Doğal suların potasyum miktarı azdır. Suların çoğunluğundaki potasyum miktarı 20 mg/L'den daha azdır. Bazen, sularda daha yüksek konsantrasyonlarda potasyumun bulunduğu da görülebilir. Bu durum suyun bulunduğu jeolojik formasyonlarla ilgilidir (Güler, 1997). Bu etkenler göz önüne alındığında, çalışma alanında

bulunan derelerin potasyum değerleri 20 mg/L'den azdır ve jeolojik formasyonların yüksek değerleri oluşturduğu koşullar ise örnekleme noktalarında görülmediği düşünülmektedir. Tablo 5.2'de görüldüğü gibi, örnekleme noktalarından alınan suların ana katyon içerikleri çokluk oranları bölgeden bölgeye değişiklik göstermektedir. Örneğin Keban galeri suyunda $Ca > Mg > Na > K$ olarak sıralanırken, Maden-Cu yatağında $Mg > Ca > Na > K$, Haringet Çayı'nda ise $Na > Ca > Mg > K$ şeklinde bir sıralama gözlenmektedir.

Çalışma alanlarında örnekleme noktalarından alınan sularda toplamda 36 iz element (Ag, Al, As, Au, B, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sb, Se, Sr, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Zn) analizi gerçekleştirilmiştir (Tablo 5.2). Bu elementlerin çoğu cihazın dedeksiyon limiti altında kalmıştır. Bu nedenle de dedeksiyon limiti düşük olan elementler inceleme dışı bırakılmıştır. Tablo 5.2'de görüldüğü gibi, özellikle bazı iz elementler bölge bazında önemli değerlere ulaşmıştır. Bu yüksek değerlerin bir kısmı cevherleşme, yan kayaç veya minerallerle ilişkili olurken, bir kısmı ise tamamen antropojenik kaynaklı olarak sulara sonradan karışan malzemelerden kaynaklı olabilmektedir. Keban Pb-Zn cevherleşme alanından alınan sularda özellikle cevherleşme ve yan kayaç bileşiminden oldukça fazla etkilenmiş ve bu nedenle de Fe, Mn, S, Cd, Pb, Sr, U ve Zn gibi elementler yüksek değerlere ulaşmıştır. Maden-Cu yatağı çevresinden alınan sularda ise bölgedeki bakır cevherleşmeleri veya yan kayacı olan bazik volkanik kayaçlarla ilişkili As, Co, Ni ve Cu gibi elementler önemli oranda zenginleşmiştir. Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi Çıkış Suyu'nun deşarj edildiği Kehli Deresi, diğer sulardan farklı olarak Na ve K değerleri yüksektir. Benzer olarak bu bölgenin P, Al, B, Br ve Cr açısından diğer bölgelere göre oldukça yüksek oranda kirlendiği görülmüştür (Tablo 5.2). Madzin vd. (2015) yaptıkları bir çalışmada terk edilmiş maden bölgesindeki sulardan alınan örneklerdeki ağır metallerin tümünün, Sağlık Bakanlığı tarafından işlenmemiş ham su için önerilen ham su kalitesi standart limitlerinin altında bulunduğunu, Na^+ ve Mg^+ gibi çözülmüş tuzların pH değişiminin tamponlanmasında önemli bir rol oynadığını, ağır metallerin su ve tortu içindeki konsantrasyonlarının $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu$ şeklinde bir sıralamanın meydana geldiğini ifade etmiştir.

Çalışma alanındaki suların iz element değerleri, SKKY (2004; 2008) değerleri ile karşılaştırıldığında ise Mn açısından Keban II. su kalitesi, Maden ise I. su kalitesi, S açısından tüm sular IV. su kalitesi, P açısından IV. su kalitesi, Al açısından I. su kalitesi, As ve Cu açısından Maden suyu IV. su kalitesi, B, Ba, Hg, Ni açısından I. su kalitesi, Zn ve Pb açısından Keban suyu IV. su kalitesi, diğer bölge suları ise I. su kalitesi sınıfına dahil edilmiştir (Tablo 5.2).

Tablo 5.2. Keban Pb-Zn galeri suyu, Maden Cu yatağı çıkış suları ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının iz element sonuçları ve Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY, 2004;2008)'ne göre Su Kalite Sınıfları

Parametre	Örnekleme noktaları			Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY, 2004; 2008)'ne göre Su Kalite Sınıfları			
	Keban Pb-Zn	Maden Cu yatağı	Elazığ Atıksu Arıtma Tesisi	I	II	III	IV
Ca mg/L	420±69	63.7 ± 5.2	83.3± 3.4	-	-	-	-
Mg mg/L	129±6.5	179 ± 12	26.9± 2.1	-	-	-	-
K mg/L	9.64± 0.3	0.81 ± 0.02	14.3± 0.8	-	-	-	-
Na mg/L	31.3± 0.6	7.50 ± 0.2	83.9± 5.6	125	125	250	> 250
Fe µg/L	585 ± 32	161± 11	<10	-	-	-	-
Mn µg/L	893 ± 28	141± 15	57.2± 4	100	500	3000	> 3000
S µg/L	389 ± 13	21± 4	33± 3	2	2	10	> 10
P µg/L	65 ± 3.2	17± 2	4274± 48	0.02	0.16	0.65	> 0.65
Al µg/L	53 ± 2	100± 7	104± 8	300	300	1000	> 1000
As µg/L	93 ± 4.62	170± 12	4.6±0.5	20	50	100	> 100
B µg/L	195 ± 7.4	74.2± 4.6	420± 32	1000 ^e	1000 ^e	1000 ^e	> 1000
Ba µg/L	21.6±1.5	11.4 ± 1.2	47.8±5	1000	2000	2000	> 2000
Br µg/L	217 ± 14	15± 1.6	219± 12	-	-	-	-
Cd µg/L	6.64± 0.3	0.17 ± 0.02	<0.05	3	5	10	> 10
Co µg/L	3.02± 0.3	76.6 ± 4	0.12± 0.01	10	20	200	> 200
Cr µg/L	<0.5	0.6± 0.02	2.1±0.1	Ölçülmeyecek kadar az	20	50	> 50
Cu µg/L	67 ± 2.3	370± 14	2.2± 0.3	20	50	200	> 200
Hg µg/L	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0.5	2	> 2
Ni µg/L	4.2 ± 0.2	20.1± 1.2	0.4± 0.02	20	50	200	> 200
Pb µg/L	37.7 ± 0.54	21.3± 3	16.9± 2	10	20	50	> 50
Sb µg/L	0.5 ± 0.1	0.11± 0.01	<0.05	-	-	-	-
Sr µg/L	2159± 62	163± 12	431± 18	-	-	-	-
U µg/L	30.5 ± 2.3	0.13± 0.01	0.72± 0.05	-	-	-	-
V µg/L	<0.2	5± 0.04	1.7± 0.1	-	-	-	-
Zn µg/L	4530 ± 134	75.9± 6	33.6±3	200	500	2000	> 2000

5.2. Sediment Örnekleri

Sediment örnekleri, hem maden sahaları hem de Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi sularının deşarj edildiği Kehli Deresi üzerinde yetişen bitkilerin köklerinin beslendiği alandan alınmıştır. Bu sedimentler köklerin uzunluğuna göre değişmekle birlikte genelde 30-40 cm. derinliklerden alınmıştır. Sedimentlerin renkleri genellikle koyu kahverengi ve siyahtan, açık kahverengi renge doğru değişmekte olup, tane boyu analizlerine göre humuslu, kumlu, killi ve siltli (az oranda turba içeren) (% 28.4 silt, % 18.5 kil ve % 45.3 kum) sediment grubuna girmektedir ve organik madde içerikleri ise % 7.3 ile 10.2 arasında değişmektedir.

Ağır metalle kirlenmiş sedimentlerde organik madde miktarı, metallere bağlanma eğilimi gösterdiğinden önemli rol oynamaktadır (Stephens vd, 2001). Sediment bünyesindeki organik madde miktarı; bitki türü, hayvan döküntüleri veya dışkı maddesi ve hatta yeraltı su sistemlerini içeren yapay organik maddeler gibi çeşitli kaynaklardan kaynaklanmaktadır (Hong vd, 2010). Keban Bölgesi'ndeki sediment örnekleri galeri çıkış ağzından, Karakaya Baraj Gölü'ne

dökülünceye kadar olan bölgede yaklaşık 15 m. genişliğe 25 m. uzunluğa sahip alanda 10 ayrı noktadan (Şekil 4.3b), Maden Bölgesi'nde ise maden ocaklarının Maden Deresi'ne döküldüğü 300 m. boyunca 12 ayrı noktadan alınmıştır (Şekil 4.5). Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının Kehli Deresi'ne boşaldığı alandan başlayarak, yaklaşık 300-400 m. suyun akım yönünde 9 ayrı noktadan sediment örnekleri alınmıştır (Şekil 4.7), Her üç bölgedeki sediment örneklerinin organik amdde içeriklerine bakıldığında, Kehli Deresi sediment örnekleri, diğer iki bölgedeki sediment örneklerine göre yüksek oranda organik madde içeriğine sahip olduğu gözlenmiştir. Bu da olasılıkla, Kehli Deresi'ne boşalan evsel ve tarımsal atık kaynaklı olabilir.

Ağır metaller, endüstriyel atıklar, tarımsal akışlar, ulaşım, fosil yakıtların yakılması, jeolojik yapı, madencilik faaliyetleri ve atmosferik birikim gibi farklı doğal ve antropojenik kaynaklardan üretilmektedir Çalışma alanındaki sedimentlerin ortalama metal değerleri çok değişkenlik göstermektedir (EK-1). Özellikle Keban bölgesindeki sedimentlerde Pb, Zn, Cd, Ag, Sr, Cu, As, Au gibi elementler, Maden çevresindeki sedimentlerde ise Cu, Ni, Co ve Cr gibi elementlerin konsantrasyonları baskın olarak gözlenmektedir. Ayrıca madencilik çalışmalarının yapıldığı alanlardaki sediment/toprakların metal değerleri çok yüksektir. Bu yüksek değerler doğal nedenlerle oluşabileceği gibi, bölgedeki uzun yıllardan beri yapılmakta olan madencilik faaliyetleri nedeniyle de oluşmuş olabilir.

EK-2'de sediment numunelerindeki metaller arasındaki korelasyon ilişkileri görülmektedir. Bu korelasyonlar, ağır metallerin kaynaklarını yorumlamak açısından önemlidir. Sedimentlerdeki ağır metaller arasında görülen güçlü pozitif korelasyonlar ağır metallerin benzer kirlilik kaynaklarına sahip olduğunu göstermektedir. Çalışma alanı sediment örneklerine ait element korelasyonların değerlerine bakıldığında (EK-2), Mo ile Cu, Ni, Co, Se, Te arasında, Cu ile Ni, Co, Cr, Te, Se arasında, Pb ile Zn, Ag, Au, Th, Cd, Sb, W ve Tl arasında, Zn ile Ag, Au, Th, Cd, Sb, W ve Tl arasında, Ag ile U, Au, Th, Cd, Sb, W ve Tl arasında, Ni ile Co, Cr, Se ve Te arasında, Co ile Cr, Se, Te arasında Mn ile U, Sr, Cd, W ve Tl arasında, As ile U, Sr, Cd, W ve Tl arasında, Au ve Th ile Sb, W ve Tl arasında güçlü pozitif ilişkiler bulunmaktadır. Benzer şekilde Al ile Pb, Zn, Ag, Mn, As Cd, Au, Cd ve Sb arasında, Ga ile Mn, As, Cd ve Tl arasında güçlü negatif korelasyonlar gözlenmektedir (EK-2). Sediment örnekleri içerisinde aliminyum dışında belirgin negatif korelasyon gösteren başka metaller bulunmamaktadır. Yüzey sedimentlerdeki arsenik kirliliği, cevherli alanlarda ortalama 727 mg/Kg, demir dışı metal madenciliğinin yapıldığı alanlarda 3070-11.500 mg/kg, metal işleme tesislerinin çevresinde ise yer yer 2500 mg/kg, deri sanayinin bulunduğu alanlarda 105-220, kömür yanma proseslerinde ise 800-1500 mg/kg'a ulaşmaktadır (Kabata-Pendias, 2011). Mineralize olmuş sedimentlerdeki Pb dağılımı, ince granülometrik fraksiyon ile pozitif bir korelasyon gösterir. Polonya sedimentlerinde Pb için geometrik ortalama arka plan değerleri, artan kil granülometrik fraksiyon içeriği ile artan seviyeleri işaret etmektedir; örneğin (1) kumlu sedimentlerde 12.6; (2) orta tınlı (loamy)

sedimentlerde 16.4; ve (3) ağır tınlı (loamy) sedimentlerde 20.9 mg/kg olarak gözlenmektedir. Ayrışma sırasında, Pb sulfitler yavaşça oksitlenir ve karbonat oluşturma ve ayrıca kil mineralleri, hidroksitler ve sülfatlara dönüşürler. Pb^{2+} 'nın jeokimyasal özellikleri bir şekilde iki değerli sediment alkali metal grubuna benzerdir. Dolayısıyla Pb, hem minerallerde hem de sorpsiyon bölgelerinde K, Ba, Sr ve hatta Ca'nın yerini alma kabiliyetine sahiptir. Sediment profillerindeki Pb dağılımı tekdüze değildir ve hidroksitlerle, özellikle Fe ve Mn ile pozitif bir ilişki olduğu ortaya konmuştur (Kabata-Pendias, 2011). Maden sahalarının yüzey sedimentlerdeki Sr konsantrasyonlarının Keban (Elazığ) Pb-Zn maden sahası (Sasmaz ve Sasmaz, 2009) için 112 ile 717 mg/kg arasında ve Gümüşköy (Kütahya) maden sahaları için 22,6 ile 691,8 mg/kg arasında olduğu görülmüştür (Sasmaz ve Sasmaz, 2017). Norveç'te Stjernoy Alkalin Kompleksi üzerindeki karbonatit ve piroksenit anakayasının mineral sedimentlerdeki Sr içeriği, 320 ila 1300 mg/kg arasında değişen yüksek varyasyonlar bulunmuştur (Myrvang vd., 2016). Kabata-Pendias (2011) yaptıkları çalışmada, sedimentlerdeki Sr bolluğunu gösteren ana göstergenin yan kayaç bileşimi ile ilgili olduğunu ve Sr içeriğinin, bazik kayalardan (diyorit) alkali kayalara (siyenit) doğru doğrusal olarak arttığını belirtmişlerdir. Örneğin; İsveç (112-258 mg/kg), Japonya (32-130 mg/kg), Büyük Britanya (261 mg/kg), Çin (26-150 mg/kg), Rusya (715-1000 mg/kg), Venezuela (13-39 mg/kg), Kanada (210 mg/kg), ABD (305 mg/kg)'da olduğu gibi (Kabata-Pendias, 2011) farklı ülkelerdeki sedimentlerin Sr içeriği, 14.7 ile 675 mg/kg arasında değişmektedir. Bor konsantrasyonları en fazla killi topraklarda 120 ile 130 mg/kg arasında ve kalkerli sedimentlerde 10 ile 100 mg/kg arasında bulunmuştur. En düşük bor konsantrasyonları mafik ve podzol topraklarında gözlenmiştir (Kabata-Pendias, 2011). B çoğunlukla ılık nemli veya kurak ve yarı kurak bölgelerdeki toprakların yüzey katmanlarında yoğunlaşırken, sedimentlerdeki B genellikle su akışını takip eder ve oksitler. Craw vd. (2006), bazı uçucu kül ve kanalizasyon çamurlarının topraklardaki en yaygın B kirlilik kaynaklarından biri olduğunu öne sürmüştür. Benzer şekilde B ile kirlenmiş yüzey suları ve kömür madenlerinden çıkan sular, sulamada kullanıldığında toprakta çeşitli tarımsal sorunlara neden olduğu ifade edilmiştir. Lucho-Constantino vd. (2005), insan kaynaklı kirlilik ile sulama süresinin bir sonucu olarak sedimentlerde B seviyesinin 124 mg/kg'e kadar yükseldiğini tespit etmişlerdir. Yüksek B içerikli sedimentlerin rehabilitasyonu ve restorasyonu çok zordur, ancak yüksek B içeren hafif asitli sedimentler, borun yüzeysel ortamlarda yüksek çözünürlüğe (mobilite) sahip olması nedeniyle, bor ile kirlenmiş alanların, sık sık sulama suyu ile yıkanması sonucunda, bor içeriğinin normal değerlere düşürülmesinin mümkün olduğunu öne sürmüştür.

5.3. Bitki Örnekleri

Bu çalışmanın birinci aşamasında, Elazığ Keban Pb-Zn yatağı galeri suları, Maden Cu yatağı ve Elazığ Kenti atıksu arıtma tesisi deşarj sularının bulunduğu alanda doğal olarak yetişmiş 9 farklı sucul bitki teşhis edilmiştir. Bu türler; *Eupatorium cannabinum*, *Juncus*, *Phragmites australis*, *Tamarix tetrandra*, *Xanthium strumarium*, *Salix*, *Bolboschoenus aschersus*, *Lythnium salicaria* ve *Typha latifolia*'dır. İkinci aşamada ise bu sucul bitkilerin sedimentlerden metalleri (Ag, Al, As, Au, B, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sb, Se, Sr, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W ve Zn) alım kapasiteleri incelenmiştir. Bu bölümdeki değerlendirmeler metal bazlı olarak gerçekleştirilmiştir. Çalışma alanında farklı bölgelerden toplanmış bitki köklerinin beslendiği sediment metal değerleri, kök ve gövdesindeki metal konsantrasyonları baz alınarak değerlendirmeler yapılmıştır.

5.3.1. Stronsiyum (Sr)

Çalışma alanından toplanan tüm bitkilerin sediment, kök ve gövdelerindeki ortalama Sr konsantrasyonları sırasıyla 132.9, 48.2 ve 80.5 mg/kg'dır ($p < 0.05$). Bu bitkilerde minimum ve maksimum Sr seviyeleri kuru ağırlık olarak kökte 9,6 ve 104 mg/kg, gövdesinde ise 25.4 ve 274 mg/kg arasında değişmektedir.

Eupatorium cannabinum (EC) Elazığ Keban Pb-Zn yatağı galeri suları ve çevresinin baskın türü olup, bölgeden toplanmış 3 adet *E. cannabinum* bitkisinin ortalama sediment, kök ve gövdesindeki Sr konsantrasyonları sırasıyla 132.9, 84.9 ve 67.8 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.1; Tablo 5.3). *E. cannabinum*' un sedimentteki Sr konsantrasyonları, kök ve gövde konsantrasyonlarından daha yüksektir. Minimum ve maksimum *E. cannabinum*' un Sr konsantrasyonları gövde için 62.9 - 72.7 mg/kg ve kök için 69.1-100.7 mg/kg arasında değişmektedir. Bu değerler, Pais ve Jones'un (2000) referans bitkilerdeki 50 mg/kg olan değerden daha yüksek olduğunu göstermektedir. *E. cannabinum*' un kökleri ve sürgünleri için Sr'nin BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.63, 0.51 ve 0.82 olarak bulunmuştur (Şekil 5.2). Sr için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri 1'den küçük olduğu için *E. cannabinum* bitkisi Sr' u biyolojik olarak biriktirmek için uygun bir bitki değildir. *E. cannabinum* bitkisinin kısımlarındaki Sr konsantrasyonu en çoktan en aza sıralandığında gövde> kök>sediment şeklinde sıralanmıştır.

Juncus (JG), EC gibi Keban Pb-Zn yatağı galeri suları ve çevresinin baskın türüdür. *Juncus*' un sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Sr seviyeleri sırasıyla 122.4, 65.5 ve 58.1 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.1, Tablo 5.3). Sr için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.55, 0.50 ve 0.99'dur. Şekil 5.2'den de görüldüğü gibi *Juncus*' un BKF-K, BKF-G < 1 olması nedeniyle Sr' un biyolojik akümülyasyonu için uygun bir bitki değildir.

Phragmites australis (PG) her üç çalışma bölgesi için de baskın tür olup sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Sr içerikleri sırasıyla 140.7, 26.3 ve 119.2 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.1; Tablo 5.3). *P. australis* örneklerinde, en yüksek Sr seviyeleri Keban Bölgesi'nden alınan örneklerde (PGK-1, PGK-2 ve PGK-3) gözlenmektedir. Örneklerinin ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF'leri sırasıyla 0.30, 0.97 ve 4.54'dir (Şekil 5.2). *P. australis* 'in TLF değerlerinin yüksek olması Sr'un bitkinin kökünde beklemeyen, gövdeye doğru hızla taşındığını göstermektedir. *P. australis* gövdesine ait ortalama BKF-G değerinin 1'e yakın olması (0.97) ise *P. australis* 'in gövdesinin Sr'un biyoakümülyasyon çalışmalarında kullanılabileceğini göstermektedir.

Tamarix tetrandra (TM), Keban Pb-Zn yatağı galeri suları ve Maden-Cu yatakları çıkış sularının bulunduğu bölgenin baskın türüdür. TM'nin toprağı, kökleri ve gövdedeki Sr seviyeleri sırasıyla 120, 40.8 ve 54.2 mg/kg olarak bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.1; Tablo 5.3). *T. tetrandra* 'nın gövde ve kökündeki ortalama Sr değerleri sedimentten daha düşüktür ve ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.37 ve 0.71'dir. 1'den düşük olmaları nedeniyle *T. tetrandra*, Sr'un biyolojik birikimi için uygun bir bitki değildir.

Shahraki vd. (2008), Sarcheshmeh bakır madeninin topraklarında yetişen karasal bitkilerin Sr içeriklerini incelemişler ve *P. australis* kök ve gövde örneklerindeki Sr konsantrasyonları 47.4 ve 132 mg/kg ve *Tamarix ramossima* için 98.8 ve 188 mg/kg Sr içerdiğini tespit etmişlerdir.

Xanthium strumarium (XM) Maden-Cu yatağı ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının deşarj edildiği Kehli Deresi'nde baskın türdür. XM'in toprağı, kökü ve gövdesindeki Sr konsantrasyonları sırasıyla 77.9, 54.5 ve 88.0 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.1; Tablo 5.3). *X. strumarium* 'un BKF-K, BKF-G ve TLF'leri ise sırasıyla 0.70, 1.12 ve 1.79 'dur (Şekil 5.2). Şekil 5.2 incelendiğinde, özellikle Elazığ Kenti Atıksu arıtma tesisi çıkış sularının deşarj edildiği Kehli Deresi'nden alınan örneklerde *X. strumarium* bitkisi yüksek oranda Sr'u kökten ziyade gövde kısmında biriktirmiştir. Bu sonuçlar göstermektedir ki *X. strumarium* sedimentlerden Sr' u uzaklaştırmak için uygun bir sucul bitkidir.

Salix (SX) de XM gibi hem Maden –Cu yatağı hem de Kehli Deresi'nin baskın türü olup sediment, kök ve gövdesindeki Sr konsantrasyonları sırasıyla 84.1, 68.8 ve 61.8 mg/kg' dır ($p<0.05$). Sr için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.84, 0.76 ve 0.91'dir (Şekil 5.1; Tablo 5.3). Bu sonuçlar, *Salix*'in Sr biyoakümülyasyon için ideal bir bitki olmadığını, ancak 1'e yakın BKF-K ve BKF-G değerleri nedeniyle Sr biriktirmeye aday bitki olabileceğini göstermektedir. İsveç'in kuzeyindeki ve ortasındaki radyonüklitler tarafından kirletilen tarım alanlarından Sr akümüle etmek için alternatif bitkiler yetiştirilmiştir. Bu bitkiler arasında Von Fircks vd. (2002), temel olarak *Salix* gövdelerinde Sr birikiminin diğer bitki kısımlarına göre daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Myrvang vd. (2016), Kuzey Norveç alkali komplekslerin karbonatit topraklarında büyüyen *Salix reticulata* sürgün ve saplarında 190 ile 640 mg/kg

arasında Sr akümele edildiği saptanmıştır. Bu sonuçlar bu çalışmadaki sonuçlarla benzerlik göstermektedir.

Bolboscholnus ascbersus (BL) Maden Cu yatağı ve çevresinin dominant makrofitidir. *B. ascbersus*'un toprağı, kökü ve gövdesindeki ortalama Sr seviyeleri sırasıyla 26,5, 27,3 ve 44,7 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.1; Tablo 5.3). Şekil 5.1'den de görüldüğü gibi *B. ascbersus*'un gövde ve kökündeki Sr seviyeleri, sedimentlerinden daha yüksek seviyelere ulaşmıştır. Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri *B. ascbersus* sırasıyla 1.07, 1.70 ve 1.97'dir (Şekil 5.2). Bu değerler, *B. ascbersus*'un kök ve gövdesi, 1'den daha yüksek değerlere sahip olmaları nedeniyle, Sr ile kirlenmiş alanların temizlenmesi veya rehabilitasyonu için uygun bir bitki olabileceğini göstermektedir.

Lythnium salicaria (LY) Maden-Cu yatağı çevresinde gözlenen dominant sucul bitkidir. *L. salicaria*'nın sediment, kök ve gövdesindeki Sr seviyeleri sırasıyla 42.9, 54.6 ve 80.9 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.1, Tablo 5.3). *L. salicaria* bitkisinin kök ve gövdesindeki Sr konsantrasyonu sedimentten daha yüksektir. Sr için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.24, 1.99 ve 1.88 olarak hesaplanmıştır (Şekil 5.2). Bu değerler, *L. salicaria*'nın Sr için kök ve gövdesinin, 1'den yüksek BKF-K ve BKF-G değerlerine sahip olması nedeniyle Sr için iyi bir akümülatör bitki olabileceğine işaret etmektedir.

Typha latifolia (TP) da Maden Bölgesi'nin baskın türü olup, sediment, kök ve gövdesindeki Sr konsantrasyonları sırasıyla 58,2, 48,8 ve 85,4 mg/kg olarak tespit edilmiştir ($p<0.05$) (Şekil 5.1; Tablo 5.3). *T. latifolia*'nın Sr için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF'leri sırasıyla 0.90, 1.68 ve 1.79'dur (Şekil 5.2). Bu parametreler göstermektedir ki *T. latifolia*'nın gövdesine ait BKF-G değerleri 1'den çok yüksektir ve *T. latifolia*'nın gövdesi Sr tarafından kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında yararlı bir bitki olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

Çalışma alanındaki tüm bitkiler Sr akümüasyonu açısından değerlendirildiğinde; *P. australis*, *X. strumarium*, *B. ascbersus*, *L. salicaria* ve *T. latifolia*'nın gövdelerinde yüksek oranda Sr akümüle ettiği saptanmıştır.

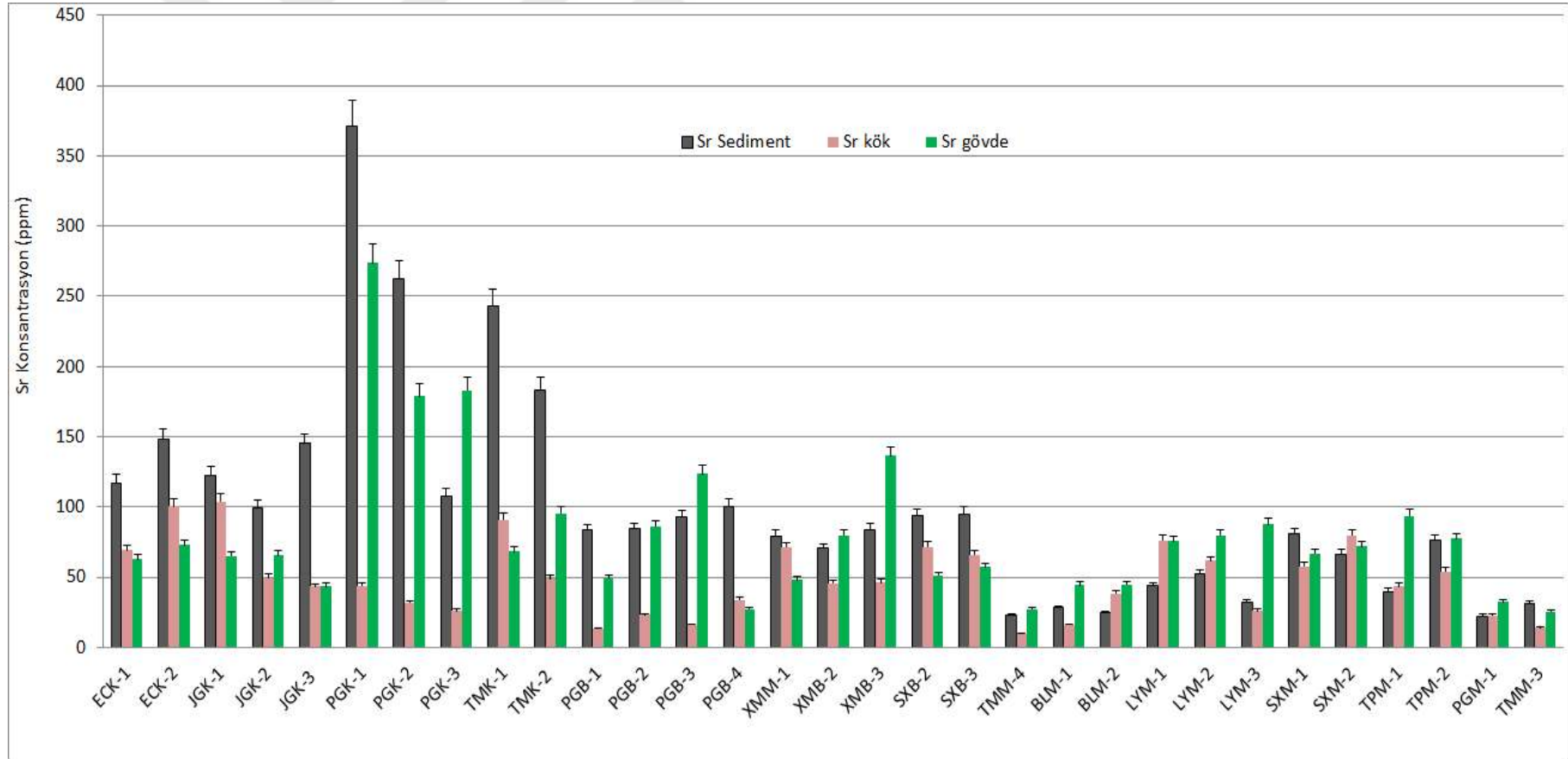
Stronsiyum esas olarak su ortamlarında doğal koşullar altında sedimentten ve sudan bitki kökleri tarafından alınmaktadır; ancak havadaki Sr serpinileri değişik oranlarda da olsa bitki yaprakları tarafından emilirler (Burger ve Lichtscheidl, 2019).

Sasmaz ve Sasmaz (2017), Gümüşköy maden topraklarında Sr'un 11 karasal bitkideki akümüasyonları ve kökten dala olan taşınımı incelemişlerdir. Bu karasal bitkiler, BKF-K ve BKF-G'lerine göre çeşitli gruplara ayrılmışlardır. Bu bitkilerden *Centaurea cyanus*, *Anchusa arvensis*, *Alyssum saxatile*, *Onosma sp.* ve *Carduus nutans* bitkileri Sr birikimleri için en iyi bitkiler olarak kabul edilmiştir. *Glaucium flavum*, *Verbascum thapsus*, *Cynoglossum officinale*, *Isatis* ve *Phlomis sp.* ise Sr ile kirlenmiş topraklardan Sr akümüle etmek için belirli bir potansiyeli olan

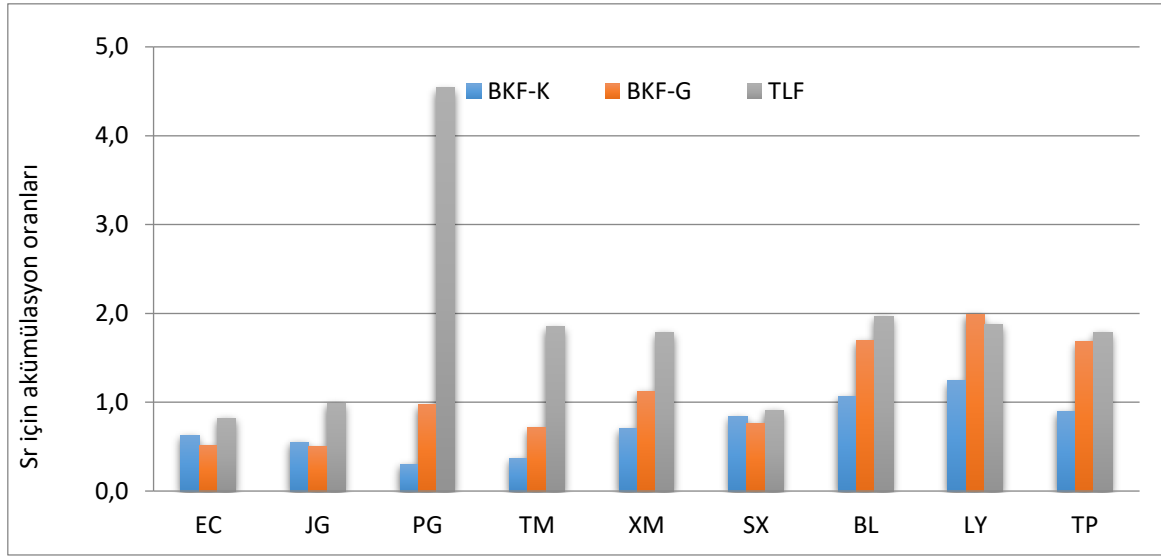
bitkiler sınıfına dahil edilmiştir. Qi vd. (2015), Sr'un yulaf, buğday ve arpanın fitoremediasyon potansiyellerini incelemişlerdir. Yapraklar en yüksek Sr değerlerine, en düşük değerler ise tahıl tanelerinde gözlenmiştir. Bu bitkilerin ortalama BKF-G değerleri yer yer 1,34'e kadar yükselmektedir. Zu vd. (2005) hiperakümülatör terimini, kirlenmemiş topraklardan birkaç kat daha fazla metal biriktiren bitkiler için kullanmıştır. Bu bitkilerden Keban maden sedimentlerinde yetişen *Euphorbia macroclada*'nın sediment örneklerine göre birkaç kat daha yüksek Sr biriktirdiği saptanmıştır (Sasmaz ve Sasmaz, 2009).

Tablo 5.3. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Sr konsantrasyonları ile BCF-K, BKF-G ve TLF değerleri.

		Sr sediment	Sr kök	Sr gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	117,3	69,1	62,9	0,59	0,54	0,91
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	148,4	100,7	72,7	0,68	0,49	0,72
	ortalama	132,9	84,9	67,8	0,63	0,51	0,82
<i>Juncus</i>	JGK-1	122,4	103,9	65,0	0,85	0,53	0,63
<i>Juncus</i>	JGK-2	99,7	49,5	65,7	0,50	0,66	1,33
<i>Juncus</i>	JGK-3	145,0	43,2	43,6	0,30	0,30	1,01
	ortalama	122,4	65,53	58,10	0,55	0,50	0,99
<i>P. australis</i>	PGK-1	371,2	43,8	273,8	0,12	0,74	6,25
<i>P. australis</i>	PGK-2	262,4	31,8	178,7	0,12	0,68	5,62
<i>P. australis</i>	PGK-3	107,9	25,9	182,9	0,24	1,70	7,06
<i>P. australis</i>	PGB-1	83,6	13,4	49,3	0,16	0,59	3,68
<i>P. australis</i>	PGB-2	84,4	22,9	86,1	0,27	1,02	3,76
<i>P. australis</i>	PGB-3	92,7	16,1	123,4	0,17	1,33	7,66
<i>P. australis</i>	PGB-4	100,6	33,7	27,4	0,33	0,27	0,81
<i>P. australis</i>	PGM-1	22,4	22,5	32,3	1,00	1,44	1,44
	ortalama	140,7	26,3	119,2	0,30	0,97	4,54
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	31,5	13,7	25,4	0,43	0,81	1,85
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	22,7	9,6	27,5	0,42	1,21	2,86
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	243,0	90,7	68,4	0,37	0,28	0,75
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	183,0	49,1	95,3	0,27	0,52	1,94
	ortalama	120,1	40,8	54,2	0,37	0,71	1,85
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	79,3	71,3	48,0	0,90	0,61	0,67
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	70,4	45,9	79,9	0,65	1,13	1,74
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	84,0	46,2	136,2	0,55	1,62	2,95
	ortalama	77,9	54,5	88,0	0,70	1,12	1,79
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	94,10	71,4	51,1	0,76	0,54	0,72
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	95,10	65,9	57,0	0,69	0,60	0,86
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	80,60	57,8	66,9	0,72	0,83	1,16
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	66,40	79,9	72,1	1,20	1,09	0,90
	ortalama	84,1	68,8	61,8	0,84	0,76	0,91
<i>B. aschersonii</i>	BLM-1	28,30	16,0	44,4	0,57	1,57	2,78
<i>B. aschersonii</i>	BLM-2	24,60	38,5	45,0	1,57	1,83	1,17
	ortalama	26,5	27,3	44,7	1,07	1,70	1,97
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	43,8	76,1	75,6	1,74	1,73	0,99
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	52,7	61,6	79,6	1,17	1,51	1,29
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	32,1	26,1	87,5	0,81	2,73	3,35
	ortalama	42,9	54,6	80,9	1,24	1,99	1,88
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	39,80	43,6	93,5	1,10	2,35	2,14
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	76,50	54,0	77,3	0,71	1,01	1,43
	ortalama	58,2	48,8	85,4	0,90	1,68	1,79



Şekil 5.1. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdelerindeki Sr konsantrasyonları.



Şekil 5.2. Sucul bitkilerin Sr için BKF-K, BKF-G ve TLF akümüülasyon oranları

5.3.2. Bor (B)

Örnekleme noktalarından toplanmış bitkilerin sediment, kök ve gövdelerindeki ortalama bor konsantrasyonları sırasıyla 14.6, 15.3 ve 37.0 mg/kg'dır ($p < 0.05$). Bu bitkilerde minimum ve maksimum B seviyeleri kuru ağırlık olarak kökte 3.0 ve 36 mg/kg, gövdesinde ise 6 ve 200 mg/kg arasında gözlenmiştir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama B konsantrasyonları sırasıyla, 13, 16.5 ve 29.5 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.3; Tablo 5.4). EC'nin gövdesindeki B seviyeleri hem kök, hem de sediment değerlerinden daha yüksektir. *E. cannabinum*'daki B için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.27, 2.26 ve 1.78 şeklinde değişmektedir (Şekil 5.4). Şekil 5.4'den de görüldüğü gibi *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den büyüktür ve B ile kirlenmiş alanları temizlemek için uygun bir bitkidir. Dolayısıyla da B ile kirlenmiş alanların temizlenmesi ve rehabilitasyonu için kullanılabilir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdelerin ortalama B konsantrasyonları sırasıyla 13.7, 8.7 ve 24.3 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$) (Şekil 5.3; Tablo 5.4). B için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.68, 1.79 ve 2.81 olarak saptanmıştır (Şekil 5.4). *Juncus*'un gövdesindeki ortalama BKF-G değeri 1'den büyük olduğu için B fitoremediasyonu için uygun bir bitkidir. Ancak *Juncus*'un köküne ait BKF-K < 1 olması nedeniyle B akümüülasyonu için uygun değildir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki B içerikleri sırasıyla 11.9, 4.3 ve 12 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.3; Tablo 5.4). En yüksek B değerleri, kök ve sediment örneklerine göre *P. australis*'in gövdesinde gözlenmiştir. *P. australis* 'in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.41, 1.21 ve 3.21'dir (Şekil 5.4). Bu değerler *P. australis*'in sedimentten aldığı

B'u kökte bekletmeden gövdesine hızla taşıdığını göstermektedir. *P. australis*'in gövdesindeki 1'den yüksek BKF-K değerleri, *P. australis*'in gövdesi B biyoakümülyasyonu için faydalı olabileceğini göstermektedir.

T. tetrandra (TM)'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama B konsantrasyonları sırasıyla 17.3, 16.8 ve 38.0 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.3; Tablo 5.4). *T. tetrandra*'nın gövdesindeki ortalama bor konsantrasyonu kök ve sedimentteki değerlerinden çok daha yüksektir. *T. tetrandra*'nın B için ortalama BKF-K, BKF-G değerleri 0.97 ve 2.11 'dir (Şekil 5.4). BKF-K değeri 1'e yakın, BKF-G değerleri ise 1'den daha yüksek olması nedeniyle *T. tetrandra*'in hem kökü, hem de gövdesi B ile kirlenmiş alanların biyoakümülyasyonu için kullanılabilir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama B konsantrasyonları sırasıyla 15, 30 ve 125 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.3; Tablo 5.4). Elazığ Belediyesi atıksu alanına ait XMB-2 ve XMB-3 örneklerinde çok yüksek B konsantrasyonları gözlenmiştir. Maden cevher sahasından toplanan *X. strumarium* örneği (XMM-1), atıksu örneğine göre daha düşük B içeriğine sahiptir. *X. strumarium*'un ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 4.54, 2.07 ve 7.67 şeklindedir (Şekil 5.4). Bu parametreler, *X. strumarium*'un hem kökü, hem de gövdesi, B tarafından kirlenen bölgelerin rehabilitasyonu veya temizliği için harika bir bitki olabileceğini işaret etmektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesinin ortalama B içerikleri sırasıyla 15, 20.8 ve 30.5 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.3; Tablo 5.4). *Salix*'in B için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1,44, 2,04 ve 1,54'dür ve bu değerler göstermektedir ki *Salix*'in hem kökü, hem de gövdesi B biyoakümülyasyonu için yararlı bir bitki olabileceğini göstermektedir (Şekil 5.4).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama B içerikleri sırasıyla 11, 8 ve 20,5 mg/kg'dır ($p<0.05$). Ortalama *B. aschersus* 'un gövde değeri, hem sediment hem de kök değerinden daha yüksektir (Şekil 5.3; Tablo 5.4). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.73, 1.92 ve 2.62 'dir (Şekil 5.4). BKF-G değerleri 1'den çok yüksek olduğu için *B. aschersus* 'un gövdesi, B ile kirlenilen alanların rehabilitasyon çalışmaları için faydalı bir bitki olabileceğini işaret etmektedir.

L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama B konsantrasyonları sırasıyla 19.7, 27 ve 42.7 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.3; Tablo 5.4). *L. salicaria* gövdesindeki B değerleri, sediment ve kök değerlerinden daha fazladır. B için *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF'leri sırasıyla 1.42, 2.22 ve 1.60 şeklindedir (Şekil 5.4). *L. salicaria*'nın BKF-K ve BKF-G değerleri, 1'den daha yüksek olduğundan dolayı, B biyoakümülyasyonu için faydalı bir bitkidir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama B içerikleri sırasıyla 17, 17 ve 37 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.3; Tablo 5.4). *T. latifolia*'nın B için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.01, 2.20 ve 2.21 şeklindedir (Şekil 5.4). Bu değerler

göstermektedir ki *T. latifolia*'nın hem kökü, hem de gövdesi, bor tarafından kirletilen bölgelerin rehabilitasyonu veya iyileştirilmesi için yararlı bir bitkidir.

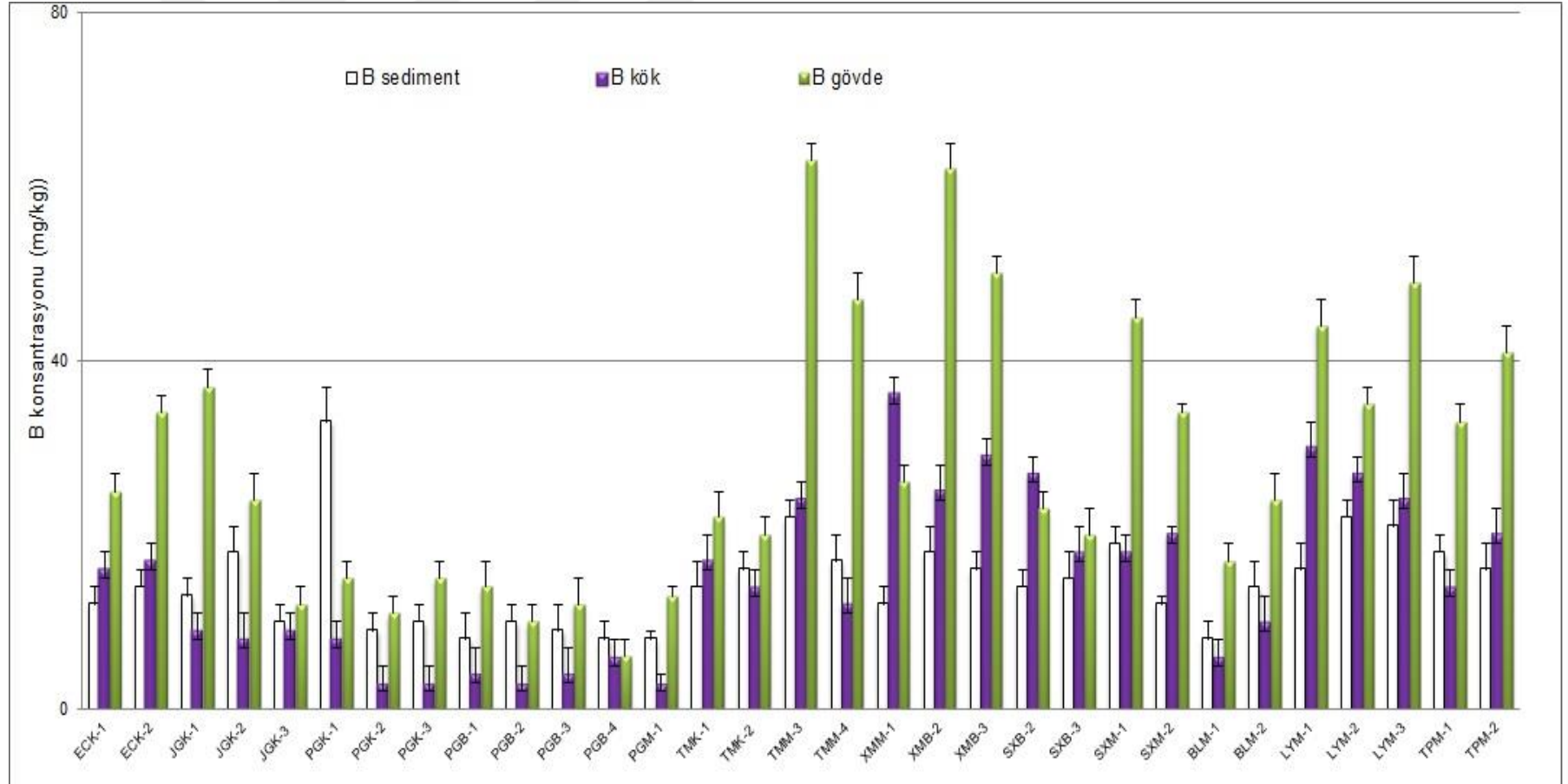
Çalışma alanındaki tüm bitkiler B akümüasyonu açısından değerlendirildiğinde; *E. cannabinum*, *Juncus*, *P. australis*, *T. tetrandra*, *X. strumarium*, *Salix*, *B. aschersus*, *L. salicaria* ve *T. latifolia*'nın gövdesinin yüksek oranda B akümülediği tespit edilmiştir.

Kabata-Pendias (2011), çözünür B formlarının diğer B bileşikler gibi bitkilerde kolayca biriktirdiğini bildirmiştir. Pasif soğurma sırasında borik asidin polisakkaritlerle birlikte kompleks oluşturmada önemli bir rol oynadığı düşünülmektedir. Bor alım sürecinin ne kadar pasif veya aktif olduğu konusunda hala tartışmalar bulunmaktadır. Bowen (1979), arpa kökleri tarafından farklı B absorpsiyon fazları bulunmuştur. Metabolik kontrol nispeten düşük olmakla birlikte, B absorpsiyonu esas olarak köklerdeki su akışı ile başlamaktadır. Bu nedenle de, B birikimleri su akışı ile yakından ilgilidir ve B konsantrasyonun çokluğu ile doğrusal orantılıdır. Mısır dokularındaki B değerlerinin kolayca çözülebilen dört B bileşiği ile pozitif olarak ilişkili olduğu belirtilmiştir. Bu dört B bileşiği, topraktaki toplam B'un % 0,4 ila 2,0'si arasında değişmektedir. B bitki kullanılabilirliği hakkında yayınlanmış verilere dayanarak, Kot (2009), B alımının esas olarak bitkiler tarafından emilen borik asidin varlığı ile yakından ilişkili olduğu belirtilmiştir. Bu nedenle, B absorpsiyonu öncelikle bitkilerin terleme hızındaki ve besin çözeltisindeki B içeriğine bağlanmıştır. B birikimi, genotipler ve türler arasında farklılıklar da gösterebilir. Ayrıca, topraktaki düşük B içeriği bakımından bitkilerdeki genotipik varyasyon aralığı çok büyüktür. Daha yüksek bitkilerde, B alımı çoğunlukla terleme hızları ve harici borik asit konsantrasyonu ile ilgili pasif bir süreçtir. Ancak bu iç kompleks oluşumu ve zar geçirgenliğinin kontrolü altında gelişmektedir (Kabata-Pendias, 2011). Son zamanlarda, B ortak bir çevre kirleticisi olarak kabul edilmiştir ve bu nedenle B ile kirlenmiş alanların bitki yönetimi araştırılmaya başlanmıştır. Robinson vd. (2007) yaklaşık 30 mg/kg B içeren toprak üzerinde büyümüş *Populus sp.* bitkisinin yaprağında 845 mg/kg B toplanmıştır. Marin ve Oron (2007) su mercimeğinin kirlenmiş sulardan B'yi uzaklaştırmak için mükemmel bir kabiliyete (1900 mg/kg'a kadar) sahip olduğunu belirtmiştir. Zhao vd. (2019), kültür sistemleri içinde B' un akümüasyon performansını ve *Puccinellia tenuiflora*, *Iris wilsonii*, *Suaeda glauca* ve *Tripolium pannonicum* bitkilerinin toleransını test etmiş ve fitoremediasyon çalışmaları için performanslarını karşılaştırmıştır. *T. pannonicum*, *S. glauca*, *I. wilsonii* ve *P. tenuiflora* için en yüksek B değerleri sırasıyla 40, 250, 300 ve 700 µg/kg olarak bulunmuştur. Bu değerler, *S. glauca*, *I. wilsonii* ve *P. tenuiflora*'nın B ve *I. wilsonii* için yüksek birikim kabiliyetine sahip olduğunu göstermiştir. *I. wilsonii*, B ile kirlenmiş alanların fitoremediasyonu için en umut verici bitki olarak kabul edilmiştir. Rees vd. (2011), kavakların yüksek bor biriktirmesi nedeniyle B ile kirlenmiş toprakların iyileştirilmesinde kavakların iyi bir performans sergilediğini belirtmişlerdir. *Salix viminalis*, *Brassica juncea* ve *Lupinus albus*, karşılaştırma için çeşitli koşullar altında büyütülmüştür. Toprakta 93 mg/kg B

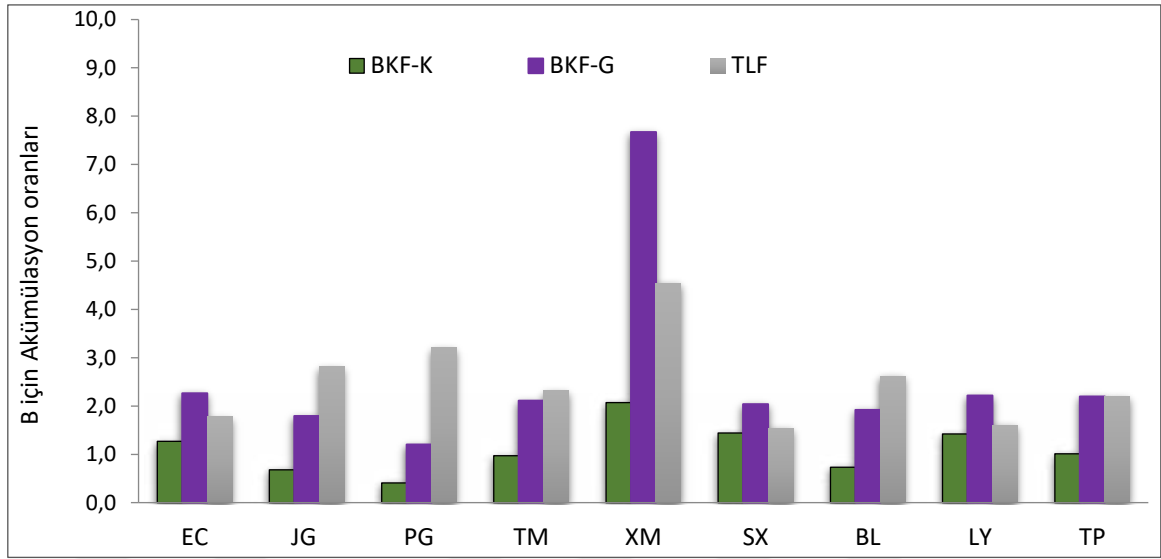
bulunması durumunda kavakların büyümesi bundan hiç etkilenmemiştir. Toprakta 168 ve 280 mg/kg B konsantrasyonlarına sahip olması durumunda ise kavak ağaçlarının büyümesi önemli oranda azalmıştır. Bu bitkilerden hiçbirisi bu koşullar altında hayatta kalamazken, kavakta <900 mg/kg B konsantrasyonundaki yapraklarda düşük oranda toksisite belirtileri göstermiştir. Yapraklarda 3500 mg/kg'a kadar ortalama B seviyeleri saptanırken, >7000 mg/kg den daha büyük değerlerde ise yapraklardaki beneklenme gözlenmiştir. Yapraklardaki büyüme, B içeriğinin nekroz başlangıcından sonra bile ilerlediğini gösteriyor. Bu veriler, kavakların, diğer ağır metallerin bitki ıslahı için önerildiği üzere B ile kirlenmiş toprağın bitki yönetimi için *B. juncea* veya *S. viminalis*'ten daha iyi olduğunu göstermiştir.

Tablo 5.4. Sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki B konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF oranları

		B sediment	B kök	B gövde	BKF-K	BKF-K	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	12	16	25	1,33	2,08	1,56
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	14	17	34	1,21	2,43	2,00
	ortalama	13,0	16,5	29,5	1,27	2,26	1,78
<i>Juncus</i>	JGK-1	13	9	37	0,69	2,85	4,11
<i>Juncus</i>	JGK-2	18	8	24	0,44	1,33	3,00
<i>Juncus</i>	JGK-3	10	9	12	0,90	1,20	1,33
	ortalama	13,7	8,7	24,3	0,68	1,79	2,81
<i>P. australis</i>	PGK-1	33	8	15	0,24	0,45	1,88
<i>P. australis</i>	PGK-2	09	3	11	0,33	1,22	3,67
<i>P. australis</i>	PGK-3	10	3	15	0,30	1,50	5,00
<i>P. australis</i>	PGB-1	08	4	14	0,50	1,75	3,50
<i>P. australis</i>	PGB-2	10	3	10	0,30	1,00	3,33
<i>P. australis</i>	PGB-3	09	4	12	0,44	1,33	3,00
<i>P. australis</i>	PGB-4	08	6	6	0,75	0,75	1,00
<i>P. australis</i>	PGM-1	08	3	13	0,38	1,63	4,33
	ortalama	11,9	4,3	12,0	0,41	1,21	3,21
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	14	17	22	1,21	1,57	1,29
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	16	14	20	0,88	1,25	1,43
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	22	24	63	1,09	2,86	2,63
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	17	12	47	0,71	2,76	3,92
	ortalama	17,3	16,8	38,0	0,97	2,11	2,32
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	12	36	26	3,00	2,17	0,72
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	18	25	150	1,39	8,33	6,00
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	16	29	200	1,81	12,50	6,90
	ortalama	15	30	125	2,07	7,67	4,54
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	14	27	23	1,93	1,64	0,85
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	15	18	20	1,20	1,33	1,11
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	19	18	45	0,95	2,37	2,50
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	12	20	34	1,67	2,83	1,70
	ortalama	15,0	20,8	30,5	1,44	2,04	1,54
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	08	6	17	0,75	2,13	2,83
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	14	10	24	0,71	1,71	2,40
	ortalama	11,0	8,0	20,5	0,73	1,92	2,62
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	16	30	44	1,88	2,75	1,47
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	22	27	35	1,23	1,59	1,30
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	21	24	49	1,14	2,33	2,04
	ortalama	19,7	27,0	42,7	1,42	2,22	1,60
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	18	14	33	0,78	1,83	2,36
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	16	20	41	1,25	2,56	2,05
	ortalama	17,0	17,0	37,0	1,01	2,20	2,21



Şekil 5.3. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki B konsantrasyonları.



Şekil 5.4. Sucul bitkilerde bor için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.3. Çinko (Zn)

Çalışma alanından toplanmış bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Zn değerleri sırasıyla 3262, 1314 ve 389 mg/kg'dır ($p < 0.05$). Minimum ve maksimum Zn seviyeleri kökte 16 ile 12350 mg/kg, gövdesinde ise 18 ile 2796 mg/kg arasında değişmektedir (Tablo 5.5).

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama Zn konsantrasyonları sırasıyla, 13237, 3735 ve 390 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$) (Şekil 5.5; Tablo 5.5). EC'nin sedimentteki Zn seviyeleri, hem kök hem de gövdesinden çok daha yüksektir. Özellikle, Keban Bölgesi'nden alınan örneklerde bu durum açıkça görülmektedir. Çinko, diğer bölgelerdeki hem sediment, hem de bitki kısımlarında çok daha az akümüle edilmiştir. Bu bitkideki Zn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.28, 0.03 ve 0.12 şeklindedir (Şekil 5.6). *E. cannabinum* 'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den oldukça düşüktür ve bu da *E. cannabinum* 'un Zn ile kirlenmiş alanları temizlemek için uygun bir bitki olmadığını işaret etmektedir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Zn konsantrasyonları sırasıyla 8884, 6839 ve 870 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$) (Şekil 5.5; Tablo 5.5). Zn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.77, 0.10 ve 0.13 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.6). *Juncus* 'un gövdesindeki ortalama BKF-G < 1 olması nedeniyle Zn fitoremediasyonu için iyi bir bitki değildir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki Zn içerikleri sırasıyla 4501, 990 ve 864 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.5; Tablo 5.5). Sedimentteki en yüksek Zn değerleri, Keban örneklerinde gözlenmiştir ve diğer örneklerde ise daha düşük Zn konsantrasyonları

gözlenmektedir. *P. australis*'in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.22, 0.19 ve 0.87'dir (Şekil 5.6). Bu da göstermektedir ki sedimentteki Zn, PG'nin kök ve gövdesinde akümüle edilmemektedir. Dolayısıyla, *P. australis* Zn için iyi bir akümülatör bitki değildir.

T. tetrandra (TM)'nin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Zn değerleri sırasıyla 2130, 560 ve 241 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.5; Tablo 5.5). *T. tetrandra*'nın sedimentteki ortalama çinko konsantrasyonu kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. *T. tetrandra*'nın Zn için ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.26 ve 0.11'dir (Şekil 5.6). Bu sonuçlar, 1'den çok küçük değerler olup, söz konusu bitkinin Zn'ü sedimentten çok miktarda akümüle etmediğini göstermektedir. Dolayısıyla, bu bitki Zn için akümülatör çalışmalarında kullanılması uygun değildir.

X. strumarium'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Zn konsantrasyonları sırasıyla 109, 25.6 ve 49.5 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.5; Tablo 5.5). *X. strumarium*'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.46, 0.60 ve 1.45 şeklindedir (Şekil 5.6). Bu da *X. strumarium*'un sedimentten Zn'ü bünyesine yeterli derecede almadığını göstermektedir. Bu nedenle de bu bitki, Zn ile kirlenmiş alanların temizlenmesi için uygun değildir.

Salix (SX)'in sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Zn içerikleri sırasıyla 311, 162 ve 59 mg/kg şeklindedir (Şekil 5.5; Tablo 5.5). *Salix*'in Zn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.52, 0.19 ve 0.72'dir. Bu nedenle de, *Salix*, Zn için akümülatör bir bitki değildir (Şekil 5.6).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Zn içerikleri sırasıyla 207, 128 ve 67 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.5; Tablo 5.5). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.62, 0.32 ve 0.65 'dir (Şekil 5.6). BKF-G değerleri 1'den çok küçük olduğu için *B. aschersus* Zn ile kirlenilen alanların rehabilitasyon çalışmaları için uygun bir bitki değildir.

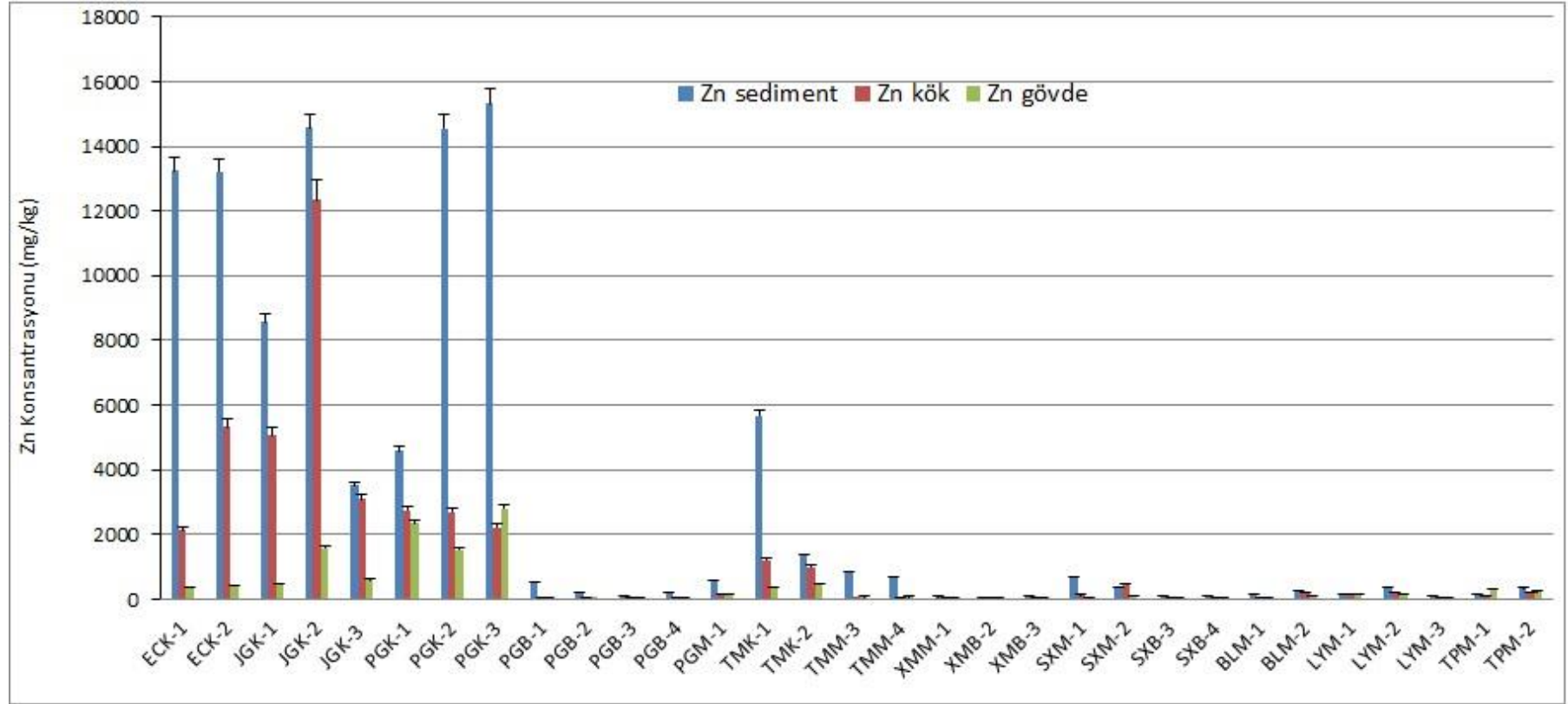
L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Zn konsantrasyonları sırasıyla 203, 131 ve 115 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.5; Tablo 5.5). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF'leri sırasıyla 0.65, 0.57 ve 1.08 bulunmuştur (Şekil 5.6). Bu sonuçlar da bu bitkinin Zn için akümülatör bitki olmadığını göstermektedir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Zn içerikleri sırasıyla 247, 150 ve 265 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.5; Tablo 5.5). *T. latifolia*'nın Zn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.61, 1.07 ve 1.77 şeklindedir (Şekil 5.6). Bu da, *T. latifolia*'nın gövdesi, Zn ile kirlenilen bölgelerin rehabilitasyonu için uygun bir akümülatör bitki olabileceğini göstermektedir.

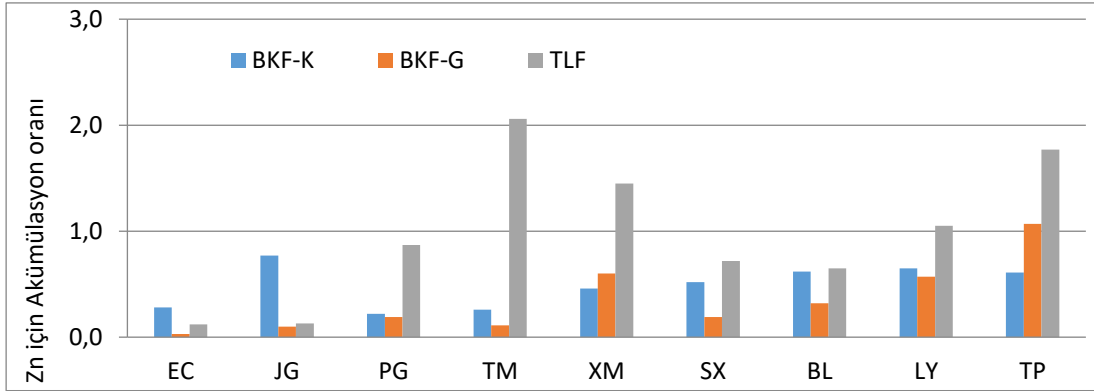
Çalışılan bitkiler Zn akümülatörasyonu açısından değerlendirildiğinde, bu bitkiler arasında sadece *T. latifolia*'nın gövdesinde yüksek oranda Zn akümülatörasyonu gözlenmiştir.

Tablo 5.5. Sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki Zn konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Zn sediment	Zn kök	Zn gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	13254	2136	364	0,16	0,03	0,17
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	13220	5334	416	0,40	0,03	0,08
	ortalama	13237	3735	390	0,28	0,03	0,12
<i>Juncus</i>	JGK-1	8560	5071	446	0,59	0,05	0,09
<i>Juncus</i>	JGK-2	14568	12350	1579	0,85	0,11	0,13
<i>Juncus</i>	JGK-3	3524	3095	585	0,88	0,17	0,19
	ortalama	8884	6839	870	0,77	0,10	0,13
<i>P. australis</i>	PGK-1	4568	2733	2339	0,60	0,51	0,86
<i>P. australis</i>	PGK-2	14560	2702	1523	0,19	0,10	0,56
<i>P. australis</i>	PGK-3	15320	2205	2796	0,14	0,18	1,27
<i>P. australis</i>	PGB-1	504	22,8	26,7	0,05	0,05	1,17
<i>P. australis</i>	PGB-2	208	33,7	17,7	0,16	0,08	0,53
<i>P. australis</i>	PGB-3	101	42,4	31,2	0,42	0,31	0,74
<i>P. australis</i>	PGB-4	182	41,5	30,2	0,23	0,17	0,73
<i>P. australis</i>	PGM-1	560	136,9	148,9	0,24	0,27	1,09
	ortalama	4501	990	864	0,22	0,19	0,87
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	5660	1211	372	0,21	0,07	0,31
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	1352	989	450	0,73	0,33	0,45
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	838	15,9	71,0	0,02	0,08	4,47
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	671	23,3	70,4	0,03	0,10	3,02
	ortalama	2130	560	241	0,26	0,11	2,06
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	72	45,3	37,1	0,63	0,51	0,82
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	69	35,5	56,7	0,52	0,83	1,60
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	109	25,6	49,4	0,24	0,45	1,93
	ortalama	83	35	48	0,46	0,60	1,45
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	677	121,9	37,7	0,18	0,06	0,31
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	356	447,9	107,8	1,26	0,30	0,24
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	118	38,8	34,4	0,33	0,29	0,89
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	92	38,0	54,3	0,41	0,59	1,43
	ortalama	311	162	59	0,52	0,19	0,72
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	145	36,0	30,3	0,25	0,21	0,84
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	268	219,4	102,7	0,82	0,38	0,47
	ortalama	207	128	67	0,62	0,32	0,65
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	143	159,6	133,3	1,12	0,93	0,84
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	356	190,7	144,0	0,54	0,40	0,76
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	110	44,0	68,5	0,40	0,62	1,56
	ortalama	203	131	115	0,65	0,57	1,05
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	156	107,3	299,3	0,69	1,92	2,79
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	338	192,8	230,9	0,57	0,68	1,20
	ortalama	247	150	265	0,61	1,07	1,77



Şekil 5.5. Sediment, bitki kök ve gövdesindeki Zn konsantrasyonları.



Şekil 5.6. Sucul bitkilerde Zn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.

5.3.3. Kurşun (Pb)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Pb değerleri sırasıyla 2024, 297 ve 25 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerde minimum ve maksimum Pb seviyeleri kökte 0.74 ve 3351 mg/kg, gövdesinde ise 0.20 ve 288 mg/kg tespit edilmiştir (Tablo 5.6).

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama Pb konsantrasyonları sırasıyla, 13730, 704 ve 57 mg/kg şeklinde gözlenmiştir ($p < 0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). EC'nin sedimentteki Pb seviyeleri, hem kök hem de gövdeden kat kat daha yüksektir. Özellikle Keban Bölgesi örneklerinde bu durum çok daha net görülmektedir. Pb, ECK-2 nolu örneğin kökünde bir miktar akümüle edilmiştir ancak bu oran oldukça düşük kalmıştır. Bu bitkideki Pb için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.09, 0.01 ve 0.15 şeklindedir (Şekil 5.8). *E. cannabinum*'un, BFK-K ve BKF-G değerleri 1'den oldukça düşük ve sıfıra yakın değerlerdir. Bu da *E. cannabinum*'un Pb ile kirlenmiş alanlar için faydalı bir bitki olmadığını göstermektedir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesinde ki ortalama kurşun değerleri sırasıyla 4965, 2034 ve 137 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). Pb için ortalama BFK-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.60, 0.03 ve 0.06 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.8). *Juncus*'un hem kök hem de gövde için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de Pb için akümülatör bir bitki olmadığını işaret etmektedir.

Phragmites'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki kurşun konsantrasyonları sırasıyla 2205, 144 ve 18 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). Sedimentteki en yüksek Pb değerleri, Keban'dan alınmış örneklerde görülmüştür ve diğer bölgelerde ise daha düşük konsantrasyonlarda gözlenmiştir. *Phragmites*'in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.05, 0.02 ve 0.45'dir (Şekil 5.8). Bu da göstermektedir ki sedimentteki Pb, bitkinin kök ve gövdesi tarafından akümüle edilmediğini göstermektedir. Dolayısıyla, *Phragmites* Pb için iyi bir akümülatör bitki değildir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama kurşun değerleri sırasıyla 290, 116 ve 16 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama kurşun değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. *T. tetrandra*'nın Pb için ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.33 ve 0.05 'dir (Şekil 5.8). Bu sonuçlar, 1'den çok küçük değerler olup, sözkonusu bitkinin Pb'u sedimentten akümüle etmediğini işaret etmektedir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Pb değerleri sırasıyla 30.5, 1.45 ve 0.45 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.18, 0.04 ve 0.38 şeklindedir (Şekil 5.8). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentten Pb' u bünyesine yeterli derecede akümüle etmediğini göstermektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesinin ortalama Pb değerleri sırasıyla 91.3, 4.14 ve 1.15 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). *Salix*'in Pb için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.08, 0.04 ve 0.58'dir ve bu değerler *Salix*'in hem kökü hem de gövdesi Pb için uygun bir bitki olmadığını göstermektedir (Şekil 5.8).

B. aschersus 'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Pb içerikleri sırasıyla 247, 8.64 ve 1.23 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.03, 0.01 ve 0.30 'dir (Şekil 5.8). BKF-G değerleri 1'den çok küçük olduğundan dolayı Pb ile kirletilen alanların iyileştirilmesinde kullanılması önerilmemektedir.

L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Pb değerleri sırasıyla 163, 4.83 ve 1.29 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). *L. salicaria*'nın ortalama BKF -K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.05, 0.01 ve 1.87 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.8). Sonuçlar 1'den çok küçük çıktığı için LY'nin Pb ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi çalışmalarında kullanılması önerilmemektedir.

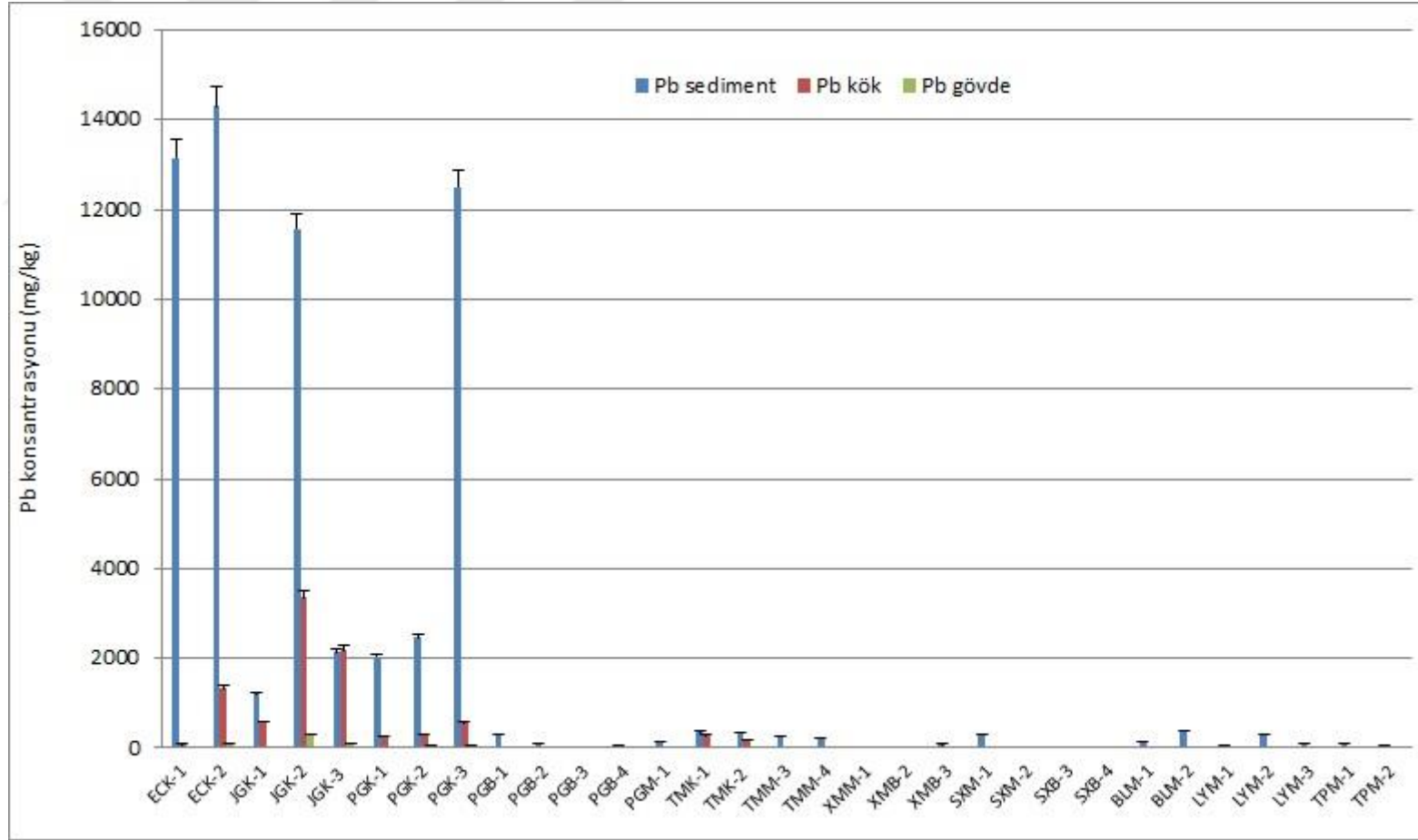
T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Pb içerikleri sırasıyla 86, 7.03 ve 13.1 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.7; Tablo 5.6). *T. latifolia*'nın Pb için ortalama BKF -K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.11, 0.08 ve 0.98' dir (Şekil 5.8). Bu değerler göstermektedir ki *T. latifolia* 'nın gövdesi, Pb ile kirletilen bölgelerin rehabilitasyonu veya iyileştirilmesi için uygun bir akümülatör bir bitki değildir.

Liu vd., 2008'de yaptıkları çalışmada, Pb madenciliğinin yapıldığı kirlenmiş bir alanda büyüyen 19 bitkinin potansiyelini incelemişlerdir. Bitkiler ve ilişkili sediment örnekleri toplanmış ve toplam metal konsantrasyonları için analiz edilmiştir. Toplam sediment Pb, Cu ve Zn konsantrasyonları 1,239 ila 4,311, 36 ila 1,020 ve 240 ila 2,380 mg/kg arasında değişirken, bitki gövdesinde sırasıyla 6,3 ila 2,029, 20 ila 570 ve 36 ila 690 mg/kg arasında değişmektedir. Bitkiler arasında, bir ekili mahsulün (*Ricinus communis*) ve iki yerli türün (*Tephrosia candida* ve *Debregeasia orientalis*) Pb ile kirlenmiş sedimentlerin fitoremediasyonu için büyük bir

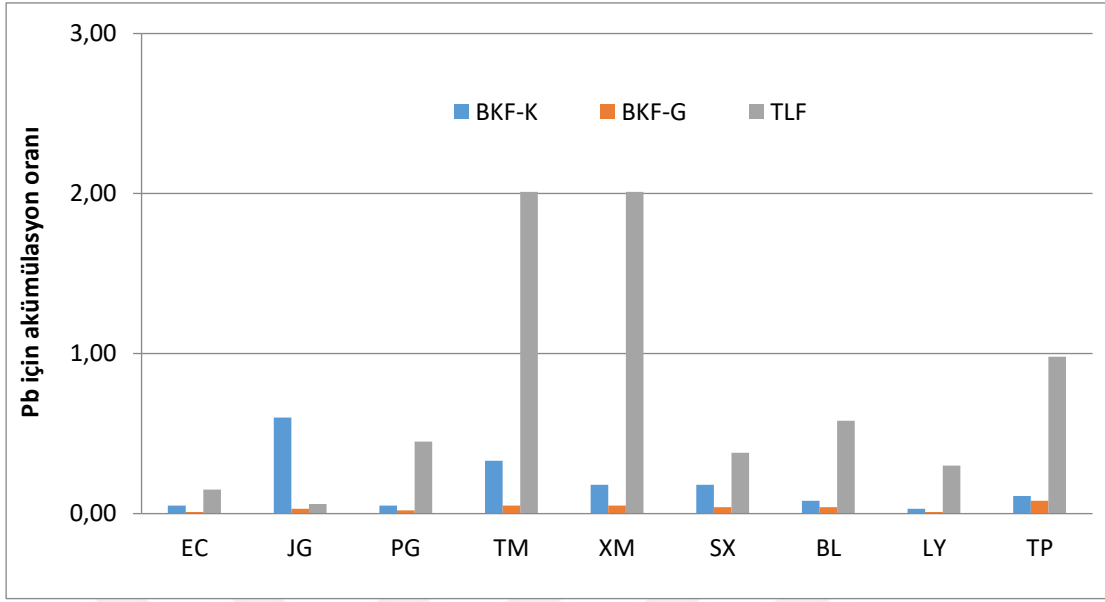
potansiyeye sahip olduğu tespit edilmiştir. 3 bitkinin Pb hiperakümüleyon kapasitesi *Ricinus communis* > *Debregeasia orientalis* > *Tephrosia candida* şeklindedir (Liu vd., 2008).

Tablo 5.6. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Pb konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Pb sediment	Pb kök	Pb gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	13150	81	18	0,01	0,01	0,22
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	14310	1327	97	0,09	0,01	0,07
	ortalama	13730	704	57	0,05	0,01	0,15
<i>Juncus</i>	JGK-1	1204	570	24	0,47	0,02	0,04
<i>Juncus</i>	JGK-2	11560	3351	288	0,29	0,02	0,09
<i>Juncus</i>	JGK-3	2130	2183	97	1,02	0,05	0,04
	ortalama	4965	2034	137	0,60	0,03	0,06
<i>P. australis</i>	PGK-1	2038	264	24	0,13	0,01	0,09
<i>P. australis</i>	PGK-2	2467	309	71	0,13	0,03	0,23
<i>P. australis</i>	PGK-3	12500	565	41	0,05	0,01	0,07
<i>P. australis</i>	PGB-1	309,60	0,74	0,20	0,01	0,01	0,27
<i>P. australis</i>	PGB-2	111,77	1,25	0,83	0,01	0,01	0,66
<i>P. australis</i>	PGB-3	37,07	0,77	0,44	0,02	0,01	0,57
<i>P. australis</i>	PGB-4	53,40	1,88	1,74	0,04	0,03	0,93
<i>P. australis</i>	PGM-1	124	7,49	5,98	0,06	0,05	0,80
	ortalama	2205	144	18	0,05	0,02	0,45
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	363	273	24	0,75	0,07	0,09
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	326	186	32	0,57	0,10	0,17
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	258	0,81	5,34	0,01	0,02	6,59
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	212,81	2,82	3,35	0,01	0,02	1,19
	ortalama	290	116	16	0,33	0,05	2,01
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	6,50	2,16	0,31	0,33	0,05	0,14
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	6,18	1,26	0,45	0,20	0,07	0,36
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	78,90	0,92	0,59	0,01	0,01	0,64
	ortalama	30,5	1,45	0,45	0,18	0,04	0,38
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	284	8,26	0,77	0,03	0,01	0,09
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	38	5,77	1,09	0,15	0,03	0,19
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	31,85	1,41	2,22	0,04	0,07	1,57
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	11,42	1,12	0,53	0,10	0,05	0,47
	ortalama	91,3	4,14	1,15	0,08	0,04	0,58
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	125	2,28	1,20	0,02	0,01	0,53
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	368	15,00	1,25	0,04	0,01	0,08
	ortalama	247	8,64	1,23	0,03	0,01	0,30
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	68	7,51	1,81	0,11	0,03	0,24
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	312	3,35	1,21	0,01	0,01	0,36
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	108	3,64	0,85	0,03	0,01	0,23
	ortalama	163	4,83	1,29	0,05	0,01	0,28
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	86	7,03	13,14	0,08	0,15	1,87
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	70	9,35	0,87	0,13	0,01	0,09
	ortalama	78	8,19	7,01	0,11	0,08	0,98



Şekil 5.7. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Pb konsantrasyonları.



Şekil 5.8. Sucul bitkilerdeki Pb için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.

5.3.5. Bakır (Cu)

Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Cu değerleri sırasıyla 392, 295 ve 441 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerde minimum ve maksimum Cu seviyeleri kökte 5.94 - 1589 mg/kg, gövdesinde ise 3.86 - 2521 mg/kg arasında tespit edilmiştir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama bakır konsantrasyonları sırasıyla, 318, 26.6 ve 6.78 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). Şekil 5.9'dan da görüldüğü gibi *E. cannabinum*' un sedimentteki bakır konsantrasyonu, hem kök, hem de gövdesindeki bakır konsantrasyonundan daha yüksektir. Bu bitkideki Cu için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.08, 0.02 ve 0.27' dir (Şekil 5.10). *E. cannabinum*' un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den oldukça düşük ve sıfıra yakın değerlerdir. Bu da *E. cannabinum*' un Cu ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılamayacağını işaret etmektedir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama bakır değerleri sırasıyla 213, 84.1 ve 15 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). Bakır için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.60, 0.13 ve 0.20 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.10). *Juncus*' un kök ve gövde için hesaplanan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçük olup, bakırın biyoakümülasyon çalışmalarında kullanılması uygun değildir.

P. australis (PG)' in sediment, kök ve gövdesindeki Cu konsantrasyonları sırasıyla 230, 184 ve 327 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). Sedimentteki en yüksek Cu değerleri, Maden-Cu yatağından alınmış örnekte görülmüş olup, diğer bölgelerde ise daha düşük konsantrasyonlardadır. *P. australis* ' in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.32,

0.41 ve 0.92'dir (Şekil 5.10). Bu sonuçlara göre sedimentteki bakır, *P. australis*'in kök ve gövde tarafından akümüle edilmemektedir. Dolayısıyla, *P. australis* Cu ile kirlenmiş alanlar için uygun bir akümülatör bitki değildir.

T. tetrandra (TM)' nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama bakır değerleri sırasıyla 31.7, 11.4 ve 11.3 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). *T. tetrandra*' nın sedimentteki ortalama bakır değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. BKF-K ve BKF-G değerleri ise 0.50 ve 0.37' dir (Şekil 5.10). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü hem de gövde, Cu için uygun bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium' un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama bakır değerleri sırasıyla 155, 18.6 ve 73.3 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). *X. strumarium*' un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.15, 0.32 ve 2.83 şeklindedir (Şekil 5.10). Bu da *X. strumarium*' un sedimentten Cu'ı bünyesine yeterli derecede almadığını göstermektedir. Bu nedenle de bu bitkinin, Cu ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılması önerilmemektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesindeki ortalama bakır değerleri sırasıyla 377, 600 ve 414 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). *Salix*'in bakır için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.24, 1.12 ve 0.99'dir ve 1'den büyüktür. Bu değerler göstermektedir ki *Salix*'in hem kökü, hem de gövdesi Cu için uygun bir akümülatör bitki değildir (Şekil 5.10).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama bakır içerikleri sırasıyla 244, 440 ve 986 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.49, 3.25 ve 2.05 'dir (Şekil 5.10). Bu değerler de göstermektedir ki, hem BKF-K, hem de BKF-G değerleri 1'den büyük olduğundan dolayı Cu ile kirlenilen alanların iyileştirilmesi için iyi bir akümülatör bitki olduğu görülmektedir.

L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama bakır değerleri sırasıyla 808, 927 ve 1689 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.16, 2.23 ve 1.98 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.10). Bu zenginleşme parametrelerinin her üçü de 1'den çok büyüktür. Dolayısıyla, bu bitki bakır ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için iyi bir akümülatör bitkidir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama bakır içerikleri sırasıyla 679, 749 ve 1018 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.9; Tablo 5.7). *T. latifolia*' nın Cu için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.11, 1.52 ve 1.35' dir (Şekil 5.10). Bu sonuçlara göre *T. latifolia* bakır ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu veya iyileştirme çalışmaları için iyi bir akümülatör bitki olduğu görülmüştür.

Çalışma alanındaki bitkilerin Cu analiz sonuçları değerlendirildiğinde, *Salix*, *B. aschersus*, *L. salicaria* ve *T. latifolia* bitkilerinin bakırı önemli oranda akümüle ettiği belirlenmiştir.

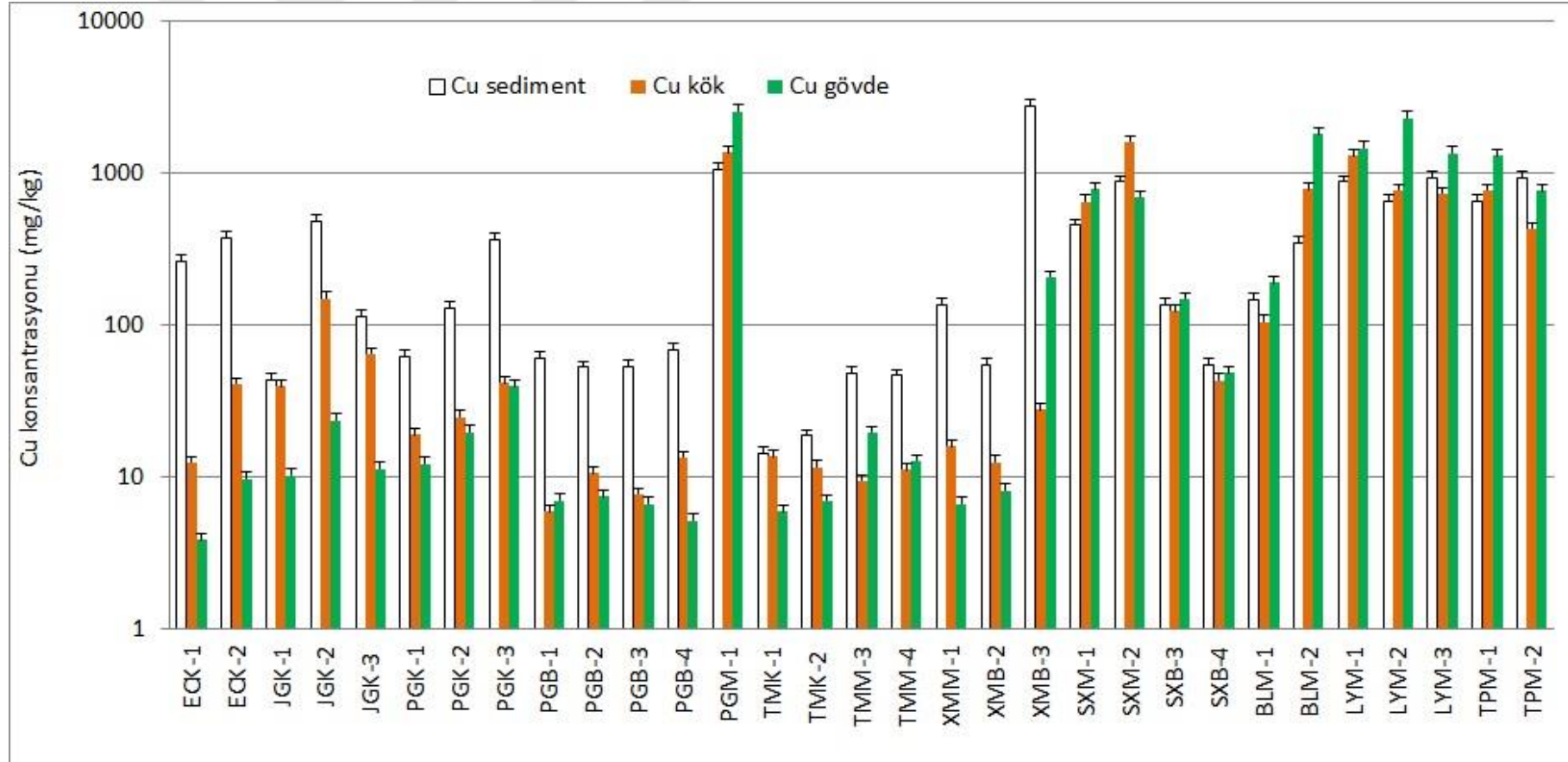
Sasmaz vd. (2015), Keban maden alanında galeri suyu üzerinde *Lemna gibba* ve *Lemna minor* bitkileri kullanılarak farklı metaller için (Cu-Pb-Zn-As, U-Th, La-Ce-Y, Cr-Ni-Co) akümülyasyonlarını incelemişlerdir. Bu akümülyasyonlara göre, *L. minor* ve *L. gibba*' da elde edilen en ideal verimler şu şekilde ifade edilmiştir: Pb için 2. günde % 1259 ve 2. günde % 1015; Cu için 2. günde % 87 ve 3. Günde % 36; As için 3. günde % 70.7 ve 2. günde % 19.71 ve Zn için 3. günde % 628 ve 3. günde % 382 şeklindedir. Bu çalışma, hem *L. gibba* hem de *L. minor*'ün, farklı elementler tarafından kirletilen galeri suyunda Cu, Pb, Zn ve As biriktirme kapasitelerinin çok yüksek olduğunu ortaya koymuştur (Sasmaz vd., 2016a, b , c; 2018; 2019).

Tablo 5.7. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Cu konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

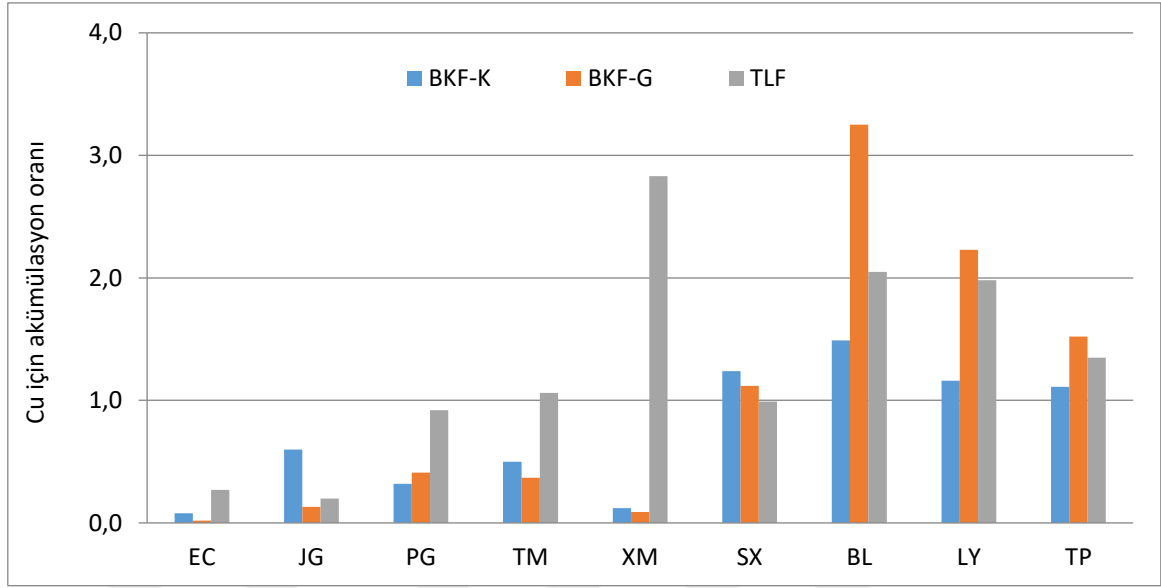
		Cu sediment	Cu kök	Cu gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	263	12,4	3,86	0,05	0,01	0,31
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	373	40,8	9,70	0,11	0,03	0,24
	ortalama	318	26,6	6,78	0,08	0,02	0,27
<i>Juncus</i>	JGK-1	43	39,3	10,2	0,91	0,24	0,26
<i>Juncus</i>	JGK-2	482	149	23,4	0,31	0,05	0,16
<i>Juncus</i>	JGK-3	114	64,2	11,3	0,56	0,10	0,18
	ortalama	213	84,1	15,0	0,60	0,13	0,20
<i>P. australis</i>	PGK-1	62	19,0	12,1	0,30	0,19	0,64
<i>P. australis</i>	PGK-2	130	24,6	19,6	0,19	0,15	0,80
<i>P. australis</i>	PGK-3	361	41,6	39,1	0,12	0,11	0,94
<i>P. australis</i>	PGB-1	60	5,9	6,97	0,10	0,12	1,17
<i>P. australis</i>	PGB-2	53	10,6	7,44	0,20	0,14	0,70
<i>P. australis</i>	PGB-3	53	7,7	6,64	0,14	0,12	0,87
<i>P. australis</i>	PGB-4	68	13,4	5,16	0,20	0,08	0,38
<i>P. australis</i>	PGM-1	1056	1347	2521	1,28	2,39	1,87
	ortalama	230	184	327	0,32	0,41	0,92
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	14	13,5	5,94	0,94	0,41	0,44
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	19	11,6	6,92	0,62	0,37	0,60
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	48	9,4	19,5	0,20	0,41	2,08
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	46	11,2	12,7	0,24	0,28	1,14
	ortalama	31,7	11,4	11,3	0,50	0,37	1,06
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	136	15,8	6,64	0,12	0,05	0,42
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	55	12,5	8,13	0,23	0,15	0,65
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	2736	27,7	205	0,01	0,07	7,42
	ortalama	976	18,6	73,3	0,12	0,09	2,83
<i>Salix</i>	SXB-2	450	647	772	1,44	1,71	1,19
<i>Salix</i>	SXB-3	865	1589	689	1,84	0,80	0,43
<i>Salix</i>	SXM-1	136	122	148	0,90	1,09	1,21
<i>Salix</i>	SXM-2	55	43	48	0,78	0,87	1,12

Tablo 5.7. (Devamı) Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Cu konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Cu sediment	Cu kök	Cu gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
	ortalama	377	600	414	1,24	1,12	0,99
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	146	104	188	0,71	1,29	1,80
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	342	776	1784	2,27	5,22	2,30
	ortalama	244	440	986	1,49	3,25	2,05
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	865	1286	1444	1,49	1,67	1,12
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	643	766	2281	1,19	3,55	2,98
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	915	728	1342	0,80	1,47	1,84
	ortalama	808	927	1689	1,16	2,23	1,98
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	643	766	1280	1,19	1,99	1,67
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	715	732	755	1,02	1,06	1,03
	ortalama	679	749	1018	1,11	1,52	1,35



Şekil 5.9. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Cu konsantrasyonları.



Şekil 5.10. Sucul bitkilerdeki bakır için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.6. Gümüş (Ag)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama gümüş değerleri sırasıyla 12182, 1554 ve 202 $\mu\text{g/kg}$ şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerde minimum ve maksimum Ag seviyeleri kökte 2 ile 13430 $\mu\text{g/kg}$, gövdesinde ise 2 ile 1475 $\mu\text{g/kg}$ arasında tespit edilmiştir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama gümüş konsantrasyonları sırasıyla, 57029, 2823 ve 262 $\mu\text{g/kg}$ şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). *E. cannabinum*' un toprağındaki gümüş seviyelerinin, hem kök hem de gövdesindeki gümüş değerlerinden çok daha yüksek olduğu görülmüştür. Bu bitkideki Ag için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.05, 0.01 ve 0.12' dir (Şekil 5.12). *E. cannabinum*' un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1' den çok düşük ve sifıra yakın değerler olup gümüş ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılması uygun değildir.

Juncus' un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama gümüş değerleri sırasıyla 36084, 9630 ve 635 $\mu\text{g/kg}$ şeklindedir ($p < 0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). Gümüş için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.42, 0.02 ve 0.06 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.12). *Juncus*' un kök ve gövdesi için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1' den çok küçüktür ve bu nedenle de gümüş ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için uygun bir bitki değildir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki gümüş konsantrasyonları sırasıyla 17886, 1247 ve 380 $\mu\text{g/kg}$ ' dir ($p < 0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). Sedimentteki en yüksek Ag değerleri, Keban' dan alınmış örneklerde görülmüştür ve diğer bölgelerde ise daha düşük konsantrasyonlarda gözlenmiştir. *P. australis* 'in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

sırasıyla 0.10, 0.05 ve 0.57'dir (Şekil 5.12). Bu sonuçlar göstermektedir ki; sedimentteki Ag miktarı, bitkinin kök ve gövdesi tarafından akümüle edilmemiştir. Dolayısıyla da, *P. australis*, gümüş ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için uygun bir akümülatör bitki değildir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama gümüş konsantrasyonları sırasıyla 2236, 789 ve 164 µg/kg'dir ($p<0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama gümüş değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Aynı zamanda ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.37 ve 0.09 'dir (Şekil 5.12). Dolayısıyla, bu bitki Ag ile kirlenmiş alanların iyileştirme çalışmaları için uygun bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama gümüş değerleri sırasıyla 87, 9 ve 3 µg/kg'dir ($p<0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.11, 0.03 ve 0.34 şeklindedir (Şekil 5.12). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentten Ag'i bünyesine yeterli derecede almadığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitki Ag ile kirlenmiş alanların iyileştirme çalışmaları için uygun bitki değildir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövde ortalama gümüş değerleri sırasıyla 379, 33 ve 7 µg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). *Salix*'in gümüş için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.14, 0.06 ve 0.71'dir ve 1'den çok küçüktür. Bu değerler göstermektedir ki *Salix*'in Ag ile kirlenmiş alanların iyileştirme çalışmaları için uygun bir bitki değildir (Şekil 5.12).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama gümüş içerikleri sırasıyla 293, 62 ve 7 µg/kg'dir ($p<0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). Şekil 5.12'den de görüldüğü gibi, bu bitkinin ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.25, 0.02 ve 0.26 'dır. Bu BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçük olduğundan dolayı gümüş ile kirlenen alanların iyileştirilmesi için uygun bir bitki olmadığını göstermektedir.

L. salicaria 'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama gümüş değerleri sırasıyla 155, 39 ve 6 µg/kg' dir ($p<0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.30, 0.05 ve 0.14'dür (Şekil 5.12). Bu zenginleşme parametrelerinin her üçü de 1'den çok küçüktür. Dolayısıyla da LY, gümüş ile kirlenen alanların iyileştirilmesi için uygun bir bitki değildir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama gümüş içerikleri sırasıyla 237, 48 ve 30 µg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.11; Tablo 5.8). *T. latifolia*'nın Ag için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.19, 0.17 ve 1.36' dir (Şekil 5.12). BKF-K ve BKF-G değerleri, *T. latifolia* Ag ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için uygun olmadığını göstermektedir.

Yıldırım ve Sasmaz (2017) tarafından ülkemizin en büyük gümüş yataklarından birisi olan Gümüşköy (Kutahya) gümüş (As, Zn ve Pb) yataklarının toprakları üzerinde doğal olarak yetişmiş 11 karasal bitkideki As, Ag ve Pb akümülyasyonları incelenmiştir. Araziden toplanan

bitki ve toprak örnekleri ICP-MS ile As, Ag ve Pb içeriğini belirlemek için analiz edilmiştir. İncelenen bitkilerin toprak, kök ve dallardaki ortalama değerler sırasıyla As için 4771, 2320 ve 1340 mg/kg; Ag için 35.9, 10.2 ve 11.5 mg/kg; Pb için 4180, 1424 ve 1050 mg/kg bulunmuştur. Çalışma alanından toplanan bitkilerin As, Ag ve Pb akümülyasyon miktarlarına göre farklı gruplara ayrılmıştır. Sonuçlar, As için *Glaucium*'un kökü, *Phlomis*'in kökü ve dalı, *Verbascum*'ın dalı, Ag için *Glaucium* kökü, *Silene* kök ve dalı, *Verbascum*'ın dalı, Pb için *Phlomis* kök ve dalı iyi bir biyoakümülatör bitki olabileceklerini göstermiştir. Bu nedenle, bu bitkilerin Ag, As ve Pb tarafından kirletilen toprakların rehabilitasyonu için faydalı olabileceği işaret edilmiştir.

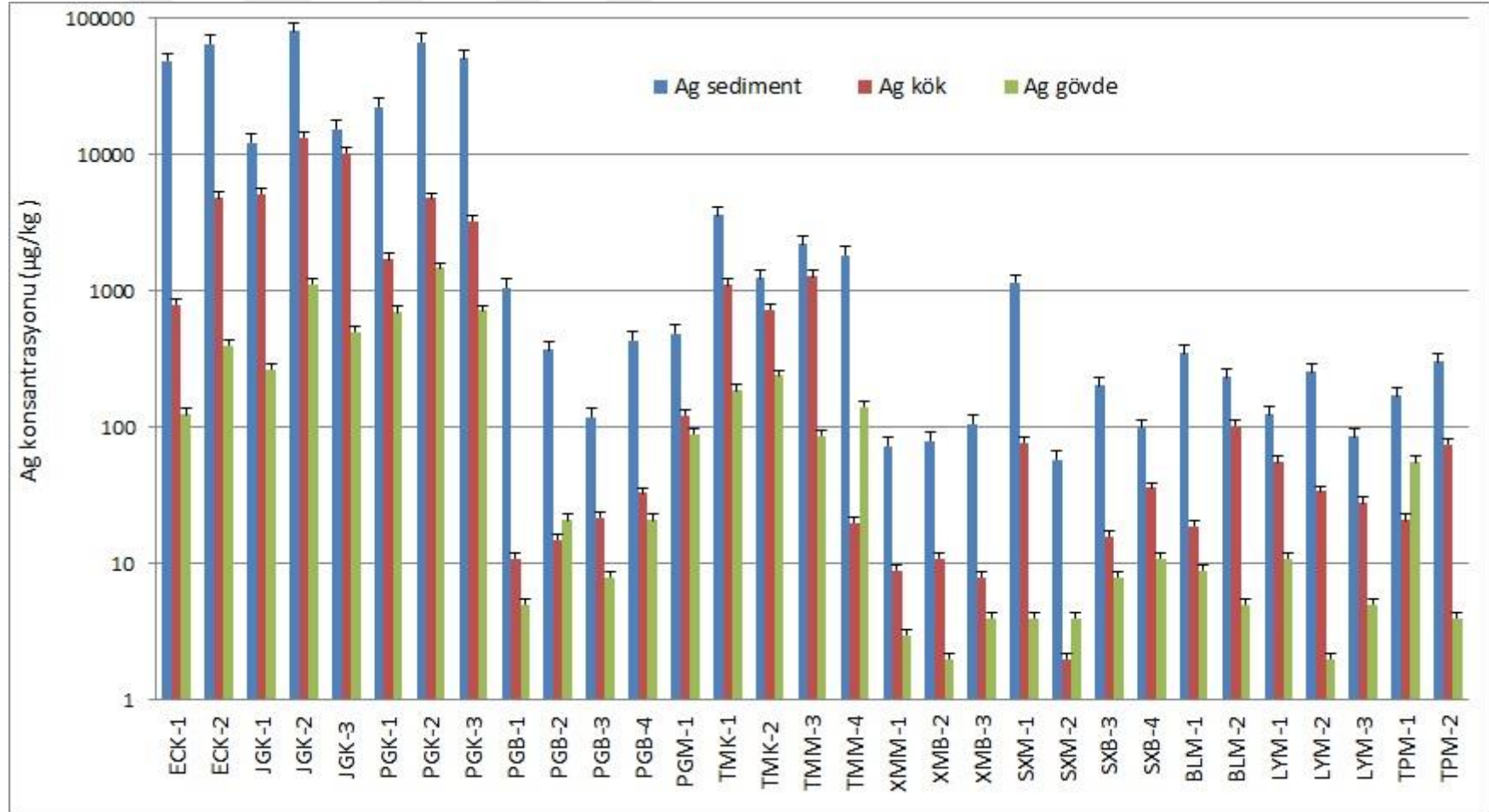
Tablo 5.8. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ag konsantrasyonları (µg/kg) ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.

		Ag sediment	Ag kök	Ag gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	48699	802	125	0,02	0,01	0,16
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	65359	4843	398	0,07	0,01	0,08
	ortalama	57029	2823	262	0,05	0,00	0,12
<i>Juncus</i>	JGK-1	12356	5174	269	0,42	0,02	0,05
<i>Juncus</i>	JGK-2	80428	13430	1130	0,17	0,01	0,08
<i>Juncus</i>	JGK-3	15468	10287	506	0,67	0,03	0,05
	ortalama	36084	9630	635	0,42	0,02	0,06
<i>P. australis</i>	PGK-1	22543	1707	704	0,08	0,03	0,41
<i>P. australis</i>	PGK-2	66898	4785	1475	0,07	0,02	0,31
<i>P. australis</i>	PGK-3	51156	3283	719	0,06	0,01	0,22
<i>P. australis</i>	PGB-1	1068	11	5	0,01	0,01	0,45
<i>P. australis</i>	PGB-2	373	15	21	0,04	0,06	1,40
<i>P. australis</i>	PGB-3	120	22	8	0,18	0,07	0,36
<i>P. australis</i>	PGB-4	435	33	21	0,08	0,05	0,64
<i>P. australis</i>	PGM-1	492	122	89	0,25	0,18	0,73
	ortalama	17886	1247	380	0,10	0,05	0,57
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	3622	1118	187	0,31	0,05	0,17
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	1240	734	240	0,59	0,19	0,33
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	2230	1285	87	0,58	0,04	0,07
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	1850	20	142	0,01	0,08	7,10
	ortalama	2236	789	164	0,37	0,09	1,92
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	73	9	3	0,12	0,04	0,33
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	80	11	2	0,14	0,03	0,18
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	107	8	4	0,07	0,04	0,50
	ortalama	87	9	3	0,11	0,03	0,34
<i>Salix</i>	SXB-2	1154	78	4	0,07	0,00	0,05
<i>Salix</i>	SXB-3	58	2	4	0,03	0,07	2,00
<i>Salix</i>	SXM-1	204	16	8	0,08	0,04	0,50

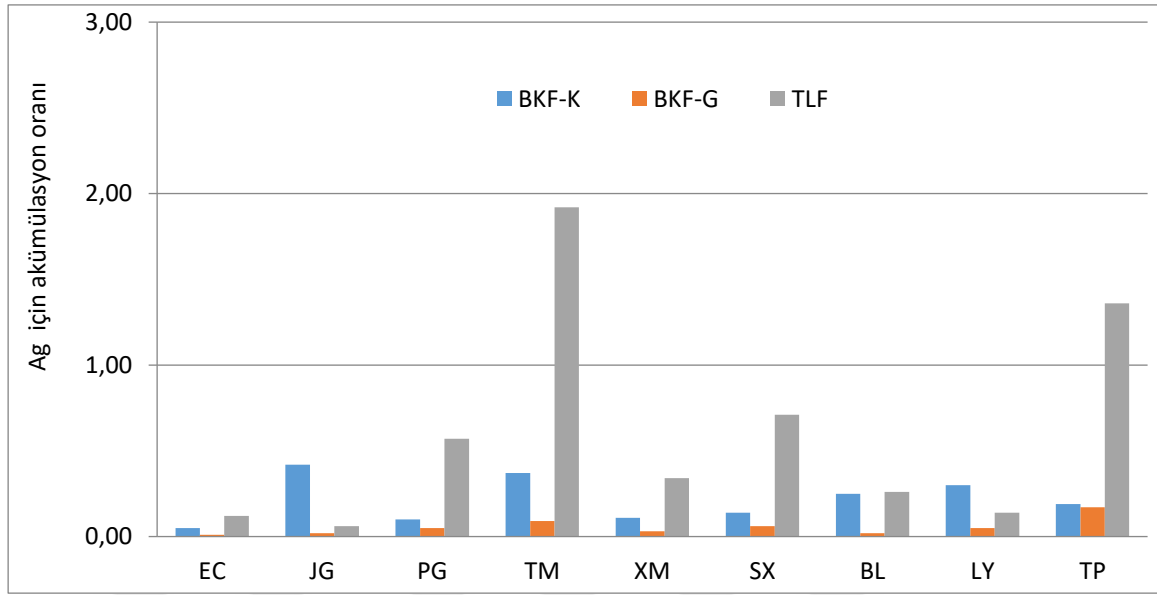
<i>Salix</i>	SXM-2	100	36	11	0,36	0,11	0,31
--------------	-------	-----	----	----	------	------	------

Tablo 5.8. (Devamı) Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ag konsantrasyonları (µg/kg) ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.

	ortalama	379	33	7	0,14	0,06	0,71
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	352	19	9	0,05	0,03	0,47
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	234	104	5	0,44	0,02	0,05
	ortalama	293	62	7	0,25	0,02	0,26
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	124	56	11	0,45	0,09	0,20
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	256	34	2	0,13	0,01	0,06
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	86	28	5	0,33	0,06	0,18
	ortalama	155	39	6	0,30	0,05	0,14
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	170	21	56	0,12	0,33	2,67
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	304	75	4	0,25	0,01	0,05
	ortalama	237	48	30	0,19	0,17	1,36



Şekil 5.11. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ag konsantrasyonları.



Şekil 5.12. Sucul bitkilerdeki gümüş için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.7. Nikel (Ni)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama nikel konsantrasyonları sırasıyla 126.8, 18.8 ve 8 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum Ni seviyeleri kökte 1.9 ile 81.6 mg/kg, gövdesinde ise 0.4 ile 84.3 mg/kg arasında tespit edilmiştir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama nikel konsantrasyonları sırasıyla, 36.3, 7.4 ve 0.6 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). *E. cannabinum* 'un toprağındaki nikel seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Bu bitkideki Ni için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.20, 0.02 ve 0.09' dir (Şekil 5.14). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok düşüktür ve bu nedenle nikel ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için uygun bir akümülatör bitki değildir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama nikel değerleri sırasıyla 27.1, 11.1 ve 1 mg/kg' dır ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). Ni için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.40, 0.04 ve 0.10 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.14). Bu parametreler, *Juncus*'un nikel ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için uygun bir akümülatör bitki olmadığını göstermektedir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki nikel konsantrasyonları sırasıyla 87.4, 14.6 ve 11.9 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). Sedimentteki en yüksek Ni değerleri, Keban'dan alınmış örneklerde görülmüştür ve diğer bölgelerde ise daha düşük konsantrasyonlarda gözlenmiştir. *P. australis* 'in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

sırasıyla 0.17, 0.14 ve 0.82 'dir (Şekil 5.14). Bu sonuçlar da sedimentteki nikel, bitkinin kök ve gövdesi tarafından akümüle edilmediğini göstermiştir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama nikel değerleri sırasıyla 290, 22.3 ve 19.3 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama nikel değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksek olup, ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.08, 0.05 ve 0.07 'dir (Şekil 5.14). Dolayısıyla, bu bitki nikel ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama nikel değerleri sırasıyla 53.9, 2.5 ve 1.8 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.05, 0.04 ve 0.76 şeklindedir (Şekil 5.14). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentten Ni'i bünyesine yeterli derecede almadığını göstermektedir.

Salix (SX) 'in toprak, kök ve gövdesinde ortalama Ni değerleri sırasıyla 117.6, 27.4 ve 3.1 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). *Salix*'in nikel için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.19, 0.02 ve 0.09'dir ve 1'den çok küçüktür. Bu değerler *Salix*'in nikel ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için uygun bir akümülatör bitki değildir (Şekil 5.14).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesinde ortalama nikel içerikleri sırasıyla 234, 45.9 ve 6.7 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.18, 0.03 ve 0.34 'dir (Şekil 5.14). Bu değerlerin 1'den küçük oluşu bitkinin nikel için iyi bir biyoakümülatör olmadığını göstermektedir.

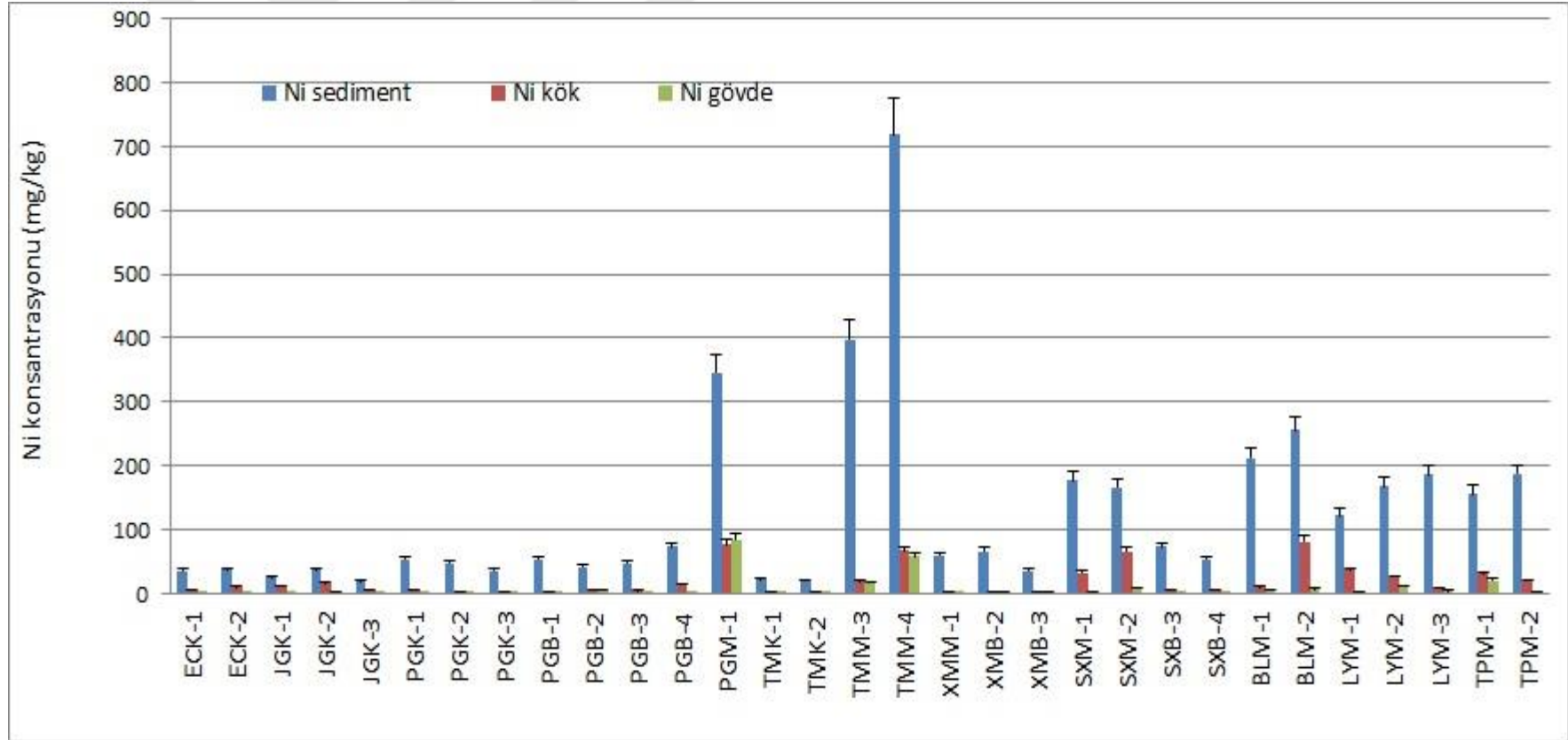
L. salicaria 'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama nikel değerleri sırasıyla 159, 23.6 ve 5.9 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.17, 0.04 ve 0.34 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.14). Bu parametrelerinin her üçü de 1'den çok küçüktür. Dolayısıyla da, *L. salicaria* nikel ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir biyoakümülatör bitki değildir.

T. latifolia 'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama nikel içerikleri sırasıyla 172, 25.2 ve 11.5 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.13; Tablo 5.9). *T. latifolia*'nın Ni için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.15, 0.07 ve 0.40' dir (Şekil 5.14). Bu BKF-K ve BKF-G değerleri, *T. latifolia* nikel ile kirlenmiş alanların iyileştirme çalışmaları için uygun bir akümülatör bitki olmadığını göstermektedir.

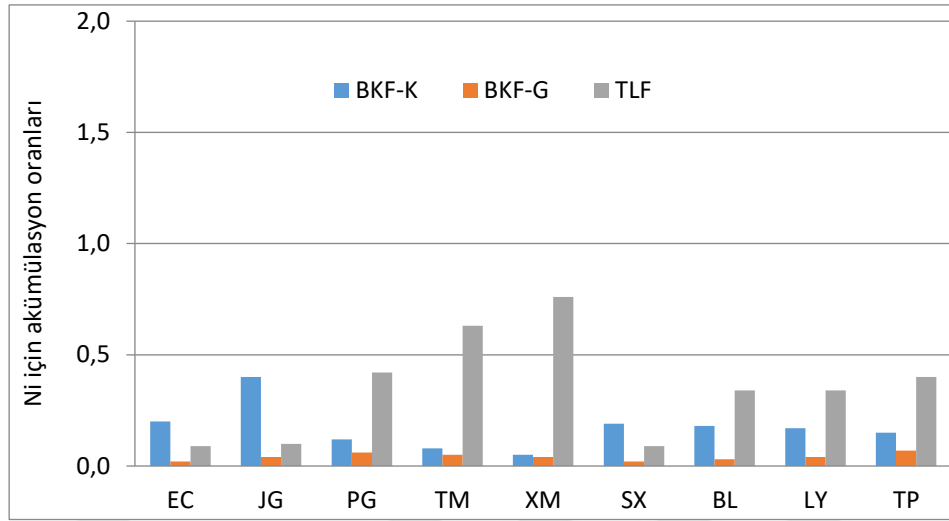
Çalışma alanında çalışılan bitkiler arasında nikelin biyoakümülasyonu için uygun akümülatör bitki gözlenmemiştir.

Tablo 5.9. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ni, BFK-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Ni sediment	Ni kök	Ni gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	36,1	4,8	0,5	0,13	0,01	0,10
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	36,5	9,9	0,7	0,27	0,02	0,07
	ortalama	36,3	7,4	0,6	0,20	0,02	0,09
<i>Juncus</i>	JGK-1	25	12,2	0,7	0,49	0,03	0,06
<i>Juncus</i>	JGK-2	38	16,3	1,6	0,43	0,04	0,10
<i>Juncus</i>	JGK-3	19	4,9	0,7	0,26	0,04	0,14
	ortalama	27	11	1,0	0,40	0,04	0,10
<i>P. australis</i>	PGK-1	54,2	5,4	0,8	0,10	0,01	0,15
<i>P. australis</i>	PGK-2	47,0	3,8	1,2	0,08	0,03	0,32
<i>P. australis</i>	PGK-3	35,4	3,2	1,0	0,09	0,03	0,31
<i>P. australis</i>	PGB-1	54,0	3,7	1,2	0,07	0,02	0,32
<i>P. australis</i>	PGB-2	40,9	6,4	4,7	0,16	0,11	0,73
<i>P. australis</i>	PGB-3	47,7	4,0	1,2	0,08	0,03	0,30
<i>P. australis</i>	PGB-4	73,8	14,5	1,1	0,20	0,01	0,08
<i>P. australis</i>	PGM-1	345,9	75,9	84,3	0,22	0,24	1,11
	ortalama	87,4	14,6	11,9	0,12	0,06	0,42
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	22	2,0	0,6	0,09	0,03	0,30
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	20	1,9	0,7	0,10	0,04	0,37
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	397	18,1	17,6	0,05	0,04	0,97
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	719	67,3	58,4	0,09	0,08	0,87
	ortalama	290	22,3	19,3	0,08	0,05	0,63
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	59,4	2,7	1,2	0,05	0,02	0,44
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	66,3	2,4	2,6	0,04	0,04	1,08
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	35,9	2,3	1,7	0,06	0,05	0,74
	ortalama	53,9	2,5	1,8	0,05	0,04	0,76
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	177,1	32,1	2,1	0,18	0,01	0,07
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	166,2	66,7	9,5	0,40	0,06	0,14
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	73,4	5,2	0,4	0,07	0,01	0,08
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	53,5	5,4	0,4	0,10	0,01	0,07
	ortalama	117,6	27,4	3,1	0,19	0,02	0,09
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	211,4	10,2	6,1	0,05	0,03	0,60
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	256,8	81,6	7,3	0,32	0,03	0,09
	ortalama	234,1	45,9	6,7	0,18	0,03	0,34
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	122,8	37,0	2,7	0,30	0,02	0,07
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	167,5	26,0	10,9	0,16	0,07	0,42
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	186,7	7,9	4,1	0,04	0,02	0,52
	ortalama	159	23,6	5,9	0,17	0,04	0,34
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	156	30,3	20,7	0,19	0,13	0,68
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	187	20,1	2,2	0,11	0,01	0,11
	ortalama	172	25,2	11,5	0,15	0,07	0,40



Şekil 5.13. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Ni konsantrasyonları.



Şekil 5.14. Sucul bitkilerdeki Ni için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.

5.3.8. Kobalt (Co)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama kobalt konsantrasyonları sırasıyla 101, 22.7 ve 8.61 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum kobalt seviyeleri kökte 0.33 ile 198.5 mg/kg, gövdesinde ise 0.07 ile 81.2 mg/kg arasında tespit edilmiştir.

Eupatorium cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama kobalt konsantrasyonları sırasıyla, 12.2, 5.5 ve 0.18 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). *E. cannabinum* 'un toprağındaki kobalt seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Bu bitkideki Co için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.44, 0.01 ve 0.04' dir (Şekil 5.16). Bu değerler de, *E. cannabinum*'un kobalt ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir akümülatör bitki olmadığını göstermektedir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama kobalt değerleri sırasıyla 14.6, 61.5 ve 0.46 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). Co için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.40, 0.03 ve 0.12 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.16). Bu da, *Juncus*'un kobalt ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir bitki olmadığını işaret etmektedir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki kobalt konsantrasyonları sırasıyla 74.9, 12.7 ve 101.7 mg/kg 'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). *P. australis* 'in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.11, 0.05 ve 0.35 'dir (Şekil 5.16). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki kobalt, bitkinin kök ve gövdesi tarafından akümüle edilmemiştir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama kobalt değerleri sırasıyla 300, 4.03 ve 5.48 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p < 0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). *T. tetrandra* 'nın

sedimentteki ortalama kobalt değeri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Dolayısıyla da ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri 0.03, 0.01 ve 0.69 'dir (Şekil 5.16). Dolayısıyla, bu bitki kobalt için iyi bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama kobalt değerleri sırasıyla 21.7, 0.82 ve 0.74 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.04, 0.04 ve 0.89 şeklindedir (Şekil 5.16). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentten kobaltı bünyesine yeterli derecede almadığını işaret etmektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesindeki ortalama kobalt değerleri sırasıyla 95.5, 66 ve 10.1 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). *Salix* 'in kobalt için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.47, 0.06 ve 0.14 'dir ve 1 'den çok küçüktür. Bu değerler, *Salix* 'in kobalt ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için uygun bir bitki olmadığını göstermektedir (Şekil 5.16).

B. aschersus 'un (BL) sediment, kök ve gövdesinde ortalama kobalt içerikleri sırasıyla 182, 53.3 ve 9.16 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.39, 0.06 ve 0.29 'dir (Şekil 5.16). Bu değerler 1'den çok küçüktür ve bu yüzden de *B. aschersus* kobalt ile kirlenilen alanların iyileştirilmesi için uygun bir bitki değildir.

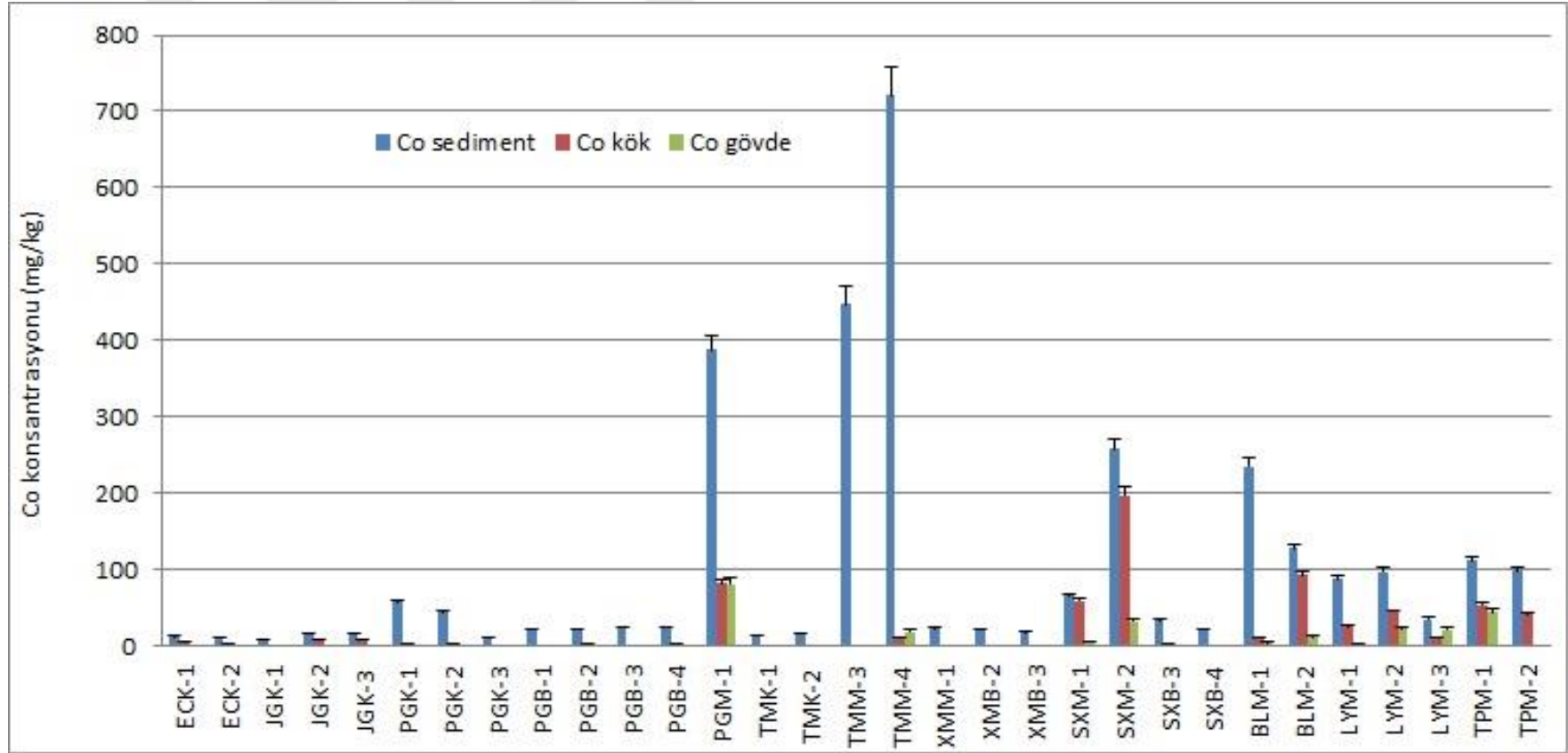
L. salicaria 'nın (LY) sediment, kök ve gövdesinde ortalama kobalt değerleri sırasıyla 74.4, 27.9 ve 16.9 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). *L. salicaria* 'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.36, 0.30 ve 0.87 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.16). Bu zenginleşme parametrelerinin her üçü de 1 'den çok küçüktür. Dolayısıyla da bu bitki, kobalt için uygun bir akümülatör bitki değildir.

T. latifolia 'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama kobalt içerikleri sırasıyla 105.9, 48.8 ve 23.3 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.15; Tablo 5.10). *T. latifolia* 'nın Co için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.15, 0.07 ve 0.40 ' dir (Şekil 5.16). Bu BKF-K ve BKF-G değerleri, *T. latifolia* 'nın kobalt ile kirlenmiş alanların iyileştirmesi için uygun bir akümülatör bitki olmadığını göstermektedir.

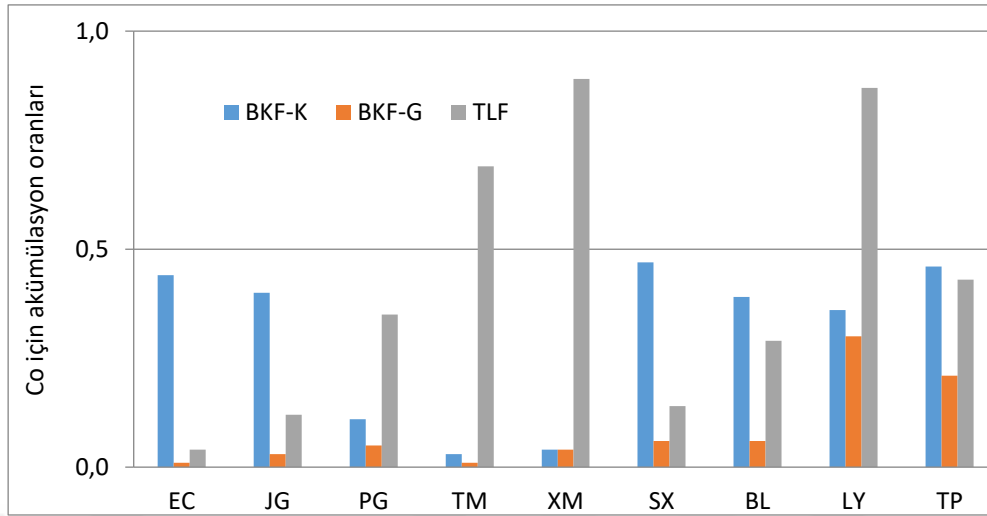
Çalışma alanında, çalışılan bitkiler arasında Co için herhangi bir akümülatör bitki belirlenememiştir.

Tablo 5.10. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Co konsantrasyonları ve bunların BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Co sediment	Co kök	Co gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	13,1	7,10	0,16	0,54	0,01	0,02
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	11,3	3,89	0,20	0,34	0,02	0,05
	ortalama	12,2	5,50	0,18	0,44	0,01	0,04
<i>Juncus</i>	JGK-1	9,6	1,26	0,33	0,13	0,03	0,26
<i>Juncus</i>	JGK-2	17,5	8,51	0,35	0,49	0,02	0,04
<i>Juncus</i>	JGK-3	16,8	9,64	0,69	0,57	0,04	0,07
	ortalama	14,6	6,5	0,46	0,40	0,03	0,12
<i>P. australis</i>	PGK-1	58,2	4,29	0,39	0,07	0,01	0,09
<i>P. australis</i>	PGK-2	45,6	2,79	0,78	0,06	0,02	0,28
<i>P. australis</i>	PGK-3	12,2	2,06	0,28	0,17	0,02	0,14
<i>P. australis</i>	PGB-1	22,7	1,23	0,24	0,05	0,01	0,20
<i>P. australis</i>	PGB-2	21,9	2,55	1,72	0,12	0,08	0,67
<i>P. australis</i>	PGB-3	25,3	0,89	0,38	0,04	0,02	0,43
<i>P. australis</i>	PGB-4	25,2	4,80	0,29	0,19	0,01	0,06
<i>P. australis</i>	PGM-1	388,2	83,28	81,15	0,21	0,21	0,97
	ortalama	74,9	12,7	10,7	0,11	0,05	0,35
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	14,8	0,58	0,07	0,04	0,01	0,12
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	17,8	1,09	0,14	0,06	0,01	0,13
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	447,9	2,10	1,86	0,01	0,01	0,89
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	721,3	12,34	19,83	0,02	0,03	1,61
	ortalama	300	4,03	5,48	0,03	0,01	0,69
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	24,1	0,33	0,20	0,01	0,01	0,61
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	22,4	0,69	0,90	0,03	0,04	1,30
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	18,7	1,44	1,11	0,08	0,06	0,77
	ortalama	21,7	0,82	0,74	0,04	0,04	0,89
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	66,2	60,56	6,25	0,91	0,09	0,10
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	258,5	198,49	33,31	0,77	0,13	0,17
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	34,8	2,62	0,50	0,08	0,01	0,19
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	22,5	2,41	0,22	0,11	0,01	0,09
	ortalama	95,5	66,0	10,1	0,47	0,06	0,14
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	235,5	11,97	5,30	0,05	0,02	0,44
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	128,6	94,54	13,01	0,74	0,10	0,14
	ortalama	182	53,3	9,16	0,39	0,06	0,29
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	88,6	25,88	3,93	0,29	0,04	0,15
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	98,4	46,28	24,17	0,47	0,25	0,52
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	36,2	11,63	22,57	0,32	0,62	1,94
	ortalama	74,4	27,9	16,9	0,36	0,30	0,87
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	112,4	55,26	44,57	0,49	0,40	0,81
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	99,4	42,33	2,02	0,43	0,02	0,05
	ortalama	105,9	48,8	23,3	0,46	0,21	0,43



Şekil 5.15. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki kobalt konsantrasyonları.



Şekil 5.16. Sucul bitkilerin Co için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.9. Mangan (Mn)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama mangan konsantrasyonları sırasıyla 2454, 475 ve 259 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum mangan seviyeleri kökte 6 ile 2154 mg/kg, gövdesinde ise 10 ile 1304 mg/kg arasında tespit edilmiştir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama mangan konsantrasyonları sırasıyla, 2964, 1105 ve 97 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). *E. cannabinum* 'un toprağındaki mangan seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Bu bitkideki Mn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.37, 0.03 ve 0.09' dir (Şekil 5.18). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok düşüktür ve bu nedenle de mangan ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir akümülatör bitki değildir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama mangan değerleri sırasıyla 4872, 1358 ve 144 mg/kg' dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). Mn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.31, 0.04 ve 0.15 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.18). *Juncus*'un kök ve gövdesi için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de mangan için iyi bir biyoakümülatör bitki olmadığı görülmüştür.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki mangan konsantrasyonları sırasıyla 5031, 361 ve 204 mg/kg 'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). *P. australis* 'in ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.14, 0.22 ve 1.41 'dir (Şekil 5.18). Bu sonuçlar göstermektedir ki sedimentteki mangan, bitkinin kök ve gövdesi tarafından akümüle edilmemiştir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama mangan değerleri sırasıyla 1032, 94 ve 21.5 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama mangan değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Dolayısıyla da ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri 0.10, 0.02 ve 1.44 'dir (Şekil 5.18). Bu nedenle, *T. tetrandra* mangan için iyi bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama mangan değerleri sırasıyla 520, 88 ve 26 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). *X. strumarium* 'un ortalama, BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.18, 0.05 ve 0.70 şeklindedir (Şekil 5.18). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentten mangani bünyesine yeterli derecede almadığını işaret etmektedir. Bu yüzden de bu bitki, mangan ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılması önerilmemektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesindeki ortalama mangan değerleri sırasıyla 812, 413 ve 270 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). *Salix* 'in mangan için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.45, 0.27 ve 0.54 'dir ve 1 'den çok küçüktür. Bu değerler, *Salix* 'in mangan ile kirlenmiş alanların temizlenmesi için uygun bir akümülatör bitki olmadığını göstermektedir (Şekil 5.18).

B. aschersus 'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama mangan içerikleri sırasıyla 872, 449 ve 373 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.55, 0.42 ve 1.07 'dir (Şekil 5.18). Bu değerler, hem BKF-K, hem de BKF-G değerleri 1 'den çok küçük olduğundan dolayı, mangan ile kirletilen alanların iyileştirme çalışmaları için uygun bir akümülatör bitki olmadığını göstermektedir.

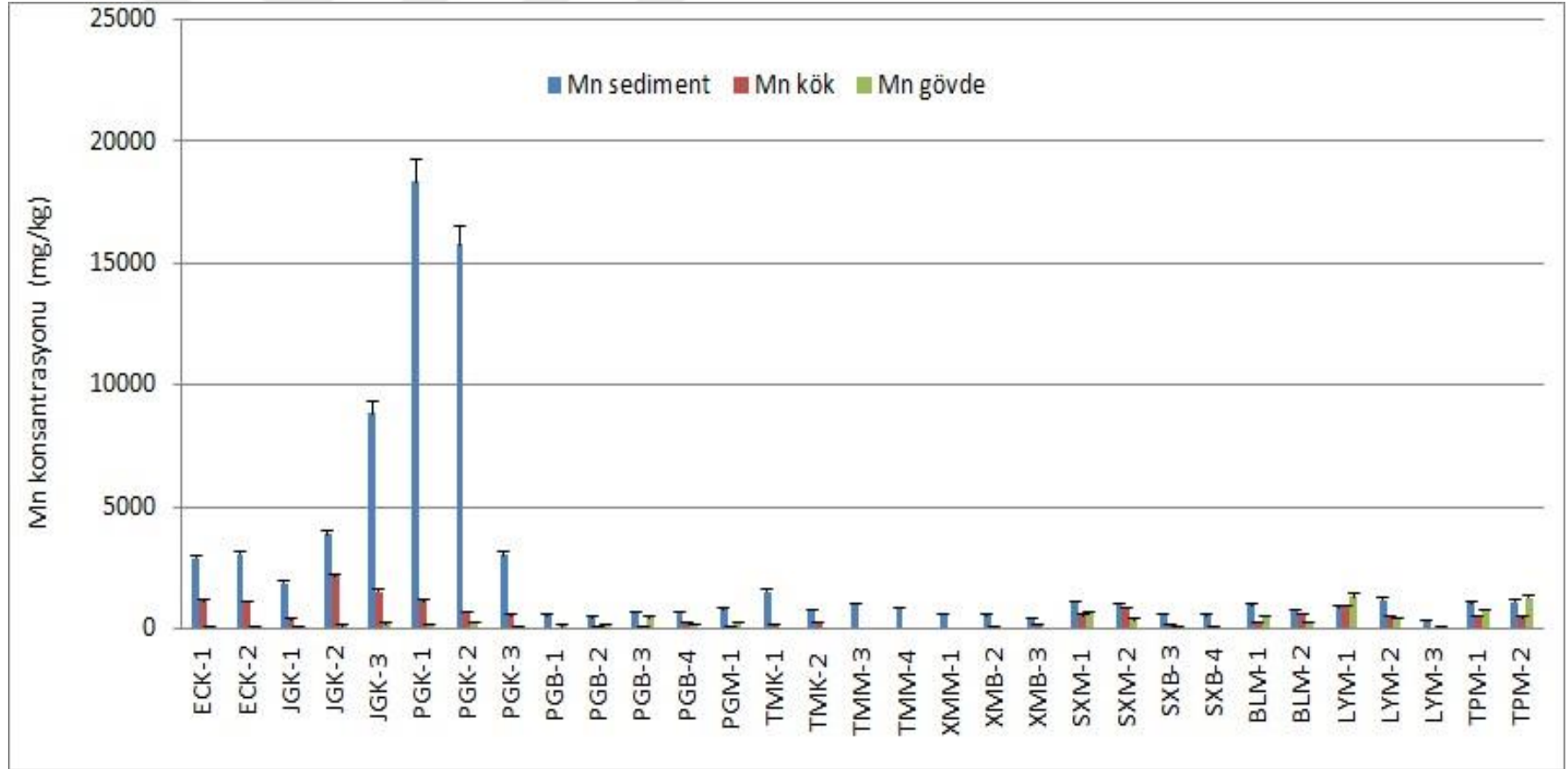
L. salicaria 'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama mangan değerleri sırasıyla 808, 470 ve 592 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). *L. salicaria* 'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.51, 0.67 ve 1.47 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.18). Bu zenginleşme parametrelerinin her üçü de 1 'den çok küçüktür. Dolayısıyla da sözkonusu bitki mangan için iyi bir akümülatör bitki değildir.

T. latifolia 'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama mangan içerikleri sırasıyla 1086, 479 ve 1008 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.17; Tablo 5.11). *T. latifolia* 'nın Mn için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.44, 0.92 ve 2.14 ' dir (Şekil 5.18). *T. latifolia* 'nın gövdesinin 1 'e çok yakın BKF-G değerine sahip olması nedeniyle mangan ile kirlenmiş alanların iyileştirmesi için kullanılabileceğini göstermektedir.

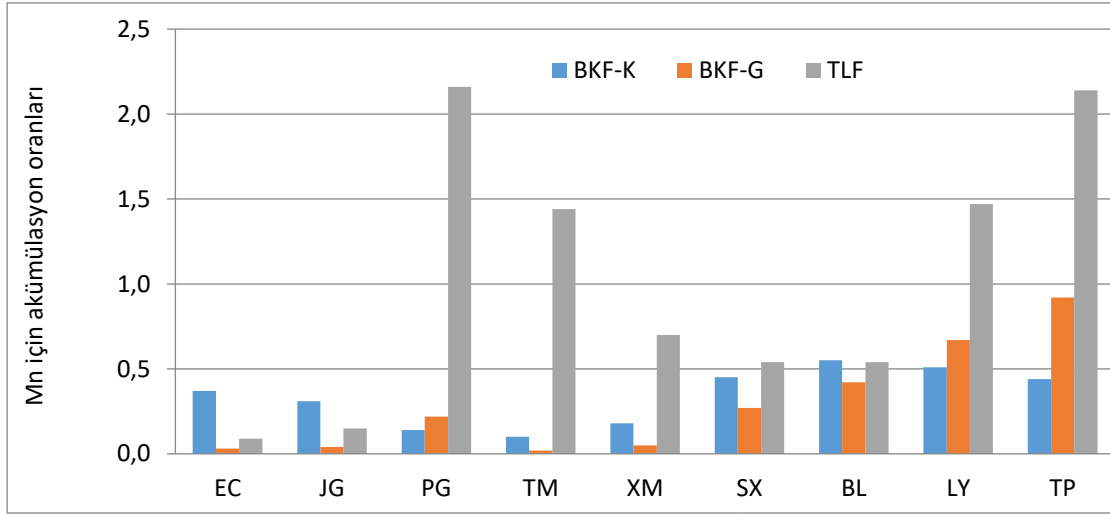
Çalışma alanındaki bitkiler arasında BKF-G 'si 1 'e yakın olan bitki sadece *T. latifolia* 'dır. Bu bitki de Mn ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılabilir.

Tablo 5.11. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Mn konsantrasyonları ve BKF-K ve BKF-G ve TLF değerleri

		Mn sediment	Mn kök	Mn gövde	BKF-K	BKF-K	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	2878	1133	121	0,39	0,04	0,11
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	3050	1076	72	0,35	0,02	0,07
	ortalama	2964	1105	97	0,37	0,03	0,09
<i>Juncus</i>	JGK-1	1885	376	93	0,20	0,05	0,25
<i>Juncus</i>	JGK-2	3868	2154	122	0,56	0,03	0,06
<i>Juncus</i>	JGK-3	8863	1544	216	0,17	0,02	0,14
	ortalama	4872	1358	144	0,31	0,04	0,15
<i>P. australis</i>	PGK-1	18330	1131	172	0,06	0,01	0,15
<i>P. australis</i>	PGK-2	15780	697	275	0,04	0,02	0,39
<i>P. australis</i>	PGK-3	3004	557	90	0,19	0,03	0,16
<i>P. australis</i>	PGB-1	554	42	123	0,08	0,22	2,93
<i>P. australis</i>	PGB-2	471	91	144	0,19	0,31	1,58
<i>P. australis</i>	PGB-3	655	150	447	0,23	0,68	2,98
<i>P. australis</i>	PGB-4	670	226	142	0,34	0,21	0,63
<i>P. australis</i>	PGM-1	782	96	238	0,12	0,30	2,48
	ortalama	5031	361	204	0,14	0,22	1,41
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	1532	134	10	0,09	0,01	0,07
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	758	219	29	0,29	0,04	0,13
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	1013	6	26	0,01	0,03	4,33
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	825	17	21	0,02	0,03	1,24
	ortalama	1032	94	21,5	0,10	0,02	1,44
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	566	10	16	0,02	0,03	1,60
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	554	111	29	0,20	0,05	0,26
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	440	143	33	0,33	0,08	0,23
	ortalama	520	88	26	0,18	0,05	0,70
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	1093	543	637	0,50	0,58	1,17
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	996	838	362	0,84	0,36	0,43
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	597	159	49	0,27	0,08	0,31
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	561	113	30	0,20	0,05	0,27
	ortalama	812	413	270	0,45	0,27	0,54
<i>B. ascbersus</i>	BLM-1	985	287	494	0,29	0,50	1,72
<i>B. ascbersus</i>	BLM-2	758	610	251	0,80	0,33	0,41
	ortalama	872	449	373	0,55	0,42	1,07
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	866	904	1304	1,04	1,51	1,44
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	1202	478	411	0,40	0,34	0,86
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	356	29	61	0,08	0,17	2,10
	ortalama	808	470	592	0,51	0,67	1,47
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	1056	501	734	0,47	0,70	1,47
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	1115	456	1282	0,41	1,15	2,81
	ortalama	1086	479	1008	0,44	0,92	2,14



Şekil 5.17. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki mangan konsantrasyonları.



Şekil 5.18. Sucul bitkilerde mangan için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.10. Arsenik (As)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik konsantrasyonları sırasıyla 1631, 162 ve 39 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum arsenik seviyeleri kökte 0.20 ile 1514 mg/kg, gövdesinde 0.10 ile 458 mg/kg arasında değerlere sahiptir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik konsantrasyonları sırasıyla, 4068, 286 ve 31 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). *E. cannabinum* 'un toprağındaki arsenik seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Bu bitkideki As için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.07, 0.01 ve 0.11' dir (Şekil 5.20). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok düşüktür ve bu nedenle de arsenik ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir akümülatör bitki değildir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik değerleri sırasıyla 3789, 659 ve 153 mg/kg' dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). As için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.21, 0.04 ve 0.22 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.20). *Juncus*'un kök ve gövde için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de arsenik için uygun bir akümülatör bitki değildir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki arsenik konsantrasyonları sırasıyla 3756, 286 ve 78 mg/kg 'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). *P. australis* 'in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.11, 0.04 ve 0.35 'dir (Şekil 5.20). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki arsenik, bitkinin kök ve gövde tarafından akümüle edilmemiştir.

Dolayısıyla, *P. australis* As ile kirlenmiş alanlarda rehabilitasyonu için uygun bir akümülatör bitki değildir

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik değerleri sırasıyla 162, 36.1 ve 14.1 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama arsenik değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Dolayısıyla da ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri 0.21, 0.11 ve 1.03 'dir (Şekil 5.20). Dolayısıyla, bu bitki, arsenik için uygun bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik değerleri sırasıyla 10.2, 0.83 ve 0.23 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). *X. strumarium* 'un ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.09, 0.02 ve 0.26 şeklindedir (Şekil 5.20). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentten arseniği bünyesine yeterli derecede toplamadığını göstermektedir. Bu durum bitkinin arsenik ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesinde kullanılamayacağını göstermektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik değerleri sırasıyla 35.1, 3.63 ve 0.38 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). *Salix*'in arsenik için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.14, 0.02 ve 0.13'dir ve 1'den çok küçüktür (Şekil 5.20). Bu durum bitkinin arsenik ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesinde kullanılamayacağını göstermektedir.

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik içerikleri sırasıyla 47.5, 8.05 ve 0.35 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.26, 0.01 ve 0.09 'dir (Şekil 5.20). Bu değerler de göstermektedir ki, hem BKF-K, hem de BKF-G değerleri 1'den çok küçük olduğundan dolayı arsenik ile kirlenilen alanların iyileştirilmesinde kullanılamaz.

L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik değerleri sırasıyla 14.6, 2.53 ve 0.40 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.14, 0.02 ve 0.28 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.20). Bu zenginleşme parametrelerinin her üçü de 1'den çok küçüktür. Dolayısıyla da bu bitki arsenik için iyi bir akümülatör bitki değildir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama arsenik içerikleri sırasıyla 23.2, 5.05 ve 2.10 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.19; Tablo 5.12). *T. latifolia*'nın As için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.23, 0.08 ve 0.67' dir (Şekil 5.20 BKF-K ve BKF-G değerler 1'den çok küçüktür. Bu yüzden de, *T. latifolia* As ile kirlenmiş alanların biyoakümülyasyon çalışmalarında kullanılamazlar.

Çalışma alanındaki bitkiler arasında arsenik için hiçbir bitkinin BKF-K ve BKF-G'si 1' den büyük değildir. Bu yüzden de As ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonunda kullanılamazlar.

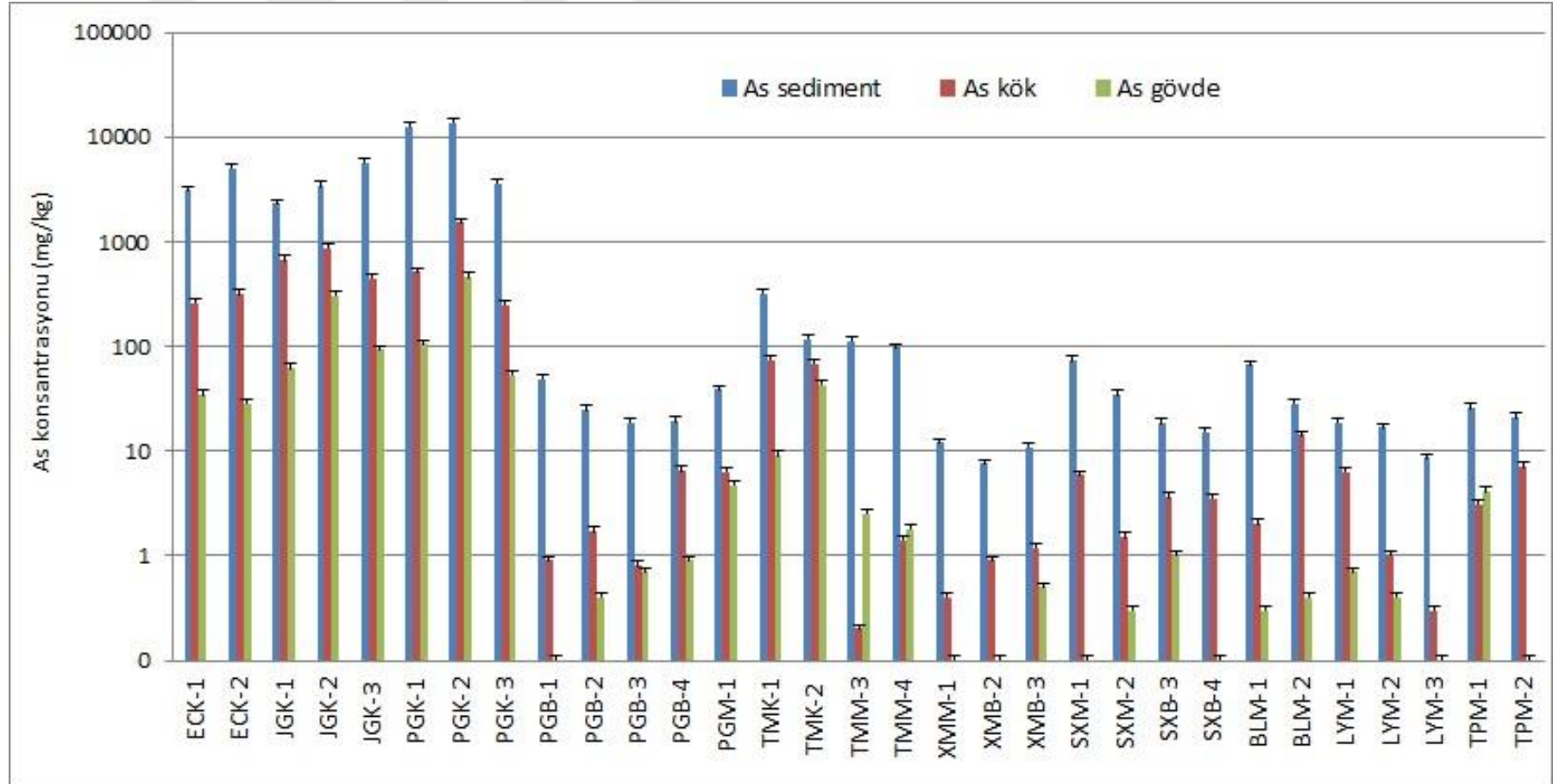
Madencilik faaliyetleri, geniş bir alana dağılmış farklı kirliliklere neden olduğu bilinmektedir. Arsenik ve antimon (Sb) konsantrasyonlarının dağılımı, Louisa (İskoçya) madeninde çalışılmıştır. Öncelikle, bölgede kirlilik dağılım haritaları hazırlanmış, daha sonra kirliliğin kaynağını belirlemek için sediment ve yüzey suyu örnekleri alınmış ve arsenik ve antimon için analiz edilmiştir. Cevher işleme alanı ve atık yığınları ile ilişkili topraklarda sırasıyla maksimum olarak 15.490 ve 1504 mg/kg As ve Sb konsantrasyonları belirlenmiştir. Toprakta çözünmüş As ve Sb'nin oranları % 1 ve % 5'den daha az olduğu görülmüştür. Bu da As ve Sb'nin toprakta nispeten hareketsiz olduğuna dair önceki çalışmaların bulgularını desteklemektedir. Madenin çevresinden alınmış yüzey sularının As ve Sb konsantrasyonları AB çevre standartlarını aşmazken, hem As, hem de Sb konsantrasyonları, maden sahasının yaklaşık 100 m akış yönünde çevresel standartların çok üzerinde keskin bir şekilde artmıştır. Su örneklerindeki As-Sb oranı değişmemiş olması, bu kirlenmenin jeojenik kökenli bir kirlenmeyi akla getirmektedir (Mbadugha vd., 2020).

Tablo 5.12. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki arsenik konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

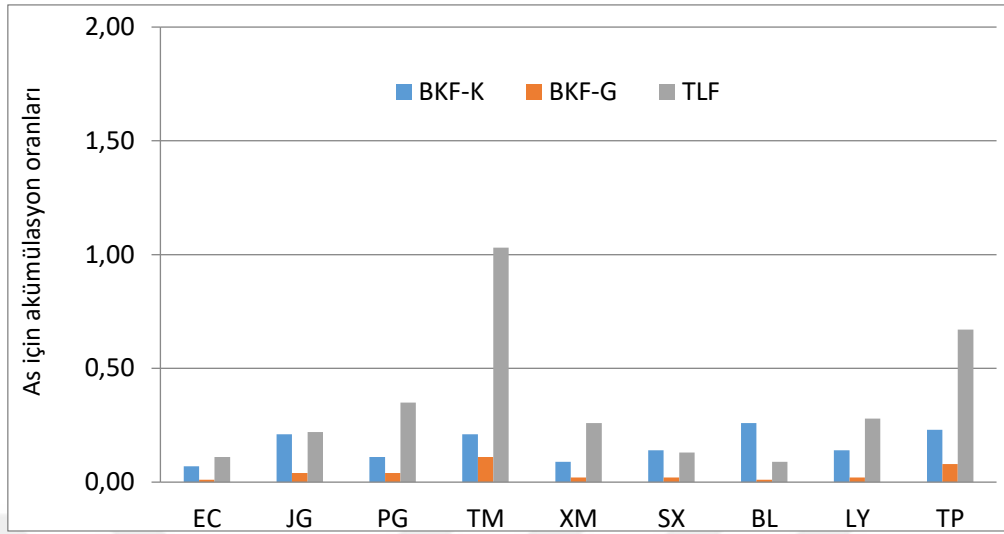
		As sediment	As kök	As gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	3096	258	34	0,08	0,01	0,13
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	5040	314	28	0,06	0,01	0,09
	ortalama	4068	286	31	0,07	0,01	0,11
<i>Juncus</i>	JGK-1	2314	665	62	0,29	0,03	0,09
<i>Juncus</i>	JGK-2	3389	868	306	0,26	0,09	0,35
<i>Juncus</i>	JGK-3	5664	443	93	0,08	0,02	0,21
	ortalama	3789	659	153	0,21	0,04	0,22
<i>P. australis</i>	PGK-1	12580	512	105	0,04	0,01	0,21
<i>P. australis</i>	PGK-2	13710	1514	458	0,11	0,03	0,30
<i>P. australis</i>	PGK-3	3609	250	53	0,07	0,01	0,21
<i>P. australis</i>	PGB-1	48,6	0,90	0,10	0,02	0,01	0,11
<i>P. australis</i>	PGB-2	24,7	1,70	0,40	0,07	0,02	0,24
<i>P. australis</i>	PGB-3	18,5	0,80	0,70	0,04	0,04	0,88
<i>P. australis</i>	PGB-4	19,2	6,50	0,90	0,34	0,05	0,14
<i>P. australis</i>	PGM-1	38,7	6,30	4,70	0,16	0,12	0,75
	ortalama	3756	286	78	0,11	0,04	0,35
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	322	74	9	0,23	0,03	0,12
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	118	68	43	0,58	0,37	0,63
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	111,6	0,20	2,50	0,00	0,02	12,50
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	96,3	1,40	1,80	0,01	0,02	1,29
	ortalama	162	35,9	14,1	0,21	0,11	3,64
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	12,0	0,40	0,10	0,03	0,01	0,25
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	7,6	0,90	0,10	0,12	0,01	0,11

Tablo 5.12. (Devamı) Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki arsemik konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

<i>X. strumarium</i>	XMB-3	10,9	1,20	0,50	0,11	0,05	0,42
	ortalama	10,2	0,83	0,23	0,09	0,02	0,26
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	72,5	5,90	0,10	0,08	0,01	0,02
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	34,2	1,50	0,30	0,04	0,01	0,20
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	18,4	3,60	1,00	0,20	0,05	0,28
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	15,3	3,50	0,10	0,23	0,01	0,03
	ortalama	35,1	3,63	0,38	0,14	0,02	0,13
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	66	2,00	0,30	0,03	0,01	0,15
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	28,5	14,10	0,40	0,49	0,01	0,03
	ortalama	47,5	8,05	0,35	0,26	0,01	0,09
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	18,6	6,30	0,70	0,34	0,04	0,11
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	16,7	1,00	0,40	0,06	0,02	0,40
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	8,6	0,30	0,10	0,03	0,01	0,33
	ortalama	14,6	2,53	0,40	0,14	0,02	0,28
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	25,6	3,10	4,10	0,12	0,16	1,32
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	20,8	7,00	0,10	0,34	0,01	0,01
	ortalama	23,2	5,05	2,10	0,23	0,08	0,67



Şekil 5.19. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki arsenik konsantrasyonları



Şekil 5.20. Sucul bitkilerdeki arsenik için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.11. Altın (Au)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama altın konsantrasyonları sırasıyla 86, 15 ve 7 $\mu\text{g/kg}$ şeklindedir ($p<0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum altın seviyeleri kökte 0.20 ile 111 $\mu\text{g/kg}$, gövdesinde 0.20 ile 112 $\mu\text{g/kg}$ arasında değerler gözlenmiştir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama altın konsantrasyonları sırasıyla, 317, 26 ve 5 $\mu\text{g/kg}$ şeklinde bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). *E. cannabinum* 'un toprağındaki altın seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Bu bitkideki Au için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.25, 0.02 ve 0.17' dir (Şekil 5.22). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok düşüktür ve bu nedenle de altın ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılamazlar.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama altın değerleri sırasıyla 254, 67 ve 9 $\mu\text{g/kg}$ ' dir ($p<0.05$) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). Au için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.25, 0.03 ve 0.11 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.22). *Juncus*'un kök ve gövde için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de altının biyoakümülyasyonu için iyi bir bitki değildir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki altın konsantrasyonları sırasıyla 66, 8 ve 6 $\mu\text{g/kg}$ 'dir ($p<0.05$) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). *P. australis* 'in ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.14, 0.13 ve 0.78 'dir (Şekil 5.22). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki altın, bitkinin kök ve gövdesi tarafından akümüle edilmemiştir. Dolayısıyla, *P. australis* Au ile kirlenmiş alanların temizlenmesi için uygun bir bitki değildir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama altın değerleri sırasıyla 82, 25.1 ve 30.5 µg/kg şeklinde sıralanmıştır (p<0.05) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama altın değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Dolayısıyla da ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri 0.37, 0.28 ve 0.76 'dir (Şekil 5.22). Dolayısıyla, bu bitki altın ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama altın değerleri sırasıyla 5.7, 0.77 ve 0.20 µg/kg 'dir (p<0.05) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). *X. strumarium* 'un ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.20, 0.04 ve 0.47 şeklindedir (Şekil 5.22). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentteki altını bünyesine yeterli derecede toplamadığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitki, altın ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılması önerilmemektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesinin ortalama altın değerleri sırasıyla 30.3, 2.55 ve 0.20 µg/kg şeklindedir (p<0.05) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). *Salix*'in altın için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.17, 0.02 ve 0.32'dir. Bu değerlerden de görüldüğü gibi, *Salix*'in hem kökü, hem de gövdesi altının biyoakümülyasyon çalışmalarında kullanılamaz.

B. aschersus 'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama altın içerikleri sırasıyla 78.2, 6.95 ve 4.10 µg/kg'dir (p<0.05) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). Ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.06, 0.10 ve 0.59 'dir (Şekil 5.22). Bu değerler 1'den çok küçük olduğundan dolayı, *B. aschersus* altın ile kirlenilen alanların iyileştirilmesinde kullanılamaz.

L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama altın değerleri sırasıyla 33.7, 2.10 ve 0.87 µg/kg 'dir (p<0.05) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.06, 0.03 ve 0.56 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.22). Bu zenginleşme parametrelerinin hepsi de 1'den çok küçüktür. Dolayısıyla da bu bitki altın biyoakümülyasyon için uygun bir bitki olmadığı ortaya çıkmıştır.

T. latifolia 'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama altın içerikleri sırasıyla 4.45, 6.10 ve 1.35 µg/kg bulunmuştur (p<0.05) (Şekil 5.21; Tablo 5.13). *T. latifolia*'nın Au için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.27, 0.34 ve 0.53' dir (Şekil 5.22). BKF-K değerler 1'den büyüktür. Bu yüzden de, *T. latifolia* 'nın kökü, Au ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi çalışmalarında kullanılabilirler.

Çalışma alanındaki bitkiler arasında Au için BKF-K ve BKF-G'si 1' den büyük sadece *T. latifolia*'nın kökünde rastlanmıştır. Bu bitkinin dışında hiç bir bitki, altın ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılamazlar.

Compaore vd., 2020'de yaptıkları çalışmada, iki bitki (*Typha domingensis* ve *Chrysopogon zizanioides*) türünün, altın madeni atık depolama tesisi sızıntısından kaynaklanan bir sulak alanda yetiştirilerek, metal alım kapasitelerini incelemişlerdir. 75 günlük büyümeden sonra *T. domingensis*, *C. zizanioides*'den daha yüksek 12.30 ila 14.18 g/lık bir yer üstü biyokütle üretimi gerçekleştirmiştir. *T. domingensis*, sırasıyla As, Co, Cu, Mn, Ni, Pb ve Zn için 7, 5, 293, 1997,

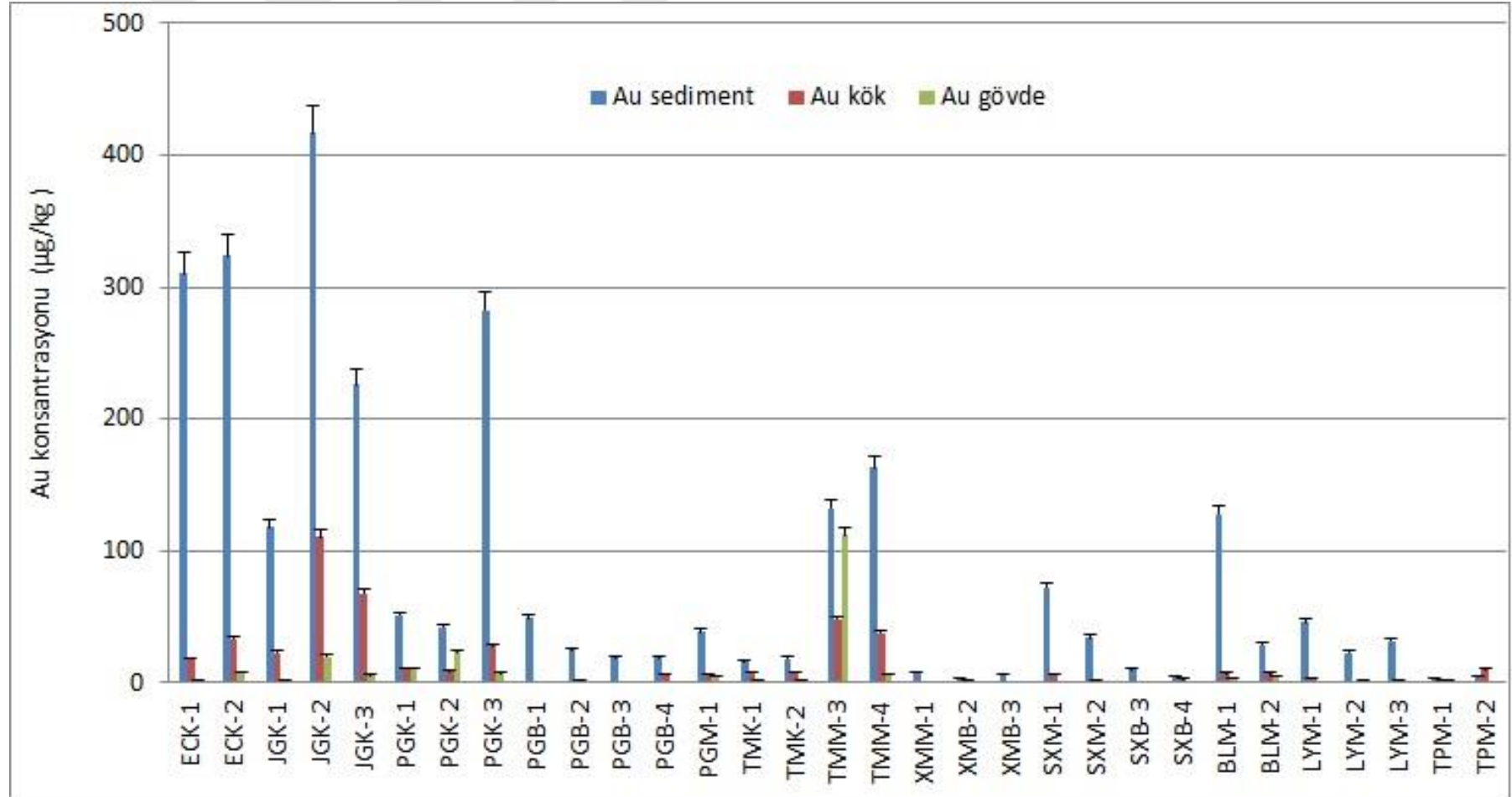
413, 225 ve 583'lük bir ortalama biyoakümülyasyon faktörleri görülürken, *C. zizanioides*'de ise As, Co, Cu, Mn, Pb ve Zn için sırasıyla 6, 2, 278, 503, 228 ve 1184 şeklinde biyoakümülyasyon faktörleri saptanmıştır. Ayrıca, *C. zizanioides*'in translokasyon faktörü, *T. domingensis*'den daha yüksektir. Bu da yüksek biyokütle üretimi nedeniyle, As, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb ve Zn için, *T. domingensis*'de *C. zizanioides* 'e göre 3, 7, 4, 7, 14, 7, 5, 7 kat daha yüksek olduğu görülmüştür. Bu nedenle, *T. domingensis*, altın madeni sızıntı sularından metal alımı konusunda ümit verici bir alternatif olarak düşünülürken, *C. zizanioides* çok düşük büyüme oranları ve adaptasyon zorlukları nedeniyle çok uygun olmadığı sonucuna varılmıştır (Compaore vd., 2020).

Tablo 5.13. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Au ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

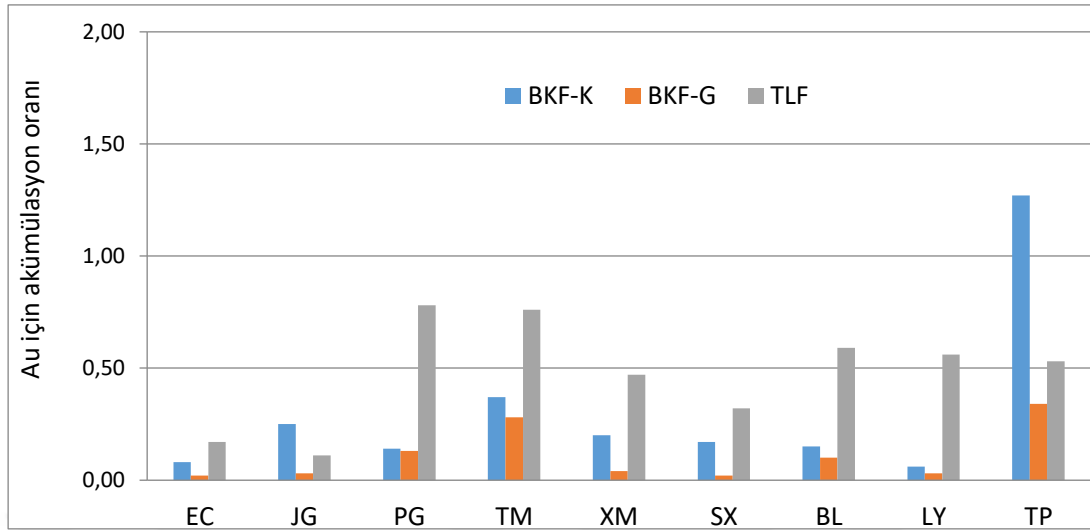
		Au sediment	Au kök	Au gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	311	18,1	2,0	0,06	0,01	0,11
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	324	33,5	7,9	0,10	0,02	0,24
	ortalama	317	26	5	0,08	0,02	0,17
<i>Juncus</i>	JGK-1	118	22,8	1,7	0,19	0,01	0,07
<i>Juncus</i>	JGK-2	417	110,7	19,8	0,27	0,05	0,18
<i>Juncus</i>	JGK-3	226	67,8	5,5	0,30	0,02	0,08
	ortalama	254	67	9	0,25	0,03	0,11
<i>P. australis</i>	PGK-1	51,1	10,4	10,7	0,20	0,21	1,03
<i>P. australis</i>	PGK-2	42,5	8,5	23,4	0,20	0,55	2,75
<i>P. australis</i>	PGK-3	282,5	28,2	7,2	0,10	0,03	0,26
<i>P. australis</i>	PGB-1	48,6	0,90	0,20	0,02	0,00	0,22
<i>P. australis</i>	PGB-2	24,7	1,70	0,40	0,07	0,02	0,24
<i>P. australis</i>	PGB-3	18,5	0,80	0,70	0,04	0,04	0,88
<i>P. australis</i>	PGB-4	19,2	6,50	0,90	0,34	0,05	0,14
<i>P. australis</i>	PGM-1	38,7	6,30	4,70	0,16	0,12	0,75
	ortalama	66	8	6	0,14	0,13	0,78
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	15,6	7,4	1,5	0,47	0,10	0,20
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	18,4	7,3	2,4	0,40	0,13	0,33
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	132	48,1	111,7	0,36	0,85	2,32
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	163	37,7	6,3	0,23	0,04	0,17
	ortalama	82	25,1	30,5	0,37	0,28	0,76
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	7,4	0,2	0,2	0,03	0,03	1,00
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	2,8	1,3	0,2	0,46	0,07	0,15
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	6,8	0,8	0,2	0,12	0,03	0,25
	ortalama	5,7	0,77	0,20	0,20	0,04	0,47
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	72,5	5,90	0,10	0,08	0,01	0,02
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	34,2	1,50	0,30	0,04	0,01	0,20
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	9,8	0,2	0,2	0,02	0,02	1,00
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	4,7	2,6	0,2	0,55	0,04	0,08
	ortalama	30,3	2,55	0,20	0,17	0,02	0,32

Tablo 5.13. (Devamı) Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Au ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

<i>B. aschersus</i>	BLM-1	128	6,9	2,9	0,05	0,02	0,42
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	28,4	7,0	5,3	0,25	0,19	0,76
	ortalama	78,2	6,95	4,10	0,15	0,10	0,59
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	46	2,9	0,9	0,06	0,02	0,31
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	23	1,1	1,3	0,05	0,06	1,18
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	32	2,3	0,4	0,07	0,01	0,17
	ortalama	33,7	2,10	0,87	0,06	0,03	0,56
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	3,8	2,1	2,1	0,55	0,55	1,00
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	5,1	10,1	0,6	1,98	0,12	0,06
	ortalama	4,5	6,10	1,35	1,27	0,34	0,53



Şekil 5.21. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki altın konsantrasyonları



Şekil 5.22. Sucul bitkilerde altın için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.12. Uranyum (U)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama uranyum konsantrasyonları sırasıyla 3.55, 0.71 ve 0.15 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum uranyum seviyeleri kökte 0.01 ile 3.59 mg/kg, gövdesinde 0.01 ile 0.82 mg/kg arasında değişmektedir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama uranyum konsantrasyonları sırasıyla, 13, 2.86 ve 0.08 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). *E. cannabinum* 'un toprağındaki uranyum seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok yüksektir. Bu bitkideki U için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.18, 0.01 ve 0.04' dir (Şekil 5.24). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok düşüktür ve bu nedenle de uranyum ile kirlenmiş alanların temizlenmesi için uygun bir bitki değildir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama uranyum değerleri sırasıyla 8.93, 3.02 ve 0.34 mg/kg' dir ($p < 0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). U için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.34, 0.07 ve 0.18 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.24). *Juncus*'un kök ve gövdesi için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de uranyumun biyoakümülyasyon çalışmaları için uygun bir bitki olmadığı ortaya çıkmıştır.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki uranyum konsantrasyonları sırasıyla 5.73, 0.46 ve 0.11 mg/kg 'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). *P. australis* 'in ortalama BKF-G , BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.15, 0.07 ve 0.39 'dir (Şekil 5.24). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki uranyumu bitkinin kök ve gövdesi akümüle edilmemiştir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama uranyum değerleri sırasıyla 1.48, 0.27 ve 0.07 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama uranyum değerleri kök ve gövdesindeki değerlerinden çok daha yüksektir. Dolayısıyla da ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.12, 0.04 ve 0.62 'dir (Şekil 5.24). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü, hem de gövdesi, uranyumu sedimentten akümüle etmesi için uygun bir bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama uranyum değerleri sırasıyla 0.57, 0.06 ve 0.11 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.11, 0.02 ve 0.44 şeklindedir (Şekil 5.24). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentteki uranyumu bünyesine yeterli derecede toplamadığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitki, uranyum ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılması önerilmemektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesinin ortalama uranyum değerleri sırasıyla 0.51, 0.23 ve 0.01 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). *Salix*'in uranyum için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.69, 0.05 ve 0.06'dir. Bu değerlerden de görüldüğü gibi, *Salix*'in hem kökü, hem de gövdesi uranyum biyoakümülyasyon çalışmaları için uygun bir akümülatör bitki değildir (Şekil 5.24).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama uranyum içerikleri sırasıyla 0.32, 0.13 ve 0.03 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). Ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.51, 0.12 ve 0.24 'dir (Şekil 5.24). Bu değerler de göstermektedir ki, hem BKF-K, hem de BKF-G değerleri 1'den çok küçük olduğundan dolayı uranyum ile kirlenilen alanların iyileştirilmesinde kullanılamaz.

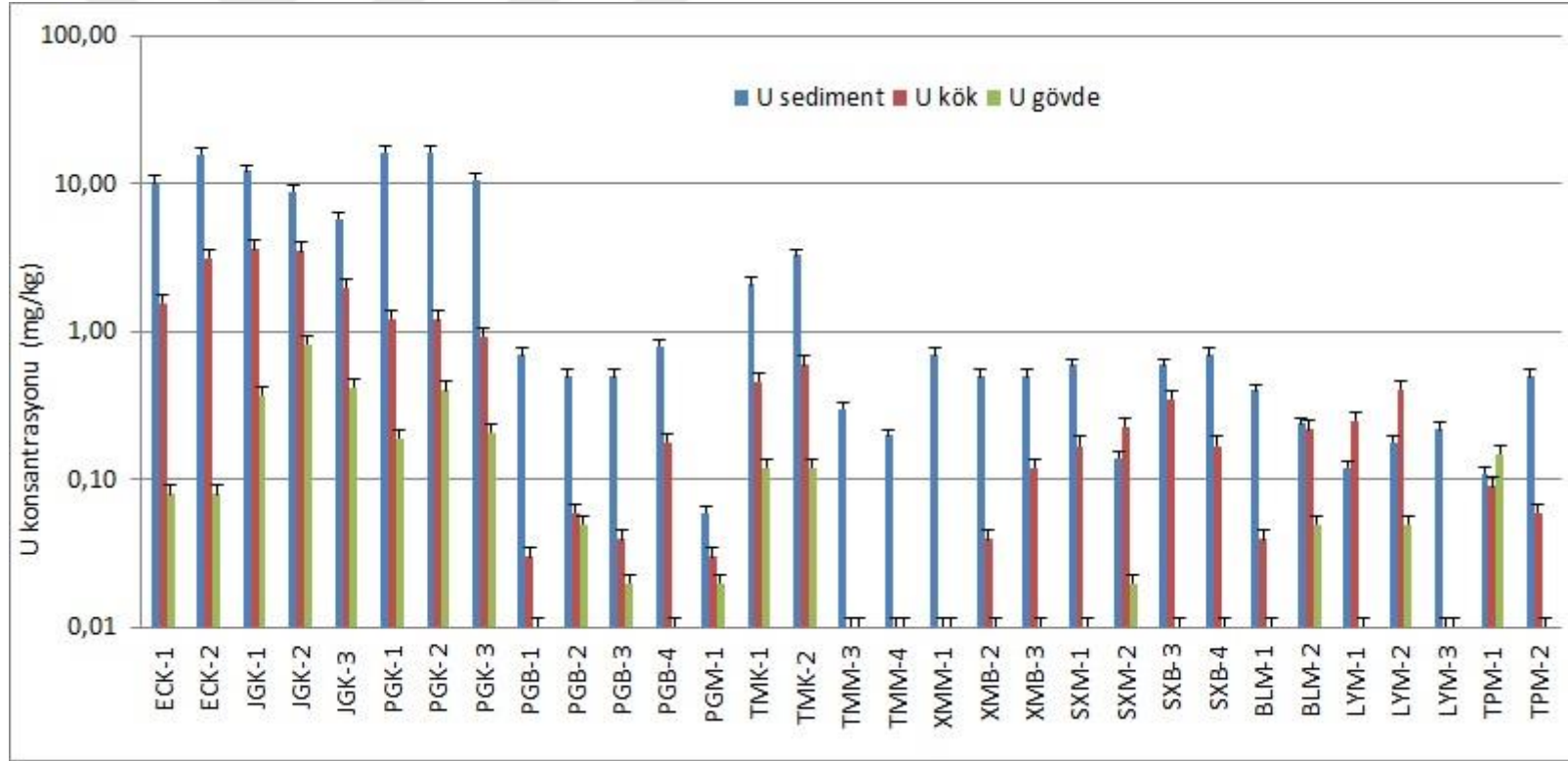
L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama uranyum değerleri sırasıyla 0.17, 0.22 ve 0.02 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.47, 0.14 ve 0.39 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.24). Bu zenginleşme parametrelerinden sadece kök için olanı 1' den büyüktür. Dolayısıyla da sözkonusu bitkinin sadece kökü uranyum için akümülatör olarak değerlendirilebilir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama uranyum içerikleri sırasıyla 0.31, 0.08 ve 0.08 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.23; Tablo 5.14). *T. latifolia*'nın U için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.47, 0.69 ve 0.92' dir (Şekil 5.24). Uranyum için tüm zenginleşme değerleri 1'den küçüktür. Bu nedenle de, *T. latifolia*'nın, U ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi çalışmalarında kullanılması uygun değildir.

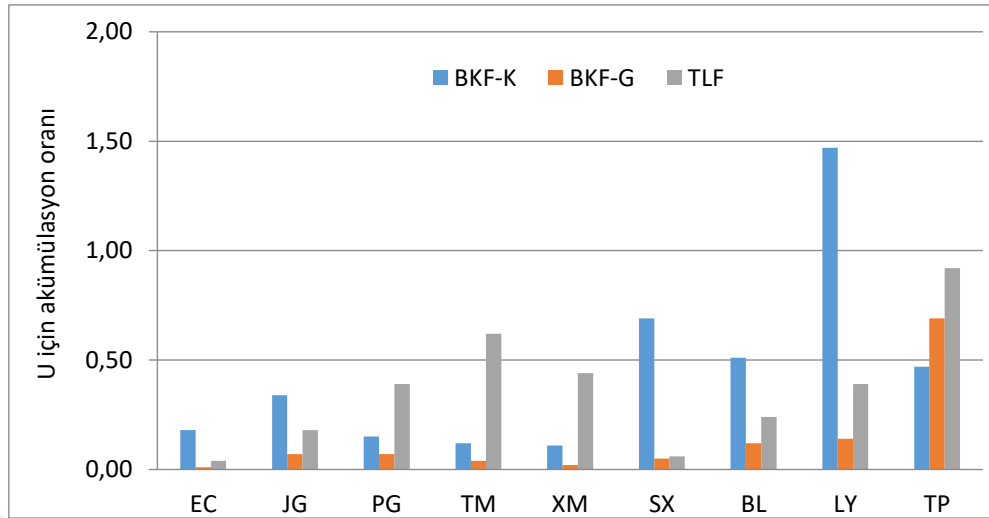
Çalışma alanındaki bitkiler arasında U için sadece *L. salicaria*'nın kökü ile TPM-1 nolu örneğin BKF-G'si 1' den büyüktür. Bu bitkinin dışında hiç bir bitki, uranyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılamazlar.

Tablo 5.14. Sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki U konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		U sediment	U kök	U gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	10,20	1,56	0,08	0,15	0,01	0,05
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	15,80	3,16	0,08	0,20	0,01	0,03
	ortalama	13	2	0	0,18	0,01	0,04
<i>Juncus</i>	JGK-1	12,20	3,59	0,37	0,29	0,03	0,10
<i>Juncus</i>	JGK-2	8,80	3,48	0,82	0,40	0,09	0,24
<i>Juncus</i>	JGK-3	5,80	1,98	0,42	0,34	0,07	0,21
	ortalama	9	3	1	0,34	0,07	0,18
<i>P. australis</i>	PGK-1	16,30	1,22	0,19	0,07	0,01	0,16
<i>P. australis</i>	PGK-2	16,40	1,20	0,40	0,07	0,02	0,33
<i>P. australis</i>	PGK-3	10,60	0,93	0,21	0,09	0,02	0,23
<i>P. australis</i>	PGB-1	0,70	0,03	0,01	0,04	0,01	0,33
<i>P. australis</i>	PGB-2	0,50	0,06	0,05	0,12	0,10	0,83
<i>P. australis</i>	PGB-3	0,50	0,04	0,02	0,08	0,04	0,50
<i>P. australis</i>	PGB-4	0,80	0,18	0,01	0,23	0,01	0,06
<i>P. australis</i>	PGM-1	0,06	0,03	0,02	0,50	0,33	0,67
	ortalama	6	0	0	0,15	0,07	0,39
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	2,10	0,46	0,12	0,22	0,06	0,26
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	3,30	0,60	0,12	0,18	0,04	0,20
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	0,30	0,01	0,01	0,03	0,03	1,00
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	0,20	0,01	0,01	0,05	0,05	1,00
	ortalama	1,30	0,30	0,10	0,12	0,04	0,62
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	0,70	0,01	0,01	0,01	0,01	1,00
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	0,50	0,04	0,01	0,08	0,02	0,25
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	0,50	0,12	0,01	0,24	0,02	0,08
	ortalama	0,6	0,06	0,01	0,11	0,02	0,44
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	0,60	0,17	0,01	0,28	0,02	0,06
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	0,14	0,23	0,02	1,64	0,14	0,09
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	0,60	0,35	0,01	0,58	0,02	0,03
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	0,70	0,17	0,01	0,24	0,01	0,06
	ortalama	0,5	0,23	0,01	0,69	0,05	0,06
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	0,40	0,04	0,01	0,10	0,03	0,25
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	0,24	0,22	0,05	0,92	0,21	0,23
	ortalama	0,3	0,13	0,03	0,51	0,12	0,24
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	0,12	0,25	0,01	2,08	0,08	0,04
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	0,18	0,41	0,05	2,28	0,28	0,12
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	0,22	0,01	0,01	0,05	0,05	1,00
	ortalama	0,2	0,22	0,02	1,47	0,14	0,39
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	0,11	0,09	0,15	0,82	1,36	1,67
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	0,50	0,06	0,01	0,12	0,02	0,17
	ortalama	0,31	0,08	0,08	0,47	0,69	0,92



Şekil 5.23. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki uranyum konsantrasyonları



Şekil 5.24. Sucul bitkilerdeki uranyum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.13. Toryum (Th)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama toryum konsantrasyonları sırasıyla 3.13, 0.45 ve 0.12 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum toryum seviyeleri kökte 0.01 ile 3.00 mg/kg, gövdesinde 0.01 ile 0.40 mg/kg arasında değerlere sahiptir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama toryum konsantrasyonları sırasıyla, 8.60, 1.00 ve 0.10 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). *E. cannabinum* 'un toprağındaki toryum seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok yüksektir. Bu bitkideki Th için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.12, 0.01 ve 0.10' dir (Şekil 5.26). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok düşüktür ve bu nedenle de toryum ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılamazlar.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama toryum değerleri sırasıyla 7.33, 1.90 ve 0.23 mg/kg' dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). Th için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.27, 0.03 ve 0.12 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.26). *Juncus*'un kök ve gövdesi için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de toryumun biyoakümülyasyon çalışmaları için iyi bir akümülatör bitki olmadığı ortaya çıkmıştır.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki toryum konsantrasyonları sırasıyla 3.66, 0.46 ve 0.11 mg/kg 'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). *P. australis* 'in ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.16, 0.06 ve 0.45 'dir (Şekil 5.26). Bu sonuçlar, topraktaki toryum, bitkinin kök ve gövdesi tarafından akümüle edilmemiştir. Dolayısıyla, *P. australis* Th ile kirlenmiş alanların temizlenmesi çalışmaları akümülatör bir bitki olarak değerlendirilemezler.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama toryum değerleri sırasıyla 2.45, 0.18 ve 0.10 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama toryum değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Dolayısıyla da ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.13, 0.11 ve 0.71 'dir (Şekil 5.26). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü hem de gövdesi, toryum biyoakümülyasyon için uygun bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama toryum değerleri sırasıyla 1.27, 0.10 ve 0.10 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.10, 0.10 ve 1.00 şeklindedir (Şekil 5.26). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentteki toryumu bünyesine yeterli derecede toplamadığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitki, toryum ile kirlenmiş alanların temizlenmesi çalışmalarında kullanılması önerilmemektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesi ortalama toryum değerleri sırasıyla 1.45, 0.15 ve 0.10 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). *Salix*'in toryum için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.10, 0.10 ve 0.75'dir. Bu değerlerden de görüldüğü gibi, *Salix*'in hem kökü, hem de gövdesi toryumun biyoakümülyasyon çalışmaları için uygun bir akümülatör bitki değildir (Şekil 5.26).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama toryum içerikleri sırasıyla 1.55, 0.15 ve 0.10 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). Ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.09, 0.07 ve 0.75 'dir (Şekil 5.26). Bu değerler de göstermektedir ki, hem BKF-K, hem de BKF-G değerleri 1'den çok küçük olduğundan dolayısıyla da toryum ile kirlenilen alanların iyileştirilmesinde kullanılamaz.

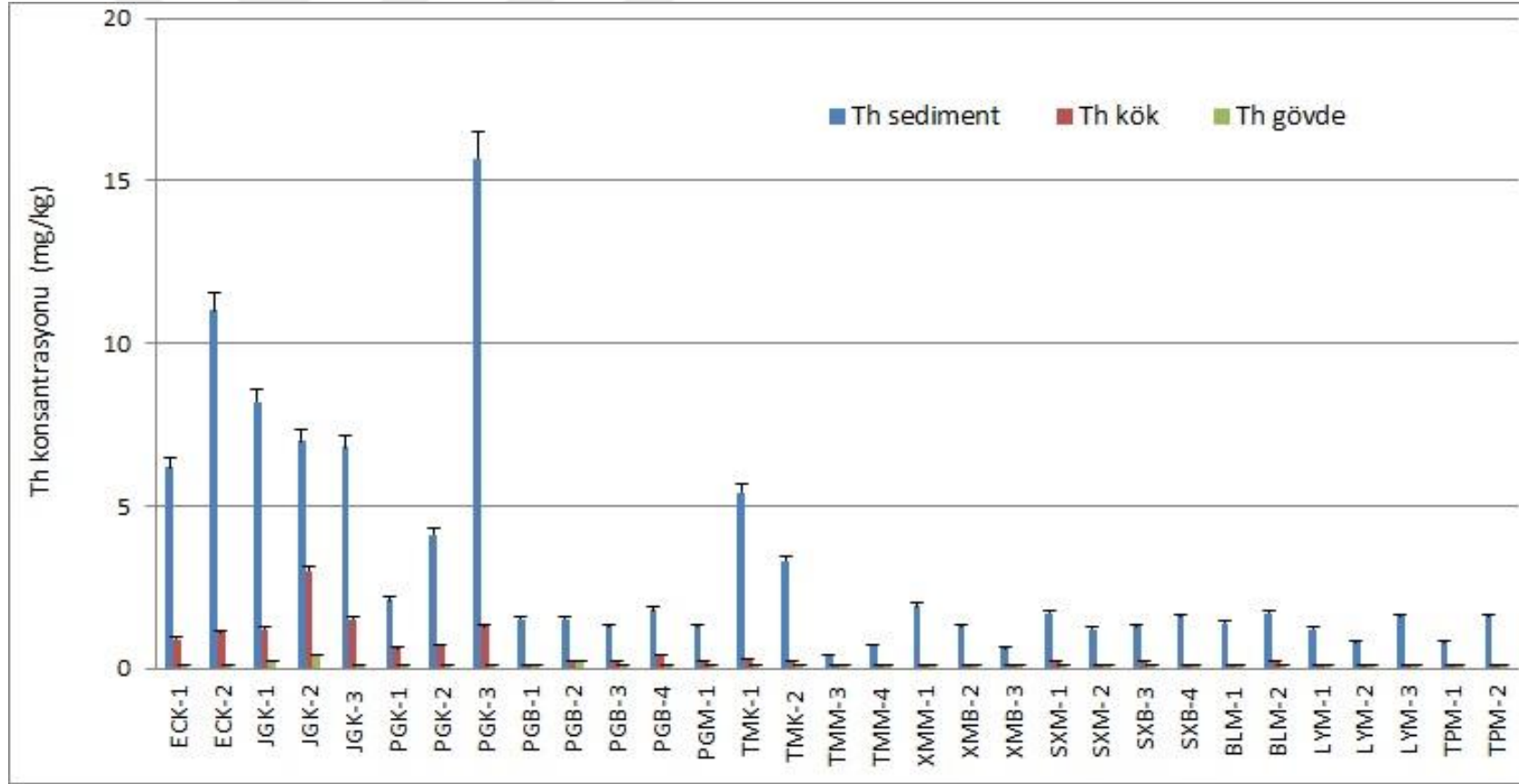
L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama toryum değerleri sırasıyla 1.20, 0.10 ve 0.10 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.09, 0.09 ve 1.00 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.26). Bu zenginleşme parametreleri, bitkinin hem kök, hem de gövdesinde toryumu akümüle etmediğini işaret etmektedir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama toryum içerikleri sırasıyla 1.20, 0.10 ve 0.10 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.25; Tablo 5.15). *T. latifolia*'nın Th için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.09, 0.09 ve 1.00' dir (Şekil 5.26). Toryum için tüm zenginleşme değerleri 1'den küçüktür. Bu yüzden de, *T. latifolia*, Th ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi çalışmalarında kullanılamazlar.

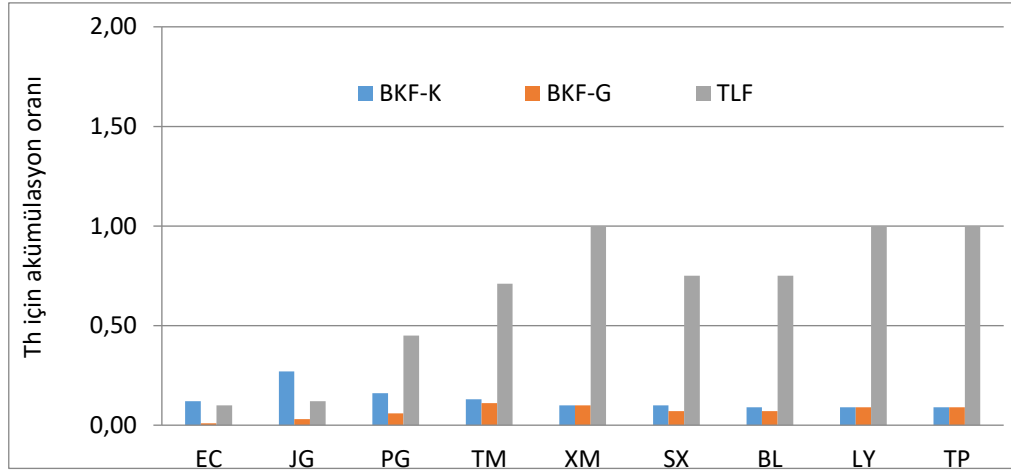
Çalışma alanındaki bitkiler arasında Th için BKF-K ve BKF-G'si 1'den büyük bitki görülmemiştir.

Tablo 5.15. Sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki toryum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Th sediment	Th kök	Th gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	6,2	0,9	0,1	0,15	0,02	0,11
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	11,0	1,1	0,1	0,10	0,01	0,09
	ortalama	8,60	1,00	0,10	0,12	0,01	0,10
<i>Juncus</i>	JGK-1	8,2	1,2	0,2	0,15	0,02	0,17
<i>Juncus</i>	JGK-2	7,0	3,0	0,4	0,43	0,06	0,13
<i>Juncus</i>	JGK-3	6,8	1,5	0,1	0,22	0,01	0,07
	ortalama	7,33	1,90	0,23	0,27	0,03	0,12
<i>P. australis</i>	PGK-1	2,1	0,6	0,1	0,29	0,05	0,17
<i>P. australis</i>	PGK-2	4,1	0,7	0,1	0,17	0,02	0,14
<i>P. australis</i>	PGK-3	15,7	1,3	0,1	0,08	0,01	0,08
<i>P. australis</i>	PGB-1	1,5	0,1	0,1	0,07	0,07	1,00
<i>P. australis</i>	PGB-2	1,5	0,2	0,2	0,13	0,13	1,00
<i>P. australis</i>	PGB-3	1,3	0,2	0,1	0,15	0,08	0,50
<i>P. australis</i>	PGB-4	1,8	0,4	0,1	0,22	0,06	0,25
<i>P. australis</i>	PGM-1	1,3	0,2	0,1	0,15	0,08	0,50
	ortalama	3,66	0,46	0,11	0,16	0,06	0,45
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	5,4	0,3	0,1	0,06	0,02	0,33
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	3,3	0,2	0,1	0,06	0,03	0,50
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	0,4	0,1	0,1	0,25	0,25	1,00
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	0,7	0,1	0,1	0,14	0,14	1,00
	ortalama	2,45	0,18	0,10	0,13	0,11	0,71
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	1,9	0,1	0,1	0,05	0,05	1,00
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	1,3	0,1	0,1	0,08	0,08	1,00
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	0,6	0,1	0,1	0,17	0,17	1,00
	ortalama	1,27	0,10	0,10	0,10	0,10	1,00
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	1,7	0,2	0,1	0,12	0,06	0,50
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	1,2	0,1	0,1	0,08	0,08	1,00
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	1,3	0,2	0,1	0,15	0,08	0,50
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	1,6	0,1	0,1	0,06	0,06	1,00
	ortalama	1,45	0,15	0,10	0,10	0,07	0,75
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	1,4	0,1	0,1	0,07	0,07	1,00
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	1,7	0,2	0,1	0,12	0,06	0,50
	ortalama	1,55	0,15	0,10	0,09	0,07	0,75
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	1,2	0,1	0,1	0,08	0,08	1,00
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	0,8	0,1	0,1	0,13	0,13	1,00
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	1,6	0,1	0,1	0,06	0,06	1,00
	ortalama	1,20	0,10	0,10	0,09	0,09	1,00
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	0,8	0,1	0,1	0,13	0,13	1,00
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	1,6	0,1	0,1	0,06	0,06	1,00
	ortalama	1,20	0,10	0,10	0,09	0,09	1,00



Şekil 5.25. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki toryum konsantrasyonları



Şekil 5.26. Sucul bitkilerdeki toryum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.14. Molibden (Mo)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama molibden konsantrasyonları sırasıyla 3.64, 1.28 ve 1.08 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum molibden seviyeleri kökte 0.09 ile 5.73 mg/kg, gövdesinde 0.09 ile 4.06 mg/kg arasında değerlere sahiptir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama molibden değerleri sırasıyla, 9.35, 1.72 ve 1.37 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). *E. cannabinum* 'un toprağındaki molibden seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok yüksektir. Bu bitkideki Mo için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.18, 0.14 ve 0.77' dir (Şekil 5.28). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok düşüktür ve bu nedenle de molibden ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılamazlar.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama molibden değerleri sırasıyla 4.27, 1.66 ve 0.53 mg/kg' dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). Mo için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.38, 0.12 ve 0.32 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.28). *Juncus*'un kök ve gövde için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de Mo ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir akümülatör bitki olmadığı görülmüştür.

P. australis'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki molibden konsantrasyonları sırasıyla 2.65, 1.21 ve 1.97 mg/kg 'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). *P. australis* 'in ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.82, 1.61 ve 1.62 'dir (Şekil 5.28). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki molibden, özellikle bitkinin gövdesi tarafından önemli miktarda akümüle edildiğini işaret etmektedir. Dolayısıyla, *P. australis* Mo ile kirlenmiş alanların biyoakümülyasyon çalışmalarıda kullanılması önerilmektedir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Mo değerleri sırasıyla 7.97, 0.20 ve 0.27 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama molibden değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Dolayısıyla da ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.17, 0.11 ve 1.77 'dir (Şekil 5.28). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü hem de gövdesi, molibden için uygun bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama molibden değerleri sırasıyla 1.81, 0.84 ve 1.43 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.58, 1.04 ve 1.59 şeklindedir (Şekil 5.28). Bu da *X. strumarium* 'un özellikle gövdesine sedimentteki molibdeni bünyesine yeterli derecede topladığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitkinin gövde kısımları molibden ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesindeki ortalama molibden değerleri sırasıyla 1.76, 1.75 ve 0.12 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). *Salix*'in molibden için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.98, 0.09 ve 0.14'dir. Bu değerlerden de görüldüğü gibi, *Salix*'in kökü, 1'e yakın değer vermiştir. *Salix*'in kökü, Mo ile kirlenmiş alanların biyoakümülyasyonu için uygun bir akümülatör bitki olduğu görülmüştür (Şekil 5.28).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama molibden içerikleri sırasıyla 4.79, 3.11 ve 0.69 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). Ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.92, 0.14 ve 1.08 'dir (Şekil 5.28). Bu değerler de göstermektedir ki, hem BKF-K, hem de BKF-G değerleri 1'den çok küçük olduğundan dolayısıyla da molibden ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesinde kullanılamaz.

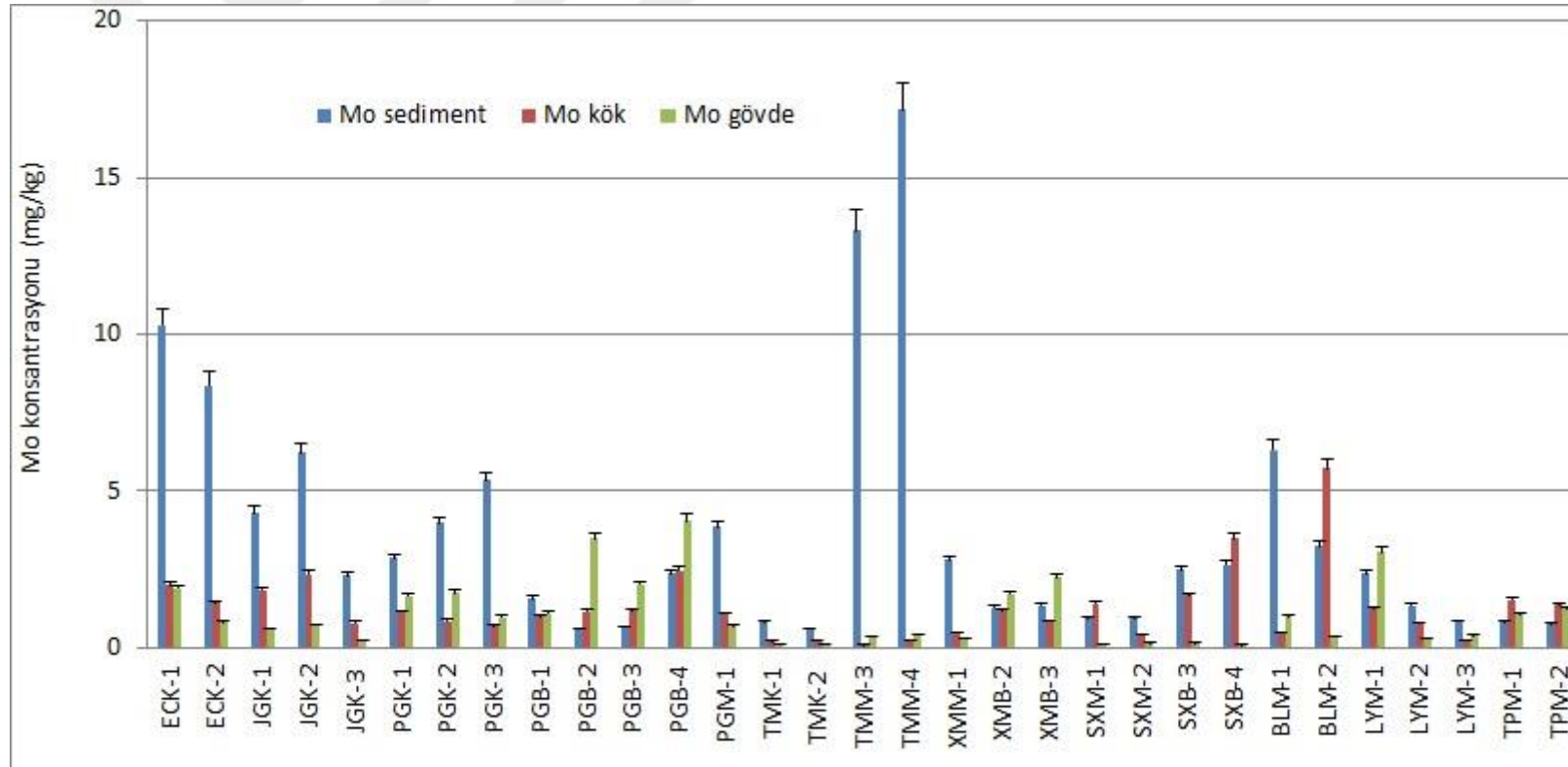
L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama molibden değerleri sırasıyla 1.52, 0.75 ve 1.25 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.46, 0.66 ve 1.52 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.28). Bu zenginleşme parametreleri molibdenun hem kök hem de gövdesinde herhangi bir zenginleşme oluşturmadığını işaret etmektedir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesinde ortalama molibden içerikleri sırasıyla 0.79, 1.45 ve 1.17 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.27; Tablo 5.16). *T. latifolia*'nın Mo için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.85, 1.49 ve 0.81' dir (Şekil 5.28). Molibden için BKF-K ve BKF-G değerleri 1' den büyüktür ve bu yüzden de, *T. latifolia*, Mo ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi çalışmalarında iyi bir akümülatör bitki olarak kullanılabilir.

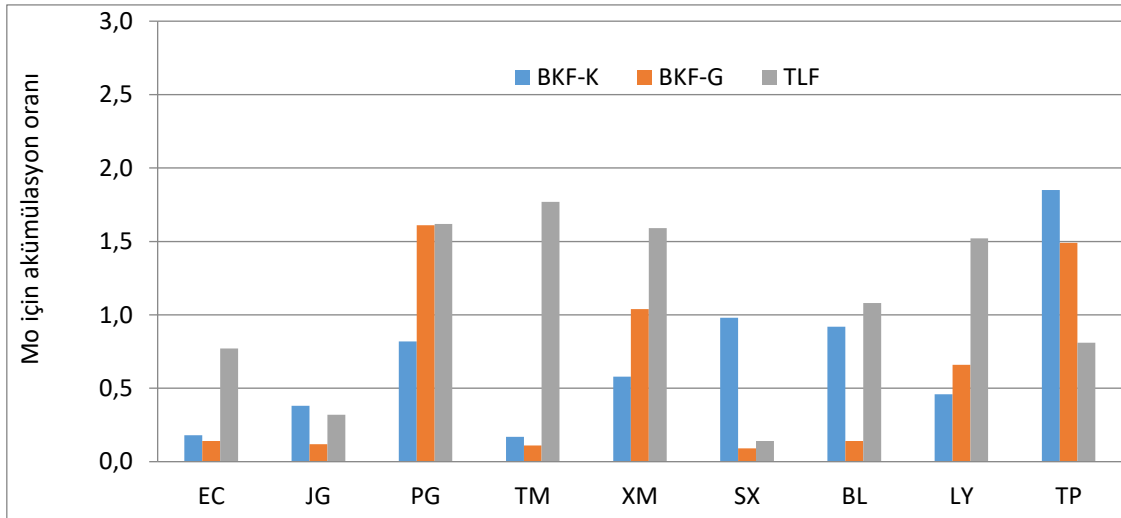
Çalışma alanındaki bitkiler arasında BKF-G'leri büyük olan bitkiler *P. australis*, *X. strumarium* ve *T. latifolia*'dır ve bu bitkiler Mo ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılabilirler.

Tablo 5.16. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki Mo konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Mo sediment	Mo kök	Mo gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	10,31	2,00	1,90	0,19	0,18	0,95
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	8,38	1,43	0,83	0,17	0,10	0,58
	ortalama	9,35	1,72	1,37	0,18	0,14	0,77
<i>Juncus</i>	JGK-1	4,3	1,84	0,60	0,43	0,14	0,33
<i>Juncus</i>	JGK-2	6,22	2,35	0,72	0,38	0,12	0,31
<i>Juncus</i>	JGK-3	2,3	0,80	0,26	0,35	0,11	0,33
	ortalama	4,27	1,66	0,53	0,38	0,12	0,32
<i>P. australis</i>	PGK-1	2,86	1,15	1,65	0,40	0,58	1,43
<i>P. australis</i>	PGK-2	3,98	0,86	1,75	0,22	0,44	2,03
<i>P. australis</i>	PGK-3	5,35	0,71	0,98	0,13	0,18	1,38
<i>P. australis</i>	PGB-1	1,57	1,00	1,11	0,64	0,71	1,11
<i>P. australis</i>	PGB-2	0,59	1,17	3,50	1,98	5,93	2,99
<i>P. australis</i>	PGB-3	0,65	1,19	2,02	1,83	3,11	1,70
<i>P. australis</i>	PGB-4	2,36	2,48	4,06	1,05	1,72	1,64
<i>P. australis</i>	PGM-1	3,85	1,09	0,70	0,28	0,18	0,64
	ortalama	2,65	1,21	1,97	0,82	1,61	1,62
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	0,82	0,21	0,13	0,26	0,16	0,62
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	0,61	0,25	0,14	0,41	0,23	0,56
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	13,31	0,09	0,38	0,01	0,03	4,22
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	17,15	0,25	0,42	0,01	0,02	1,68
	ortalama	7,97	0,20	0,27	0,17	0,11	1,77
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	2,80	0,47	0,32	0,17	0,11	0,68
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	1,28	1,20	1,73	0,94	1,35	1,44
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	1,36	0,85	2,25	0,63	1,65	2,65
	ortalama	1,81	0,84	1,43	0,58	1,04	1,59
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	0,93	1,40	0,10	1,51	0,11	0,07
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	0,94	0,42	0,15	0,45	0,16	0,36
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	2,50	1,68	0,15	0,67	0,06	0,09
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	2,65	3,48	0,09	1,31	0,03	0,03
	ortalama	1,76	1,75	0,12	0,98	0,09	0,14
<i>B. ascbersus</i>	BLM-1	6,32	0,48	1,01	0,08	0,16	2,10
<i>B. ascbersus</i>	BLM-2	3,25	5,73	0,37	1,76	0,11	0,06
	ortalama	4,79	3,11	0,69	0,92	0,14	1,08
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	2,36	1,25	3,06	0,53	1,30	2,45
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	1,35	0,78	0,29	0,58	0,21	0,37
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	0,84	0,23	0,40	0,27	0,48	1,74
	ortalama	1,52	0,75	1,25	0,46	0,66	1,52
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	0,82	1,53	1,08	1,87	1,32	0,71
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	0,75	1,37	1,25	1,83	1,67	0,91
	ortalama	0,79	1,45	1,17	1,85	1,49	0,81



Şekil 5.27. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki molibden konsantrasyonları



Şekil 5.28. Sucu bitkilerdeki molibden için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.15. Selenyum (Se)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama selenyum konsantrasyonları sırasıyla 2.18, 0.85 ve 0.65 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum selenyum seviyeleri kökte 0.10 ile 1.80 mg/kg, gövdesinde 0.40 ile 1.50 mg/kg arasında değerlere sahiptir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama selenyum konsantrasyonları sırasıyla, 2.60, 0.80 ve 0.55 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). *E. cannabinum* 'un toprağındaki selenyum seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok yüksektir. Bu bitkideki Se için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.31, 0.21 ve 0.69' dir (Şekil 5.30). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok düşüktür ve bu nedenle de selenyum ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılamazlar.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama selenyum değerleri sırasıyla 2.50, 1.23 ve 0.60 mg/kg' dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). Se için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.49, 0.24 ve 0.53 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.30). *Juncus*'un kök ve gövde için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de selenyum ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde akümülatör bitki olarak kullanılamaz.

P. australis'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki selenyum konsantrasyonları sırasıyla 1.61, 0.69 ve 0.66 mg/kg 'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). *P. australis*'in ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 1.86, 2.04 ve 1.03 'dir (Şekil 5.30). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki selenyum, özellikle bitkinin hem kökü hem de gövdesi tarafından

önemli miktarda akümüle edildiğini işaret etmektedir. Dolayısıyla, *P. australis* Se ile kirlenmiş alanların biyoakümülyasyon çalışmalarında iyi bir akümülatör bitki olabileceği önerilmektedir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesinde ortalama Se değerleri sırasıyla 8.08, 0.68 ve 0.65 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama selenyum değerleri kök ve gövde değerlerinden çok daha yüksektir. Dolayısıyla da ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.35, 0.35 ve 0.99 'dir (Şekil 5.30). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü hem de gövdesi, Se için uygun bir akümülatör bitki değildir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Se değerleri sırasıyla 0.37, 0.80 ve 0.73 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 2.67, 2.50 ve 0.92 şeklindedir (Şekil 5.30). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentteki selenyumunu bünyesine yeterli derecede topladığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitki, selenyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesindeki ortalama selenyum değerleri sırasıyla 0.53, 1.03 ve 0.53 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). *Salix* 'in selenyum için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 3.20, 2.28 ve 0.63 'dir. Tablo 5.19 'daki değerlerden de görüldüğü gibi, sadece SXM-2 ve SXB-3 nolu örneklerin BKF-K ve BKF-G değerleri 1 'den yüksektir. Diğer iki örneğin ise düşüktür. Bu da *Salix* (SX) 'in Se ile kirlenmiş alanların iyileştirme çalışmaları için faydalı bir akümülatör bitki olabileceğini göstermektedir.

B. aschersus 'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama selenyum içerikleri sırasıyla 0.75, 0.95 ve 0.60 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). Ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 1.24, 0.80 ve 0.73 'dir (Şekil 5.30). Bu değerler de göstermektedir ki, *B. aschersus* 'un kök değerleri 1 'den büyüktür. Dolayısıyla da selenyum ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için uygun bir bitki olabilirler.

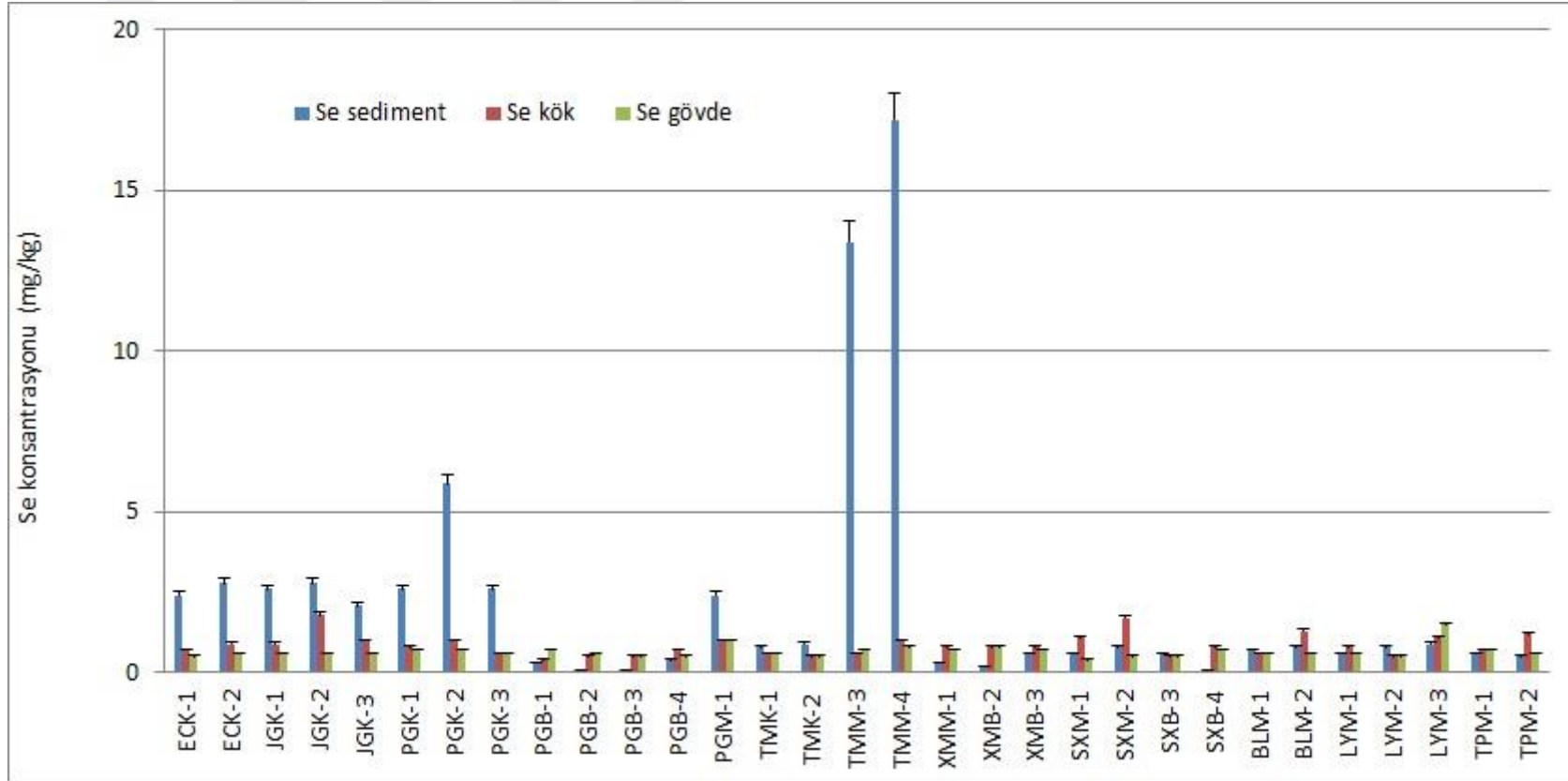
L. salicaria 'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama selenyum değerleri sırasıyla 0.77, 0.80 ve 0.87 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). *L. salicaria* 'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.06, 1.10 ve 1.04 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.30). *L. salicaria* bu zenginleşme parametreleri selenyumun için hem kök, hem de gövdenin biyoakümülyasyon çalışmalarında iyi bir akümülatör bitki olabileceğini işaret etmektedir.

T. latifolia 'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Se içerikleri sırasıyla 0.55, 0.95 ve 0.65 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.29; Tablo 5.17). *T. latifolia* 'nın Se için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.78, 1.18 ve 0.75 ' dir (Şekil 5.30). Bu yüzden de, 1 'den büyük bu değerler, *T. latifolia*, Se ile kirlenmiş alanların iyileştirilme çalışmalarında uygun bir akümülatör bitki olarak kullanılabileceğini göstermektedir.

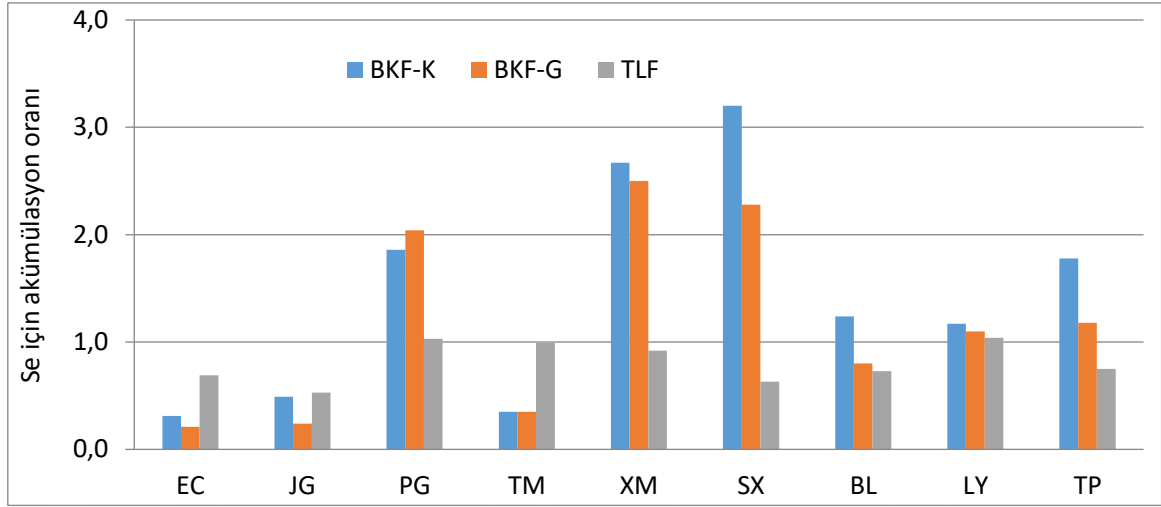
Çalışma alanındaki bitkiler arasında *P. australis*, *X. strumarium*, *Salix*, *L. salicaria* ve *T. latifolia* Se için akümülatör bitkiler olarak tespit edilmiştir.

Tablo 5.17. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki selenyum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Se sediment	Se kök	Se gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	2,4	0,7	0,5	0,29	0,21	0,71
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	2,8	0,9	0,6	0,32	0,21	0,67
	ortalama	2,60	0,80	0,55	0,31	0,21	0,69
<i>Juncus</i>	JGK-1	2,6	0,9	0,6	0,35	0,23	0,67
<i>Juncus</i>	JGK-2	2,8	1,8	0,6	0,64	0,21	0,33
<i>Juncus</i>	JGK-3	2,1	1,0	0,6	0,48	0,29	0,60
	ortalama	2,50	1,23	0,60	0,49	0,24	0,53
<i>P. australis</i>	PGK-1	2,6	0,8	0,7	0,31	0,27	0,88
<i>P. australis</i>	PGK-2	5,9	1,0	0,7	0,17	0,12	0,70
<i>P. australis</i>	PGK-3	2,6	0,6	0,6	0,23	0,23	1,00
<i>P. australis</i>	PGB-1	0,3	0,4	0,7	1,33	2,33	1,75
<i>P. australis</i>	PGB-2	0,1	0,5	0,6	5,00	6,00	1,20
<i>P. australis</i>	PGB-3	0,1	0,5	0,5	5,00	5,00	1,00
<i>P. australis</i>	PGB-4	0,4	0,7	0,5	1,75	1,25	0,71
<i>P. australis</i>	PGM-1	0,9	1,0	1,0	1,11	1,11	1,00
	ortalama	1,61	0,69	0,66	1,86	2,04	1,03
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	0,8	0,6	0,6	0,75	0,75	1,00
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	0,9	0,5	0,5	0,56	0,56	1,00
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	13,4	0,6	0,7	0,04	0,05	1,17
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	17,2	1,0	0,8	0,06	0,05	0,80
	ortalama	8,08	0,68	0,65	0,35	0,35	0,99
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	0,3	0,8	0,7	2,67	2,33	0,88
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	0,2	0,8	0,8	4,00	4,00	1,00
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	0,6	0,8	0,7	1,33	1,17	0,88
	ortalama	0,37	0,80	0,73	2,67	2,50	0,92
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	0,6	1,1	0,4	1,83	0,67	0,36
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	0,8	1,7	0,5	2,13	0,63	0,29
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	0,6	0,5	0,5	0,83	0,83	1,00
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	0,1	0,8	0,7	8,00	7,00	0,88
	ortalama	0,53	1,03	0,53	3,20	2,28	0,63
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	0,7	0,6	0,6	0,86	0,86	1,00
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	0,8	1,3	0,6	1,63	0,75	0,46
	ortalama	0,75	0,95	0,60	1,24	0,80	0,73
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	0,6	0,8	0,6	1,33	1,00	0,75
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	0,8	0,5	0,5	0,63	0,63	1,00
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	0,9	1,1	1,5	1,22	1,67	1,36
	ortalama	0,77	0,80	0,87	1,06	1,10	1,04
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	0,6	0,7	0,7	1,17	1,17	1,00
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	0,5	1,2	0,6	2,40	1,20	0,50
	ortalama	0,55	0,95	0,65	1,78	1,18	0,75



Şekil 5.29. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki selenyum konsantrasyonları



Şekil 5.30. Sucul bitkilerdeki selenyum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.16. Rubidyum (Rb)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama rubidyum konsantrasyonları sırasıyla 5.75, 14.2 ve 16.1 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum rubidyum seviyeleri kökte 1.20 ile 50.7 mg/kg, gövdesinde 0.30 ile 73.1 mg/kg arasında değerlere sahiptir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama rubidyum konsantrasyonları sırasıyla, 8.45, 34.6 ve 21.2 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.31; Tablo 5.18). *E. cannabinum* 'un toprağındaki rubidyum seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok düşüktür. Bu bitkideki Rb için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 4.35, 2.59 ve 0.62' dir (Şekil 5.32). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok büyüktür ve bu nedenle de rubidyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılabilir.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama rubidyum değerleri sırasıyla 8.97, 20.4 ve 25.4 mg/kg' dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.31; Tablo 5.18). Rb için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 2.34, 2.94 ve 1.26 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.32). *Juncus*'un kök ve gövdesi için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok büyüktür ve bu nedenle de rubidyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmektedir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki rubidyum konsantrasyonları sırasıyla 5.99, 19.8 ve 23.3 mg/kg 'dır (Şekil 5.31; Tablo 5.18). *P. australis* 'in ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 3.09, 3.56 ve 1.00 'dir (Şekil 5.32). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki rubidyum, özellikle bitkinin hem kökü hem de gövdesi tarafından önemli miktarda

akümüle edildiğini işaret etmektedir. Dolayısıyla, *P. australis* Rb ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmektedir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama Rb değerleri sırasıyla 8.18, 17.4 ve 12.8 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.31; Tablo 5.18). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama rubidyum değerleri kök ve gövde değerlerinden çok küçüktür. Dolayısıyla da ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 2.28 ve 2.04 'dir (Şekil 5.32). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü hem de gövdesi, Rb ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon için uygun bir akümülatör bitkidir.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama rubidyum değerleri sırasıyla 4.57, 7.83 ve 20.3 mg/kg 'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.31; Tablo 5.18). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 2.02, 5.55 ve 0.65 şeklindedir (Şekil 5.32). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentteki Rb'u bünyesine yüksek oranda topladığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitkinin, hem kök, hem de gövde kısımları rubidyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması kuvvetle önerilmektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesinin ortalama rubidyum değerleri sırasıyla 4.78, 4.90 ve 3.68 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.31; Tablo 5.18). *Salix*'in rubidyum için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.14, 0.74 ve 0.65'dir. Bu değerlerden de görüldüğü gibi, *Salix*'in kökü, 1'den yüksektir. Dolayısıyla, *Salix* (SX) 'in kökü Rb için biyoakümülatör olarak değerlendirilebilir (Şekil 5.32).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama rubidyum içerikleri sırasıyla 1.75, 3.60 ve 4.75 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.31; Tablo 5.18). Ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 1.92, 2.42 ve 1.21 'dir (Şekil 5.32). Bu değerler de göstermektedir ki, *B. aschersus*'un hem kökü, hem de gövde kısımlarına ait zenginleşme değerleri 1'den büyüktür. Dolayısıyla da rubidyum ile kirletilmiş alanların iyileştirilmesinde kullanılabilirler.

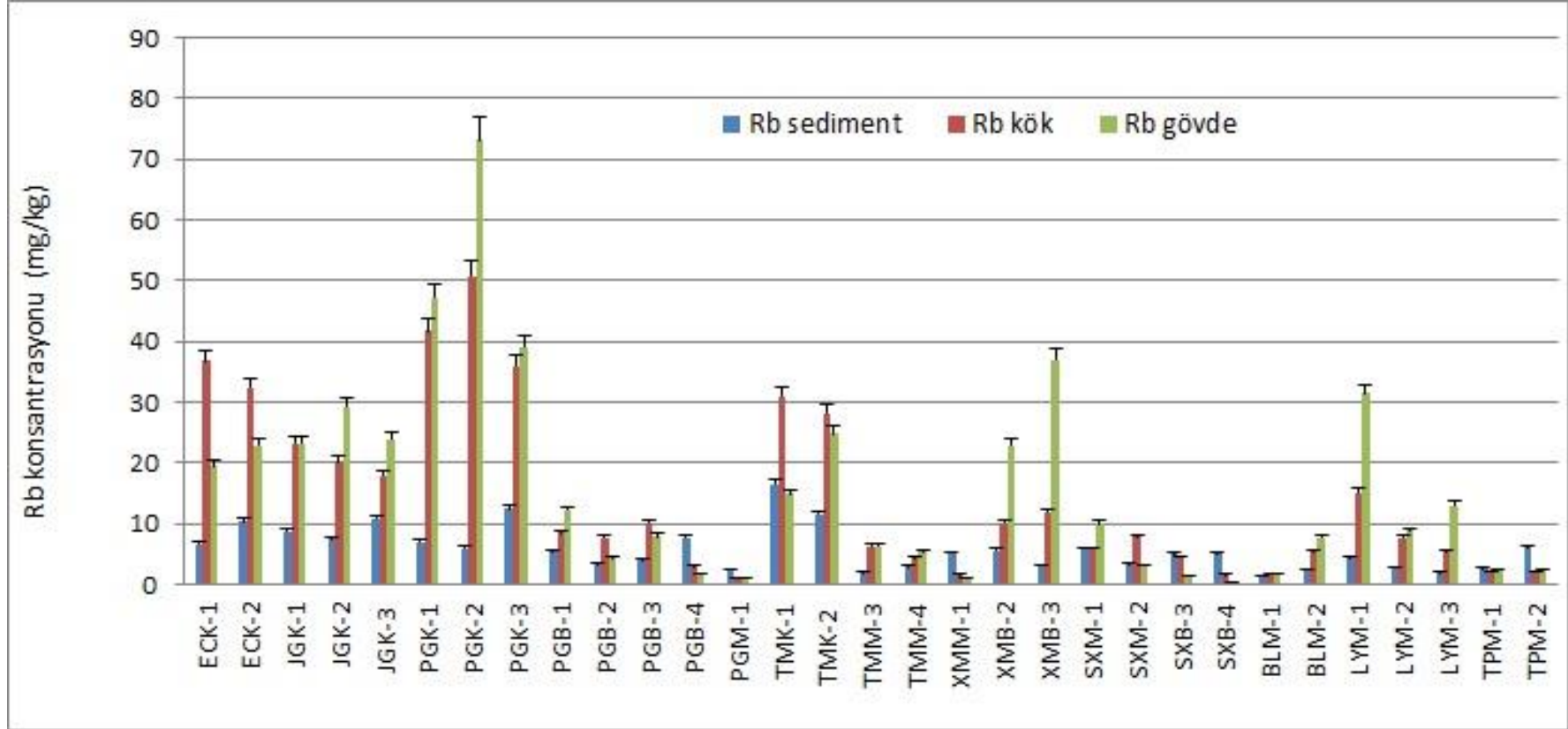
L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama rubidyum değerleri sırasıyla 3.0, 9.33 ve 17.7 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.31; Tablo 5.18). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 3.01, 5.76 ve 1.90 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.32). *L. salicaria* bu zenginleşme parametreleri rubidyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılabileceğini işaret etmektedir.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama rubidyum içerikleri sırasıyla 4.35, 2.10 ve 2.40 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.31; Tablo 5.18). *T. latifolia*'nın Rb için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.58, 0.66 ve 1.14' dir (Şekil 5.32). Rubidyum için BKF-K ve BKF-G değerleri 1' den küçüktür ve bu yüzden de, *T. latifolia*, Rb ile kirlenmiş alanların iyileştirilme çalışmaları için uygun bir bitki değildir.

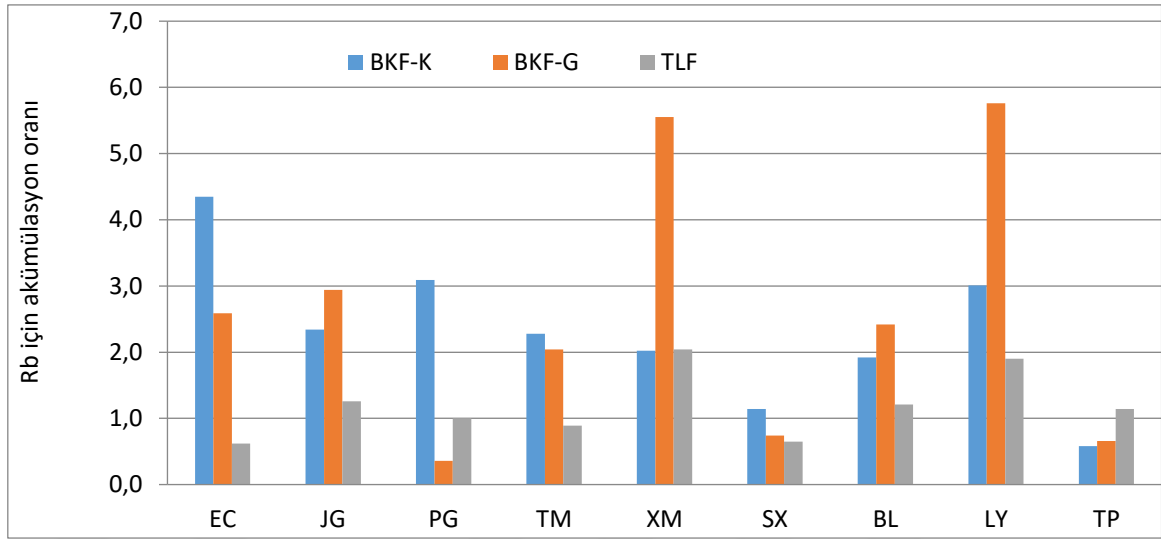
Çalışma alanındaki bitkiler arasında *E.cannabinum*, *Juncus*, *T. tetrandra*, *X. strumarium*, *B. aschersus* ve *L. salicaria* Rb'un akümülyasyon çalışmalarında kullanılabilirler.

Tablo 5.18. Çalışma alanında yetişen 9 sucul bitkinin sediment, kök ve gövdesindeki rubidyum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Rb sediment	Rb kök	Rb gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	6,6	36,7	19,5	5,56	2,95	0,53
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	10,3	32,4	22,9	3,15	2,22	0,71
	ortalama	8,45	34,55	21,20	4,35	2,59	0,62
<i>Juncus</i>	JGK-1	8,7	23,1	23,2	2,66	2,67	1,00
<i>Juncus</i>	JGK-2	7,4	20,1	29,1	2,72	3,93	1,45
<i>Juncus</i>	JGK-3	10,8	17,8	23,9	1,65	2,21	1,34
	ortalama	8,97	20,33	25,40	2,34	2,94	1,26
<i>P. australis</i>	PGK-1	7,0	41,7	47,2	5,96	6,74	1,13
<i>P. australis</i>	PGK-2	5,9	50,7	73,1	8,59	12,39	1,44
<i>P. australis</i>	PGK-3	12,4	35,8	39,1	2,89	3,15	1,09
<i>P. australis</i>	PGB-1	5,4	8,5	12,2	1,57	2,26	1,44
<i>P. australis</i>	PGB-2	3,2	7,7	4,3	2,41	1,34	0,56
<i>P. australis</i>	PGB-3	4,0	10,1	7,9	2,53	1,98	0,78
<i>P. australis</i>	PGB-4	7,6	2,9	1,6	0,38	0,21	0,55
<i>P. australis</i>	PGM-1	2,4	1,0	1,0	0,42	0,42	1,00
	ortalama	5,99	19,80	23,30	3,09	3,56	1,00
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	16,4	30,9	14,9	1,88	0,91	0,48
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	11,5	28,1	24,7	2,44	2,15	0,88
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	1,9	6,3	6,2	3,32	3,26	0,98
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	2,9	4,3	5,3	1,48	1,83	1,23
	ortalama	8,18	17,40	12,78	2,28	2,04	0,89
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	5,1	1,5	1,1	0,29	0,22	0,73
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	5,6	10,1	22,9	1,80	4,09	2,27
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	3,0	11,9	37,0	3,97	12,33	3,11
	ortalama	4,57	7,83	20,33	2,02	5,55	2,04
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	5,8	5,8	10,0	1,00	1,72	1,72
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	3,3	7,8	3,0	2,36	0,91	0,38
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	5,0	4,5	1,4	0,90	0,28	0,31
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	5,0	1,5	0,3	0,30	0,06	0,20
	ortalama	4,78	4,90	3,68	1,14	0,74	0,65
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	1,2	1,8	1,8	1,50	1,50	1,00
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	2,3	5,4	7,7	2,35	3,35	1,43
	ortalama	1,75	3,60	4,75	1,92	2,42	1,21
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	4,3	15,1	31,4	3,51	7,30	2,08
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	2,8	7,6	8,8	2,71	3,14	1,16
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	1,9	5,3	13,0	2,79	6,84	2,45
	ortalama	3,00	9,33	17,73	3,01	5,76	1,90
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	2,6	2,1	2,4	0,81	0,92	1,14
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	6,1	2,1	2,4	0,34	0,39	1,14
	ortalama	4,35	2,10	2,40	0,58	0,66	1,14



Şekil 5.31. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki rubidyum konsantrasyonları.



Şekil 5.32. Sucul bitkilerdeki Rb için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.17. Krom (Cr)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama krom konsantrasyonları sırasıyla 89.1, 13.0 ve 2.69 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum krom seviyeleri kökte 1.80 ile 143.7 mg/kg, gövdelerde 1.50 ile 7.0 mg/kg arasında değerlere sahiptir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama krom konsantrasyonları sırasıyla, 19.9, 4.35 ve 1.90 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.33; Tablo 5.19). *E. cannabinum* 'un toprağındaki krom seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok büyüktür. Bu bitkideki Cr için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.23, 0.10 ve 0.51' dir (Şekil 5.34). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de krom ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılamazlar.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama krom değerleri sırasıyla 19.1, 11.5 ve 2.03 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.33; Tablo 5.19). Cr için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.56, 0.12 ve 0.24 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.34). *Juncus*'un kök ve gövdesi için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de krom ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılmazlar.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki krom konsantrasyonları sırasıyla 56.8, 5.88 ve 3.18 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.33; Tablo 5.19). *P. australis* 'in ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.11, 0.07 ve 0.63 'dir (Şekil 5.34). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki krom, hem kök, hem de gövdesi değerlerinden oldukça fazladır. Dolayısıyla, *P. australis* Cr ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonu için uygun bir bitki değildir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama krom değerleri sırasıyla 153.2, 2.75 ve 3.25 mg/kg şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.33; Tablo 5.19). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama krom değerleri kök ve gövde değerlerinden çok büyüktür. Dolayısıyla da ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.17 ve 0.21 'dir (Şekil 5.34). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü hem de gövdesi, krom ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılmazlar.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama krom değerleri sırasıyla 64.5, 2.57 ve 2.10 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.33; Tablo 5.19). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.04, 0.03 ve 0.83 şeklindedir (Şekil 5.34). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentteki kromu bünyesine almadığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitki, krom ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılmazlar.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesinin ortalama krom değerleri sırasıyla 105.4, 14.3 ve 2.15 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.33; Tablo 5.19). *Salix*'in krom için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.12, 0.02 ve 0.26'dir. Bu değerlerden de görüldüğü gibi, *Salix*'in zenginleşme değerleri 1'den çok düşüktür. Dolayısıyla, *Salix*, düşük zenginleşme parametreleri nedeniyle Cr ile kirlenmiş alanların iyileştirme çalışmalarında kullanılamazlar.

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama krom içerikleri sırasıyla 152.4, 75.4 ve 3.50 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.33; Tablo 5.19). Ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.56, 0.02 ve 0.26 'dir (Şekil 5.34). Bu değerler de göstermektedir ki, *Bolboschoenus aschersus*'un hem kökü, hem de gövde kısımlarına ait zenginleşme değerleri 1'den çok düşüktür. Dolayısıyla da krom ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesinde kullanılamazlar.

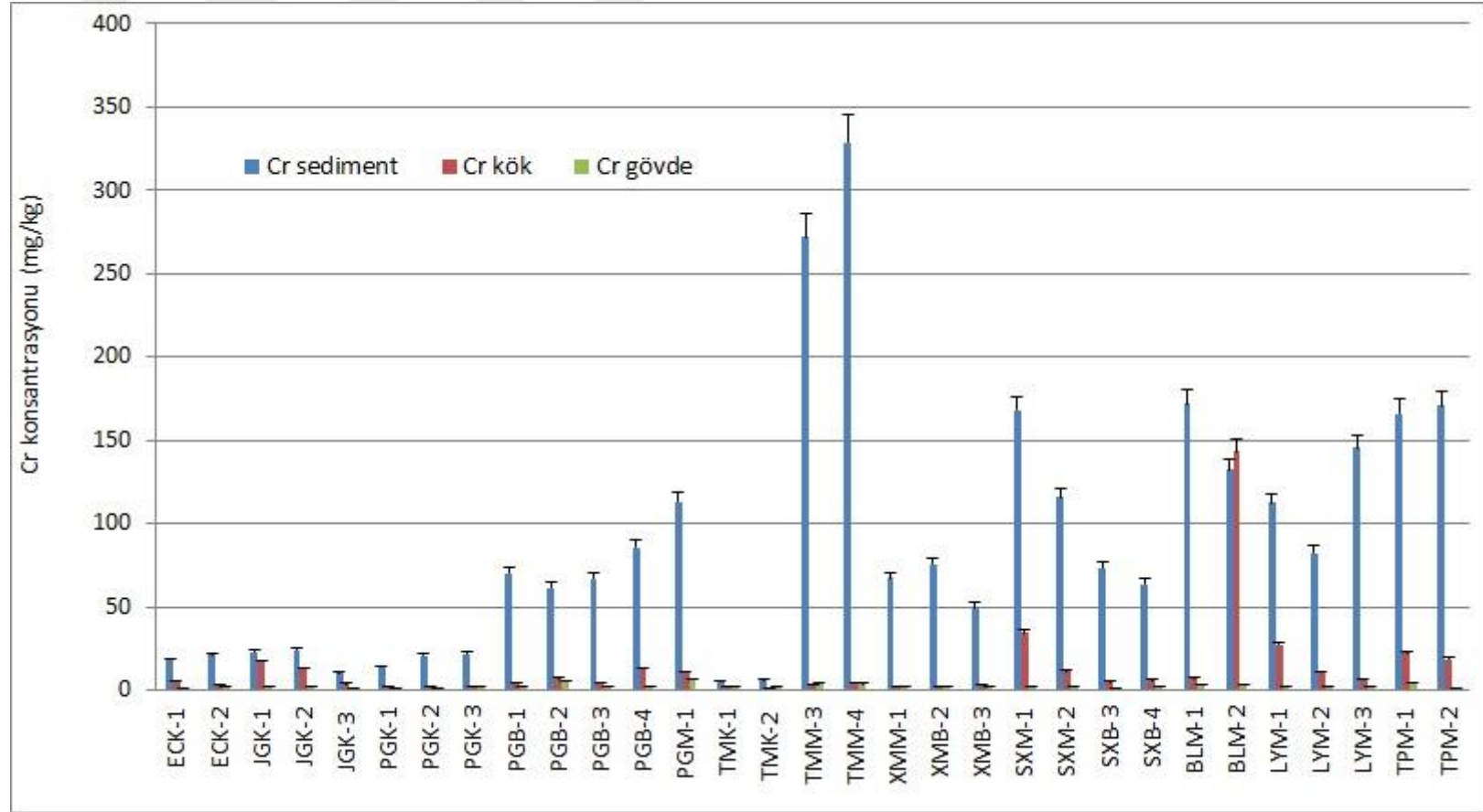
L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama krom değerleri sırasıyla 113.5, 15.0 ve 2.53 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.33; Tablo 5.19). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.14, 0.02 ve 0.25 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.34). *L. salicaria* böyle düşük BKF-K ve BKF-G'lere sahip olması nedeniyle, krom ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılmazlar.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama krom içerikleri sırasıyla 168.7, 20.6 ve 2.85 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.33; Tablo 5.19). *T. latifolia*'nın Cr için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.12, 0.02 ve 0.13' dir (Şekil 5.34). Krom için BKF-K ve BKF-G değerleri 1' den küçüktür ve bu yüzden de, *T. latifolia*, Cr ile kirlenmiş alanların iyileştirilmesi çalışmalarında kullanılmaz.

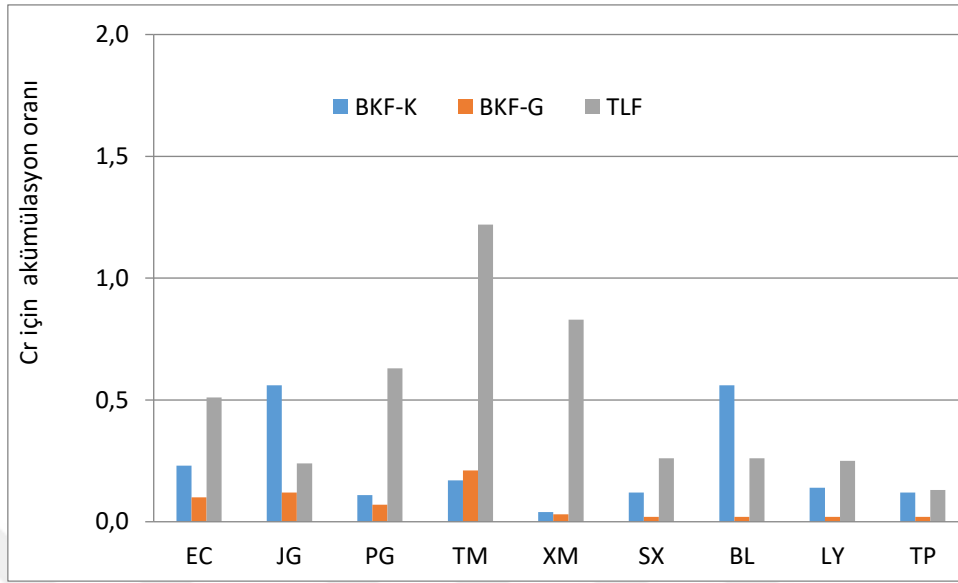
Carranza-Álvarez vd. (2008) Meksika'da yapay bir lagündeki *T. latifolia* bitkisinde, en yüksek Cr değerleri köklerde 60 mg/kg olarak bildirmişlerdir. Kromun köklerden gövdeye düşük taşınımı, kromun bitki büyümesi için gerekli bir element olmamasına bağlıdır (Shewry ve Peterson, 1974; Carranza-Álvarez vd., 2008). Sulak alanlardaki bazı bitkilerin kromu yüksek akümüle etme kapasitesi, bu bitkilerin köklerinde toksik Cr(VI)'yı toksik olmayan Cr(III)'e indirgemesi ile ilgilidir (Lytle vd., 1998; Carranza-Álvarez vd., 2008).

Tablo 5.19. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki krom konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Cr sediment	Cr kök	Cr gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	18,4	5,8	1,7	0,32	0,09	0,29
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	21,4	2,9	2,1	0,14	0,10	0,72
	ortalama	19,9	4,35	1,90	0,23	0,10	0,51
<i>Juncus</i>	JGK-1	22,8	17,4	1,9	0,76	0,08	0,11
<i>Juncus</i>	JGK-2	24,3	13,3	2,6	0,55	0,11	0,20
<i>Juncus</i>	JGK-3	10,2	3,9	1,6	0,38	0,16	0,41
	ortalama	19,1	11,5	2,03	0,56	0,12	0,24
<i>P. australis</i>	PGK-1	14,3	2,3	1,7	0,16	0,12	0,74
<i>P. australis</i>	PGK-2	20,9	2,6	1,7	0,12	0,08	0,65
<i>P. australis</i>	PGK-3	21,8	2,3	1,9	0,11	0,09	0,83
<i>P. australis</i>	PGB-1	70,1	4,3	2,7	0,06	0,04	0,63
<i>P. australis</i>	PGB-2	61,5	7,2	5,6	0,12	0,09	0,78
<i>P. australis</i>	PGB-3	66,8	4,2	2,3	0,06	0,03	0,55
<i>P. australis</i>	PGB-4	85,9	13,2	2,5	0,15	0,03	0,19
<i>P. australis</i>	PGM-1	113,4	10,9	7,0	0,10	0,06	0,64
	ortalama	56,8	5,88	3,18	0,11	0,07	0,63
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	5,6	2,1	2,1	0,38	0,38	1,00
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	6,2	1,8	2,6	0,29	0,42	1,44
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	272,2	3,0	4,4	0,01	0,02	1,47
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	328,9	4,1	3,9	0,01	0,01	0,95
	ortalama	153,2	2,75	3,25	0,17	0,21	1,22
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	67,6	2,0	1,9	0,03	0,03	0,95
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	75,8	2,7	2,3	0,04	0,03	0,85
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	50,0	3,0	2,1	0,06	0,04	0,70
	ortalama	64,5	2,57	2,10	0,04	0,03	0,83
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	168,2	34,6	1,9	0,21	0,01	0,05
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	115,8	11,5	2,5	0,10	0,02	0,22
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	73,7	5,0	1,8	0,07	0,02	0,36
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	63,9	6,1	2,4	0,10	0,04	0,39
	ortalama	105,4	14,3	2,15	0,12	0,02	0,26
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	172,1	7,1	3,5	0,04	0,02	0,49
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	132,6	143,7	3,5	1,08	0,03	0,02
	ortalama	152,4	75,4	3,50	0,56	0,02	0,26
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	112,4	27,4	2,0	0,24	0,02	0,07
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	82,5	11,1	2,8	0,13	0,03	0,25
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	145,7	6,4	2,8	0,04	0,02	0,44
	ortalama	113,5	15,0	2,53	0,14	0,02	0,25
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	166,2	22,6	4,2	0,14	0,03	0,19
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	171,1	18,6	1,5	0,11	0,01	0,08
	ortalama	168,7	20,6	2,85	0,12	0,02	0,13



Şekil 5.33. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki krom konsantrasyonları.



Şekil 5.34. Sucul bitkilerdeki krom için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

5.3.18. Baryum (Ba)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama baryum konsantrasyonları sırasıyla 75.4, 16.3 ve 13.6 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum baryum seviyeleri kökte 0.60 ile 53.3 $\mu\text{g/kg}$, gövdesinde 1.50 ile 51.3 mg/kg arasında değerlere sahiptir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama baryum konsantrasyonları sırasıyla, 105.1, 19.7 ve 2.65 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.35; Tablo 5.20). *E. cannabinum* 'un toprağındaki baryum seviyeleri, hem kök, hem de gövde değerlerinden çok büyüktür. Bu bitkideki Ba için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.19, 0.02 ve 0.13' dir (Şekil 5.36). *E. cannabinum*'un, BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de baryum ile kirlenmiş alanların iyileştirme çalışmalarında kullanılamazlar.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama baryum değerleri sırasıyla 97.4, 39.5 ve 10.4 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.35; Tablo 5.20). Ba için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.41, 0.11 ve 0.27 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.36). *Juncus*'un kök ve gövdesi için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de baryum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmemektedir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki baryum konsantrasyonları sırasıyla 102.4, 16.0 ve 18.8 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.35; Tablo 5.20). *P. australis* 'in ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.21, 0.37 ve 1.93 'dir (Şekil 5.36). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki baryum, hem kök, hem de gövde değerlerden oldukça fazladır.

Dolayısıyla, *P. australis* Ba ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmemektedir.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama baryum değerleri sırasıyla 98.4, 3.10 ve 2.80 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$)(Şekil 5.35; Tablo 5.20). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama baryum değerleri kök ve gövde değerlerinden çok büyüktür. Dolayısıyla da ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.11 ve 0.05 'dir (Şekil 5.36). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü hem de gövdesi, baryum için rehabilitasyon çalışmalarında kullanılamazlar.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama baryum değerleri sırasıyla 50.8, 14.2 ve 17.2 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.35; Tablo 5.20). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 0.28, 0.36 ve 1.40 şeklindedir (Şekil 5.36). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentteki baryumu bünyesine almadığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitki, baryum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmemektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdesindeki ortalama baryum değerleri sırasıyla 51.8, 16.7 ve 10.5 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.35; Tablo 5.20). *Salix*'in baryum için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.38, 0.23 ve 0.67'dir. Bu değerlerden de görüldüğü gibi, *Salix*'in zenginleşme değerleri 1'den çok düşüktür. Dolayısıyla, *Salix*, düşük zenginleşme parametreleri nedeniyle Ba ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanmak için uygun bir bitki değildir (Şekil 5.36).

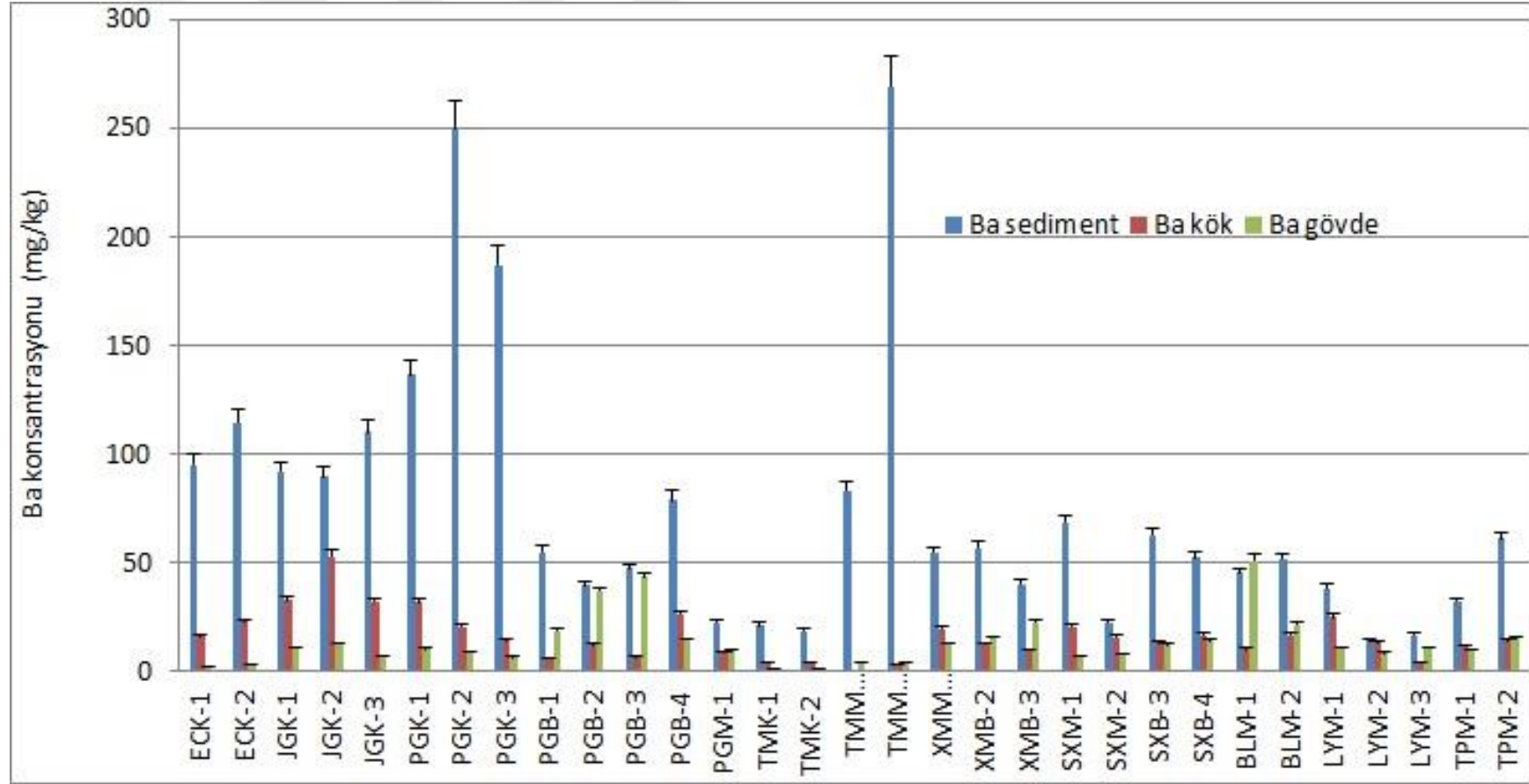
B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama baryum içerikleri sırasıyla 48.9, 13.8 ve 36.5 mg/kg'dır ($p<0.05$)(Şekil 5.35; Tablo 5.20). Ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.28, 0.77 ve 3.10 'dir (Şekil 5.36). Bu değerler de göstermektedir ki, *B. aschersus*'un hem kökü, hem de gövde kısımlarına ait zenginleşme değerleri 1'den çok düşüktür. Dolayısıyla da baryum ile kirletilmiş alanların iyileştirilme çalışmalarında kullanılamazlar.

L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama baryum değerleri sırasıyla 23.3, 14.2 ve 10.3 mg/kg'dır (Şekil 5.35; Tablo 5.20). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.61, 0.50 ve 1.19 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.36). *L. salicaria* böyle düşük zenginleşme parametrelerine sahip olması nedeniyle, Ba ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanmak için uygun bir bitki değildir

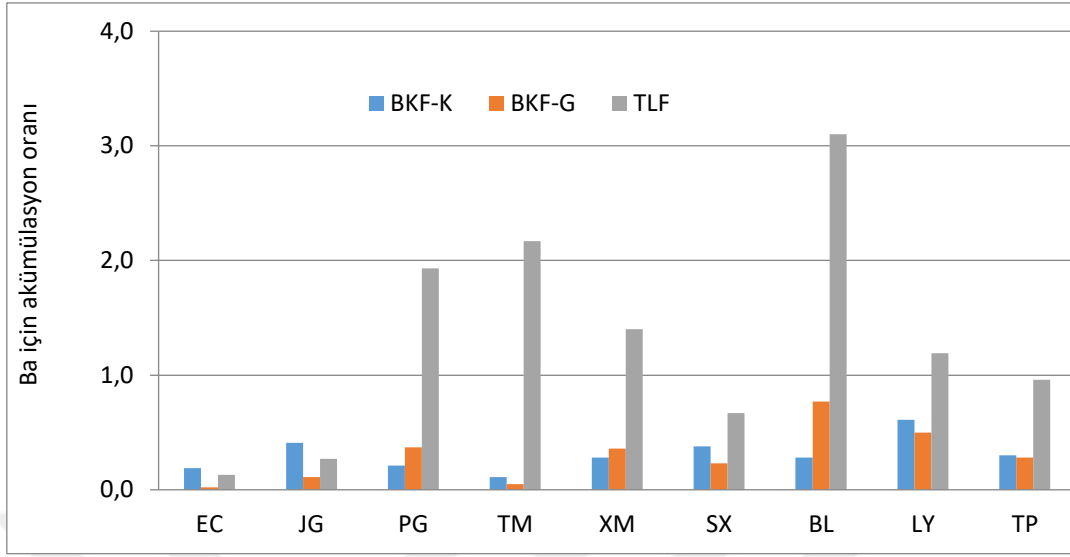
T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama baryum içerikleri sırasıyla 47.0, 13.3 ve 12.9 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.35; Tablo 5.20). *T. latifolia* 'nın Ba için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.30, 0.28 ve 0.96' dir (Şekil 5.36). Baryum için BKF-K ve BKF-G değerleri 1' den küçüktür ve bu yüzden de, *T. latifolia*, Ba ile kirlenmiş alanların iyileştirilme çalışmalarında kullanılmazlar.

Tablo 5.20. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki baryum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Ba sediment	Ba kök	Ba gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	95,2	16,2	2,1	0,17	0,02	0,13
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	114,9	23,2	3,2	0,20	0,03	0,14
	ortalama	105,1	19,70	2,65	0,19	0,02	0,13
<i>Juncus</i>	JGK-1	92,1	32,9	11,1	0,36	0,12	0,34
<i>Juncus</i>	JGK-2	89,7	53,3	13,0	0,59	0,14	0,24
<i>Juncus</i>	JGK-3	110,4	32,4	7,2	0,29	0,07	0,22
	ortalama	97,4	39,5	10,43	0,41	0,11	0,27
<i>P. australis</i>	PGK-1	137,1	32,0	10,6	0,23	0,08	0,33
<i>P. australis</i>	PGK-2	250,3	20,9	8,8	0,08	0,04	0,42
<i>P. australis</i>	PGK-3	187,2	14,3	6,8	0,08	0,04	0,48
<i>P. australis</i>	PGB-1	55,3	6,0	19,0	0,11	0,34	3,17
<i>P. australis</i>	PGB-2	39,9	12,3	37,2	0,31	0,93	3,02
<i>P. australis</i>	PGB-3	47,5	6,8	43,7	0,14	0,92	6,43
<i>P. australis</i>	PGB-4	79,3	26,5	14,7	0,33	0,19	0,55
<i>P. australis</i>	PGM-1	22,9	9,0	9,5	0,39	0,41	1,06
	ortalama	102,4	15,98	18,79	0,21	0,37	1,93
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	21,5	4,5	1,6	0,21	0,07	0,36
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	18,8	4,1	1,5	0,22	0,08	0,37
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	83,7	0,6	4,0	0,01	0,05	6,67
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	269,7	3,2	4,1	0,01	0,02	1,28
	ortalama	98,4	3,10	2,80	0,11	0,05	2,17
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	54,9	20,0	12,9	0,36	0,23	0,65
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	56,9	12,9	15,8	0,23	0,28	1,22
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	40,6	9,8	22,9	0,24	0,56	2,34
	ortalama	50,8	14,23	17,20	0,28	0,36	1,40
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	69,0	20,8	6,9	0,30	0,10	0,33
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	22,8	15,9	8,3	0,70	0,36	0,52
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	63,1	13,2	12,7	0,21	0,20	0,96
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	52,4	16,8	14,2	0,32	0,27	0,85
	ortalama	51,8	16,7	10,53	0,38	0,23	0,67
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	45,6	10,4	51,3	0,23	1,13	4,93
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	52,2	17,1	21,6	0,33	0,41	1,26
	ortalama	48,9	13,8	36,45	0,28	0,77	3,10
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	38,6	25,2	10,9	0,65	0,28	0,43
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	14,4	13,2	8,4	0,92	0,58	0,64
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	16,8	4,3	10,8	0,26	0,64	2,51
	ortalama	23,3	14,2	10,03	0,61	0,50	1,19
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	32,5	11,9	10,2	0,37	0,31	0,86
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	61,5	14,6	15,6	0,24	0,25	1,07
	ortalama	47,0	13,3	12,90	0,30	0,28	0,96



Şekil 5.35. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki baryum konsantrasyonları.



Şekil 5.36. Sucul bitkilerdeki baryum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.

5.3.19. Talyum (Tl)

Çalışma alanındaki bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama talyum konsantrasyonları sırasıyla 5.30, 8.60 ve 0.65 mg/kg şeklindedir ($p < 0.05$). Bu bitkilerdeki minimum ve maksimum talyum seviyeleri kökte 0.05 ile 7.60 mg/kg, gövdesinde 0.02 ile 2.09 mg/kg arasında değerlere sahiptir.

E. cannabinum (EC) 'nin sediment, kök ve gövdesinde ortalama talyum konsantrasyonları sırasıyla, 5.30, 8.60 ve 0.65 mg/kg şeklinde bulunmuştur ($p < 0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). Bu bitkideki Tl için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.62, 0.12 ve 0.08' dir (Şekil 5.38). *E. cannabinum* 'un, BKF-K değeri 1'den büyüktür. BKF-G değerleri ise 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de talyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında *E. cannabinum*'un kökü kullanılabilir ancak gövde kısmı kullanılamaz.

Juncus'un (JG) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama talyum değerleri sırasıyla 5.26, 3.77 ve 1.08 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). Tl için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.72, 0.21 ve 0.29 şeklinde bulunmuştur (Şekil 5.38). *Juncus*'un kök ve gövdesi için bulunmuş olan BKF-K ve BKF-G değerleri 1'den çok küçüktür ve bu nedenle de talyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmemektedir.

P. australis 'in (PG) sediment, kök ve gövdesindeki talyum konsantrasyonları sırasıyla 2.23, 0.69 ve 0.41 mg/kg'dır ($p < 0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). *P. australis* 'in ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.31, 0.19 ve 0.60 'dir (Şekil 5.38). Bu sonuçlar da göstermektedir ki sedimentteki talyum, hem kök, hem de gövde değerlerden oldukça fazladır. Dolayısıyla, *P. australis* Tl ile kirlenmiş alanların rehabilitasyonunda kullanılması önerilemez.

T. tetrandra (TM) 'nın sediment, kök ve gövdesindeki ortalama talyum değerleri sırasıyla 1.67, 0.23 ve 0.45 mg/kg şeklinde sıralanmıştır ($p<0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). *T. tetrandra* 'nın sedimentteki ortalama talyum değerleri kök ve gövde değerlerinden çok büyüktür. Dolayısıyla da ortalama BKF-K ve BKF-G değerleri 0.14 ve 0.27 'dir (Şekil 5.38). Dolayısıyla, bu bitkinin hem kökü hem de gövdesinde, talyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılamazlar.

X. strumarium 'un (XM) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama talyum değerleri sırasıyla 0.05, 0.06 ve 0.04 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). *X. strumarium* 'un ortalama TLF, BKF-K ve BKF-G değerleri sırasıyla 1.13, 0.87 ve 0.76 şeklindedir (Şekil 5.38). Bu da *X. strumarium* 'un sedimentteki talyumu köküne bir miktar aldığını, gövdesine ise yeterli derecede almadığını göstermektedir. Bu yüzden de bu bitki, talyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılması önerilmemektedir.

Salix (SX) 'in sediment, kök ve gövdenin ortalama talyum değerleri sırasıyla 0.12, 0.09 ve 0.02 mg/kg şeklindedir ($p<0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). *Salix*'in talyum için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 0.74, 0.19 ve 0.34'dir. Bu değerlerden de görüldüğü gibi, *Salix*'in zenginleşme değerleri 1'den çok düşüktür. Dolayısıyla, *Salix*, düşük zenginleşme parametreleri nedeniyle Tl biyoakümüülasyon çalışmaları için iyi bir bitki değildir (Şekil 5.38).

B. aschersus'un (BL) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama talyum içerikleri sırasıyla 0.15, 0.15 ve 0.09 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). Ortalama BKF-G, BKF-K ve TLF değerleri sırasıyla 0.97, 0.57 ve 0.59 'dir (Şekil 5.38). Bu değerler de göstermektedir ki, *B. aschersus*'un hem kökü, hem de gövde kısımlarına ait zenginleşme değerleri 1'den çok düşüktür. Dolayısıyla da talyum ile kirlenilmiş alanların iyileştirilmesinde kullanılamazlar.

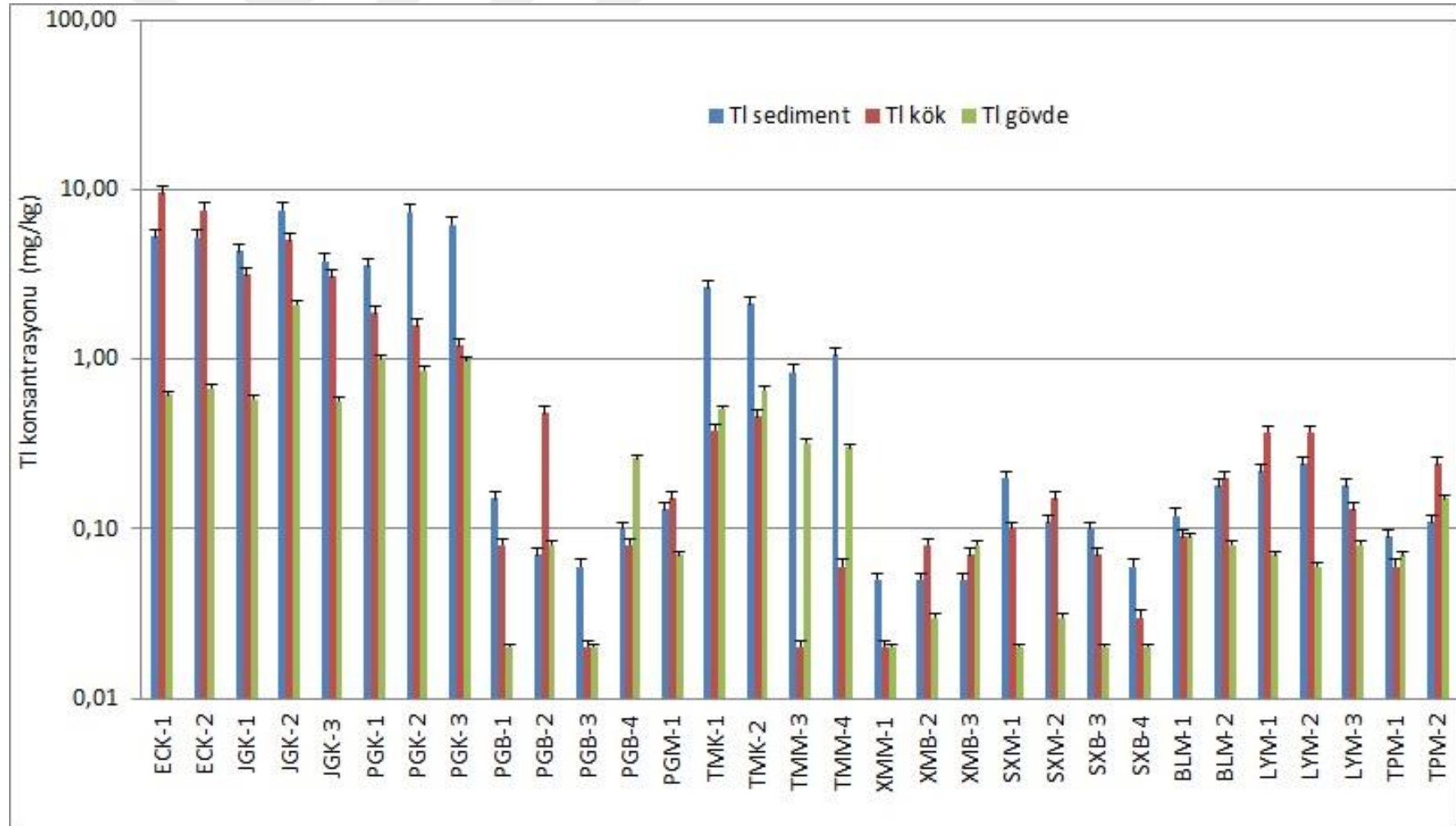
L. salicaria'nın (LY) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama talyum değerleri sırasıyla 0.21, 0.29 ve 0.07 mg/kg'dır ($p<0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). *L. salicaria*'nın ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.36, 0.33 ve 0.32 şeklinde sıralanmıştır (Şekil 5.38). *L. salicaria* kök değerleri 1'den büyüktür, ancak gövde değerleri 1'den çok düşüktür. Bu yüzden de *Lythrum salicaria*'nın kökü talyum ile kirlenmiş alanların rehabilitasyon çalışmalarında kullanılabilir ancak gövde kısmı rehabilitasyon çalışmalarında kullanılamazlar.

T. latifolia'nın (TP) sediment, kök ve gövdesindeki ortalama talyum içerikleri sırasıyla 0.10, 0.15 ve 0.11 mg/kg bulunmuştur ($p<0.05$) (Şekil 5.37; Tablo 5.21). *T. latifolia*'nın Tl için ortalama BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri sırasıyla 1.50, 1.10 ve 0.73' dir (Şekil 5.38). Talyum için BKF-K ve BKF-G değerleri 1' den büyüktür ve bu yüzden de, *T. latifolia*, Tl ile kirlenmiş alanların iyileştirilme çalışmalarında uygun bir akümülatör bitki olarak kullanılabilirler.

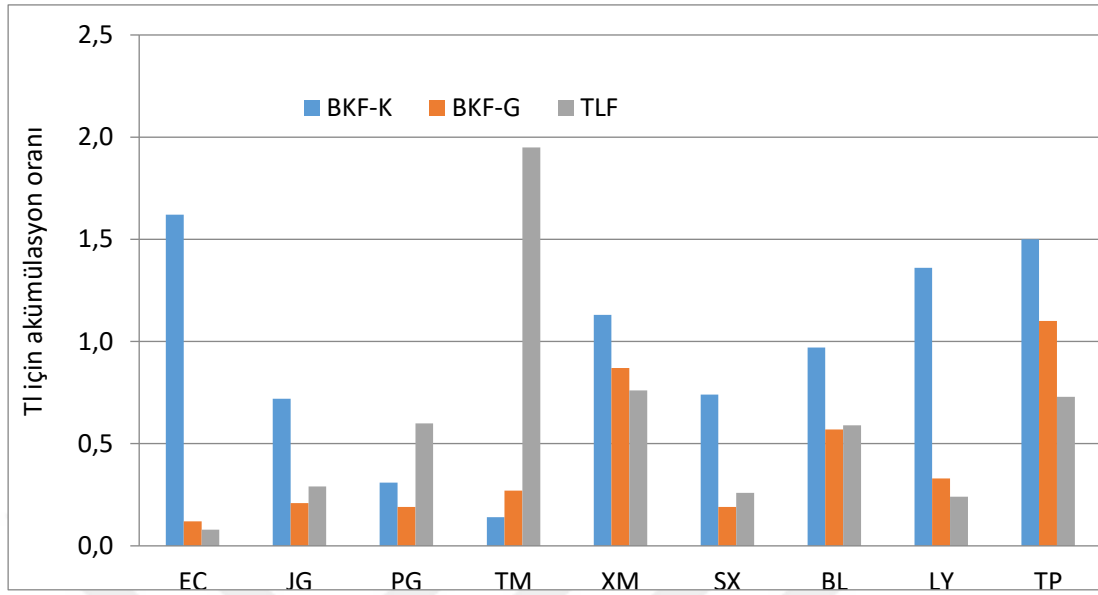
Çalışma alanındaki bitkiler arasında *X. strumarium* ve *T. latifolia* talyumun akümüülasyon çalışmalarında kullanılabilirler.

Tablo 5.21. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki talyum konsantrasyonları ve BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri

		Tl sediment	Tl kök	Tl gövde	BKF-K	BKF-G	TLF
<i>E. cannabinum</i>	ECK-1	5,33	9,58	0,62	1,80	0,12	0,06
<i>E. cannabinum</i>	ECK-2	5,26	7,62	0,67	1,45	0,13	0,09
	ortalama	5,30	8,60	0,65	1,62	0,12	0,08
<i>Juncus</i>	JGK-1	4,35	3,17	0,58	0,73	0,13	0,18
<i>Juncus</i>	JGK-2	7,60	5,04	2,09	0,66	0,28	0,41
<i>Juncus</i>	JGK-3	3,82	3,10	0,57	0,81	0,15	0,18
	ortalama	5,26	3,77	1,08	0,72	0,21	0,29
<i>P. australis</i>	PGK-1	3,59	1,87	1,01	0,52	0,28	0,54
<i>P. australis</i>	PGK-2	7,44	1,59	0,86	0,21	0,12	0,54
<i>P. australis</i>	PGK-3	6,27	1,21	0,99	0,19	0,16	0,82
<i>P. australis</i>	PGB-1	0,15	0,08	0,02	0,53	0,13	0,25
<i>P. australis</i>	PGB-2	0,07	0,48	0,08	6,86	1,14	0,17
<i>P. australis</i>	PGB-3	0,06	0,02	0,02	0,33	0,33	1,00
<i>P. australis</i>	PGB-4	0,10	0,08	0,26	0,80	2,60	3,25
<i>P. australis</i>	PGM-1	0,13	0,15	0,07	1,15	0,54	0,47
	ortalama	2,23	0,69	0,41	0,31	0,19	0,60
<i>T. tetrandra</i>	TMM-3	2,66	0,38	0,51	0,14	0,19	1,34
<i>T. tetrandra</i>	TMM-4	2,12	0,46	0,66	0,22	0,31	1,43
<i>T. tetrandra</i>	TMK-1	0,84	0,02	0,32	0,02	0,38	16,00
<i>T. tetrandra</i>	TMK-2	1,06	0,06	0,30	0,06	0,28	5,00
	ortalama	1,67	0,23	0,45	0,14	0,27	1,95
<i>X. strumarium</i>	XMM-1	0,05	0,02	0,02	0,40	0,40	1,00
<i>X. strumarium</i>	XMB-2	0,05	0,08	0,03	1,60	0,60	0,38
<i>X. strumarium</i>	XMB-3	0,05	0,07	0,08	1,40	1,60	1,14
	ortalama	0,05	0,06	0,04	1,13	0,87	0,76
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-2	0,20	0,10	0,02	0,50	0,10	0,20
<i>Salix (söğüt)</i>	SXB-3	0,11	0,15	0,03	1,36	0,27	0,20
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-1	0,10	0,07	0,02	0,70	0,20	0,29
<i>Salix (söğüt)</i>	SXM-2	0,06	0,03	0,02	0,50	0,33	0,67
	ortalama	0,12	0,09	0,02	0,74	0,19	0,34
<i>B. aschersus</i>	BLM-1	0,12	0,09	0,09	0,75	0,75	1,00
<i>B. aschersus</i>	BLM-2	0,18	0,20	0,08	1,11	0,44	0,40
	ortalama	0,15	0,15	0,09	0,97	0,57	0,59
<i>L. salicaria</i>	LYM-1	0,22	0,37	0,07	1,68	0,32	0,19
<i>L. salicaria</i>	LYM-2	0,24	0,37	0,06	1,54	0,25	0,16
<i>L. salicaria</i>	LYM-3	0,18	0,13	0,08	0,72	0,44	0,62
	ortalama	0,21	0,29	0,07	1,36	0,33	0,24
<i>T. latifolia</i>	TPM-1	0,09	0,06	0,07	0,67	0,78	1,17
<i>T. latifolia</i>	TPM-2	0,11	0,24	0,15	2,18	1,36	0,63
	ortalama	0,10	0,15	0,11	1,50	1,10	0,73



Şekil 5.37. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki talyum konsantrasyonları.



Şekil 5.38. Sucul bitkilerdeki talyum için BKF-K, BKF-G ve TLF değerleri.

Gupta ve Voronina (2018), çok sayıda iyileştirme aracı arasında, bitki ıslah çalışmaları, toksik maddeleri çevreden uzaklaştırmak için ucuz, çevre dostu ve dost bir yöntem olarak tanımlamıştır. Birçok bilimsel rapor, bitki ıslahının kirli alanları temizlemek için çok amaçlı, ekonomik, etkili ve çevreci bir yöntem olduğunu önermektedir. Bu tekniklerin, uzaklaştırma yöntemine veya kimyasal işlemlere kıyasla toksik maddelerin temizlenmesi için oldukça yüksek zamana ihtiyaç duyması nedeniyle bazı dezavantajları ve özellikle nükleer kullanımlarda fitoremediasyon ancak düşük aktivitelerle uygulanabilir olması gibi. Hala büyük bir çevre sorunu olan büyük miktarda kirlenmiş bitki parçalarında üretmiş olması da diğer bir problem olarak dikkat çekmektedir. Bu yöntemin, çevre dostu olması ve düşük maliyetleri nedeniyle iyileştirme için güçlü bir seçenek olarak yerini almıştır. Bununla ilgili daha ayrıntılı çalışmalar, sadece ağır metaller veya toksik elementlerle sınırlı olmayıp, herhangi bir nükleer santral sızıntısı veya sonrasındaki radyoaktivite sorunlarının ortadan kaldırılması konusunda uygulanabilirliği anlamı taşımaktadır. Gjengedal vd. (2015), topraktan bitkilere element transferindeki değişebilirliğin belirli besin maddelerine olan ihtiyaçları, bitki türleri arasındaki biyojeokimyasal farklılıklar ve elementlerin toprağa bağlanma güçleri ile ilişkili olduğunu bildirmiştir. Bitki besinleriyle ilgili diğer değişkenler, örneğin, katyon değişim kapasitesi, toprak organik maddesi, pH, rizosfer ve mikrobiyal aktiviteleri içerir (Myrvang vd., 2016).

Tarımsal ekosistemin sulanmasında atık drenaj suyunun kullanılması, insan sağlığına tehdit etmekte ve çeşitli çevresel tehlikeler oluşturmaktadır. Orta Nil Deltası'ndaki üç ana kanal boyunca dokuz ağır metal (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Cr, Ni, Cd ve Pb), üç ortak makrofitin (*Echinochloa stagnina*, *Phragmites australis* ve *Typha domingensis*) tortularında, köklerinde ve

dallarında ölçülmüştür. Yukarıdaki metallerin her bir bitkideki metal biyoakümülyasyon faktörü (BAF) ve translokasyon faktörü (TF) hesap edilmiştir. Veriler, kanalizasyonun akış yukarısında yüksek Cr, Zn ve Cd içeriği gözlenirken, aşağı akış yönünde yüksek Mn, Cu ve Ni konsantrasyonları ölçülmüştür. Mn, Cr, Co, Cu, Ni ve Zn'nin, hem Avrupa Birliği, hem de (EU, 2002) hem de Amerika Birleşik Devletleri Çevre Ajansı (USA EPA, 1999) sınır değerleri içerisinde olduğu, Cd ve Pb'nin ise yüksek ekolojik risk değerlerine sahip olduğu kaydedilmiştir. Bu yüksek kirletici konsantrasyonu, gıda zincirlerinde biyolojik olarak birikebilen ve insanlar için ciddi sorunlara neden olabilen aralıksız endüstriyel faaliyetler sonucu gelişmiş olabilir. *P. australis* 'in kökü, bu elementlerin çoğunu yüksek oranda akümüle ederken, *T. domingensis* ise en yüksek Pb akümülyasyonunu gerçekleştirmiştir. Ancak, dal için en yüksek akümülyasyon değeri, çoğu ağır metal için *T. domingensis* 'de bulunmuştur, *P. australis* 'de Fe ve Zn ve *E. stagnina* 'daki Mn dışındaki metaller tespit edilmiştir. Bu nedenle *P. australis*, kirli kanalların ıslahı için çevre dostu ve uygun maliyetli bir yöntem olarak bu tehlikeli metallerin potansiyel bir fitoekstraktörü olarak kullanılabilineceği belirtilmiştir. Ayrıca, *T. domingensis*'in Pb'un hiperakümülatör bitkisi olarak, kirlenmiş alanların ıslah çalışmasında faydalı bir şekilde kullanılması da önerilmektedir (El-Amier vd., 2020).

Metal kirliliği, antropojenik faaliyetler nedeniyle karasal ve su ekosistemlerinde yaygın olarak gözlenmektedir. Sedimanlar yüksek metal konsantrasyonları sahip olabilirler. Su sistemlerinde, metal kirliliğinin boyutu ayrıca, bitki metal kirleticilerinin altta yatan tortu konsantrasyonlarını tahmin etme potansiyeline sahip olması nedeniyle, tortular ve canlı organizmalar arasındaki aktarıma daha fazla aracılık edilebilirler. Bu nedenle, metal kirleticilerinin (Na, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn, B, Fe) subtropikal nehir sistemi içerisinde ve farklı mevsimsel şartlardaki *Phragmites australis* tarafından metal akümülyasyonları incelenmiş ve tortu kirliliği ile olan ilişkileri değerlendirilmiştir. Genel olarak, tortu kirliliği yük endeksleri mevsimsel olarak farklılıklar göstermekle birlikte, en yüksek seviyeler serin-kuru mevsimde ölçülmüştür. Azalan su akışlarının olduğu dönemlerde, nehir kıyısındaki sedimanlarda metal kirliliği seviyelerinin arttığı gözlenmiştir. Ayrıca, yüksek seviyedeki metal konsantrasyonları, daha çok yukarı akış sulak alan bölgelerinde tespit edilmiştir (Netshiongolwe vd., 2020).

Narayan vd. (2020) tarafından alüminyum arıtma atıklarının etkisi ile kirlenmiş olan Orinoco Nehri taşkın yatağındaki sedimanlar ve su parametrelerindeki çeşitli ağır metal seviyeleri çalışılmıştır. Bu çalışmanın sonuçlarına göre, örnekleme, bir hidrolojik yılı kapsayan dört hidrolojik dönemde yapılmıştır. Sudaki kimyasal parametreler (pH, iletkenlik ve elektrik iletkenliği) ve tortulardaki Al, Pb, Cr ve Cu seviyeleri her iki lagünde de en yüksek seviyelere ulaşmıştır. Bu sistemler üzerinden endüstriyel atıkların katı/sıvı deşarjları, lagünlerdeki tortuların tane boyutu dağılımını da etkilemiştir. Çalışılan tüm lagünlerde elementlerin *Paspalum repens*'ın yapraklarında dağılımı K> Cr> Ca> Mg> Al> Fe> Mn> Cu> Pb gerçekleşirken, Al köklerde daha

fazla bulunmuştur. *Paspalum repens* içindeki yüksek krom dağılımı, akuatik bitkiler tarafından gösterilmiş olan yüksek krom akümülyasyon potansiyeli olduğu kaydedilmiştir.

Tatar vd. (2019) Elazığ Atıksu Arıtma Tesisi atık sularında, makro (P, S, Na, K, Ca, Mg) ve mikro (Sb, Ba, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Hg, Mo, Se, Ag, Zn) elementlerin uzaklaştırılmasında, *Lemna minor* ve *Lemna gibba* 'nin verimliliği karşılaştırmalı olarak incelemiştir. Bu amaçla, bu tesislerin ön cepheleri, pilot ölçekli reaktörleri besleyen arıtma tesisinin atık sularına uyarlanmıştır. Çalışma süresi boyunca hasat edilen yapraklardaki element konsantrasyonları ICP-MS tarafından analiz edilmiştir. Analitik sonuçlar *L. minor* 'nin P, Sb, Ba, Co, Fe, Pb, Mn, Hg, Ag ve Zn için yüksek bir birikim potansiyeline sahip olduğu, *L. gibba* 'nin ise S, Na, Ca Mg, Cu, Mo ve Se için yüksek birikim potansiyeline sahip olduğu tespit edilmiştir. Bulgular, *L. minor* ve *L. gibba* 'nin atık su için phyto-remediator bitkiler olarak kullanılabileceğini işaret etmektedir.

6. SONUÇLAR

Bu çalışmada, Elazığ Keban Pb-Zn galeri suları, Maden Cu yatağı çıkış suları ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının deşarj edildiği Kehli Deresi çalışma alanı olarak seçilmiştir. İlk olarak bu üç bölgede doğal olarak yetişmiş sucul bitkiler (*E. cannabinum*, *Juncus*, *P. australis*, *T. tetrandra*, *X. strumarium*, *Salix*, *B. aschersus*, *L. salicaria* ve *T. latifolia*) toplanmıştır. Bu bölgelerden alınan su, sediment ve bitki örnekleri farklı metaller (Ag, Al, As, Au, B, Ba, Bi, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Hg, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Sb, Se, Sr, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Zn) için analiz edilmiş ve daha sonra da her bir sucul bitkinin kök ve gövdesinin akümülayon oranları tespit edilmiştir.

Keban, Maden ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularının ortalama pH'ları 7.57, 8.36 ve 7.6 şeklinde; elektrik kondüktivite değerleri 2.38, 1.51 ve 1.05 mS cm⁻¹; HCO₃⁻ değerleri 1590, 232.5 ve 865 mg/kg; SO₄ değerleri 1297, 50.9 ve 12.9 mg/kg; klor değerleri 55.5, 4.75 ve 88.2 mg/kg; flor içerikleri 0.51, 0.078 ve 0.22 mg/kg şeklinde tespit edilmiştir. Katyon değerleri incelendiğinde; Keban Pb-Zn madeni çıkış suları HCO₃⁻, Ca, SO₄, Fe, Mn, S, Cd, Pb, Sr, U ve Zn açısından, Maden Cu madeni çıkış suları Mg, As, Cu, Ni ve Co açısından, Elazığ Belediye atıksu tesisi çıkış suları ise Cl⁻, K, Na, P, Al, B, Ba ve Br açısından zengin olduğu belirlenmiştir. Bu da, Keban ve Maden yöreleri çıkış suları, bölgedeki madencilik faaliyetleri nedeniyle belirli elementler tarafından kirlenmiştir. Elazığ Belediye atıksu tesisi çıkış suyunda ise başta klor, potasyum, sodyum, fosfat, alüminyum ve bor gibi bileşenler, diğer sulara oranla olağan üstü şekilde artış göstermiştir. Bu bileşenlerin artışı olasılıkla, evsel ve endüstriyel kullanım kaynaklı malzemelerle ilişkili olmalıdır. Bu sulardaki yüksek Na ve B aoranları, olasılıkla evlerde kullanılan temizlik ürünleri veya deterjan kaynaklı malzemelere bağlı olabilir. Özellikle son dönemde deterjan içerisinde sıkça kullanılan doğal soda ürünleri (susuz soda-Na₂CO₃, çamaşır sodası-NaCO₃.10H₂O, yemek sodası-NaHCO₃) ve bor bileşikleri bu sular içerisinde olağan üstü bir artışa neden olmuş olabilir. Cl artışı ise olasılıkla dezenfeksiyon amacıyla içme sularına katılması sonucu atık sularda da yoğun bir artışa neden olmaktadır. P ise bölgedeki zirai amaçlı gübrelemenin sonrasında atık sulara karışması neticesinde, bu suların P açısından yoğun bir şekilde kirlenmesine neden olabileceği düşünülmektedir. Al ise olasılıkla evsel kullanımda olan alimunyum materyalleri veya organize sanayi bölgesindeki endüstriyel kaynaklı olabileceği düşünülmektedir.

Çalışma alanındaki sediment örnekleri, Elazığ Keban Pb-Zn, Maden Cu yatağı ve Elazığ Belediyesi atıksu arıtma tesisi deşarj sularının dereye verildiği alanlardan toplanmıştır. Bu sedimentler köklerin uzunluğuna göre değişmekle birlikte genelde 20-60 cm derinliklerden alınmıştır. Sedimentlerin renkleri genellikle koyu kahverengi ve siyahtan, açık kahverengi renge doğru değişmekte, çoğunlukla kumlu, killi ve siltli (% 28,4 silt,% 18,5 kil ve% 45,3 kum)

sedimenlar olup, organik madde içeriği% 7,3-10,2 ve pH ise 7.2-8.4 arasında değişmektedir. Çalışma alanındaki sedimentlerin ortalama metal değerleri çok değişkenlik göstermekle birlikte, özellikle Keban bölgesindeki sedimentleri Pb, Zn, Cd, Ag, Sr, Cu, As, Au, Maden çevresindeki sedimentler Cu, Ni, Co ve Cr açısından zengin olduğu görülmüştür. Sedimentlerde elementler arası korelasyonların incelendiğinde, Mo ile Co, Se, Te arasında, Cu ile Ni, Co, Cr, Te, Se arasında, Pb ile Zn, Ag, Cr, W ve Tl arasında, Zn ile Ag, Au, Cd, Sb, W arasında, Ni ile Co, Cr ve Se arasında, Mn ile As, Sr ve Cd arasında güçlü pozitif ilişkiler gözlenirken, Al ile Pb, Zn, Ag, As Cd, Cr ve Sb arasında güçlü negatif korelasyonlar gözlenmektedir.

Bu çalışma kapsamında, Elazığ Keban Pb-Zn, Maden Cu yatağı ve Elazığ Belediyesi atıksu arıtma tesisi deşarj sularının bulunduğu alandaki sedimentler üzerinde doğal olarak yetişmiş sucul bitkilerin kök ve gövdesine, farklı metalleri alım kapasiteleri incelenmiştir.

Elde edilen bulgulara göre, çalışılmış bitkilerden *E. cannabinum* B ve Rb için; *Juncus*, B ve Rb için; *P. Australis*, Sr, B, Mo, Se için; *T. tetrandra* B ve Rb için; *X. strumarium* Sr, B, Mo, Se, Rb, Tl için; *Salix* B, Cu ve Se için; *B. aschersus* Sr, B, Cu ve Rb için, *L. salicaria* Sr, B, Cu, Se ve Rb için; *T. latifolia* Sr, B, Zn, Cu, Mn, Mo, Se ve Tl için akümülatör bitkiler olarak tanımlanmıştır (Tablo 6.1). Çalışma alanında Sr için *P. australis*, *X. strumarium*, *B. aschersus*, *L. salicaria* ve *T. latifolia* akümülatör bitkiler olarak tanımlanırken, Qi vd. (2015) Sr'un yulaf, buğday ve arpada yüksek BKF-G (1.34) değerleri tespit etmiştir, Sasmaz ve Sasmaz (2017) Gümüşköy (Kütahya) çevresinde *Centaurea cyanus*, *Anchusa arvensis*, *Alyssum saxatile*, *Onosma sp.* ve *Carduus nutans* türlerini, Sasmaz ve Sasmaz (2009) ise Keban Bölgesi'ndeki karasal bitkiler arasında sadece *Euphorbia macroclada* sedimentteki değerlerin en az birkaç katından fazla Sr' u gövdesinde biriktirdiği saptanmıştır. Çalışma alanında B için *Eupatorium cannabinum*, *Juncus*, *Pragmites*, *Tamarix tetrandra*, *X. strumarium*, *Salix*, *Bolboschoenus aschersus*, *Lythnium salicaria*, *Typha latifolia* bitkiler akümülatör bitkiler olarak belirlenirken, Robinson vd. (2007) ise *Populus sp.* bitkisinin toprağında 30 mg/kg, kökte 21, gövdesinde ise 845 mg/kg B'un toplandığını saptanmıştır. Benzer şekilde, Marin ve Oron (2007) su mercimeğinin kirlenmiş sulardan B'yi uzaklaştırmak için mükemmel bir kabiliyete (1900 mg/kg' kadar) sahip olduğunu belirtmiştir. Zhao vd. (2019), kültür sistemleri içinde B'un akümülayon performansını karşılaştırmış ve *Tripolium pannonicum*, *Suaeda glauca*, , *Iris wilsonii* ve *Puccinellia tenuiflora* bitkileri için en yüksek B değerleri sırasıyla 40, 250, 300 ve 700 µg/kg olarak bulmuştur. Ayrıca Rees vd. (2011) ise kavakların yüksek B biriktirmesi nedeniyle B ile kirlenmiş toprakların iyileştirilmesinde kullanılabileceğini önermiştir. Çalışma alanında Zn için akümülatör bitki olarak sadece *Typha latifolia* belirlenmiştir. Bu bitkinin dışındaki bitkilerde herhangi bir akümülayon emaresi görülmemiştir. Saleh (2017), Gümüşköy (Kütahya) çevresinde yaptığı çalışmalarda ise bölgedeki karasal bitkiler arasında Zn için yüksek BKF-G değerlerini *Verbascum thapsus*, *Phlomis sp*, *Silene compacta* ve *Glaucium flavum* ve Sb için ise sadece *Phlomis sp.*, de bitkisinde

tespit etmiştir. Ayrıca, Netshiongolwe vd. (2020) ise hem Zn hem de Cu için *Phragmites australis*'in farklı mevsimlerdeki akümülayon oranlarını değerlendirmiş ve azalan su akış dönemlerinde daha yüksek oranda metalleri akümüle ettiği sonucuna varılmıştır. Çalışılmış bitkiler arasında Cu 1' den daha yüksek BKF-G değerleri *Salix*, *Bolboschoenus aschersus*, *Lythnium salicaria* ve *Typha latifolia* bitkilerinde bulunmuştur. Narayan vd. (2020) tarafından lagünlerde *Paspalum repens* bitkisi ile yüksek oranda Cr ve daha az ise Cu ve Pb akümüle ettiği saptanmıştır. Çalışma alanında, Mo için *Pragmites*, *X. strumarium* ve *Typha latifolia*, Se için *Pragmites*, *X. strumarium*, *Salix*, *Lythnium salicaria* ve *Typha latifolia*, Rb için ise *Eupatorium cannabinum*, *Juncus*, *Tamarix tetrandra*, *X. strumarium*, *Bolboschoenus aschersus* ve *Lythnium salicaria*, Tl için ise *X. strumarium* ve *Typha latifolia* akümülatör bitkiler olarak belirlenmiştir. Tatar vd. (2019) tarafından Elazığ Atıksu Arıtma Tesisi atık suları içerisindeki metallerin uzaklaştırılması için *Lemna minor* ve *Lemna gibba* bitkileri kullanmıştır. Bu bitkilerden *Lemna minor* 'in P, Sb, Ba, Co, Fe, Pb, Mn, Hg, Ag ve Zn için, *Lemna gibba* 'nin ise S, Na, Ca Mg, Cu, Mo ve Se için yüksek birikim potansiyeline sahip olduğu tespit edilmiştir.

Çalışma alanındaki çıkış suları çeşitli metaller tarafından yoğun olarak kirlenmiştir. Bu kirlilik sonuçları, analiz edilen su örneklerinde de açıkça görülmektedir. Keban Pb-Zn galeri suyu SO₄, Ca, Fe, Mn, S, Cd, Pb, Sr, U ve Zn açısından, Maden Cu yatağı çıkış suyu Mg, As, Co, Ni ve Cu açısından, Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesis Suları ise Cl, K, Na, P, Al, B, Ba ve Br açısından oldukça fazla kirlenmiştir. Bu kirliliğin kaynağı, Keban ve Maden örnekleri için bölgedeki mineralizasyonlar ile ilişkili iken, Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesis Suları'ndaki kirlilik kaynakları ise daha çok evsel ve endüstriyel kaynaklı olduğu görülmektedir. Böyle kirlenmiş suların arıtılmadan Keban ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesis Suları'nın Keban Baraj Gölü Havzası'na ve Maden Cu yatağı çıkış sularının ise içerisindeki toksik metallerle birlikte Kralkızı Barajı Su Havzası'na salınıyor olması, son dönemde zaten azalan temiz su kaynaklarının daha da azalmasına, var olan kaynakların kullanılamaz duruma gelmesine, ayrıca bu iki havza zincirleme olarak kendisinden sonraki Fırat ve Dicle Su havzaları'nın daha da kirlenmesine neden olmaktadır. Bu kirlenmenin önüne geçilmesi için kirlenmiş Keban, Maden ve Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesis Suları'nın mutlaka kademeli setler yapılarak, hem bu çalışmadaki bitkiler, hem de diğer akümülatör sucül bitkileri kullanılarak, sözkonusu sular arıtmadan geçirilmeli, sonrasında ise ağır metallerden temizlenmiş sular, Fırat ve Dicle Su Havzaları'na bırakılmalıdır.

Tablo 6.1. Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama metal konsantrasyonları ile her bir metal için belirlenmiş akümülatör bitkiler.

Metal	Ortalama sediment değeri	Ortalama kök değeri	Ortalama gövde değeri	Kök için akümülatör bitkiler	Gövde için akümülatör bitkiler
Stronsiyum-Sr (mg/kg)	132.9	48.2	80.5	<i>B. aschersus</i> <i>L. salicaria</i>	<i>P. australis</i> <i>X. strumarium</i> <i>B. aschersus</i> <i>L. salicaria</i> <i>T. latifolia</i>
Bor-B (mg/kg)	14.6	15.3	37.0	<i>E. cannabinum</i> <i>T. tetrandra</i> <i>X. strumarium</i> <i>Salix</i> <i>L. salicaria</i> <i>T. latifolia</i>	<i>E. cannabinum</i> <i>Juncus</i> <i>P. australis</i> <i>T. tetrandra</i> , <i>X. strumarium</i> <i>Salix</i> <i>B. aschersus</i> , <i>L. salicaria</i> <i>T. latifolia</i>
Çinko-Zn (mg/kg)	3262	1314	389	-	<i>T. latifolia</i>
Kurşun-Pb (mg/kg)	2024	297	25	-	-
Bakır-Cu (mg/kg)	392	295	441	<i>Salix</i> <i>B. aschersus</i> , <i>L. salicaria</i> <i>T. latifolia</i>	<i>Salix</i> <i>B. aschersus</i> , <i>L. salicaria</i> <i>T. latifolia</i>
Gümüş-Ag (µg/kg)	12182	1554	202	-	-
Nikel-Ni (mg/kg)	126.8	18.8	8	-	-
Kobalt-Co (mg/kg)	101	22.7	8.61	-	-
Mangan-Mn (mg/kg)	2454	475	259	-	<i>T. latifolia</i>
Arsenik-As (mg/kg)	1631	162	39	-	-
Altın-Au (µg/kg)	86	15	7	<i>T. latifolia</i>	-
Uranyum-U (mg/kg)	3.55	0.71	0.15	<i>L. salicaria</i> -	-
Toryum-Th (mg/kg)	3.13	0.45	0.12	-	-
Molibden-Mo (mg/kg)	3.64	1.28	1.08	<i>P. Australis</i> <i>Salix</i> <i>B. aschersus</i> <i>T. latifolia</i>	<i>P. australis</i> <i>X. strumarium</i> <i>T. latifolia</i>
Selenyum-Se (mg/kg)	2.18	0.85	0.65	<i>P. australis</i> <i>X. strumarium</i> <i>Salix</i> <i>B. aschersus</i> <i>L. salicaria</i> <i>T. latifolia</i>	<i>P. australis</i> <i>X. strumarium</i> <i>Salix</i> <i>L. salicaria</i> <i>T. latifolia</i>
Rubidyum-Rb (mg/kg)	5.75	14.2	16.1	<i>E. cannabinum</i> <i>Juncus</i> <i>P. australis</i> <i>T. tetrandra</i> <i>X. strumarium</i> <i>Salix</i> <i>B. aschersus</i> <i>L. salicaria</i>	<i>E. cannabinum</i> <i>Juncus</i> <i>T. tetrandra</i> <i>X. strumarium</i> <i>B. aschersus</i> <i>L. salicaria</i>

Tablo 6.1. (Devamı) Sucul bitkilerin sediment, kök ve gövdesindeki ortalama metal konsantrasyonları ile her bir metal için belirlenmiş akümülatör bitkiler.

Krom-Cr (mg/kg)	89.1	13.0	2.69	<i>Juncus</i> <i>B. aschersus</i>	-
Baryum-Ba (mg/kg)	75.4	16.3	13.6	-	-
Talyum-Tl (mg/kg)	5.30	8.60	0.65	<i>E. cannabinum</i> <i>Juncus</i> <i>X. strumarium</i> <i>Salix</i> <i>B. aschersus</i> <i>L. salicaria</i> <i>T. latifolia</i>	<i>X. strumarium</i> <i>T. latifolia</i>

Kehli Deresi (Elazığ) üzerinde Sasmaz vd. (2008) tarafından gerçekleştirilen çalışmada, *Typha latifolia*'nın Zn, Ni, Cu, Pb, Co, Mn, Cd ve Cr alımı incelenmiştir. Çalışmanın yapıldığı tarihte, Kehli çayı içerisinde ve kenarlarında baskın şekilde *Typha latifolia* gözlenirken, bu çalışmanın yapıldığı 2019 yılında, Kehli Deresi boyunca hiç *Typha latifolia* gözlenmemiştir. *Typha latifolia*, olasılıkla atıksuların değişen fiziko-kimyasal karakteri ve toksik bileşenlerin etkisi ile yok olmuştur. Benzer şekilde, Şekil 4.3'de görüldüğü üzere, bu çay üzerinde bulunan söğüt (*Salix*) ağaçlarının önemli bir kısmı kurumuş durumdadır. Belki de önümüzdeki birkaç yıl içerisinde aynı çay üzerinde bugün var olan vejetasyondan eser kalmayacaktır.

KAYNAKLAR

- Adriano, D.C. 2001. Trace Elements in the Terrestrial Environment, 2nd edition. Springer-Verlag, New York
- Adriano, D.C., Bolan, N.S., Vangronsveld, J., Wenzel, W.W. 2005. Heavy metals. In: D Hillel (ed) Encyclopedia of Soils in the Environment, Elsevier, Amsterdam, 175-182.
- Akgul, B. 2015. Geochemical Associations Between Fluorite Mineralization and A-Type Shoshonitic Magmatism in the Keban–Elazig Area, East Anatolia, Turkey. J. Afr. Earth Sci., 111, 222–230.
- Akpor, O.B., Ohiobor, G.O., Olaolu T.D. 2014..Heavy metal pollutants in wastewater effluents: Sources, effects and remediation. Advances in Bioscience and Bioengineering, 2(4): 37-43
- Ali, H., Khan, E. 2018. What are heavy metals ? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’ – proposal of a comprehensive definition. Toxicol Env Chem. 100 (1), 6–19.
- Allan, R. 1997. Introduction: mining and metals in the environment. Journal of Geochemical Exploration 58, 95-100.
- Alloway, B.J. 1995. Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, London, 368 p
- APHA, 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC.
- Arle, J. 2002. Physical And Chemical Dynamics Of Temporary Ponds On A Calcareous Plateau İn Thuringia, Germany. Limnologica, 32: 83 -101.
- Aybar, M., Bilgin, A., Sağlam, B. 2015. Fitoremediasyon Yöntemi İle Topraktaki Ağır Metallerin Giderimi. Doğal Afetler ve Çevre Dergisi, 1(1-2), 59-65.
- Axtell, N.R., Sternberg, S.P.K., Claussen, K., 2003. Lead and Nickel Removal Using Microspora and Lemna minor, Bioresource Technology, 89 (1), pp.41-48.
- Babbitt, K.J. And G.W. Tanner. 2000. Use Of Temporary Wetlands By Anurans İn A Hydrologically Modified Landscape. Wetlands, 20(2): 313 – 322
- Bailey, S.E., Olin, T.J., Bricka, M.R. and Adrian, D.D., 1999. A Review Of Potentially Low-Cost Sorbents For Heavy Metals, Water Research, 33 (11), 2469-2479.
- Bellingham, K. 2009. Physicochemical Parameters of Natural Waters. Stevens Water Monitoring Systems, Inc., 17 s. (<http://www.stevenswater.com>.)
- Bharti, S., Banerjee, T.M. 2013. Bioassay analysis of efficacy of phytoremediation in decontamination of coal mine effluent. Ecotoxicology and Environmental Safety 92; 312–319.
- Blanckenberg, M., 2017. Resurrection Ecology Of İnvertebrates İn Temporary Wetlands İn The Cape Floristic Region: Effects Of Urbanisation And Fire (Master's Thesis, University Of Cape Town).
- Blaustein, L., Schwartz. S.S. 2001. Why Study Ecology in Temporary Pools? . Israel Journal Of Zoology, 47, 303-312.
- Blumenthal, S., Lewand, D., Sochanik, A., Krezoski, S., Petering, D.H. 1994. Inhibition of Na(+)-glucose cotransport in kidney cortical cells by cadmium and copper: protection by zinc. Tox. and App. Pharm. 129, 177-187.
- Bora.T., N. Delen, 1981. Türkiye’de Tarımsal Üre- timde İlaç Normu ve Öneriler.2. Türkiye İktisat Kongresi, Tarım Komisyonu Tebliğleri S: 809- 824.
- Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Adademic Press, London.
- Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S., Baker, A.J.M., 1994. Phytomediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc-and cadmium-contaminated soil. Journal of Environmental Quality 23, 1151–1157.

- Brooks, R.R., 1998. General Introduction. In: Brooks, R.R. (ed.). *Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals: Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining*. CAB International, New York, pp. 1–14.
- Burger, A., Lichtscheidl, I. 2019. Strontium in the environment: Review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes. *Sci Tot Env.* 653, 1485–1512.
- Blaylock, M.J., Huang, J.W. 2000. Phytoextraction of metals. In: Raskin I, Ensley BD. eds. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-up the Environment*. New York: 53-70.
- Carranza-Álvarez, C., Alonso-Castro, A.J., Alfaro-De La Torre, M.C., Garcia-De La Cruz, R.F., 2008. Accumulation and Distribution of Heavy Metals in *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an Artificial Lagoon in San Luis Potosí, México, Water, Air, and Soil Pollution, 188(1-4), 297-309.
- Çavuşoğlu, K., Kılıç, S., Kılıç, M. 2009. Effects of lead (Pb) pollution caused by vehicles on the anatomy of pine (*Pinus nigra* Arn. subsp. *pallasiana*) and cedar (*Cedrus libani* A. Rich.) leaves. *Biological Diversity and Conservation (BioDiCon)* 2/3. 92-98.
- Chaney, R.L., Angle, J.S., McIntosh, M.S., Reeves, R.D., Li, Y.M., Brewer, E.P., Chen, K.Y., Roseberg, R.J., Perner, H. ve Synkowski, E.C., 2005. Using Hyperaccumulator Plants to Phytoextract Soil Ni and Cd. *Zeitschrift Naturforschung*, 60, 190-198.
- Chapman, D. and Kimstach, V., 1996. Selection of Water Quality Variables (Chapter 3). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - 2nd Edition*, UNESCO/WHO/UNEP, 651 pp.
- Cheraghi-Aliakbari, S., Beheshti-Alagha, A., Ranjbar, F., Nosratti, I. 2020. Comparison of *Myagrum perfoliatum* and *Sophora alopecuroides* in phytoremediation of Cd- and Pb-contaminated soils: A chemical and biological investigation. *Chemosphere* 259, 127450.
- Chen, S.Y., Lin, J.G. 2001. Bioleaching of heavy metals from sediment: significance of pH. *Chemosphere* 44, 1093-1102.
- Clemens, S., 2006. Toxic Metal Accumulation, Responses to Exposure and Mechanisms of Tolerance in Plants. *Biochimie*, 88, 1707-1719.
- Compaore, W.F., Dumoulin, A., Rousseau, D. P.L. 2020. Metal uptake by spontaneously grown *Typha domingensis* and introduced *Chrysopogon zizanioides* in a constructed wetland treating gold mine tailing storage facility seepage. *Ecol. Eng.* 158, 106037.
- Concon, J.M. 1988. *Food Toxicology. Part B: Contaminants and Additives*. Marccel Dekker, Inc., New York.
- Craw D., Rufaut, C.G., Haffert, L., Todd, A. 2006. Mobilization and attenuation of boron during coal mine rehabilitation. Wangaloa, New Zealand. *Sci. Total Environ.* 368, 444–455.
- Cronk, J.K., Fennessy, M.S. 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. CRC Press, 482 p.
- Coşkun, A., Akın, A. 2009. *Sağlık İşletmeleri Rehberi*. Seçkin Yayıncılık, İstanbul.
- Dallas, H.F., Day, J.A. 2004. The effect of water quality variables on aquatic ecosystems: A review. WRC Report No. TT224/04. Water Research Commission, Pretoria, South Africa. 222 pp.
- Davies, B.R., Day, J.A. 1998. *Vanishing waters*. University of Cape Town Press, South Africa. 487 pp.
- Davis, P.H. 1965. *Flora of Turkey and The East Aegean Islands*. Edinburgh University Press, Vol. 1., Edinburgh.
- Davis, P.H. 1967. *Flora of Turkey and The East Aegean Islands*. Edinburgh University Press, Vol. 2., Edinburgh.
- Davis, P.H. 1970. *Flora of Turkey and The East Aegean Islands*. Edinburgh University Press, Vol. 3., Edinburgh.
- Davis, P.H. 1972. *Flora of Turkey and The East Aegean Islands*. Edinburgh University Press, Vol. 4., Edinburgh.
- Davis, P.H. 1975. *Flora of Turkey and The East Aegean Islands*. Edinburgh University Press, Vol. 5., Edinburgh.

- Davis, P.H. 1978. Flora of Turkey and The East Aegean Islands. Edinburgh University Press, Vol. 6., Edinburgh.
- Davis, P.H. 1982. Flora of Turkey and The East Aegean Islands. Edinburgh University Press, Vol. 7., Edinburgh.
- Davis, P.H. 1984. Flora of Turkey and The East Aegean Islands. Edinburgh University Press, Vol. 8., Edinburgh.
- Davis, P.H. 1985. Flora of Turkey and The East Aegean Islands. Edinburgh University Press, Vol. 9., Edinburgh.
- Davis, P. H., Mill, R.R., Tan. K. 1988. Flora of Turkey and The East Aegean Islands, Edinburgh University Press, Vol. 10, Edinburgh.
- Depledge, M.H., Weeks, J.M., Bjerregaard, P. 1994. Heavy metals. In: Calow p. (Ed.), Handbook of Ecotoxicology CRC Press 2, 79-105). UK.
- Dhokpande, S.R., Kaware, J.P. 2013. Biological methods for heavy metal removal-a review. Engineering Science and Innovative Technology, 2, 304-309
- Dirmenci, T. 2006. Gölcük (Dursunbey-Balıkesir) florası üzerine bir çalışma. Ot Sistematiik Botanik Dergisi. 13/1: 97-124.
- Doğan, M., 2011. Akuatik Makrofitlerde Ağır Metal Akümülayonu, Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi 4 (2), 33-36.
- Doncheva, S., Nicolov, B., Ogneva, V. 1996. 'Effect of copper excess on the morphology of the gunasundar.
- Ekim, T. 2009. Türkiye'nin Nadir Endemikleri, Türkiye İş Bankası Kültür yayınları.
- El-Amier, Y.A., Bonanomi, G., Al-Rowaily, S.L., Abd-ElGawad, A.M. 2020. Ecological risk assessment of heavy metals along three main drains in Nile Delta and potential phytoremediation by macrophyte plants. Plants-Basel 9/7, 910.
- EPA, 1995. Contaminants and remedial options at select metals-Contaminated Sites, EPA/540/R-95/512.6
- EPA. 2001. Brownfields Technology Primer: Selecting and Using Phytoremediation for Site Cleanup. USEPA (United States Environmental Protection Agency), Washington DC.
- Erik, S., Akaydın, G., Göktaş, A. 1998. Başkentın Doğal Bitkileri. ANÇEVA Ankara Valiliği Çevre Koruma Vakfı Başkanlığı. Ankara Üniv. Basımevi, Ankara.
- Espinoza-Quinones, F.R., Zacarkim, C.E., Palacio, S.M., Obregon, C.L., Zenatti, D.C., Galante, R.M., Rossi, N., Rossi, F.L., Pereira, I.R.A., Welter, R.A., Rizzutto, M.A., 2005. Removal of heavy metal from polluted river water using aquatic macrophytes *Salvinia* sp. Braz. J. Phys. 35, 744-746.
- Evangelou, M.W.H, Ebel, M., Schaeffer, A. 2007. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil: Effect, mechanism, toxicity and fate of chelating agents. Chemosphere, 68: 989-1003.
- Favas, P.J.C., Pratas, J., Mitra, S., Kumar, S., Venkatachalam, P. 2016. Biogeochemistry of uranium in the soil-plant and water-plant systems in an old uranium mine. Sci. Total Environ. 568, 350-368.
- Foy, C.D., R.L. Chaney, M.C. White. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. Annu. Rev. P1. Physiol. 29: 511-56
- GEM, 2009. Proceedings of the 2009 International Conference on Genetic and Evolutionary Methods, Las Vegas USA.
- Gijzen, H.J., 2002. Anaerobic digestion for sustainable development: a natural approach. Wat. Sci. Tech., 45 (10), 321-328.
- Gjengedal, E., Martinsen, T., Steinnes, E. 2015: Background levels of some major, trace, and rare earth elements in indigenous plant species growing in Norway and the influence of soil acidification, soil parent material, and seasonal variation on these levels. *Environ. Monitor. Assess.* 187, 386- 414.
- Göksu, M.Z.L., 2003. Su Kirliliği Ders Kitabı. Çukurova Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayın No:7, 232s. Adana.

- Gören, S., Esen, M. 2010. Tıbbi Atık Yakma Küllerinde Ağır Metal Giderimi. Ekoloji, 19(77): p. 51-58.
- Greger, M. 1999. Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prasad MNV, Hagemeyer J, Ed. Heavy Metal Stress in Plants-From Molecules to Ecosystems, Berlin Heidelberg, Germany, Springer Verlag, 1-27.
- Griffiths, W.R., Albers, J.P. Oner, O. 1972. Massive sulphide copper deposits of the Ergani-Maden area, Southeastern Turkey. Economic Geology 67, 701 –716.
- Griffiths, R.A. 1997. Temporary Ponds As Amphibian Habitats. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst, 7, 119-126.
- Güler, Ç. 1997. Su kalitesi. Ankara: Çevre Sağlığı Temel Kaynak Dizisi: 43.
- Güner, A., Özhatay, N., Ekim, T., Başer, K.H.C. 2000. Flora of Turkey and the East Aegean Island (Supplement 2).
- Güneş, F. ve Özhatay, N. 2000. Lathyrus L. A. Güner, N. Özhatay, T. Ekim and K.H.C. Baser (editörler). Flora of Turkey And The East Aegean Islands 11: 92-94. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Gunasundari, D., Muthukumar, K. 2013. Simultaneous Cr (VI) reduction and phenol degradation using *Stenotrophomonas* sp. isolated from tannery effluent contaminated soil. Environ Sci Pollut Res 20, 6563–6573.
- Gupta, D.K., Voronina, A. 2018. Remediation measures for radioactively contaminated areas. Springer, USA
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A.B., Cansaran-Duman, D. ve Aras, S. 2012. Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları. Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi, 69(4): 235-53.
- Horsfall, M.J., Spiff, A.I. 2005. Effects of temperature on the sorption of Pb+2 and Cd+2 from aqueous solution by *Caladium bicolor* (Wild Cocoyam) biomass. Electron J Biotechn 8, 143–50.
- Hou, W., Chen, X., Song, G., Wang, Q. and Chi Chang, C., 2007. Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*L. minor*), Plant Physiology and Biochemistry, 45, 62-69.
- Hu, H., 2000. Exposure to metals. Prim. Care 2, 983996
- İleri, R. 2000. Çevre Biyoteknolojisi. 1. Baskı. Adapazarı: Değişim Yayınları 501-22
- Imran, M., Hu, S., Luo, X., Cao, Y., Samo, N. 2019. Phytoremediation through *Bidens pilosa* L., a nonhazardous approach for uranium remediation of contaminated water. Int J Phytoremediation 21(8), 752-759.
- Işık, K., 2004. Bitki Biyolojisi, Palme Yayıncılık, Ankara.
- Islam S.M.D., Huda M. E. 2016. Water Pollution by Industrial Effluent and Phytoplankton Diversity of Shitalakhya River, Bangladesh. J. Sci. Res. 8 (2), 191-198
- IUCN, 2001. IUCN Red List Categories and Criteria. Approved by the 51 st meeting of the IUCN Council, Version 3.1 Switzerland: Gland.
- Kabata-Pendias, A. 2011. Trace Elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton.
- Kahvecioglu, Ö., Kartal, G., Güven, A., Timur, S. 2003. Metallerin Çevresel Etkileri-I. Metalurji 136, 47-53.
- Kalender, L. 2000. Keban Dere (Keban-Elazığ) Doğu Fırat bölgesi Cu cevherleşmelerinin jeolojisi, kökeni ve ekonomik önemi. Fırat Üniversitesi. Fen Bilimleri Enstitüsü., Doktora Tezi, 110s. (Yayımlanmamış).
- Kamal, M., Ghalya, A.E., Mahmouda, N., Cote, R. 2004. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. Environ Intern 29, 1029–1039
- Kamalı, U.A. 1999. Samsun-Ordu Kıyı Şeridinde Deniz Kirliliğinin İncelenmesi ve Kirlilik Birikiminin Midye Örneğinde Araştırılması. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, 64 s, Samsun.

- Kastori, R., Maksimovic, I., Dencic, S., Kadar, I., Putnik-Delic, M., Momcilovic, V., 2017. Strontium accumulation in whole grain of *Aegilops* and *Triticum* species. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 180, 212–219.
- Ketenoğlu, O., Aydoğdu, M., Kurt, L., Akman, Y., Hamzaoglu, E. 2000. A Syntaxonomic study on the gypsicole vegetation in cappadocia, Turkey. *Israel Journal of Plant Science* 48 (2): 121-128.
- Khellaf, N., Zerdaoui, M. 2009. Growth response of The Duckweed *Lemna minor* to heavy metal pollution, Laboratory of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Vadj Mokhtar University, Annaba, Algeria. *Bioresource Technology* 100; 6137–6140.
- Kot, F.S. 2009. Boron sources, speciation and its potential impact on health. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 8, 3–28.
- Li, L., Liao, L., Fan, Y., Tu, H., Zhang, S., Wang, B., Liu, T., Wu, P., Han Z. 2020. Accumulation and transport of antimony and arsenic in terrestrial and aquatic plants in an antimony ore concentration area (south-west China). *Environmental Chemistry* 17, 314–322
- Lim, S., Chu, W., Phang, S., 2010. Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater. *J. Bioresour. Technol.* 101, 7314–7322.
- Liu, X., Gao, Y., Khan, S., Duan, G., Chen, A., Ling, L., Zhao, L., Liu, Z., Wu, X., 2008. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on contaminated sites and their potential accumulation capacity in Heqing, Yunnan. *J. Environ. Sci.* 20 (12), 1469–1474.
- Lucho-Constantino, C.A., Prieto-Garcia, F., Del Razo, L.M. 2005. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108, 57–71.
- Lytle, C. M., Lytle, F. W., Yang, N., Quian, J. H., Hansen, D., Zayed, A., & Terry, N. 1998. Reduction of Cr (VI) to Cr (III) by wetland plants: Potential for in situ heavy metal detoxification. *Environmental Science and Technology*, 32, 3087–3093
- Madzin, Z., Shai-in, M. F., Kusin, F. M. 2015. Comparing heavy metal mobility in active and abandoned mining sites at Bestari Jaya, Selangor. *Procedia Environ. Sciences* 30, 232 – 237. Malik, A., 2004. Metal Bioremediation Through Growing Cells. *Environment International*, 30, 261–278.
- Marin, C.M.D.C., Oron, G. 2007. Boron removal by duckweed *Lemna gibba*: A potential method for the remediation of boron-polluted waters. *Water Res.* 41, 4579–4584.
- Matagi, S.V., Swai, D. Mugabe, R.A., 1998. Review Of Heavy Metal Removal Mechanisms In Wetlands , Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish. 8, 23-35.
- Mbadugha, L., Cowper, D., Dossanov, S., Paton, G.I. 2020. Geogenic and anthropogenic interactions at a former Sb mine: environmental impacts of As and Sb. *Env. Geochem Health* 42, 3911–3924.
- Meyers, B., Zaitsman, A., Lacroix, B., Kozlovsky, S.V. ve Krichevsky, A., 2010. Nuclear and Plastid Genetic Engineering of Plants: Comparison of Opportunities and Challenges. *Biotechnology Advances*, 6, 747-756.
- Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M.J., Samson, D., Tack, F.M. 2005. Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere* 58, 1011-22.
- Miranda, M.G., Sobrino, A.S., Alvarez, C., Quiroz, A. 2010. Bio-accumulation and toxicity of lead (Pb) in *Lemna gibba* L (duckweed). *Journal of Environmental Science and Health* 45/1, 107-110.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G. 1993. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York
- Miretzky, P., Saralegui, A. and Cirelli, A.F., 2004. Aquatic Macrophytes Potential for the Simultaneous Removal of Heavy Metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57, 997–1005.
- Myrvang, M., Hillersøy, M., Heim, M., Bleken, M., Gjengedal, E., 2016. Uptake of macro nutrients, barium, and strontium by vegetation from mineral soils on carbonatite and pyroxenite bedrock at the Lillebukt Alkaline Complex on Stjernøy, Northern Norway. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 179, 705–716.
- Narayan, A., Mora, A., Sanchez, L., Rosales, J. 2020. Temporal and spatial variability of heavy metals in bottom sediments and the aquatic macrophyte *Paspalum repens* of the Orinoco River floodplain lagoons impacted by industrial activities. *Environ. Sci. Poll. Res.* 27/29, 37074-37086.

- Netshiongolwe, N.R., Cuthbert, R.N., Maenetje, M.M., Chari, L.D., Motitsoe, S.N., Wasserman, R.J., Munyai, L.F., Dalu, T. 2020. Quantifying metal contamination and potential uptake by *Phragmites australis* along a subtropical river system. *Plants-Basel* 9/7, 846.
- Novotny, V. 1995. Diffuse Sources of Pollution by Toxic Metals and Impact on Receiving Waters. In: Förstner U., Salomons W., Mader P. (eds) *Heavy Metals. Environmental Science*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Obek, E., Yakupogullari, Y., Tepe, O., Toraman, Z. 2007. Elazığ Belediyesi atıksu arıtma tesisi giriş ve çıkış sularının helmintolojik riskinin araştırılması. *Uludağ Üniversitesi Dergisi* (12/1), 77-83.
- Opekunova, M.; Opekunov, A.; Somov, V.; Kukushkin, S.; Papyan, E. 2020. Transformation of metals migration and biogeochemical cycling under the influence of copper mining production (the Southern Urals). *Catena* 189, No. 104512.
- Qi, L., Qin, X.L., Li, F.M., Siddique, K., Brandl, H., Xu, J.Z., Li, X.G. 2015. Uptake and distribution of stable strontium in 26 cultivars of three crop species: oats, wheat, and barley for their potential use in phytoremediation. *Int J Phytorem.* 17, 264–271.
- Pais, I., Jones, J.B., 2000. *The Handbook of Trace Elements*. St. Luice Press, Florida, p. 222.
- Rainbow, P.S. 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the Marine Environment. *Mar. Poll. Bull.* 31: 4-12, 183- 192.
- Pedersen, O., Sand-Jensen, K., 1993. Water transport in submerged macrophytes. *Aquatic Botany*, 44:385-406
- Perfus-Barbeoch, L., Leonhardt, N., Vavasseur, A., Forestier, C., 2002. Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. *The Plant Journal*, 32:539-548.
- Rees, R., Robinson, B.H., Menon, M., Lehmann, E., Günthardt-Goerg, M.S., Schulin, R., 2011. Boron accumulation and toxicity in hybrid poplar (*Populus nigra x euramericana*). *Environ. Sci. Tech.* 45, 10538–10543.
- Robinson, B.H., Green, S.R., Chancerel, B., Mills, T.M., Clothier, B.E. 2007. Poplar for phytoremanagement of boron contaminated sites. *Environ. Pollut.* 150, 225–233.
- Sağlam, N., Cihangir, N., 1995. Ağır Metallerin Biyolojik Süreçlerle Biyosorbsiyonu Çalışmaları. *Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi*, 11, 157-161.
- Saleh, Z.Z. 2017. Gümüşköy (Kütahya) Maden Sahasında Karasal Bitkilerde Zn ve Sb Bioakümülyasyonları. F.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü. Yüksek Lisans Tezi. 52 s. Elazığ.
- Samecka-Cymerman, A., Kempers, A.J. 1996. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macrophytes around Wrocław, Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35: 242-247.
- Samir, S., Ibrahim, M.S. 2008. Assessment of heavy metals pollution in water and Sediments and their effect on oreochromis niloticus. In the Northern Delta Lakes, Egypt. *International Symposium on Tilapia in Aquaculture* 8, Cairo, 475-489.
- Sasmaz, A., Obek, E., Hasar, H. 2008. The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L. grown in stream carrying secondary effluent. *Ecological Engineering* 33, 278–284.
- Sasmaz, A. Obek E. 2009. The accumulation of arsenic, uranium, and boron in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents, *Ecological Engineering* 35, 1564–1567.
- Sasmaz, A., Sasmaz, M., 2009. The phytoremediation potential for strontium of indigenous plants growing in a mining area. *Environ. Exp. Bot* 67 /1, 139–144.
- Sasmaz, M., Topal, E.I.A., Obek, E., Sasmaz, A. 2015. The potential of *Lemna gibba* and *Lemna minor* to remove Cu, Pb, Zn, and As in gallery water in a mining area in Keban, Turkey. *J. Environ Manag* 163, 246-253.
- Sasmaz, M., Akgul, B., Yildirim, D., Sasmaz, A. 2016a. Bioaccumulation of thallium by the wild plants grown in soils of mining area. *International Journal of Phytoremediation* 18/11: 1164-1170.

- Sasmaz, M., Obek, E., Sasmaz, A. 2016b. Bioaccumulation of Uranium and Thorium by *Lemna minor* and *Lemna gibba* in Pb-Zn-Ag Tailing Water. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 97/6: 832-837.
- Sasmaz, M., Akgül, B., Yıldırım, D., Sasmaz, A. 2016c. Mercury uptake and phytotoxicity in terrestrial plants grown naturally in the Gumuskoy (Kutahya) mining area, Turkey. Int. J. Phytorem. 18/1, 69-76.
- Sasmaz, M., Sasmaz, A. 2017. The accumulation of strontium by native plants grown on Gumuskoy mining soils. Journal of Geochemical Exploration 181, 236-242
- Sasmaz, M., Obek, E., Sasmaz, A. 2018. The accumulation of La, Ce and Y by *Lemna minor* and *Lemna gibba* in the Keban gallery water, Elazig Turkey. Water and Environment Journal 32/1, 75-83.
- Sasmaz, M., Obek, E., Sasmaz, A., 2019. Bioaccumulation of cadmium and thallium in Pb-Zn tailing waste water by *Lemna minor* and *Lemna gibba*. Applied Geochem 100, 287-292.
- Seçmen, Ö., Gemici, Y., Görk, G., Bekat, L., Leblebici, E., 2000. Tohumlu Bitkiler Sistematigi Ders Kitabı, Ege Üniversitesi Basımevi, İzmir, 18-57
- Seeliger, T.C., Pernicka, E., Wagner, G.A., Begemann, F. Schmitt-Strecker, S. Eibner, C. Öztunalı, Ö. Baranyi, I. 1985. Archäometallurgische Untersuchungen in Nord- und Ostanatolien. *Jahrbuch des Römisch-Germanisches Zentralmuseum* 32, 597-659.
- Serdar S., 2015. Doğu Karadeniz Havzası Akarsularının Fizikokimyasal Su Kalitesi Mevsimsel Değişimlerinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Recep Tayyip Erdoğan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Rize.
- Sharma, P., Dubey, R.S., 2005. Lead toxicity in plants, Brazilian Journal of Plant Physiology, 17(1), 35-52.
- Shahid, N.M., Khalid, S., Murtaza, B., Anwar, H., Shah, A.H., Sardar, A., Shabbir, Z., Niazi, N.K. 2020. A critical analysis of wastewater use in agriculture and associated health risks in Pakistan. Env. Geochem. & Health <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00702-3>
- Shahraki, S.A., Ahmadimoghadam, A., Naseri, F., Esmailzade, E., 2008. Study the Accumulation of Strontium in Plant Growing around Sarcheshmeh Copper Mine, Iran. VSB Technical University of Ostrava, Ostrava., 239–242.
- Shewry, P.R., Peterson, P. J., 1974. The uptake and transport of chromium by Barley seedlings (*Hordeum vulgare* L.). Planta (Berl), 132, 209–214.
- Shtangeeva, I. 2020. About plant species potentially promising for phytoextraction of large amounts of toxic trace elements. Environ Geochem Health 120, 41.
- Shutes, R.B.E., 2001. Artificial wetlands and water quality improvement. Environ Int. 26, 441-447.
- SKKY (Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği), 2004, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 31.12.2004 tarih ve 25687 sayılı Resmi Gazete. Erişim tarihi: 17.06.2011.
- SKKY, 2008. T. C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinde Değişiklik Yapılmasına Dair Yönetmelik, (13 Şubat 2008, Sayı: 26786), Resmi Gazete.
- Sparks, D.L. 2002. Environmental Soil Chemistry. Academic Press, San Diego.
- Sparks, D.L. 2005. Toxic metals in the environment: the role of surfaces. Elements 1(4), 193-197.
- Srivastav, R.K., Gupta, S.K., Nigam, K.D.P., Vasudevan, P., 1994. Treatment of chromium and nickel in waste-water by using aquatic plants, water research 28 (7), 1631-1638.
- Suresh Kumar, K., Dahms, H.U., Won, E.J., Lee, J.S, Shin, K.H. 2015. Microalgae - A promising tool for heavy metal remediation. Ecotoxicology and Environmental Safety; 113, 329-52.
- Tatar, Ş., Obek, E. 2014. Potential of *Lemna gibba* and *Lemna minor* for accumulation of Boron from secondary effluents. Ecological Engineering 70, 332–336.
- Tatar, S., Obek, E., Topal, E.I.A., Topal, M. 2019. Uptake of some elements with aquatic plants exposed to the effluent of wastewater treatment plant. Pollution 5/2, 377-386.
- Terzi, H., Yıldız, M. 2011. Ağır Metaller ve Fitoremediasyon: Fizyolojik ve Moleküler Mekanizmalar. Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, AKÜ-FEBİD 11, 1-22. Afyon.

- Topal, M., Arslan Topal, E.I. 2011. Evaluation of the Elazığ municipal wastewater treatment plant with some parameters in 2010–2011 winter season. *Cumhuriyet Sci. J.* 32, 1–12.
- Topal, M., Arslan Topal, E.I. 2016. Elazığ ilinde kanalizasyon sistemlerinin ve arıtma tesislerinin durumu. *Erciyes Üniversitesi Fen Bilimleri Ens. Dergisi* 28(4), 296-302.
- Topal, M. 2016. Elazığ Belediyesi Atıksu Tesisi Cıkis sularının verildiği Kehli Deresinin sulama suyu olarak kullanılabilirliğinin değerlendirilmesi. *Iğdır Üniversitesi Fen Bil. Dergisi* 6(2), 139-149.
- Tümen, F., Bildik, M., Baybay, M., Cici, M., Solmaz, B., 1992. Ergani Bakır İşletmesi Katı Atıklarının Kirlilik Potansiyeli. *Doğa Tr. J. of Engineering and Environmental Sciences*, 16, 43-53.
- Tuna, A.L., Girgin, A.R. 2005. Mısırdaki gelişme, mineral beslenme ve ağır metal içeriği üzerine termik santral uçucu küllerin etkisi. *Ekoloji* 57, 29-37.
- USA EPA, 1999. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities; Appendix E: Toxicity Reference Values, V. 3.
- Van der Valk, A. G. 2006. *The Biology of Freshwater Wetlands*. Oxford
- Vanlı, Ö. Yazgan, M. 2008. Ağır metallerle kirlenmiş toprakların temizlenmesinde fitoremediasyon tekniği, <http://www.tarimsal.com/fitoremediasyon/fitoremediasyon.htm>, (15.01.2013).
- Volesky, B., 1987. Biosorbents for metal recovery. *Trends Biotechnol*; 5(4): 96-101.
- von Fircks, Y., Rosen, K., Sennerby-Forsse, L. 2002. Uptake and distribution of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in *Salix viminalis* plants. *Journal of Environmental Radioactivity* 63/1, 1-14.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer, Netherlands.
- Wang, J, Chen, C. 2006. Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: A review. *Biotechnol Adv*; 24(5): 427-51.
- Warnken, J., Ohlsson, R., Welsh, D.T., Teasdale, P.R., Chelsky, A., Bennett, W.W. 2017. Antimony and arsenic exhibit contrasting spatial distributions in the sediment and vegetation of a contaminated wetland. *Chemosphere*, 180, 388-395.
- Yildirim D., Sasmaz A. 2017. Phytoremediation of As, Ag, and Pb in contaminated soils using terrestrial plants grown on Gumuskoy mining area (Kütahya Turkey). *Journal of Geochemical Exploration* 182: 228-234.
- Yılmaz, A., Ünlü, T. ve Sayılı, S., 1992. Keban (Elazığ) kurşun-çinko cevherleşmelerine bir yaklaşım; ön çalışma; *MTA Dergisi*. 114,47-70.
- YSKY, Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, 2012. 30.11.2012 tarih ve 28483 sayılı Resmi Gazete
- Yücel, E. Hatipoğlu A., Sözen E., Güner T. Ş. 2008. The effects of the lead (PbCl₂) on mitotic cell division of Anatolian Black Pine (*Pinus nigra* ssp. *pallasiana*). *Biological Diversity and Conservation (BioDiCon)*, Volume 1/2. 124-129.
- Zhao, Q., Li, J., Dai, Z., Ma, C., Sun, H., Liu, C. 2019. Boron tolerance and accumulation potential of four salt-tolerant plant species. *Sci Rep* 9, 6260.
- Zu, Y.Q., Li, Y., Chen, J.J., Chen, H.Y., Qin, L., Schwartz, C. 2005. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China. *Environ Int.* 31, 755-762.

EKLER LİSTESİ

EK-1. Sediment örneklerinin ICP-MS'deki iz element analiz sonuçları (Fe, Ca, Mg, Na ve K %; Au ve Ag µg/kg; diğerleri mg/kg).

	Fe	Ca	Mg	Na	K	Mo	Cu	Pb	Zn	Ag	Ni	Co	Mn	As	Th	U	Au	Sr	Cd	Sb	Cr	Ba	B	Tl	Se	Rb	Ga	Cs	Ge	Rb	Sn	Re	Be	Li	Y	La	Ce	Te
ECK-1	9,89	8,93	2,98	0,009	0,10	10,31	263	13150	13254	48699	36,1	13,1	2878	3096	6,2	10,2	311	117	58,1	60,8	18,4	95,2	12	5,33	2,4	6,6	3,1	2,14	<0,1	6,6	6,5	4	0,6	11,2	<0,1	<0,05	<0,05	0,45
ECK-2	13,93	5,68	0,86	0,027	0,22	8,38	373	14310	13220	65359	36,5	11,3	3050	5040	11,0	15,8	324	148	58,0	113	21,4	115	14	5,26	2,8	10,3	4,6	2,69	<0,1	10,3	8,3	13	1,3	12,0	<0,1	<0,05	<0,05	0,55
JGK-1	11,94	7,88	1,56	0,016	0,13	4,3	43	1204	8560	12356	24,8	9,6	1885	2314	8,2	12,2	118	122	36,8	98,5	22,8	92,1	13	4,35	2,6	8,7	5,2	2,3	<0,1	8,7	7,6	8	2,1	10,8	<0,1	<0,05	<0,05	0,35
JGK-2	9,16	8,25	2,26	0,024	0,14	6,22	482	11560	14568	80428	37,8	17,5	3868	3389	7,0	8,80	417	99,7	126	105	24,3	89,7	18	7,60	2,8	7,4	4,2	1,89	<0,1	7,4	10,1	3	0,9	6,8	<0,1	<0,05	<0,05	0,55
JGK-3	12,36	9,46	0,88	0,025	0,16	2,3	114	2130	3524	15468	18,6	16,8	8863	5664	6,8	5,80	226	145	28,6	68,8	10,2	110	10	3,82	2,1	10,8	3,6	1,64	<0,1	10,8	3,2	5	1,1	8,3	<0,1	<0,05	<0,05	0,24
PGK-1	11,21	9,63	0,76	0,061	0,19	2,86	62	2038	4568	22543	54,2	58,2	18330	12580	2,1	16,3	51,1	371	87,6	11,1	14,3	137	53	3,59	2,6	7,0	1,4	1,69	<0,1	7,0	1,6	2	1,4	5,7	<0,1	<0,05	<0,05	0,14
PGK-2	22,82	3,80	0,60	0,042	0,11	3,98	130	2467	14560	66898	47,0	45,6	15780	13710	4,1	16,4	42,5	262	141	14,4	20,9	250	09	7,44	5,9	5,9	1,6	1,77	<0,1	5,9	1,3	4	2,1	5,3	<0,1	<0,05	<0,05	0,09
PGK-3	9,12	7,13	1,63	0,025	0,21	5,35	361	12500	15320	51156	35,4	12,2	3004	3609	15,7	10,6	283	108	82,9	72,0	21,8	187	10	6,27	2,6	12,4	4,0	2,55	<0,1	12,4	6,5	2	1,1	10,7	<0,1	<0,05	<0,05	0,45
TMK-1	8,85	7,67	1,12	0,044	0,17	0,82	14	363	5660	3622	22,3	14,8	1532	322	5,4	2,10	15,6	243	25,4	42,4	5,6	21,5	14	2,66	0,8	16,4	4,5	2,34	<0,1	16,4	3,8	4	2,8	9,4	<0,1	<0,05	<0,05	0,31
TMK-2	9,23	8,47	0,98	0,033	0,14	0,61	19	326	1352	1240	19,8	17,8	758	118	3,3	3,30	18,4	183	18,8	23,4	6,2	18,8	16	2,12	0,9	11,5	4,8	1,40	<0,1	11,5	3,4	5	1,5	9,2	<0,1	<0,05	<0,05	0,14
PGB-1	3,58	4,22	1,40	0,048	0,13	1,57	60	310	504	1068	54,0	22,7	554	48,6	1,5	0,70	9,6	83,6	1,61	1,09	70,1	55,3	08	0,15	0,3	5,4	5,8	0,49	<0,1	5,4	1,0	3	0,4	8,8	<0,1	<0,05	<0,05	0,03
PGB-2	3,74	4,18	1,10	0,046	0,06	0,59	53	112	208	373	40,9	21,9	471	24,7	1,5	0,50	6,3	84,4	0,56	0,63	61,5	39,9	10	0,07	0,1	3,2	5,2	0,38	<0,1	3,2	0,6	<1	0,3	5,1	<0,1	<0,05	<0,05	0,06
PGB-3	3,63	4,27	1,26	0,060	0,07	0,65	53	37,1	101	120	47,7	25,3	655	18,5	1,3	0,50	2,4	92,7	0,23	0,30	66,8	47,5	09	0,06	<0,1	4,0	5,6	0,48	<0,1	4,0	0,4	<1	0,1	6,3	<0,1	<0,05	<0,05	0,04
PGB-4	3,81	5,62	1,55	0,043	0,21	2,36	68	53,4	182	435	73,8	25,2	670	19,2	1,8	0,80	37,4	101	0,54	0,40	85,9	79,3	08	0,10	0,4	7,6	7,0	0,69	<0,1	7,6	2,2	<1	0,3	11,3	<0,1	<0,05	<0,05	0,02
XMB-1	3,41	3,82	1,39	0,050	0,11	2,80	56	6,5	72	73	59,4	24,1	566	12,0	1,9	0,70	7,4	79,3	0,32	0,29	67,6	54,9	12	0,05	0,3	5,1	5,6	0,49	<0,1	5,1	0,7	3	0,4	8,2	<0,1	<0,05	<0,05	0,04
XMB-2	3,56	3,65	1,45	0,046	0,11	1,28	48	6,2	69	80	66,3	22,4	554	7,6	1,3	0,50	2,8	70,4	0,18	0,24	75,8	56,9	18	0,05	0,2	5,6	5,8	0,39	<0,1	5,6	0,6	3	0,3	14,3	<0,1	<0,05	<0,05	<0,02
XMB-3	3,11	3,98	1,13	0,093	0,06	1,36	46	78,9	109	107	35,9	18,7	440	10,9	0,6	0,50	6,8	84,0	0,25	0,40	50,0	40,6	16	0,05	0,6	3,0	4,3	0,33	<0,1	3,0	0,7	1	0,3	5,1	<0,1	<0,05	<0,05	0,03
SXB-2	3,89	4,92	1,53	0,055	0,12	2,50	136	31,9	118	204	73,4	34,8	597	18,4	1,3	0,60	9,8	94,1	0,39	0,47	73,7	63,1	14	0,10	0,6	5,0	5,9	0,46	<0,1	5,0	1,0	1	0,2	8,5	<0,1	<0,05	<0,05	0,03
SXB-3	3,47	4,92	1,37	0,041	0,11	2,65	55	11,4	92	100	53,5	22,5	561	15,3	1,6	0,70	4,7	95,1	0,31	0,31	63,9	52,4	15	0,06	0,1	5,0	5,8	0,45	<0,1	5,0	1,0	2	<0,1	7,5	<0,1	<0,05	<0,05	0,03
TMM-4	10,21	0,73	3,56	0,013	0,05	13,31	2736	258	838	1850	397	448	1013	112	0,4	0,30	132	22,7	2,01	6,02	272	83,7	17	0,84	13,4	1,9	5,5	0,24	<0,1	1,9	9,6	4	0,2	26,0	<0,1	<0,05	<0,05	1,32
BLM-1	7,89	3,23	3,58	0,011	0,11	6,32	146	125	145	352	211	236	985	66	1,5	0,40	128	28,3	1,50	2,52	172	45,6	08	0,12	0,7	1,2	6,5	0,62	<0,1	1,2	5,6	2	0,4	23,1	<0,1	<0,05	<0,05	0,11
BLM-2	6,48	2,58	3,44	0,022	0,07	3,25	342	368	268	234	257	129	758	28,5	1,3	0,24	28,4	24,6	1,42	3,25	133	52,2	14	0,18	0,8	2,3	4,5	0,66	<0,1	2,3	3,8	3	0,3	18,2	<0,1	<0,05	<0,05	0,14
LYM-1	8,65	3,44	2,87	0,013	0,13	2,36	124	68	143	124	123	88,6	866	18,6	1,8	0,12	46	43,8	1,36	1,22	112	38,6	16	0,22	0,6	4,3	4,8	0,54	<0,1	4,3	4,2	1	0,4	16,4	<0,1	<0,05	<0,05	0,08
LYM-2	5,32	2,62	2,45	0,011	0,12	1,35	686	312	356	256	168	98,4	1202	16,7	1,2	0,18	23	52,7	2,12	1,38	82,5	14,4	22	0,24	0,8	2,8	5,6	0,52	<0,1	2,8	3,3	2	0,2	13,5	<0,1	<0,05	<0,05	0,10
LYM-3	6,21	4,56	2,78	0,016	0,15	0,84	136	108	110	86	187	36,2	356	8,6	1,4	0,22	32	32,1	1,14	1,10	146	16,8	21	0,18	0,9	1,9	6,9	0,58	<0,1	1,9	2,8	2	0,3	22,8	<0,1	<0,05	<0,05	0,09
SXM-1	4,82	3,57	2,49	0,018	0,14	0,93	450	284	677	1154	177	66,2	1093	72,5	1,7	0,60	9,9	80,6	1,94	1,24	168	69,0	19	0,20	0,6	5,8	7,3	0,60	<0,1	5,8	0,8	<1	0,3	31,5	<0,1	<0,05	<0,05	0,07
SXM-2	7,12	3,12	3,56	0,019	0,16	0,94	865	38,0	356	58	166	259	996	34,2	1,2	0,14	3,6	66,4	1,45	0,96	116	22,8	12	0,11	0,8	3,3	7,6	0,63	<0,1	3,3	0,9	3	0,4	14,7	<0,1	<0,05	<0,05	0,05
TPM-1	6,27	3,78	4,12	0,016	0,14	0,82	643	86,0	156	170	156	112	1056	25,6	0,8	0,11	3,8	39,8	0,82	0,88	166	32,5	18	0,09	0,6	2,6	7,8	0,69	<0,1	2,6	1,2	2	0,4	16,5	<0,1	<0,05	<0,05	0,21
TPM-2	5,00	3,48	2,55	0,020	0,13	0,75	915	70,4	338	304	187	99,4	1115	20,8	1,6	0,50	5,1	76,5	0,91	0,44	171	61,5	16	0,11	0,5	6,1	7,5	0,57	<0,1	6,1	0,7	2	0,5	32,6	<0,1	<0,05	<0,05	0,10
PGM-1	11,24	3,89	4,61	0,017	0,09	3,85	1056	124	560	492	346	388	782	38,7	0,9	0,06	18,5	22,4	0,66	1,88	113	22,9	08	0,13	0,9	3,8	6,3	0,45	<0,1	3,8	3,4	4	0,3	13,4	<0,1	<0,05	<0,05	0,18
TMM-3	13,77	0,78	5,83	0,018	0,07	17,15	3226	213	671	2230	719	721	825	96,3	0,7	0,20	163	31,5	1,75	6,69	329	270	22	1,06	17,2	2,9	5,1	0,29	<0,1	2,9	11,2	9	0,2	23,4	0,1	<0,05	<0,05	1,70
Ort.	7,86	4,91	2,18	0,03	0,13	3,64	444	2024	3247	12182	127	101	2454	1631	3,13	3,55	80,2	100	22,1	20,7	89,1	75,4	15,2	1,70	2,27	5,80	5,27	1,00	<0,1	5,80	3,48	3,6	0,70	13,4	0,10	<0,05	<0,05	0,26

EK-2. Sediment örneklerindeki elementler arası korelasyon tablosu.

	Mo	Cu	Pb	Zn	Ag	Ni	Co	Mn	As	U	Au	Th	Sr	Cd	Sb	Cr	Ba	Al	Na	K	W	Tl	Se	Te	Ga	Rb	B
Mo	1																										
Cu	0,80	1,00																									
Pb	0,36	-0,06	1,00																								
Zn	0,31	-0,06	0,89	1,00																							
Ag	0,29	-0,09	0,86	0,96	1,00																						
Ni	0,73	0,94	-0,25	-0,24	-0,26	1,00																					
Co	0,77	0,97	-0,20	-0,18	-0,19	0,98	1,00																				
Mn	0,01	-0,13	0,17	0,35	0,50	-0,16	-0,08	1,00																			
As	0,07	-0,15	0,35	0,54	0,66	-0,21	-0,13	0,97	1,00																		
U	0,23	-0,20	0,61	0,67	0,75	-0,26	-0,24	0,71	0,81	1,00																	
Au	0,59	0,25	0,92	0,82	0,82	0,05	0,11	0,10	0,25	0,48	1,00																
Th	0,23	-0,15	0,85	0,81	0,73	-0,27	-0,26	0,14	0,31	0,67	0,71	1,00															
Sr	-0,14	-0,33	0,04	0,06	0,22	-0,28	-0,26	0,81	0,75	0,70	-0,08	0,11	1,00														
Cd	0,17	-0,12	0,66	0,84	0,92	-0,26	-0,18	0,76	0,85	0,79	0,62	0,58	0,46	1,00													
Sb	0,36	-0,01	0,96	0,86	0,88	-0,20	-0,15	0,15	0,32	0,58	0,94	0,81	0,01	0,66	1,00												
Cr	0,55	0,83	-0,42	-0,43	-0,46	0,91	0,84	-0,34	-0,41	-0,37	-0,15	-0,35	-0,35	-0,47	-0,37	1,00											
Ba	0,60	0,42	0,23	0,43	0,42	0,48	0,48	0,48	0,53	0,58	0,31	0,39	0,31	0,51	0,21	0,28	1,00										
Al	-0,05	0,20	-0,62	-0,68	-0,74	0,37	0,22	-0,59	-0,68	-0,51	-0,53	-0,40	-0,36	-0,76	-0,59	0,67	-0,18	1,00									
Na	-0,41	-0,47	-0,40	-0,39	-0,32	-0,32	-0,35	0,07	0,00	0,07	-0,51	-0,19	0,32	-0,19	-0,38	-0,19	-0,12	0,23	1,00								
K	-0,02	-0,31	0,27	0,19	0,22	-0,22	-0,34	0,14	0,19	0,60	0,14	0,56	0,46	0,19	0,28	-0,10	0,31	0,19	0,22	1,00							
W	0,29	-0,10	0,85	0,84	0,87	-0,25	-0,19	0,44	0,62	0,78	0,72	0,76	0,26	0,73	0,85	-0,44	0,38	-0,67	-0,27	0,32	1,00						
Tl	0,33	-0,03	0,82	0,95	0,98	-0,20	-0,12	0,59	0,73	0,79	0,79	0,73	0,30	0,96	0,81	-0,42	0,53	-0,74	-0,31	0,22	0,83	1,00					
Se	0,88	0,93	0,02	0,11	0,11	0,88	0,93	0,13	0,13	0,06	0,31	-0,04	-0,12	0,12	0,06	0,70	0,65	0,01	-0,36	-0,23	0,08	0,18	1,00				
Te	0,92	0,93	0,24	0,20	0,18	0,83	0,89	-0,05	-0,02	0,01	0,53	0,11	-0,26	0,10	0,29	0,64	0,51	-0,06	-0,52	-0,22	0,17	0,23	0,93	1,00			
Ga	-0,07	0,08	-0,35	-0,45	-0,52	0,22	0,05	-0,65	-0,68	-0,38	-0,31	-0,13	-0,44	-0,63	-0,30	0,54	-0,22	0,93	0,20	0,32	-0,45	-0,57	-0,12	-0,10	1,00		
Rb	0,05	-0,30	0,34	0,29	0,27	-0,22	-0,34	0,05	0,13	0,62	0,20	0,65	0,37	0,22	0,32	-0,10	0,36	0,16	0,24	0,93	0,32	0,28	-0,20	-0,19	0,31	1,00	
B	0,09	0,07	-0,13	-0,26	-0,09	0,16	0,13	0,47	0,34	0,38	-0,09	-0,10	0,77	0,11	-0,11	0,13	0,23	-0,03	0,22	0,37	-0,05	0,00	0,13	0,06	-0,14	0,29	1,00

ÖZGEÇMİŞ

Merve ŞAŞMAZ KIŞLIOĞLU

KİŞİSEL BİLGİLER

Category	Value
Category 1	Value 1
Category 2	Value 2
Category 3	Value 3
Category 4	Value 4
Category 5	Value 5
Category 6	Value 6

Category	Value
Category 1	Value 1
Category 2	Value 2
Category 3	Value 3
Category 4	Value 4
Category 5	Value 5

İŞ DENEYİMİ

Tarım ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü Beştepe, Söğütözü Cd.
No:14, 06560 Yenimahalle/Ankara.