



**T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**



YÜKSEK LİSANS TEZİ

**NORVEÇ (RØROS) BAKIR MADENLERİNDE YETİŞEN BAZI
BİTKİLERDE METAL BİRİKİMİ VE FİTOREMEDİASYON
POTANSİYELİNİN ARAŞTIRILMASI**

Nurbir GEVREK KÜRÜM

Biyoloji Anabilim Dalı

Botanik Programı

Danışman

Doç. Dr. Gülriz BAYÇU KAHYAOĞLU

II. Danışman

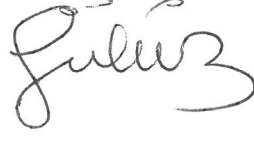
Prof. Dr. Michael MOUSTAKAS

Ocak, 2016

İSTANBUL

Bu çalışma 20/01/2016 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Biyoloji Anabilim Dalı Botanik programında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi:



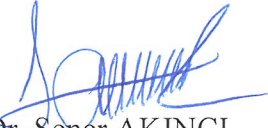
Doç. Dr. Gülriiz BAYÇU KAHYAOĞLU
(Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü



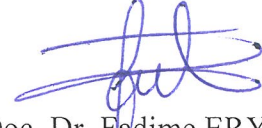
Prof. Dr. Tamer ÖZCAN
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü



Prof. Dr. Gül CEVAHİR ÖZ
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü



Doç. Dr. Şener AKINCI
Marmara Üniversitesi
Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü



Yrd. Doç. Dr. Fadime ERYILMAZ
PEHLİVAN
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü



Bu çalışma İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin 44682 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Yüksek Lisans öğrenimim ve tez çalışmalarım sırasında bilgi ve fikirlerinden faydalandığım, gösterdiği her türlü destek ve yardımdan dolayı değerli danışman hocam Sayın Doç. Dr. Gülriz BAYÇU KAHYAOĞLU'na teşekkürü bir borç bilirim.

Lisans yaşamımda her türlü yardım ve desteği sağlayan, ayrıca akademik yaşantıma başlamam için beni yüreklendiren değerli hocam Sayın Prof. Dr. Nazlı ARDA'ya teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmamı gerçekleştirirken T.C. İstanbul Üniversitesi Botanik Anabilim Dalı'nın her türlü imkanlarından faydalanmamı sağlayan Anabilim Dalı Başkanı Sayın Prof. Dr. Gül CEVAHİR ÖZ'e ve tüm hocalarıma teşekkür ederim.

Tez çalışmalarımda yardımlarını esirgemeyen değerli hocam Sayın Prof. Michael MOUSTAKAS'a yardımlarından dolayı teşekkür ederim. Oslo Üniversitesi Moleküler Biyolojik Bilimler Öğretim Üyesi Sayın Prof. Dr. Sven Erik ROGNES'e yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

Çalışmalarım sırasında yardımlarını esirgemeyen değerli arkadaşlarım İrem AKTÜRK, Hilal EROĞLU, Tuğçe SEVENCAN, Uzman Istvan CSATARI ve Araş. Gör. Almıla ÇİFTÇİ başta olmak üzere tüm arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Tüm yaşamım boyunca maddi ve manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen kıymetlilerim annem Seher GEVREK, babam Mahmut Kemal GEVREK, kız kardeşlerim Sümeyra GEVREK ve Nesibe GEVREK başta olmak üzere tüm aileme ve yol arkadaşım, sevgili eşim Bilal KÜRÜM'e sonsuz teşekkür ve şükranlarımı sunarım.

Ocak, 2016

Nurbir GEVREK KÜRÜM

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
TABLO LİSTESİ	viii
SİMGE VE KISALTIMA LİSTESİ	ix
ÖZET.....	x
SUMMARY	xi
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL KISIMLAR	3
2.1. ÇEVRE KİRLİLİĞİ VE AĞIR METALLER.....	3
2.2. AĞIR METALLERİN BİTKİLER TARAFINDAN ALINMASI VE TAŞINMASI.....	4
2.3. AĞIR METALLERİN BİTKİLER ÜZERİNE ETKİLERİ	5
2.3.1. Çinko Elementinin Özellikleri ve Bitkiler Üzerindeki Etkisi	5
2.3.2. Bakır Elementinin Özellikleri ve Bitkiler Üzerindeki Etkisi	6
2.3.3. Kadmiyum Elementinin Özellikleri ve Bitkiler Üzerine Etkisi	6
2.4. BİTKİLERDE METAL STRESİ VE TOLERANS MEKANİZMALARI	7
2.5. YEŞİL ISLAH (FİTOREMEDİASYON)	8
2.5.1. Fitoekstraksiyon	8
2.5.2. Fitostabilizasyon	9
2.5.3. Fitovolatilizasyon	9
2.5.4. Rizodegradasyon	9
2.5.5. Fitodegradasyon	10
2.5.6. Rizofiltrasyon	10
2.5.7. Hidrolik Kontrol.....	10
2.5.8. Vejetatif Örtü Sistemleri	10
2.5.9. Kıyı Tampon Şeritleri	10
2.6. SEKONDER METABOLİTLER	12
3. MALZEME VE YÖNTEM	14

3.1.	NORVEÇ RÖROS TERKEDİLMİŞ BAKIR MADENİ	14
3.2.	BİTKİ MATERYALİ İLE İLGİLİ BİLGİLER.....	16
3.2.1.	Materyalin Sınıflandırılması	18
3.2.1.1.	<i>Noccaea caerulescens</i>	19
3.2.1.2.	<i>Eriophorum vaginatum</i>	20
3.2.1.3.	<i>Eriophorum scheuchzeri</i>	21
3.3.	BİTKİ YETİŞTİRME.....	22
3.3.1.	Tohum Sterilizasyonu ve Çimlenme.....	22
3.4.	BİTKİYE METAL UYGULAMA	27
3.5.	BİTKİ ÖRNEKLERİNDE AĞIR METAL ANALİZİ.....	28
3.5.1.	Bitkilerin Öğütülmesi ve Mikrodalga Sisteminde Yaş Olarak Yakılması	28
3.6.	BİYOKONSANTRASYON VE TRANSLOKASYON FAKTÖRÜ	31
3.7.	TOTAL KLOROFİL TAYİNİ.....	32
3.8.	TOTAL FENOLİK MADDE ANALİZİ.....	34
4.	BULGULAR	35
4.1.	BİTKİ GELİŞİMİ	35
4.1.1.	Tohum Çimlenmesi ve Bitki Büyümesi.....	35
4.1.2.	Ağır Metal Uygulanan Bitkilerde Meydana Gelen Değişimler	41
4.1.2.1.	<i>Zn Uygulaması</i>	41
4.1.2.2.	<i>Cu Uygulaması</i>	43
4.1.2.3.	<i>Cd Uygulaması</i>	44
4.2.	BİTKİLERİN TOPRAK ÜSTÜ ORGANLARI VE KÖKLERİNDE, Zn, Cu VE Cd BİRİKİMİ.....	46
4.2.1.	Zn Birikimi.....	46
4.2.2.	Cu Birikimi	47
4.2.3.	Cd Birikimi	48
4.3.	FİZYOLOJİK DEĞİŞİMLER	49
4.3.1.	Zn, Cu ve Cd Uygulanan Bitki Yapraklarında Total Klorofil Tayini	49
4.3.2.	Zn, Cu ve Cd Uygulanan Bitkilerde Total Fenolik Madde Tayini	51
4.3.2.1.	<i>Noccaea caerulescens</i> Bitkisinin Topraküstü Organları ve Köklerinde Total Fenolik Madde Birikimi.....	51
4.3.2.2.	<i>Eriophorum vaginatum</i> Bitkisinin Toprak Üstü Organlarında ve Köklerinde Total Fenolik Madde Birikimi.....	53
4.3.2.3.	<i>Eriophorum scheuchzeri</i> Bitkisinin Toprak Üstü Organlarında ve Köklerinde Total Fenolik Madde Birikimi.....	54
5.	TARTIŞMA VE SONUÇ	56

KAYNAKLAR	67
ÖZGEÇMİŞ.....	78



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Kirlilik kaynakları (Türkoğlu, 2006).....	3
Şekil 2.2: Fitoremediasyon çeşitleri (Tangahu ve diğ., 2011).....	11
Şekil 2.3: Fitoremediasyon teknolojisinde alımın mekanizmaları (Tangahu ve diğ., 2011).	12
Şekil 3.1: Norveç Røros Bakır Madeni'nin Uydu Görünümü ¹	14
Şekil 3.2: Røros bakır madeni kasabası (Fotoğraf: G. Bayçu, 2010).	15
Şekil 3.3: Røros terkedilmiş bakır madeninden bir görünüm (Bayçu ve Rognes, 2012).	15
Şekil 3.4: <i>N. caerulescens</i> (Fotoğraf: G. Bayçu, Røros, 2010).....	16
Şekil 3.5: <i>E. vaginatum</i> (Fotoğraf: S.E. Rognes, Røros, 2010).	17
Şekil 3.6: <i>E. scheuchzeri</i> (Fotoğraf: G. Bayçu, Røros, 2010).	18
Şekil 3.7: <i>N. caerulescens</i> (Nissen, 1966).	20
Şekil 3.8: <i>E. vaginatum</i> (Lindman, 1926).	21
Şekil 3.9: <i>E. scheuchzeri</i> (Hartinger, 1882).....	22
Şekil 3.10: <i>Noccaea caerulescens</i> tohumları.....	24
Şekil 3.11: <i>Eriophorum vaginatum</i> tohumları.....	24
Şekil 3.12: <i>Eriophorum scheuchzeri</i> tohumları.....	25
Şekil 3.13: Fitotronun genel görünümü.....	25
Şekil 3.14: <i>Noccaea caerulescens</i> tohumlarının 1. hafta görünümü.....	26
Şekil 3.15: <i>Eriophorum vaginatum</i> tohumlarının 1. hafta görünümü.....	26
Şekil 3.16: <i>Eriophorum scheuchzeri</i> tohumlarının 1. hafta görünümü.....	27
Şekil 3.17: Kurutulmuş bitki örneklerinin toz haline getirilmesi.	28
Şekil 3.18: Mikrodalga fırın ve teflon tüpler.....	29
Şekil 3.19: Mikrodalgada yaş olarak yakılmış, süzölmüş, seyreltilmiş ve ICP-OES'de ağır metal ölçümlerine hazır hale getirilmiş bitki örnekleri.....	30

Şekil 3.20: ICP-OES (Perkin Elmer 7000 DV).....	31
Şekil 3.21: Total klorofil tayini için santrifüjü tamamlanmış örnekler.	33
Şekil 3.22: Spektrofotometrede klorofil ölçümüne hazır süpernatantlar.....	33
Şekil 3.23: Spektrofotometrede total fenolik madde analizi yapılmaya hazır örneklerin süpernatantları.	34
Şekil 4.1: <i>Noccaea caerulescens</i> bitkisi 5. hafta.....	35
Şekil 4.2: <i>Eriophorum vaginatum</i> 5. hafta.....	36
Şekil 4.3: <i>Eriophorum scheuchzeri</i> 5. hafta.....	36
Şekil 4.4: <i>Noccaea caerulescens</i> 8. hafta.....	37
Şekil 4.5: <i>Eriophorum vaginatum</i> 8. hafta.....	37
Şekil 4.6: <i>Eriophorum scheuchzeri</i> 8. hafta.....	37
Şekil 4.7: <i>Noccaea caerulescens</i> 12. hafta.....	38
Şekil 4.8: <i>Eriophorum vaginatum</i> 12. hafta.....	38
Şekil 4.9: <i>Eriophorum scheuchzeri</i> 12. hafta.....	39
Şekil 4.10: <i>Noccaea caerulescens</i> 24. hafta.....	39
Şekil 4.11: <i>Eriophorum vaginatum</i> 24. hafta.....	40
Şekil 4.12: <i>Eriophorum scheuchzeri</i> 24. hafta.....	40
Şekil 4.13: 10 gün süreyle Zn uygulanan <i>Noccaea caerulescens</i> bitkisi.....	41
Şekil 4.14: 10 gün süreyle Zn uygulanan <i>Eriophorum vaginatum</i> bitkisi.....	42
Şekil 4.15: 10 gün süreyle Zn uygulanan <i>Eriophorum scheuchzeri</i> bitkisi.....	42
Şekil 4.16: 10 gün süreyle Cu uygulanan <i>Noccaea caerulescens</i> bitkisi.....	43
Şekil 4.17: 10 gün süreyle Cu uygulanan <i>Eriophorum vaginatum</i> bitkisi.....	44
Şekil 4.18: 10 gün süreyle Cu uygulanan <i>Eriophorum scheuchzeri</i> bitkisi.....	44
Şekil 4.19: 10 gün süreyle Cd uygulanan <i>Noccaea caerulescens</i> bitkisi.....	45
Şekil 4.20: 10 gün süreyle Cd uygulanan <i>Eriophorum vaginatum</i> bitkisi.....	45
Şekil 4.21: 10 gün süreyle Cd uygulanan <i>Eriophorum scheuchzeri</i> bitkisi.....	46
Şekil 4.22: Bitkilerin toprak üstü organları ve köklerinde Zn birikimi (mg/kg). NC-K: <i>N. caerulescens</i> kontrol, NC-Zn1: <i>N. caerulescens</i> 800 µM Zn, NC-Zn2: <i>N. caerulescens</i> 2400 µM Zn, EV-K: <i>E.vaginatum</i> kontrol, EV-Zn1: <i>E.vaginatum</i> 800 µM Zn, EV-Zn2: <i>E. vaginatum</i> 2400 µM Zn, ES-K: <i>E. scheuchzeri</i> kontrol, ES-Zn1: <i>E.</i>	

- scheuchzeri* 800 µM Zn, ES-Zn2: *E. scheuchzeri* 2400 µM Zn. Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.47
- Şekil 4.23:** Bitkilerin toprak üstü organları ve köklerinde Cu birikimi (mg/kg). NC-K: *N. caerulea* kontrol, NC-Cu1: *N. caerulea* 600 µM Cu, NC-Cu2: *N. caerulea* 1800 µM Cu, EV-K: *E.vaginatum* kontrol, EV-Cu1: *E.vaginatum* 600 µM Cu, EV-Cu2: *E. vaginatum* 1800 µM Cu, ES-K: *E. scheuchzeri* kontrol, ES-Cu1: *E. scheuchzeri* 600 µM Cu ES-Cu2: *E. scheuchzeri* 1800 µM Cu. Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.48
- Şekil 4.24:** Bitkilerin toprak üstü organları ve köklerinde Cd birikimi (mg/kg). NC-K: *N. caerulea* kontrol, NC-Cd1: *N. caerulea* 40 µM Cd, NC-Cd2: *N. caerulea* 120 µM Cd, EV-K: *E.vaginatum* kontrol, EV-Cd1: *E.vaginatum* 40 µM Cd, EV-Cd2: *E. vaginatum* 120 µM Cd, ES-K: *E. scheuchzeri* kontrol, ES-Cd1: *E. scheuchzeri* 40 µM Cd, ES-Cd2: *E. scheuchzeri* 120 µM Cd. Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.49
- Şekil 4.25:** *Noccaea caerulea* yapraklarındaki total klorofil miktarı (mg/g). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.50
- Şekil 4.26:** *Eriophorum vaginatum* yapraklarındaki total klorofil miktarı (mg/g). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.50
- Şekil 4.27:** *Eriophorum scheuchzeri* yapraklarındaki total klorofil miktarı (mg/g). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.51
- Şekil 4.28:** *Noccaea caerulea* bitkisinin toprak üstü organlarında total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.52
- Şekil 4.29:** *Noccaea caerulea* bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.52
- Şekil 4.30:** *Eriophorum vaginatum* bitkisinin toprak üstü organlarındaki total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.53
- Şekil 4.31:** *Eriophorum vaginatum* bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.54
- Şekil 4.32:** *Eriophorum scheuchzeri* bitkisinin toprak üstü organlarındaki total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.55
- Şekil 4.33:** *Eriophorum scheuchzeri* bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar ± standart sapma değerlerini göstermektedir.55

TABLO LİSTESİ

	Sayfa No
Tablo 2.1: Kara bitkilerinde ağır metal hiperakümüasyonu (Krämer, 2010).....	4
Tablo 2.2: Fenolik bileşiklerin sınıflandırılması (Gül, 2011).	13
Tablo 5.1: <i>N. caerulea</i> bitkisinin TF ve BCF değerleri.....	58
Tablo 5.2: <i>E. vaginatum</i> bitkisinin TF ve BCF değerleri.....	59
Tablo 5.3: <i>E. scheuchzeri</i> bitkisinin TF ve BCF değerleri.....	59

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
CaCO ₃	: Kalsiyum karbonat
Cd	: Kadmiyum
Cr	: Krom
Cu	: Bakır
H ⁺	: Hidrojen iyonu
Hg	: Cıva
HNO ₃	: Nitrik asit
Na ₂ CO ₃	: Sodyum karbonat
°C	: Santigrad derece
Pb	: Kurşun
Zn	: Çinko

Kısaltmalar	Açıklama
µg	: Mikrogram
µM	: Mikromolar
BCF	: Biyokonsantrasyon faktörü
cm ³	: Santimetreküp
dk	: Dakika
ES	: <i>Eriophorum scheuchzeri</i>
EV	: <i>Eriophorum vaginatum</i>
g	: gram
kg	: Kilogram
L	: Litre
mg	: Miligram
ml	: Mililitre
NC	: <i>Noccaea caerulea</i>
nm	: Nanometre
ppb	: Parts per billion
ppm	: Parts per million
rpm	: Revolutions per minute
TF	: Translokasyon faktörü

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

NORVEÇ (RØROS) BAKIR MADENLERİNDE YETİŞEN BAZI BİTKİLERDE METAL BİRİKİMİ VE FİTOREMEDİASYON POTANSİYELİNİN ARAŞTIRILMASI

Nurbir GEVREK KÜRÜM

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman : Doç. Dr. Gülriz BAYÇU KAHYAOĞLU

II. Danışman : Prof. Dr. Michael MOUSTAKAS

Bu çalışma, *Noccaea caerulescens*, *Eriophorum vaginatum* ve *Eriophorum scheuchzeri* bitkilerinin çimlendirilmesi, geliştirilmesi, ağır metal uygulanması ve metal birikim potansiyellerinin belirlenmesi esasına dayanmaktadır. Tohumlar Norveç Røros Bakır Madeni alanından toplanmış ve çimlendirilen bitkiler fitotron koşullarında 24 hafta süreyle büyütülmüşlerdir. Hidroponik kültürlerde 10 gün boyunca farklı Zn, Cu ve Cd konsantrasyonları uygulanmış, bitki organlarındaki metal birikimleri ICP-OES ile ölçülmüştür. Farklı metallerin, terkedilmiş maden alanındaki doğal bitkiler üzerinde toksik etkilerini izleyebilmek amacıyla total fenolikler ve klorofil miktarları da belirlenmiştir. Araştırılan bitki türleri çoğunlukla kök akümülatörü özelliği göstermiş olsa da, toprak üstü bitki bölümlerindeki yüksek Zn birikimi nedeniyle (TF>1) *E. vaginatum* Zn hiperakümülatörü olarak değerlendirilebilir. Çalışılan bitkilerin gerek fitoekstraksiyon ve gerekse fitostabilizasyon amaçlı kullanılabileceği ve metallerle kirlenmiş alanların temizlenmesinde etkin yer alabileceği düşünülmektedir.

Ocak 2016, 89 sayfa.

Anahtar kelimeler: Maden alanları, ağır metal kirlenmesi, metal stresi, hiperakümülatör, fitoremediasyon.

SUMMARY

M.Sc. THESIS

INVESTIGATION OF METAL ACCUMULATION AND PHYTOREMEDIATION POTENTIAL OF SOME PLANTS GROWING IN NORWAY (RØROS) COPPER MINES

Nurbir GEVREK KÜRÜM

Istanbul University

Institute of Graduate Studies in Science and Engineering

Biology Department

Supervisor : Assoc. Prof. Dr. Gülriz BAYÇU KAHYAOĞLU

Co-Supervisor : Prof. Dr. Michael MOUSTAKAS

This study is based on the germination, growth, heavy metal treatment and determination of metal accumulation potentials in *Noccaea caerulea*, *Eriophorum vaginatum* and *Eriophorum scheuchzeri* plants. Seeds were collected from Røros Copper Mine Sites in Norway and germinated plants were grown in phytotron conditions for 24 weeks. Different concentrations of Zn, Cu and Cd were applied for 10 days in hydroponic cultures. Metal accumulations in plant organs were measured with ICP-OES. Chlorophyll content and total phenolics were also measured to observe toxic effects of different metals on different native plants from the abandoned mines. Investigated plant species showed mostly root accumulation, however, *E. vaginatum* might be evaluated as a Zn hyperaccumulator with a higher accumulation in the above-ground plant parts (TF>1). We can conclude that these plant species can be used both in phytoextraction and phytostabilization processes to clean-up the metal polluted environments.

January 2016, 89 pages.

Keywords: Mine sites, heavy metal pollution, metal stress, hyperaccumulation, phytoremediation.

1. GİRİŞ

Küreselleşme ve sanayileşme nedeniyle zararlı ve toksik etkilerinden dolayı ağır metal kirliliği, tüm canlı organizmalar için modern dünyada yaygın ve önemli bir çevre sorunu haline almıştır (Hadi ve diğ., 2015).

Terk edilmiş maden bölgeleri çevre için önemli bir kirlilik kaynağı oluşturmaktadır. Maden atıkları ve atık su birikintilerinden arta kalan toksik metaller temiz çevreyi, toprak içeriğini, suyu, yeraltı sularını ve havayı kirletebilir ve taşınabilirler. Ayrıca besin zincirine girebilir ve besin olarak tüketilebilir, ekolojik habitatları ve doğal bitki türlerini içeren biyolojik çeşitliliği ortadan kaldırabilirler (Conesa ve diğ., 2006; Baker ve diğ., 2010; Rashed, 2010).

Lychnis alpina, *Salix arbuscula*, *Deschampsia flexuosa*, *Eriophorum vaginatum*, *Eriophorum scheuchzeri*, *Juncus trifidus*, *Betula nana*, *Carex bigelowii*, *Eriophorum angustifolium*, *Festuca ovina*, *Silene dioica*, *Thlaspi alpestre* Norveç Røros Cu madeni bölgesinde yetişen doğal bitkilerdir (Nordal ve diğ., 1999).

Metallerle kirlenmiş toprakların remediasyonu için uygulanan iki farklı strateji mevcuttur. Bunlardan birincisi hiperakümülatör bitkilerin, ikincisi ise hızlı büyüyen ve yüksek miktarda biyokütle oluşturabilen bitki türlerinin kullanılmasıdır (Bjelkov, 2013). Doğal metallofitler, hızlı büyüyen ve metal tolere eden akümülatörler veya hiperakümülatör bitki türleri terk edilmiş maden bölgelerinin in-situ remediasyonu için önemli bir potansiyele sahiptir (Prasad ve Freitas, 2003; Prasad, 2008). Fitomadencilik doğal hiperakümülatör bitkilerin kullanılmasını içeren bir tekniktir. Bitki biyokütlesinden elde edilen metallerin geri kazanılarak pazarlanabilir hale getirilmesini hedefler, metal kirliliği içeren alanlarda yetişen bitkiler bu yöntem için uygundur (Rascio ve Izzo, 2011).

Ağır metal kirliliğinin günümüzde giderek artması ile beraber, kirlilik ve etkilerini araştırmak, Norveç Røros Bakır Madeni bölgesinde doğal olarak yetişen bitkilerin fitoremediasyon potansiyellerini belirlemek amacıyla yaptığımız bu çalışmada bakır

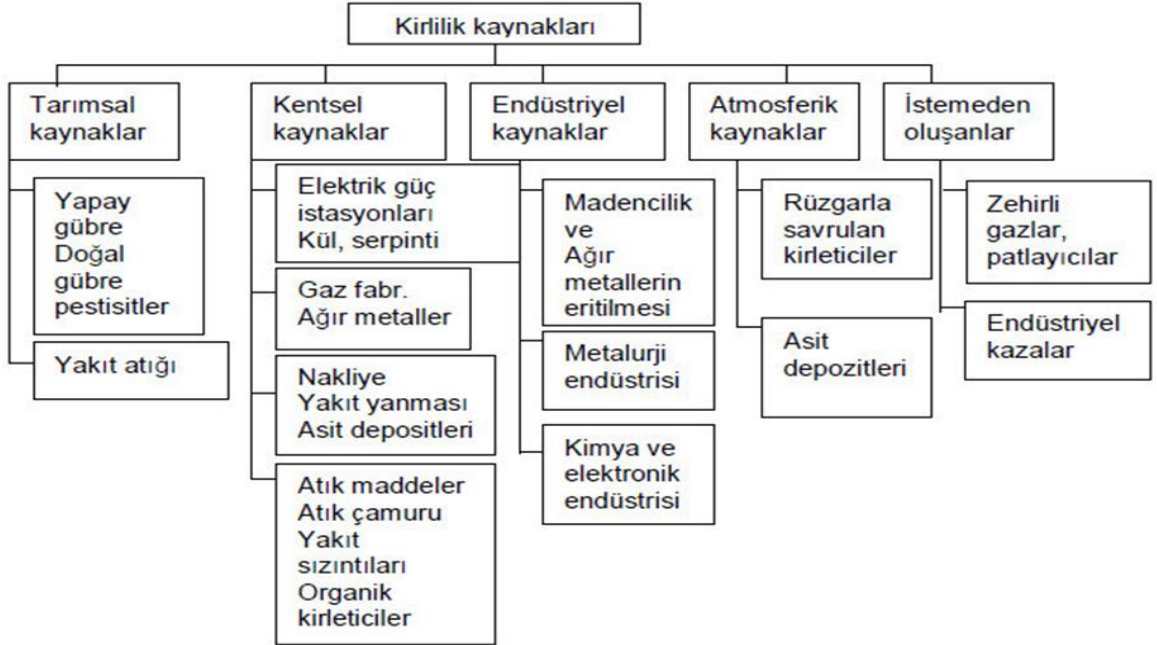
madeni çevresinden toplanan *Noccaea caerulescens*, *Eriophorum vaginatum* ve *Eriophorum scheuchzeri* bitkilerinin tohumları laboratuvar koşullarında yetiştirilmiş ve belirli konsantrasyonlarda Zn, Cu ve Cd metalleri uygulanmış ve kök ve topraküstü organlarda birikimi belirlenmiştir. BCF ve TF değerleri, bu bitki türlerinin hiperakümülatör özellikte olabileceğini düşündürmektedir. Yapraklarda total klorofil, toprak üstü organlar ile köklerde ise total fenolik madde miktarları saptanmıştır. Total klorofil miktarları kontrole göre azalma göstermiş, özellikle Cu uygulanan *N. caerulescens* yapraklarında bu durum belirgin şekilde gözlenmiştir. Cd uygulanan *E. scheuchzeri* ve *N. caerulescens* bitkilerinde yüksek oranda fenolik madde artışı olduğu belirlenmiştir. Total fenolik madde miktarlarının, bitki türü, organ tipi ve metal konsantrasyonlarına bağlı olarak değiştiği görülmektedir. Total klorofil ve fenolik madde miktarlarının metal ve bitkilere göre değişim göstermesi, bitkilerdeki tolerans mekanizmalarıyla ilişkili olabilir.

Araştırmamızda, metal birikimlerine paralel olarak bitkilerde meydana gelen morfolojik ve ekofizyolojik farklılıklar ile bitkilerin fitoremediasyon için uygulanabilirliği tartışılmıştır. Elde edilen sonuçlar üç bitki türünün de ağır metal ile kirlenmiş alanların temizlenmesinde kullanılabileceğini düşündürmektedir. Özellikle *E. vaginatum* ve *E. scheuchzeri* türleriyle ilgili yapılan çalışmaların sınırlı olması ve bu bitkilerle çalışmamıza paralel olarak yapılan herhangi bir araştırmaya rastlanmaması nedeniyle fitoremediasyon uygulamaları için yeni bir bilgi ve fikir sağlayacağını düşünmekteyiz.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. ÇEVRE KİRLİLİĞİ VE AĞIR METALLER

Madencilik, endüstriyel atıklar, pestisit ve yapay gübre kullanımı, araba egzoz gazları, birinci sınıf toprakların yerleşim ve çeşitli endüstri kuruluşları için kullanıma açılması gibi antropojenik kaynaklı uygulamalar sonucunda ağır metal salınımı günden güne artmakta, çevre giderek kirlenmekte ve tüm canlılar için büyük bir sorun haline almaktadır (Şekil 2.1). Toprak kirliliği, temizlenmesi oldukça zor ve maliyetli olan bir çevre kirliliğidir (Ayhan ve diğ., 2006; Özay ve Mammadov, 2013). Toprak- bitki sistemi jeosfer ve biosferin en önemli kısmını oluşturmaktadır. Bu nedenle atmosferik ve sucul çevre kalitesi hatta besin zinciri yoluyla insan sağlığı üzerinde de çok önemli etkiler oluşturmaktadır (Kocaer ve Başkaya, 2003).



Şekil 2.1: Kirlilik kaynakları (Türkoğlu, 2006).

Fiziksel özellik olarak yoğunluğu 5 g/cm^3 'ten daha yüksek olan metaller ağır metaller olarak adlandırılırlar, doğada genellikle silikat, karbonat, oksit ve sülfür bileşikleri olarak veya silikat mineralleri içinde tutulurlar. Krom (Cr), kadmiyum (Cd), çinko (Zn), kurşun (Pb) başta olmak üzere 60'tan fazla metal bulunmaktadır (Baba ve diğ., 2009; Özay ve Mammadov, 2013). Zn, Cu, Ni gibi elementler bitkilerin fizyolojik ve biyokimyasal fonksiyonlarında yaşamsal öneme sahip iz element sınıfına girerler ve düşük konsantrasyonlarda gereklidirler. Bununla birlikte yüksek konsantrasyonları zararlı etki gösterebilmektedir. Cd, Pb, Hg gibi elementler ise bitki fonksiyonlarında gerekli elementler değildir ve düşük konsantrasyonlarda dahi toksik özellik gösterirler (Tablo 2.1) (Cempel ve Nikel, 2006; Göhre and Paszkowski, 2006; Ayhan ve diğ., 2006; Ali ve diğ., 2013).

Tablo 2.1: Kara bitkilerinde ağır metal hiperakümüasyonu (Krämer, 2010).

Metal	Kritik Yetersizlik Düzeyi ($\mu\text{g/g}$)	Kritik Toksikite Düzeyi ($\mu\text{g/g}$)	Hiperakümüasyon Konsantrasyon Kriteri ($\mu\text{g/g}$)	
			Bugüne Kadar	Yeni Önerilen
Cd	–	6-10	>100	
Cu	1-5	20-30	>1000	>300
Zn	15-20	100-300	>10,000	>3000

2.2. AĞIR METALLERİN BİTKİLER TARAFINDAN ALINMASI VE TAŞINMASI

Bitkiler, stomaları aracılığıyla havada gaz halinde bulunan metalleri alabilir; yaprakların kutikula tabakasından iyon halindeki metaller geçebilir (Martin ve Juniper 1970; Lindberg ve diğ., 1992; Marschner, 1995). Ancak bitkiler karasallar başta olmak üzere, kökleriyle iyon halinde bulunan metalleri alabilirler. Ağır metaller pasif, aktif ve kolaylaştırılmış alım olmak üzere üç farklı şekilde taşınırlar. Pasif alım konsantrasyon farklılıklarına ve basit difüzyon kurallarına göre spesifik taşıyıcılara

gereksinim duyulmadan gerçekleşirken aktif taşınımında bunun tam tersi söz konusudur. Spesifik taşıyıcı molekül ve enerjiye ihtiyaç vardır. Kolaylaştırılmış alınımda ise metabolik aktivite gereklidir fakat direkt olarak özel enerji yöntemleriyle bağlanmamaktadır, taşıyıcı ajanlar ile bitkiye alınırlar. H^+ veya metal bağlayan ajanların her biri hücreden salınmaktadır (Yalçın, 2014). Toprak partiküllerine bağlı olarak bulunan metaller plazma membranına bağlı metal redüktaz, proton salınımı ve köklerden rizosfere salgılanan metal şelatlayıcı moleküller aracılığıyla alınır (Salt ve diğ., 1995). Fitokelatin gibi protein sınıflarının bazıları ve ayrıca organik asitler de ağır metallerin taşınımında görev almaktadır (Bayçu, 1995; Greger, 1999).

2.3. AĞIR METALLERİN BİTKİLER ÜZERİNE ETKİLERİ

Maden yatakları ve işletmeleri, endüstriyel faaliyetler, motorlu taşıtların egzozları, volkanik faaliyetler, tarımda kullanılan gübre ve ilaçlar ile kentsel atıklar ağır metallerin çevreye yayılmasına neden olan etmenlerden bazılarıdır (Stresty ve Madhava Rao, 1999). Ağır metallerin bitki doku ve organlarında aşırı birikimi sonucu vejetatif ve generatif organlarının gelişimi bozulma gösterir (Gür ve diğ., 2004).

2.3.1. Çinko Elementinin Özellikleri ve Bitkiler Üzerindeki Etkisi

Çinko elementinin sembolü “Zn”, atom numarası 30, atom ağırlığı 65,409 g/mol, yoğunluğu 7,14 g/cm³ olan bir geçiş elementidir. Yerkabuğunda bulunan elementler arasında 23. sıradadır. Endüstride metal kaplama ve alaşımlarda kullanılan önemli bir elementtir. Ayrıca; mürekkep, kopya kâğıtları, kozmetik, boya, lastik, muşamba, maden sanayi gibi pek çok sanayide kullanılır. Zn, yoğun endüstri alanlarından bırakılan atık sularla, kanalizasyon sularıyla ve asit yağmurları aracılığıyla toprağa ulaşmaktadır (Vaillant ve diğ., 2005; Asri ve Sönmez, 2006).

Zn, insan ve hayvanlarda olduğu gibi bitkilerde de çok çeşitli ve önemli metabolik işlemlere sahiptir. Protein ve karbonhidrat sentezine katılmasının yanı sıra, enzim aktivasyonu, fotosentez, solunum ve biyolojik membran stabilitesi üzerine etkileri nedeniyle üretilen ürün miktarı ve kalitesini direkt olarak etkilemektedir (Rout ve Das, 2003).

2.3.2. Bakır Elementinin Özellikleri ve Bitkiler Üzerindeki Etkisi

Bakır elementinin sembolü “Cu”, atom numarası 29 ve atom ağırlığı 63,546 g/mol, yoğunluğu 8,96 g/cm³ olan bir geçiş elementidir. Geçiş elementi olduğu için birden fazla değerliğe sahiptir ve canlılardaki etkisi elementin kimyasal yapılarına göre değişir (Beinert, 1991). Doğada 200'den fazla bakır minerali bulunmaktadır, bunlardan 20 tanesi bakır cevheri olarak endüstriyel öneme sahiptir. Ev aletleri yapım sanayi, ağaç ve metal işletmeciliği, elektrik ve elektronik sanayi, boya sanayi gibi alanlarda kullanılır (Yalçın, 2014).

Cu kirliliği insan aktivitesi sonucu oluşan emisyon ve atmosferik depositler, pestisid kullanımı, kanalizasyon atıklarının gübre olarak değerlendirilmesi, kömür ve maden yataklarından kaynaklanmaktadır.

2.3.3. Kadmiyum Elementinin Özellikleri ve Bitkiler Üzerine Etkisi

Kadmiyum elementinin sembolü “Cd”, atom numarası 48, atom ağırlığı 112,411 g/mol ve yoğunluğu 8,7 g/cm³ olan bir geçiş elementidir. Cd yer kabuğunda doğal bir unsurdur fakat doğada saf olarak bulunmaz. Genellikle; oksijen (kadmiyum oksit), klor (kadmiyum klorür), veya sülfür (kadmiyum sülfat, kadmiyum sülfür) gibi diğer unsurlar ile birlikte bir mineral olarak bulunur. Önemli bir kirletici olmasının nedeni çok düşük dozlarda bile toksik olması ve biyolojik yarı ömrünün uzun olmasıdır (Gayer, 1991; Lyons, 1996; Ağba, 2013). Cd'nin tarım topraklarına girişi ve yayılması endüstriyel faaliyetler, fosforlu gübreler, lağım atıkları ve atmosferik depositler yoluyla olmaktadır (Haktanır, 1987). Bitki bünyesinde azot ve karbonhidrat metabolizmalarını değiştirmesi nedeniyle birçok fizyolojik değişikliğe neden olmaktadır. Proteinlerin –SH gruplarındaki enzimleri inaktive etmekte, fotosentezi engellemekte, stomaların kapanmasına, transpirasyon ile su kaybının azalmasına ve klorofil biosentezinin bozulmasına neden olmaktadır (Sheoran ve diğ., 1990). Cd stresi koşullarında azot metabolizmasının enzimleri olan nitrat redüktaz ve nitrit redüktazın aktiviteleri azalmaktadır. Bu durum bitkilerin nitrat asimilasyonunu azaltmaktadır (Gouia ve diğ., 2000).

2.4. BİTKİLERDE METAL STRESİ VE TOLERANS MEKANİZMALARI

Canlı organizma için uygun olmayan herhangi bir çevre faktörüne stres, stres faktörünün zararlı etkilerine bitkinin karşı koyabilme kapasitesine direnç denir. Bitkiler, stresten kaçınarak ya da strese karşı tolerans göstererek direnç sağlar (Levitt, 1972; Levitt, 1980).

Elementin türü, biyolojik ve kimyasal aktiviteler, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli, pH değeri, katyon değişim kapasitesi, oksijenin çözünmesi, ısı, köklerin salgı yeteneği bitkide ağır metal birikimini etkiler. (Sharma ve Dubey, 2005).

Bitkileri ağır metallere olan tepkilerine göre üç ana grupta toplamak mümkündür (Baker ve Walker, 1990).

1. Metal Dışlayıcılar: Bu bitkiler yüksek değerde metali köklerinde biriktirebilir ancak toprak üstü organlarına taşıyamazlar.
2. Metal indikatörleri: Toprak üstü organlarında topraktaki ağır metal seviyesi kadarını alabilen bitkilerdir.
3. Akümülatörler: Toprak üstü organlarında topraktaki metal seviyesinden daha fazlasını biriktirebilir ve ağır metal kirliliğinin temizlenmesinde (fitoremediasyon) kullanılabilen bitkilerdir (Özay ve Mammadov, 2013).

Toprak üstü organlarında topraktaki metal konsantrasyonundan 50 ila 500 kat daha fazla metal biriktirebilme özelliğine sahip bitkiler hiperakümülatör bitkiler olarak adlandırılır (Clemens, 2006). Ağır metalleri herhangi bir toksisite semptomu göstermeksizin toprak üstü organlarında diğer bitki türlerine göre 100 ila 1000 kat daha fazla biriktirebilme özelliğine sahiptirler (Brooks, 1998). Yaklaşık 450 bitki türü (angiospermlerin sadece %0.2'si) hiperakümülatör olarak tanımlanmıştır (Reeves, 2006). Asteraceae, Brassicaceae, Fabaceae, Lamiaceae, Scrophulariaceae, Euphorbiaceae bu özelliğe sahip familyalardan birkaç tanesidir (Assuncao ve diğ., 2003).

Hiperakümülatör bitkiler kendi aralarında iki ana grupta toplanır. Birincisi, *Noccaea* L. genusuna ait bitki türlerinde olduğu gibi birden fazla ağır metali aşırı miktarda bünyesinde biriktirebilen fakat az miktarda biyokütle oluşturan hiperakümülatör

bitkilerdir. İkincisi ise orta seviyede ağır metal biriktirebilen fakat yüksek miktarda biyokütle oluşturan *Helianthus annuus* L., *Nicotiana tabacum* L. *Brassica juncea* L. ve *Zea mays* L. gibi bitki türleri yer almaktadır (Memon ve diğ., 2001; Özay ve Mammadov, 2013).

2.5. YEŞİL ISLAH (FİTOREMEDIASYON)

Çevre temizliği uygulamaları, biyolojik aktivite, toprak yapısı ve verimliliğinin bozulması, bazı mühendislik yöntemleri ve bunların önemli derecede maliyetli oluşu nedeniyle dezavantaj oluşturmaktadır (Cao ve diğ., 2003; Pulford ve Watson, 2003; Basta ve McGowen, 2004). Bu tür uygulamalara alternatif olarak geliştirilen modern, çevre dostu, maliyeti düşük ve yeni bir teknoloji olan fitoremediasyon; bitkiler kullanılarak topraktan toksik elementlerin uzaklaştırılması esasına dayanır (Park ve diğ., 2011).

Fitoremediasyon için kullanılacak en uygun bitki, ortamda yüksek ağır metal konsantrasyonlarında herhangi bir semptom göstermeksizin yaşamalı, güçlü ve zengin bir kök sistemi, hızlı büyüme yeteneği ve arazide çok miktarda biyokütle üretebilme potansiyeline sahip olmalı, hasat edilen bölümlerinde yüksek seviyede metal toplayabilmelidir (Reeves ve Baker, 2000).

Fitoremediasyon yöntemleri; fitoekstraksiyon, fitostabilizasyon, fitovolatilizasyon, rizodegradasyon, fitodegradasyon, rizofiltrasyon, hidrolik kontrol, vejetatif örtü sistemleri, kıyı tampon şeritleri olarak sıralanabilir (Şekil 2.2., Şekil 2.3).

2.5.1. Fitoekstraksiyon

Bitki kökleri tarafından kirleticilerin alımı ve sonrasında toprak üstü organlarda biriktirilmesi yöntemine dayanır. Bu yöntem için kullanılan bitkiler; kirleticilere karşı yüksek toleransa, hızlı büyüebilme yeteneğine, bol miktarda kök ve yeşil aksama sahip olmalı, kirleticileri hasat edilebilecek dokularında biriktirebiliyor olmalıdır. Fitoremediasyon yöntemleri arasında karşılaştırılırsa maliyeti oldukça düşüktür (Yalçın, 2014).

2.5.2. Fitostabilizasyon

Köklerde biriktirilerek kirleticilerin hareketsizleştirilmesi, kök yüzeyine yapışması ya da bitkinin kök bölgesinde çökmesi işlemidir (Ağba, 2013). Bu teknikte toprak yüzeyi, erozyonun önlenmesi, kirleticilerin yeraltı sularına sızmasının azaltılması ve toprakla direkt temasın önlenmesi hedeflenerek bitkiler ile örtülmektedir (Singh, 1997). Bitki kökleri fiziksel ve kimyasal olarak kirleticileri immobilize etmektedir. Toprak, sediment ve çamurların arıtılmasında kullanılır. 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, 2000; Hamutoğlu ve diğ., 2012).

2.5.3. Fitovolatilizasyon

Fitovolatilizasyon, topraktaki kirleticilerin bitkiler tarafından alınması, içeriklerinin uçucu formlara dönüştürülerek atmosfere salınmasıdır. Bu teknik organik kirleticiler ve doğada gaz halinde bulunan Hg, Se gibi bazı ağır metaller için kullanılabilir. Ancak kirleticinin ortamdan tamamen uzaklaştırılmaması sebebiyle en tartışmalı fitoremediasyon tekniğidir (Padmavathiamma ve Li, 2007).

Doğal veya genetiği değiştirilmiş *Brassica juncea* ve *Arabidopsis thaliana* gibi bazı bitkiler ağır metalleri absorbe ederek ve gaz formuna dönüştürerek atmosfere verir (Ghosh ve Singh, 2005). Ayrıca, *Populus* ve *Salix* gibi ağaçlar fitoremediasyon özelliklerinden dolayı bu teknikte kullanılan bitkiler arasındadır (Pulford ve Watson, 2003).

2.5.4. Rizodegradasyon

Rizodegradasyon topraktaki kirleticilerin mikroorganizmalar tarafından parçalanması anlamına gelir (Mukhopadhyay ve Maiti, 2010). Bitkiler rizosferde 10 ile 100 kat daha fazla karbonhidrat, amino asit ve flavanoidlerin salgılanmasını stimule edebilir. Büyümeyi kolaylaştırmak için organik substratların salınımı ve rizosferik mikroorganizmaların aktivitelerine ek olarak aynı zamanda bitkiler de toprakta organik kirleticileri parçalayan belirli enzimleri salgırlar (Kuiper ve diğ., 2004; Yadav ve diğ., 2010).

2.5.5. Fitodegradasyon

Fitodegradasyon, organik kirleticilerin dehalogenaz ve oksijenaz gibi enzimler yardımıyla parçalanması işlemi olup rizosferik mikroorganizmalara bağımlı değildir (Vishnoi ve Srivastava, 2008). Bitkiler, kirli çevrelerden organik ksenobiyotikleri biriktirebilir ve onları metabolik aktiviteleriyle uzaklaştırabilirler, diğer bir deyişle yeşil bitkiler biyosferin “yeşil karaciğer”i olarak kabul edilebilir. Son yıllarda, bilim insanları sentetik herbisit ve inseksitleri içeren çeşitli organik kirleticilerin fitodegradasyonu üzerinde çalışmalarını sürdürmektedir. Bazı çalışmalarda transgenik bitkilerin kullanıldığı rapor edilmiştir (Doty ve diğ., 2007).

2.5.6. Rizofiltrasyon

Bitkiler tarafından kirleticilerin yüzey ya da atık sulardan taşınması işlemidir (Mukhopadhyay ve Maiti, 2010). Karasal ve sucul bitkilerin kullanılmasına imkan sağlar. *Brassica juncea*, *Phaseolus vulgaris* ve *Helianthus annuus* gibi hidroponik ortamda büyütülen bitki türlerinin kökleri Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn ve U gibi toksik metallerin sıvı çözeltilerinden uzaklaştırılmasında kullanılabilir (Dushenkov ve diğ., 1995; Raskin ve Ensley, 2000; Lee ve Yang, 2010; Terzi ve Yıldız, 2011).

2.5.7. Hidrolik Kontrol

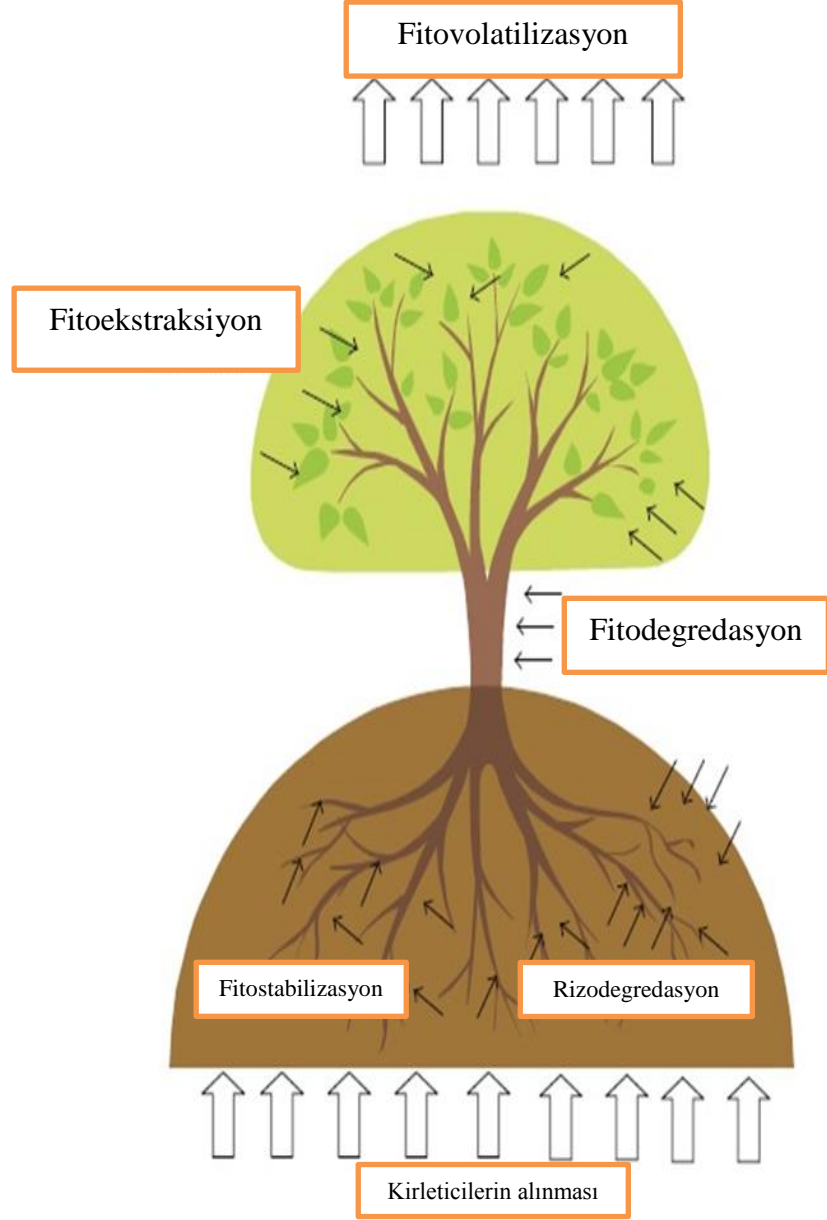
Yeraltı sularında kirlilik etmenlerinin birikimi ve taşınmasını bitkiler kullanılarak engelleme veya kontrol altında tutma işlemidir. Bu yöntemde diğer fitoremediasyon yöntemlerinin birden fazlası bir aradadır.

2.5.8. Vejetatif Örtü Sistemleri

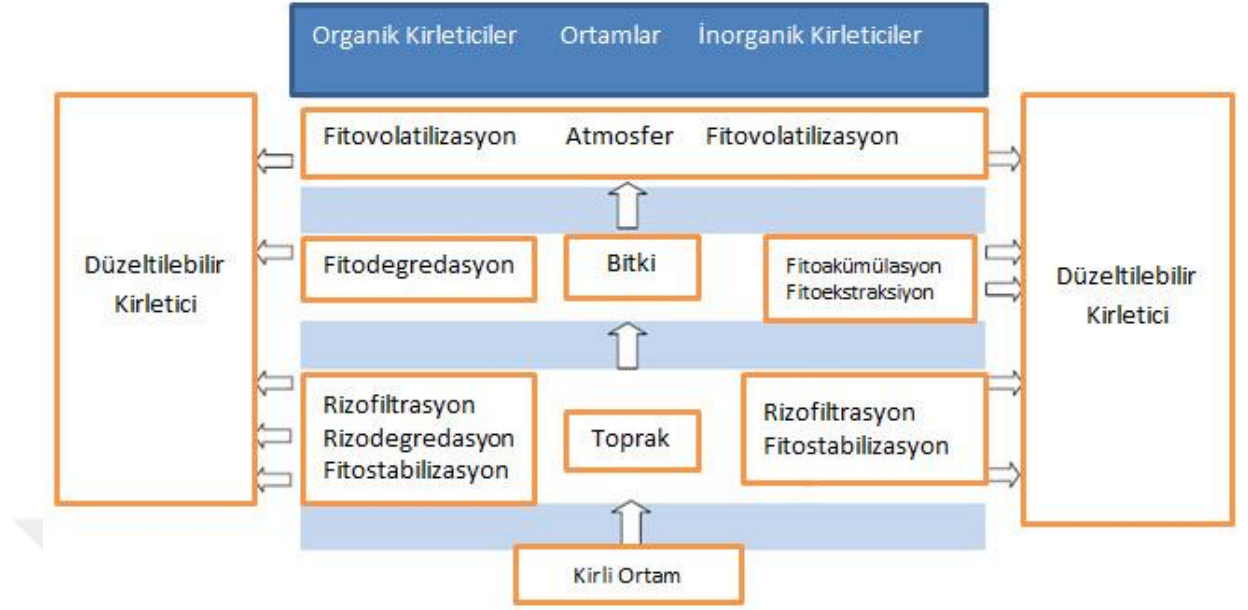
Kirleticilerin kendiliğinden uzun süre yetişen bitkilerle toprak yüzeyinde kontrol altına alınması işlemidir. Bu yöntem toprak, sediment ve çamurda uygulanabilir (Epa, 2000; Söğüt ve diğ., 2004). Vejetatif örtü, topraktan buharlaşarak su kaybını engelleyici olarak veya ıslah edici olarak iki tiptir.

2.5.9. Kıyı Tampon Şeritleri

Akarsulara doğru akan yeraltı veya yüzeysel sular içerisindeki kirleticilerin giderilmesi amacıyla akıntı boyunca, akarsuların kıyılarına, şeritler halinde uygun bitkilerin ekilmesidir.



Şekil 2.2: Fitoremediasyon çeşitleri (Tangahu ve diğ., 2011).



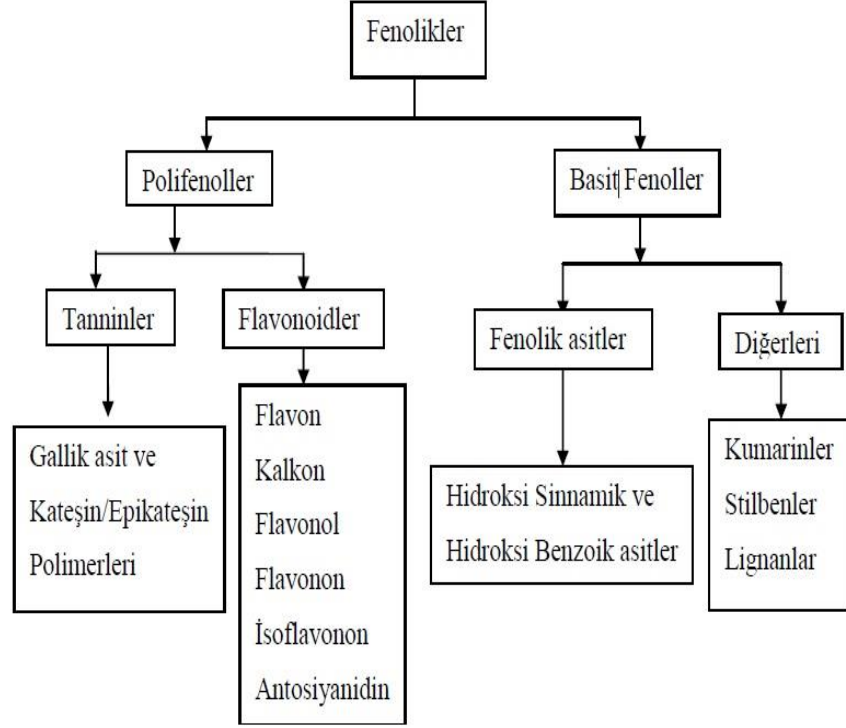
Şekil 2.3: Fitoremediasyon teknolojisinde alım mekanizmaları (Tangahu ve diğ., 2011).

2.6. SEKONDER METABOLİTLER

Sekonder metabolitler, bitkilerin savunma sisteminde önemli bileşiklerdir ancak yaşamsal fonksiyonları üzerinde primer metabolitler kadar etkin değildirler. Bitkide yaprak, sürgün, dal, çiçek organları, meyve, meyve kabuğu, tomurcuk, tohum gibi çok farklı organda sentezlenir ve depo edilebilirler. Ayrıca ilaç sanayi, gıda, kozmetik ve zirai mücadele sektöründe kullanılırlar (Vanisree ve diğ., 2004; Mirona ve diğ., 2013; Douglass ve diğ., 2014; Samber ve diğ., 2014; Demirci ve diğ., 2015).

Sekonder metabolitler, bitkide fitosteroller, terpenler, terpenoidler, alkaloidler, fenolikler ve flavonoidlerdir. Sekonder metabolitlerin bitkideki etkileri; çevre faktörlerine bağlı olarak gelişen strese karşı tepki geliştirme, herbivorlara ve mikroorganizmalara karşı savunma, metabolik ve ekolojik işlevlerdir (Yılmaz, 2012).

Fenolik bileşikler, bir ya da daha fazla hidroksil grubuna sahip ve bir aromatik halkaya direkt olarak bağlanan bileşiklerdir (Tablo 2.2). Fenolik bileşiklerin bazı meyveler ile onlardan elde edilen içeceklerde ve tıbbi bitkilerde fazla miktarlarda buldukları bilinmektedir (Haslam, 1996; Tanaka, 1999).

Tablo 2.2: Fenolik bileşiklerin sınıflandırılması (Gül, 2011).

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. NORVEÇ RÖROS TERKEDİLMİŞ BAKIR MADENİ

Eski dağ kasabasındaki madencilik aktiviteleri 1644 – 1977 yılları arasında devam etmiş ve çevreyi olumsuz etkilemiştir (Şekil 3.1, Şekil 3.2, Şekil 3.3). Ancak daha sonra bazı çalimsı ve otsu türler ile yosunlar gelişmiştir (Nordal ve diğ., 1999).



Şekil 3.1: Norveç Roros Bakır Madeni'nin Uydu Görünümü¹.

¹<http://www.google.com/earth/> [Ziyaret Tarihi: 14.12.2015]



Şekil 3.2: Røros bakır madeni kasabası (Fotoğraf: G. Bayçu, 2010).



Şekil 3.3: Røros terk edilmiş bakır madeninden bir görünüm (Bayçu ve Rognes, 2012).

3.2. BİTKİ MATERYALİ İLE İLGİLİ BİLGİLER

Araştırmamızda, Norveç Røros terk edilmiş bakır madeni çevresinden toplanan *Noccaea caerulescens* (eski adıyla *Thlaspi caerulescens*) (Şekil 3.4), *Eriophorum vaginatum* (Şekil 3.5) ve *Eriophorum scheuchzeri* (Şekil 3.6) bitkilerinin tohumları kullanılmıştır. Bitki toplanması ve teşhisi Prof. Dr. S.E. Rognes ve Doç. Dr. G. Bayçu tarafından yapılmıştır (Bayçu ve Rognes, 2012).



Şekil 3.4: *N. caerulescens* (Fotoğraf: G. Bayçu, Røros, 2010).



Şekil 3.5: *E. vaginatum* (Fotoğraf: S.E. Rognes, Røros, 2010).



Şekil 3.6: *E. scheuchzeri* (Fotoğraf: G. Bayçu, Røros, 2010).

3.2.1. Materyalin Sınıflandırılması

- Alem: Plantae- Bitkiler
- Bölüm: Magnoliophyta- Kapalı Tohumlular
- Sınıf: Magnoliopsida- İki Çenekliler
- Takım: Brassicales
- Familya: Brassicaceae (Turpgiller)
- Cins: *Thlaspi*
- Tür: *Noccaea caerulescens* (J. Presl & C. Presl) F.K. Mey
- Sinonim Adlar: *Thlaspi caerulescens* J. Presl & C. Presl

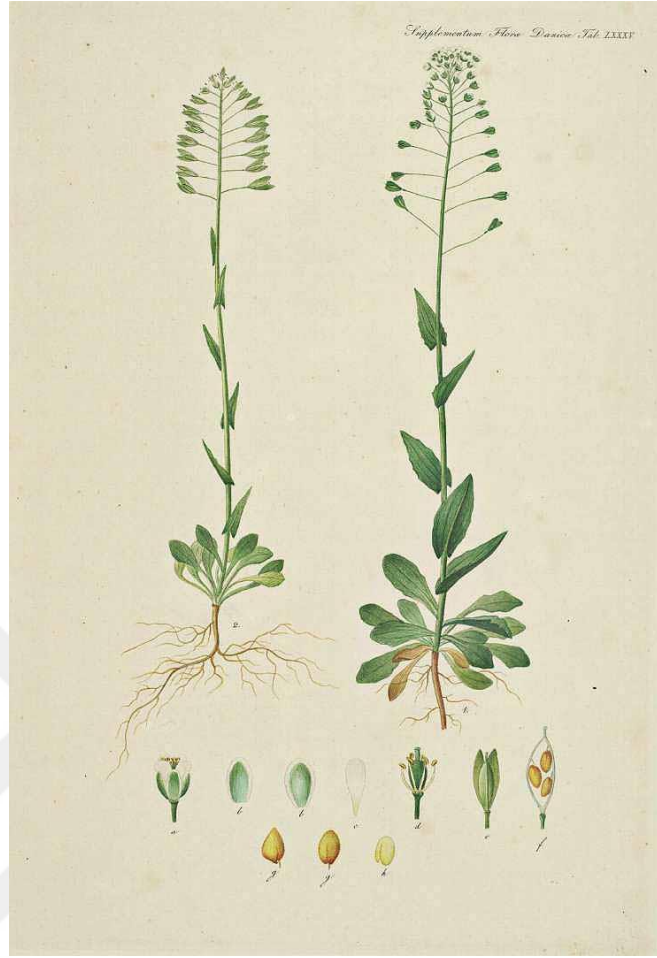
- Alem: Plantae- Bitkiler
- Bölüm: Angiosperms- Kapalı Tohumlular
- Sınıf: Monocots- Bir Çenekliler
- Takım: Poales
- Familya: Cyperaceae
- Cins: *Eriophorum*
- Tür: *E. scheuchzeri* Hoppe ve *E. vaginatum* L.

3.2.1.1. *Noccaea caerulescens*

Alpine Pennygrass olarak bilinen *Noccaea caerulescens*, Brassicaceae familyasından çiçekli bir bitkidir. Batı Amerika, İskandinavya ve Avrupa'da bulunmuştur. İki ya da çok yıllık bir bitki olmasıyla birlikte, bir ya da birkaç dallanmamış gövdeye sahiptir. Yaprakları bazal rozet ve eliptik ok biçimindedir. Çiçeklenme beyaz ya da pembemsi petaller ile yaklaşık 5 mm genişliğinde düzenli ve salkım şeklindedir. Meyve çok tohumlu, dar spatula biçiminde ve taraklı bir uca sahiptir (Şekil 3.7).¹

Noccaea caerulescens, Texas, Colorado, Wyoming ve Montana'yı da içine alan hemen tüm batı şeridinde, Avrupa'da daha çok kuzey bölgelerinde olmakla birlikte İsveç ve Finlandiya'da bulunmuştur. Ayrıca Alpler, Massif Central, Pyrenees, doğu Norveç, güney Almanya ve kuzey İngiltere'de bulunur.²

^{1,2} https://en.wikipedia.org/wiki/Thlaspi_caerulescens [Ziyaret Tarihi: 14.12.2015]



Şekil 3.7: *N. caerulescens* (Nissen, 1966).

3.2.1.2. *Eriophorum vaginatum*

Eriophorum vaginatum L., Cyperaceae familyasına ait 30-60 cm uzunluğunda çok yıllık otsu bir bitkidir. Holarktik flora alemi boyunca bataklık ve diğer sulak alanlarda doğal olarak yetişir. Çiçeklenme yoğun, küme halinde çok çiçeklenmiş başaklar biçimindedir (Şekil 3.8). Yapraklar genellikle gövdeden daha uzundur, meyve akendir (Wein, 1973).

Arktik otsu tundra ekosistemi özellikle *Eriophorum vaginatum* olmakla birlikte *Eriophorum* spp. türlerinin baskınlığı ile karakterize edilmiştir. Güneydoğu haricinde İngiliz Adaları boyunca Asya ve Kuzey Amerika'nın turbaya benzer tundralarında ve Sibiry ve batı Kanada'nın yarı arktik orman bölgelerinde yayılım göstermiştir (Howard, 1993).



Şekil 3.8: *E. vaginatum* (Lindman, 1926).

3.2.1.3. *Eriophorum scheuchzeri*

Yaygın adı Scheuchzer'in pamukotu ve beyaz pamukotu olarak bilinen Cyperaceae ailesine ait çiçek açan bir bitki türüdür. Kuzey yarımkürede dağılım gösterir. Alaska, Kanada, Arktik Adalar, Grönland, İzlanda ve Avrasya genelinde bulunur. Rizomları aracılığıyla koloni üretebilen çok yıllık bir bitkidir. İnce kökleri 70 cm uzunluğunda olabilir fakat genellikle daha kısadır, yaprakları uzundur (Şekil 3.9). Kuzey bölgede deniz seviyesinden 4000 m yükseklikte bulunabilir. Sucul habitatlarda sınırlanmıştır. Çayır ve bataklıklarda, göl ve gölet yakınlarında, nehir kıyılarında, nemli ve ıslak yüzeylerde, nemli çakıl ve kumda yetişir (Ladyman, 2006; Aiken, 2007).



Şekil 3.9: *E. scheuchzeri* (Hartinger, 1882).

3.3. BİTKİ YETİŞTİRME

3.3.1. Tohum Sterilizasyonu ve Çimlenme

Noccaea caerulescens, *Eriophorum vaginatum* ve *Eriophorum scheuchzeri* tohumları %10 sodyumhipoklorit (NaClO) çözeltisinde 15 dk. bekletildikten sonra beşer kez distile su ile yıkandı. 3 gün boyunca stratifikasyon amacıyla +4°C’de bekletildi. Üçüncü günün sonunda filtre kağıdından zemin oluşturularak petrilere düzenli aralıklarla ekildi ve bir miktar distile su eklendi (Şekil 3.10-Şekil 3.12). 25°C’de tohumlar çimlenene kadar etüvde bekletildi. Çimlenen tohumlar daha sonra 23°C gece ve gündüz sıcaklığı, %65-70 nem ve 16 saat ışık/8 saat karanlık periyoduna ayarlanan fitotrona alındı (Şekil 3.13). Düzenli olarak kontrol edildi ve gerektiğinde distile su eklenerek nemi

korundu (Şekil 3.14-Şekil 3.16). 2. hafta sonunda %10 sulandırılmış Ingestad besi çözeltisi verilerek bitkiler alıştırmaya başlandı (Tablo 3.1). Yeterince gelişen bitkiler, 5. haftadan itibaren %50 sulandırılmış besi çözeltisi içeren hidroponik kültürlere alındı, 8. haftada ise %100 besi çözeltisi içeren hidroponik kültürlere aktarıldı. Besi çözeltileri 5 günde bir düzenli olarak değiştirildi. 12. haftadan itibaren bitkiler büyük kovalara (7,5 L) alındı. Kökler, kök solunumunu sağlamak ve anaerobik mikroorganizmaların üremesini engellemek amacıyla, akvaryum motorlarıyla havalandırıldı. Besi çözeltileri düzenli olarak her hafta yenilendi. 24. haftaya kadar metal uygulamak üzere yetiştirildi.

Tablo 3.1: Ingestad besi çözeltisi (değiştirilmiş, Bayçu, 1995).

Makro ve Mikro Element Tuzları	Stok Çözeltideki Miktar (g/L)	Besi Çözeltisindeki Stok Çözelti Miktarı (mL/L)
KH ₂ PO ₄	32.930	2.00
K ₂ SO ₄	29.070	2.00
MgSO ₄ .7H ₂ O	30.420	4.00
CaCl ₂ .H ₂ O	11.000	4.00
NH ₄ NO ₃	56.000	5.00
MnCl ₂ .4H ₂ O	1.443	1.00
NaMoO ₄ .2H ₂ O	0.018	1.00
H ₃ BO ₃	0.018	1.00
CuSO ₄ .5H ₂ O	0.08	1.00
ZnSO ₄ .7H ₂ O	1.440	1.00
FeSO ₄ .7H ₂ O	7.000	
+	+-----	1.00
Titriplex III EDTA	9.300	



Şekil 3.10: *Noccaea caerulea* tohumları.



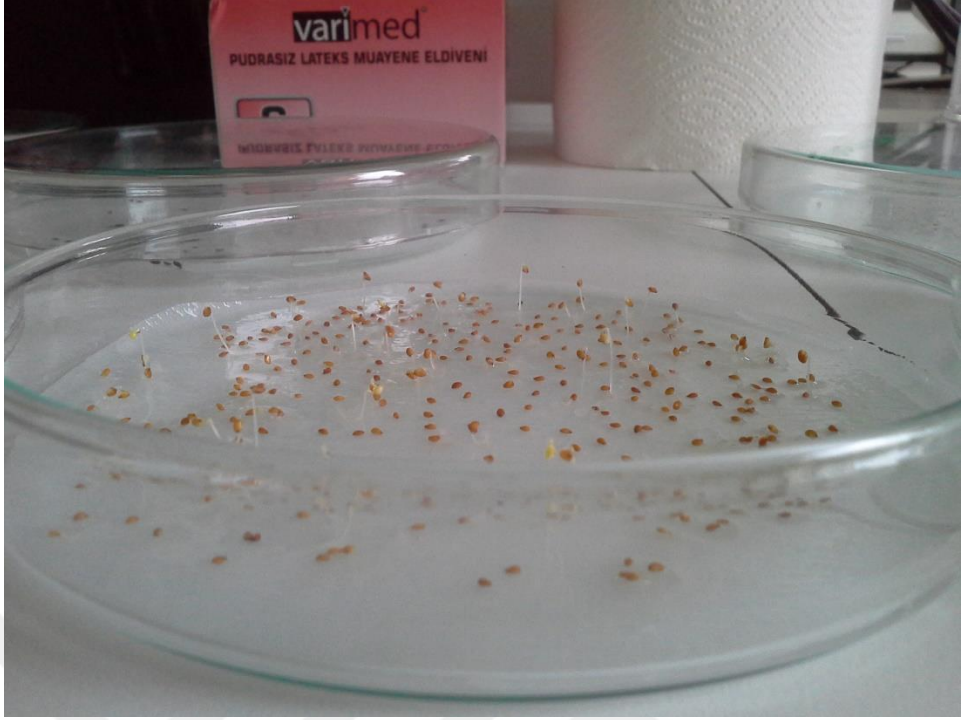
Şekil 3.11: *Eriophorum vaginatum* tohumları.



Şekil 3.12: *Eriophorum scheuchzeri* tohumları.



Şekil 3.13: Fitotronun genel görünümü.



Şekil 3.14: *Noccaea caerulescens* tohumlarının 1. hafta görünümü.



Şekil 3.15: *Eriophorum vaginatum* tohumlarının 1. hafta görünümü.



Şekil 3.16: *Eriophorum scheuchzeri* tohumlarının 1. hafta görünümü.

3.4. BİTKİYE METAL UYGULAMA

Laboratuar koşullarında 24 hafta yetiştirilen bitkiler metal uygulamak üzere 7,5 litrelik kovalara her kovada iki bitki olmak üzere yerleştirildi. Deneyde Zn, Cu ve Cd ağır metalleri her biri iki farklı konsantrasyon olacak şekilde uygulandı (Tablo 3.2). Konsantrasyonlar, bitki tohumlarının toplandığı alandaki toprak ve bitki analizi sonuçlarına göre belirlenmiştir (G.Bayçu ile kişisel söyleşi).

Deneyde $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ (Merck), $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ (Merck) ve $3CdSO_4 \cdot 8H_2O$ (Merck) kullanılmıştır.

Tablo 3.2: Bitkilere uygulanan metal konsantrasyonları.

Metal	1. Konsantrasyon (μM)	2. Konsantrasyon (μM)
Zn	800	2400
Cu	600	1800
Cd	40	120

10 gün süreyle ağır metal uygulanan bitkilerin 5 günde bir besi çözeltileri değiştirildi. Bitkilerin her gün toprak altı ve toprak üstü uzunlukları cetvel ile ölçüldü. Morfolojik değişimler gözlemlendi.

10. gün sonunda bitkiler toprak altı ve toprak üstü olmak üzere hasat edildi ve taze ağırlıkları ölçüldü. Bir kısmı ICP- OES ile ölçüm yapmak için 80°C'lik etüvde 3 gün süreyle kurutuldu ve kuru ağırlıkları ölçüldü. Bir kısmı ise total klorofil tayini ve total fenolik madde analizi yapılmak üzere -20°C'de saklandı.

3.5. BİTKİ ÖRNEKLERİNDE AĞIR METAL ANALİZİ

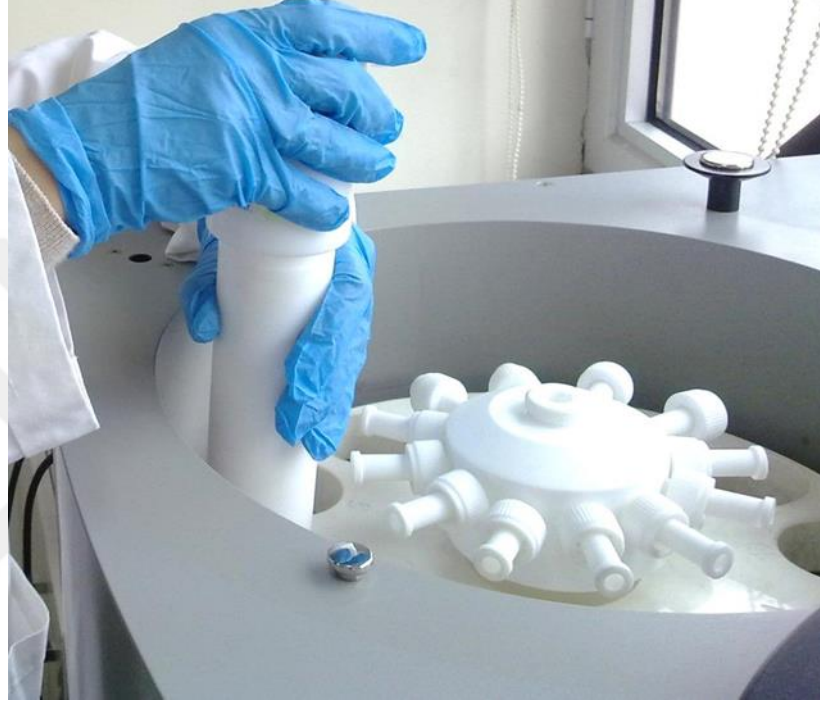
3.5.1. Bitkilerin Öğütülmesi ve Mikrodalga Sisteminde Yaş Olarak Yakılması

Metal ölçümleri için kurutulmuş bitki örnekleri homojenizatörde öğütülerek (Şekil 3.17) toz haline getirildi (VELP Scientifica D-500).



Şekil 3.17: Kurutulmuş bitki örneklerinin toz haline getirilmesi.

Öğütülen örneklerden 200 mg tartıldı ve yaş yakma işlemini başlatmak üzere mikrodalga sisteminin (Berghof Speed Wave MW4) özel teflon tüplere (DAP-100 vessels) aktarıldı (Şekil 3.18). Teflon tüplere 10 ml %65'lik HNO₃ (yüksek saflıkta nitrik asit; Merck) eklendi, çeker ocaktaki 30 dakikalık ön buharlaşma süresinden sonra emniyet diskleri ve kapakları kapatıldı.



Şekil 3.18: Mikrodalga fırın ve teflon tüpler.

Prizmalı, sıcaklık ve basınca dayanıklı dış kapakları sıkıca kapatılarak uygun düzende mikrodalgaya yerleştirildi. Zaman, basınç ve sıcaklıklar bitkilere uygun ve daha önce denenmiş ayarlara göre seçildi (sıcaklık: 160⁰C-170⁰C-180⁰C; basınç: 35; zaman: 5-5-30 dk; güç: 90) (Ağba, 2013; Bayçu ve diğ., 2015).

Kuru organik maddenin tamamen parçalanması sonucu inorganik çözelti haline gelen örnekler ilk önce 9 mm'lik külsüz filtre kağıdı ile (Whatman-42) süzüldü ve 25 ml'lik balon jodelere aktarıldı (Şekil 3.19). Ultrapure (Elga) deiyonize su ile 25 ml'ye seyreltildi, daha sonra 45 µ'lik özel membran filtrelerden tekrar geçirildi ve ICP-OES ile ölçüm yapmak üzere 15 ml'lik özel tüplere konuldu. Bitki örneklerinin bazıları deiyonize su ile seyreltildi. Tüm tüpler cihaz tablasına yerleştirildi ve uygun ölçüm programı seçildi (Sastre ve diğ., 2002).

Kontrol amaçlı ve bitkisiz olarak hazırlanan boş çözelti (reagent blank, sadece 10 ml HNO_3) bitkilerle aynı şartlar altında mikrodalgada yakıldı. Kalibrasyon çözeltisi için saf su ile hazırlanmış %1 lik HNO_3 kullanıldı. Standart çözeltiler ise Zn, Cu ve Cd elementi stoklarından belirli oranlarda seyreltilerek hazırlandı.



Şekil 3.19: Mikrodalgada yaş olarak yakılmış, süzölmüş, seyreltilmiş ve ICP-OES’de ağır metal ölçümlerine hazır hale getirilmiş bitki örnekleri.

Element ölçümleri İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektroskopisi (Perkin Elmer, ICP-OES 7000 DV) ile yapıldı (Şekil 3.20). ICP-OES, 70 civarında kimyasal elementin eser, minör ve majör konsantrasyon düzeylerinde ve aynı anda analizine imkan sağlayan bir teknik olup, çok sayıda örneğin hızlı bir şekilde ölçülmesine olanak tanıdığından çevresel analizler için uygundur ve tercih nedenidir (Ağba, 2013).

Cihazın analiz prensibine göre standart olarak hazırlanan elementlerin konsantrasyonları baz alındı ve ppm için radyal (yüksek konsantrasyon), ppb için aksiyal (düşük konsantrasyon) şeklinde ayarlanarak ölçümler yapıldı. Ölçümlerde yüksek saflıkta argon ve azot gazı kullanıldı, laboratuvar sıcaklığı 20°C ’de tutuldu.



Şekil 3.20: ICP-OES (Perkin Elmer 7000 DV).

3.6. BİYOKONSANTRASYON VE TRANSLOKASYON FAKTÖRÜ

Biyokonsantrasyon faktörü (BCF) (Kök için zenginleştirme faktörü); bu değer bitki bölgelerinde metal birikimini veya topraktaki metallerin bitki köküne transferini değerlendirmek için kullanılır (Chen, 2004). Bu değer bitki kökü metal konsantrasyonunun (mg/kg) toprak metal konsantrasyonuna (mg/kg) bölünmesi ile hesaplanır.

Translokasyon faktörü (TF) (Gövde için zenginleştirme faktörü); önemli olan bu faktör türün fitoremediasyon derecesini belirtmektedir (Zhao, 2015) ve topraktan beslenen bitki köklerinden bitki gövdesine transfer olan metalleri değerlendirmek için kullanılır.

Ayrıca bu değer bitkinin metalleri çöktelden emme ve transfer etme ve daha sonra toprak üstü kısımlarında saklama yeteneğini temsil eder (Wei, 2002).

TF>1 ise bitki metali kökten gövdeye iletmiştir.

BCF>1 ise bitki akümülatör (Baker, 1989).

Bitkilerdeki metal birikimleri aşağıdaki formüle göre hesaplanmıştır:

BCF: Bitki kökündeki metal konsantrasyonu/topraktaki metal konsantrasyonu (mg/kg)

TF: Bitki gövdesindeki metal konsantrasyonu/ bitki kökündeki metal konsantrasyonu (mg/kg)

3.7. TOTAL KLOROFİL TAYİNİ

Klorofil tayini Arnon (1949) tarafından saptanan metodla yapıldı. Yetiştirilen bitki örneklerinin taze yapraklarından 100 mg tartıldı. Soğuk porselen havanda bir miktar CaCO₃ ile kademeli olarak verilen 6 ml %80 lik aseton ile homojenize edildi. Elde edilen ekstre santrifüj tüpüne koyuldu ve 3500 rpm'de 20 dakika süre ile santrifüj (Heraeus) edildi (Şekil 3.21). Elde edilen süpernatantların hacmi ölçüldü (Şekil 3.22) ve daha sonra 645 ve 663 nm dalga boyundaki spektrofotometrede (Shimadzu UV-Vis) klorofil ölçümü yapıldı. Ölçülen absorbans değerleri aşağıdaki formülde yerine koyularak yapraklardaki toplam klorofil miktarı mg/g taze ağırlık olarak saptandı.

$$\text{Total Klorofil: } 20.2 \times D_{645} + 8.02 \times D_{663}$$

3.8. TOTAL FENOLİK MADDE ANALİZİ

Total fenolik madde içeriği, McCue ve diğ. (2000) ve Eryılmaz (2007) 'ın geliştirdiği metod değiştirilerek analiz edilmiştir. Yetiştirilen bitki örneklerinin toprak üstü organ ve köklerinden 100 mg tartıldı, 2,5 ml %95 etanol içerisinde 1 hafta -20°C 'de bekletildi. Homojenize edildi ve 10000 g de 10 dakika santrifüj edildi. Elde edilen süpernatanttan 1 ml alındı. Üzerine sırasıyla 1 ml %95 etanol, 5 ml distile su ve 0,5 ml %50 Folin-Ciocalteu fenol reaktifi eklendi. 5 dakika inkübe edildikten sonra üzerine 1 ml %5 (w/v) Na_2CO_3 (sodyum karbonat) eklendi ve vortekslendi. Reaksiyon karışımı tekrar karanlıkta 1 saat inkübe edildikten sonra hafifçe vortekslendi ve daha sonra 4500 g'de 5 dakika santrifüj edildi (Şekil 3.23). Süpernatantın 725 nm'deki absorbansı ölçüldü (Shimadzu UV-Vis).

Total fenolik bileşik içeriği %95 etanol içerisinde gallik asit kullanılarak çizilen standart eğriye göre (mg/L) hesaplandı.



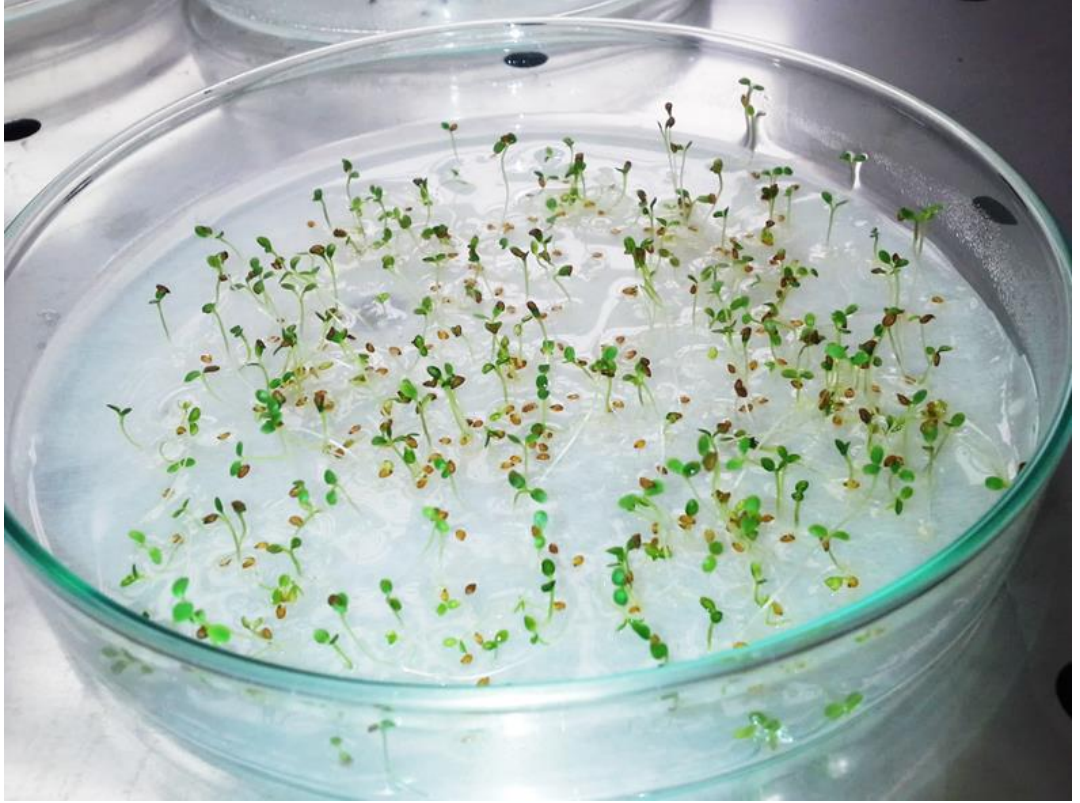
Şekil 3.23: Spektrofotometrede total fenolik madde analizi yapılmaya hazır örneklerin süpernatantları.

4. BULGULAR

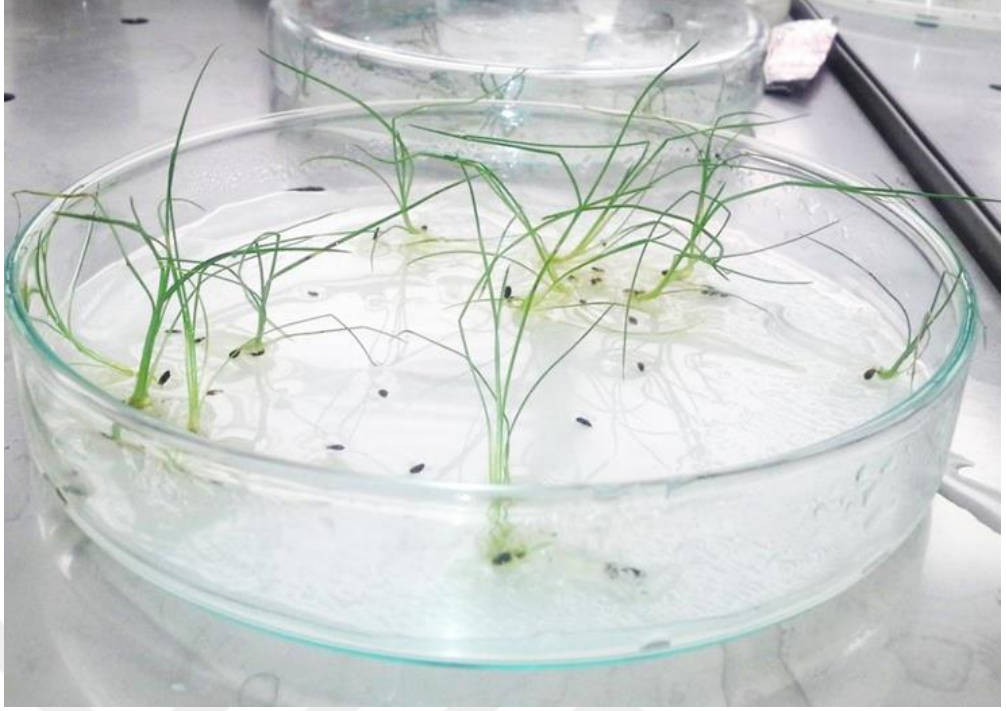
4.1. BİTKİ GELİŞİMİ

4.1.1. Tohum Çimlenmesi ve Bitki Büyümesi

Noccaea caerulescens tohumları ilk 3 gün içerisinde çimlenme gösterirken, *Eriophorum vaginatum* ve *Eriophorum scheuchzeri* tohumları ilk 10 gün içerisinde çimlendi. Bitkilerin çimlenmeden sonraki ilk haftalarda gelişimleri oldukça yavaştı ancak besi çözeltilisinin eklenmesi ile birlikte kök ve topraküstü organların büyüme ve gelişmesinde hızlanma gözlemlendi (Şekil 4.1-Şekil 4.12).



Şekil 4.1: *Noccaea caerulescens* bitkisi 5. hafta.



Şekil 4.2: *Eriophorum vaginatum* 5. hafta.



Şekil 4.3: *Eriophorum scheuchzeri* 5. hafta.



Şekil 4.4: *Noccaea caerulea* 8. hafta.



Şekil 4.5: *Eriophorum vaginatum* 8. hafta.



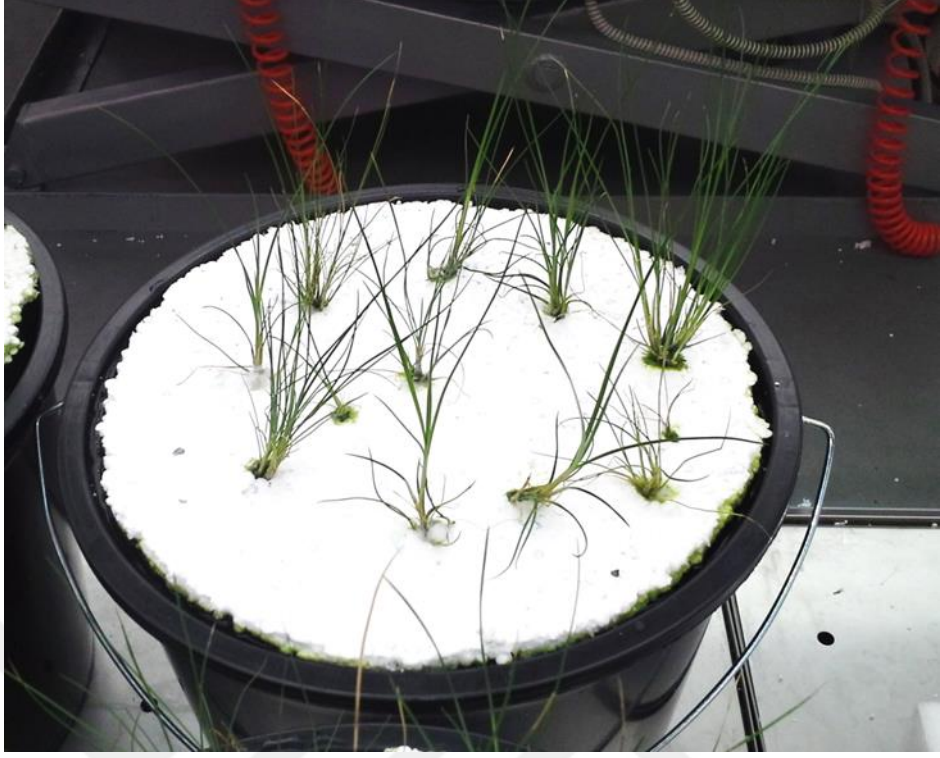
Şekil 4.6: *Eriophorum scheuchzeri* 8. hafta.



Şekil 4.7: *Noccaea caerulea* 12. hafta.



Şekil 4.8: *Eriophorum vaginatum* 12. hafta.



Şekil 4.9: *Eriophorum scheuchzeri* 12. hafta.



Şekil 4.10: *Noccaea caerulea* 24. hafta.



Şekil 4.11: *Eriophorum vaginatum* 24. hafta.

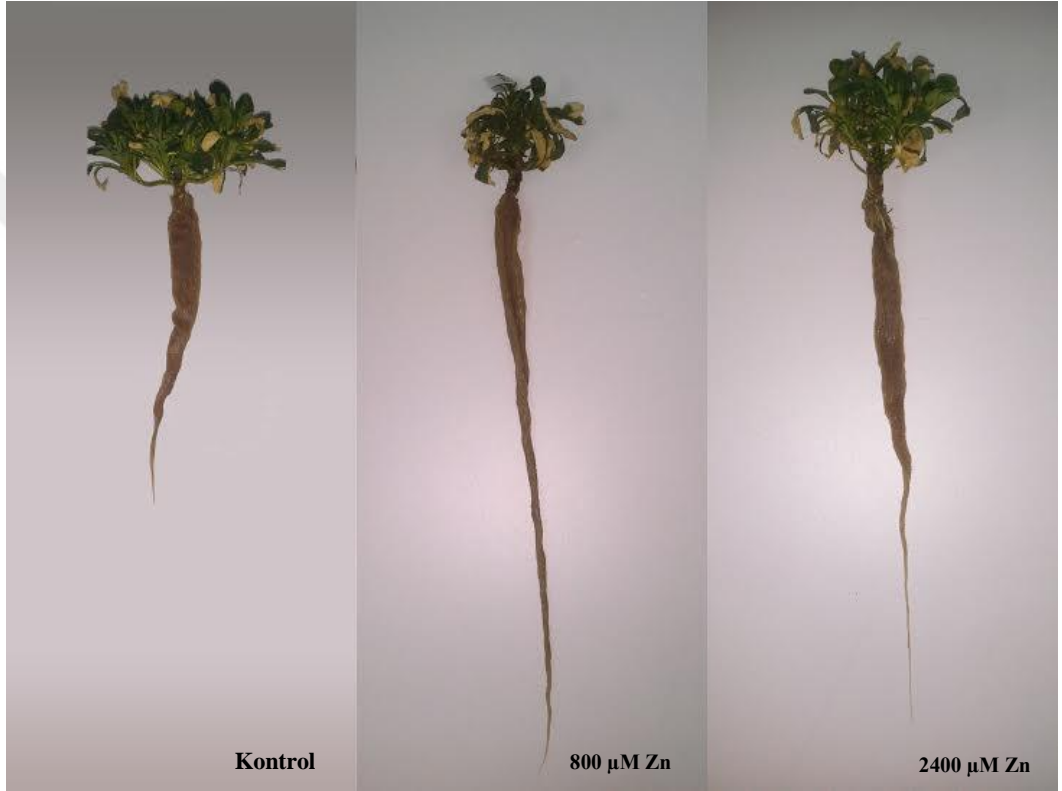


Şekil 4.12: *Eriophorum scheuchzeri* 24. hafta.

4.1.2. Ağır Metal Uygulanan Bitkilerde Meydana Gelen Değişimler

4.1.2.1. Zn Uygulaması

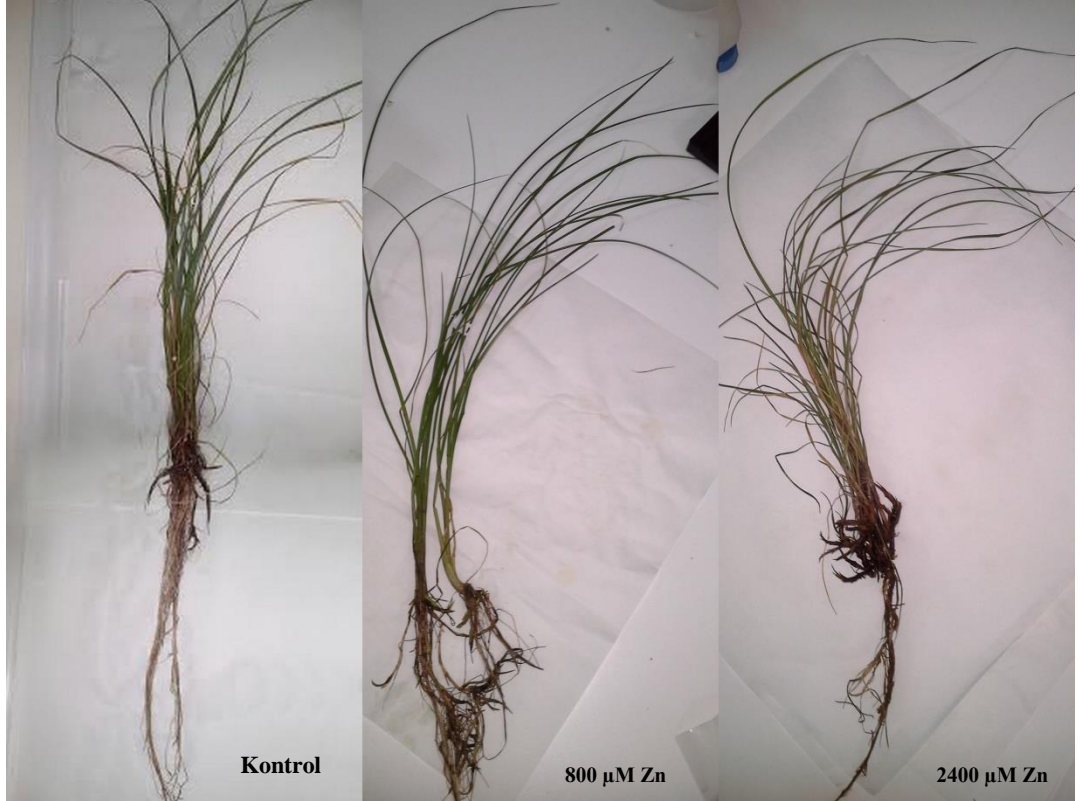
10 gün süreyle Zn uygulanan *N. caerulea* (Şekil 4.13), *E. vaginatum* (Şekil 4.14) ve *E. scheuchzeri* (Şekil 4.15) bitkilerinin topraküstü organ ve kök gelişimleri devam etmiştir.



Şekil 4.13: 10 gün süreyle Zn uygulanan *Noccaea caerulea* bitkisi.



Şekil 4.14: 10 gün süreyle Zn uygulanan *Eriophorum vaginatum* bitkisi.



Şekil 4.15: 10 gün süreyle Zn uygulanan *Eriophorum scheuchzeri* bitkisi.

4.1.2.2. Cu Uygulaması

N. caerulescens bitkisine 10 gün Cu uygulaması sonucunda konsantrasyon miktarına bağlı olarak yapraklarda yumuşama, kloroz ve turuncu nekrotik doku oluşumu gözlenmiştir, köklerde ise doku hasarı ve yumuşama meydana gelmiştir (Şekil 4.16). *E. vaginatum* (Şekil 4.17) ve *E. scheuchzeri* (Şekil 4.18) yapraklarında yüksek konsantrasyonda daha fazla olmak üzere kloroz görülmüştür, köklerinde ise kahverengileşme meydana gelmiştir.



Şekil 4.16: 10 gün süreyle Cu uygulanan *Noccaea caerulescens* bitkisi.



Şekil 4.17: 10 gün süreyle Cu uygulanan *Eriophorum vaginatum* bitkisi.



Şekil 4.18: 10 gün süreyle Cu uygulanan *Eriophorum scheuchzeri* bitkisi.

4.1.2.3. Cd Uygulaması

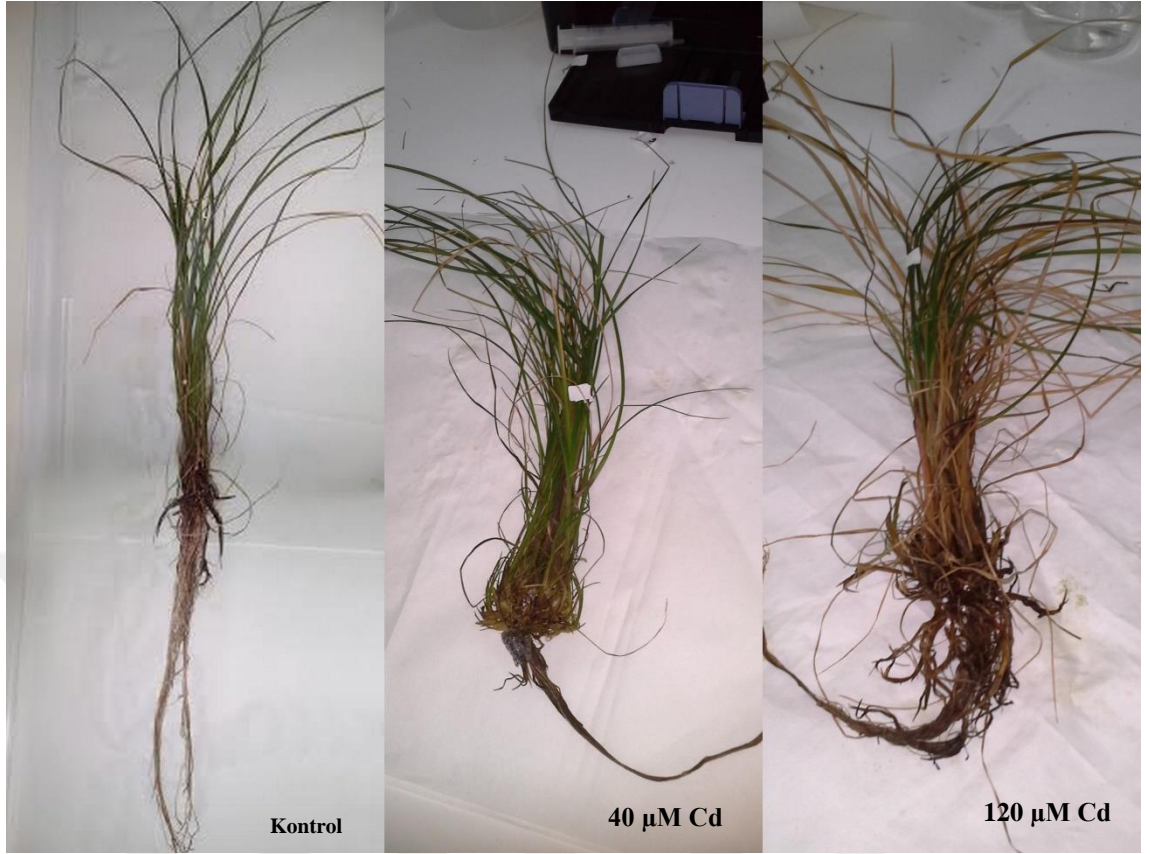
Cd uygulanan *N. caerulea* yapraklarında kloroz ve yumuşama, ayrıca köklerinde yumuşama ve parçalanma gözlenmiştir (Şekil 4.19). *E. vaginatum* (Şekil 4.20) ve *E. scheuchzeri* (Şekil 4.21) yapraklarında da kloroz, köklerinde nekrotik siyah lekeler meydana gelmiştir.



Şekil 4.19: 10 gün süreyle Cd uygulanan *Noccaea caerulea* bitkisi.



Şekil 4.20: 10 gün süreyle Cd uygulanan *Eriophorum vaginatum* bitkisi.



Şekil 4.21: 10 gün süreyle Cd uygulanan *Eriophorum scheuchzeri* bitkisi.

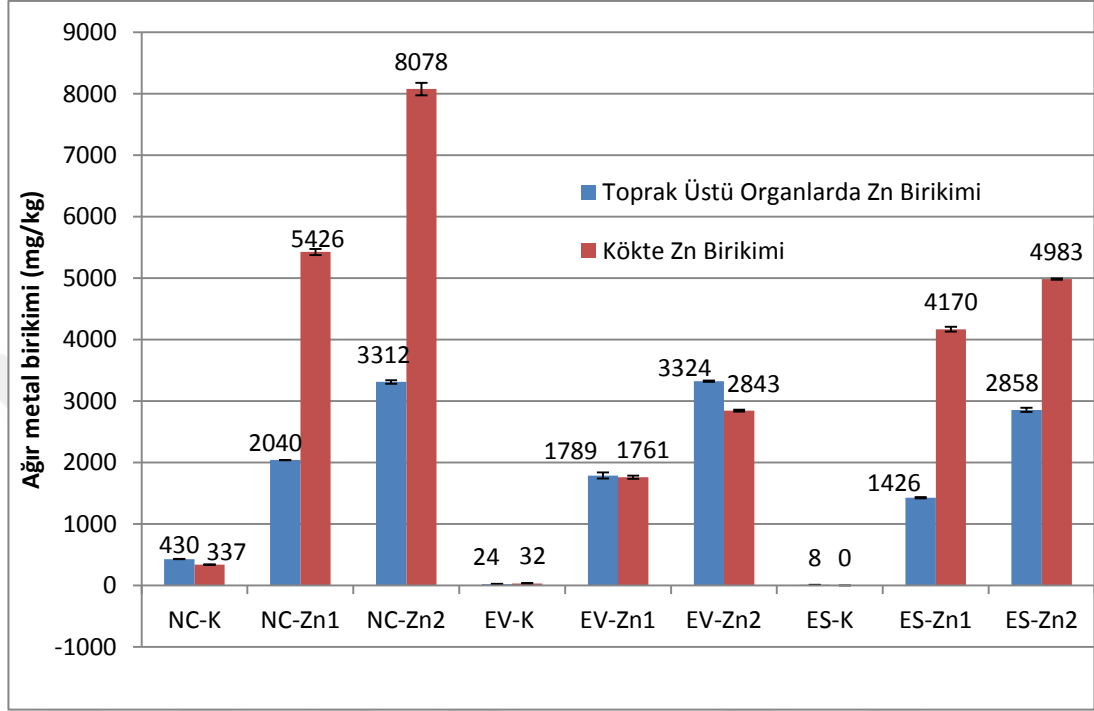
4.2. BİTKİLERİN TOPRAK ÜSTÜ ORGANLARI VE KÖKLERİNDE Zn, Cu VE Cd BİRİKİMİ

4.2.1. Zn Birikimi

N. caerulea bitkisinin topraküstü organlarında Zn birikimi, 800 μM 'de %475, 2400 μM 'de %771 artmıştır. Köklerinde ise 800 μM 'de %1608, 2400 μM 'de %2394 artmıştır (Şekil 4.22).

E. vaginatum bitkisinin topraküstü organlarında Zn birikimi 800 μM 'de %7571, 2400 μM 'de %14069 artmıştır. Köklerinde ise 800 μM 'de %5496, 2400 μM 'de %8874 artmıştır (Şekil 4.22).

E. scheuchzeri bitkisinin topraküstü organlarında Zn birikimi 800 μM 'de %17410, 2400 μM 'de %34881 artmıştır. Köklerinde ise 800 μM 'de %417000, 2400 μM 'de %498300 artmıştır (Şekil 4.22).



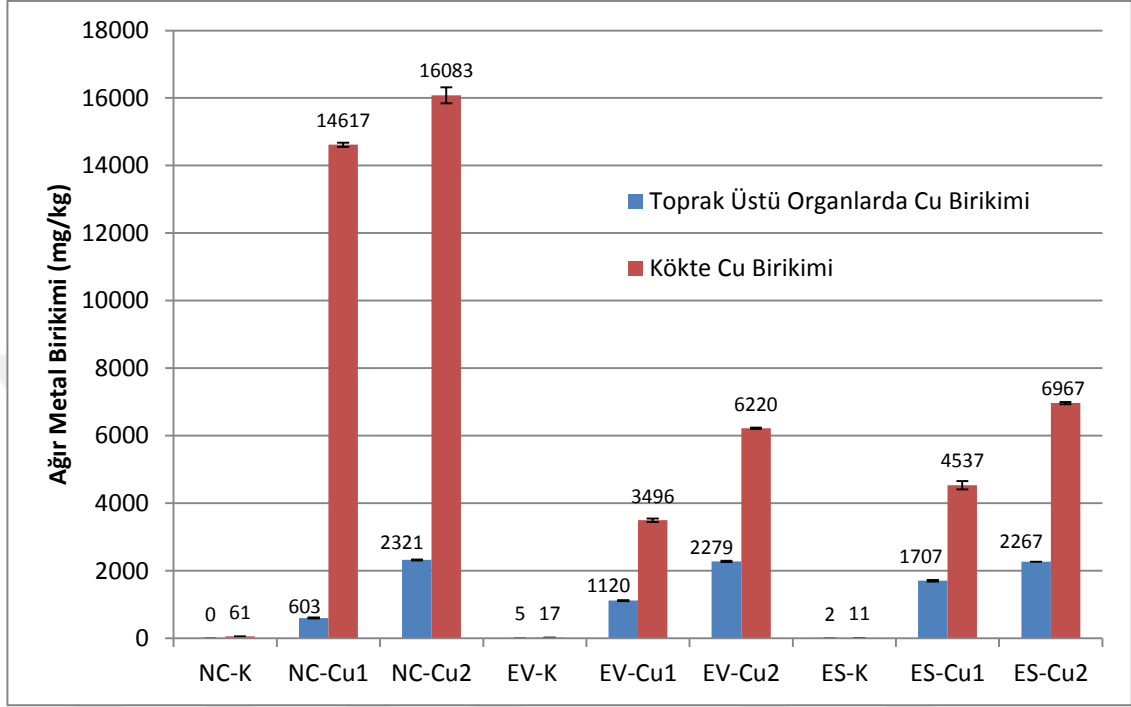
Şekil 4.22: Bitkilerin toprak üstü organları ve köklerinde Zn birikimi (mg/kg). NC-K: *N. caerulescens* kontrol, NC-Zn1: *N. caerulescens* 800 μM Zn, NC-Zn2: *N. caerulescens* 2400 μM Zn, EV-K: *E. vaginatum* kontrol, EV-Zn1: *E. vaginatum* 800 μM Zn, EV-Zn2: *E. vaginatum* 2400 μM Zn, ES-K: *E. scheuchzeri* kontrol, ES-Zn1: *E. scheuchzeri* 800 μM Zn, ES-Zn2: *E. scheuchzeri* 2400 μM Zn. Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

4.2.2. Cu Birikimi

N. caerulescens bitkisinin topraküstü organlarında Cu birikimi kontrol bitkilerine göre 600 μM 'de %60300, 1800 μM 'de 232100 artmıştır, köklerinde ise 600 μM 'de %24022, 1800 μM 'de %26433 artmıştır (Şekil 4.23).

E. vaginatum bitkisinin topraküstü organlarında Cu birikimi 600 μM 'de %22400, 1800 μM 'de %45580 artmıştır, köklerinde ise 600 μM 'de %20674, 1800 μM 'de %36785 artmıştır (Şekil 4.23).

E. scheuchzeri bitkisinin topraküstü organlarında Cu birikimi 600 μM 'de %85350, 1800 μM 'de %113350 artmıştır, köklerde ise 600 μM 'de %42260, 1800 μM 'de %64983 artmıştır (Şekil 4.23).



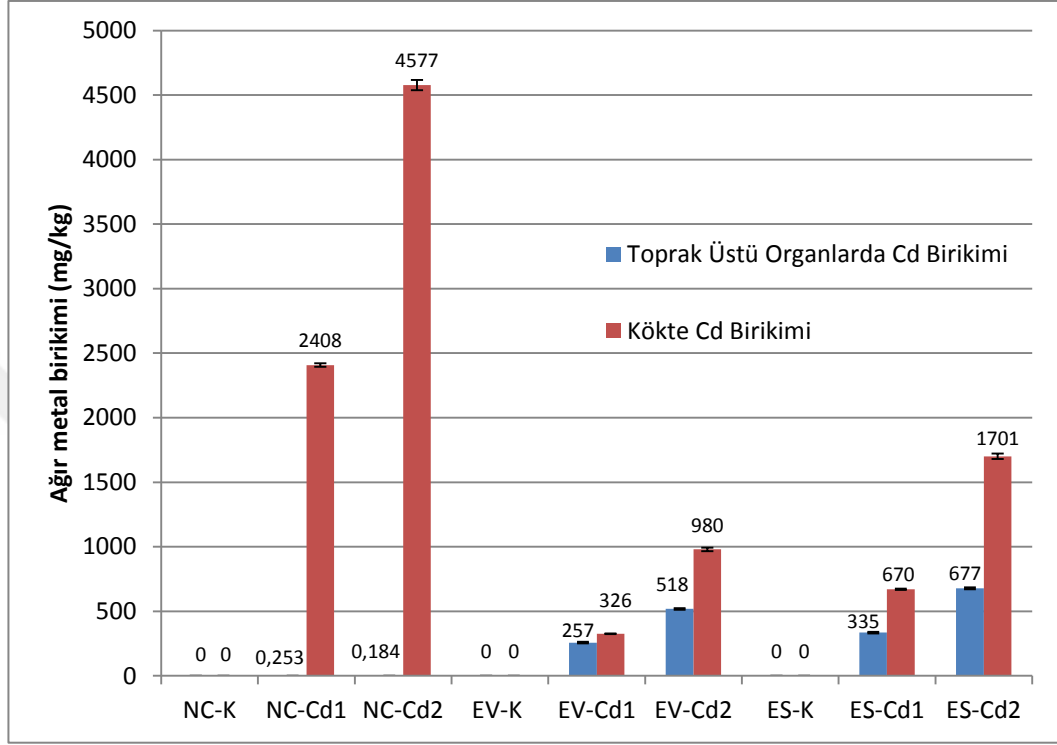
Şekil 4.23: Bitkilerin toprak üstü organları ve köklerinde Cu birikimi (mg/kg). NC-K: *N. caerulea* kontrol, NC-Cu1: *N. caerulea* 600 μM Cu, NC-Cu2: *N. caerulea* 1800 μM Cu, EV-K: *E. vaginatum* kontrol, EV-Cu1: *E. vaginatum* 600 μM Cu, EV-Cu2: *E. vaginatum* 1800 μM Cu, ES-K: *E. scheuchzeri* kontrol, ES-Cu1: *E. scheuchzeri* 600 μM Cu ES-Cu2: *E. scheuchzeri* 1800 μM Cu. Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

4.2.3. Cd Birikimi

N. caerulea bitkisinin toprak üstü organlarında Cd birikimi 40 μM 'de %25, 120 μM 'de %18 artmıştır. Köklerde ise 40 μM 'de %240800, 120 μM 'de %457700 artmıştır (Şekil 4.24).

E. vaginatum bitkisinin toprak üstü organlarında Cd birikimi 40 μM 'de %25693, 120 μM 'de %51797 artmıştır. Köklerde ise 40 μM 'de %32593, 120 μM 'de %98000 artmıştır (Şekil 4.24).

E. scheuchzeri bitkisinin toprak üstü organlarında Cd birikimi 40 μM 'de % 33480, 120 μM 'de %67707 artmıştır. Köklerde ise 40 μM 'de %67047, 120 μM 'de ise %170100 artmıştır (Şekil 4.24).

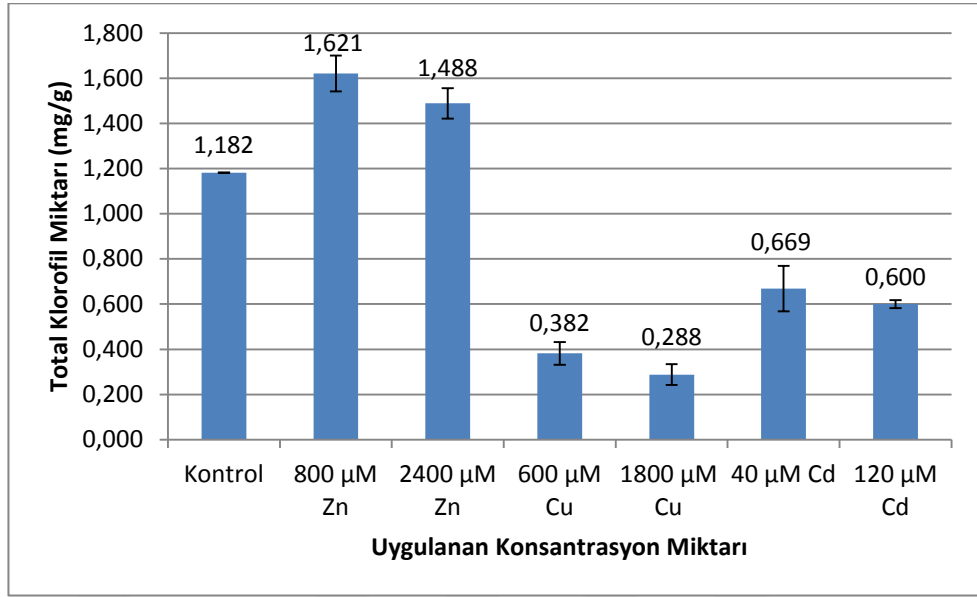


Şekil 4.24: Bitkilerin toprak üstü organları ve köklerinde Cd birikimi (mg/kg). NC-K: *N. caerulescens* kontrol, NC-Cd1: *N. caerulescens* 40 μM Cd, NC-Cd2: *N. caerulescens* 120 μM Cd, EV-K: *E. vaginatum* kontrol, EV-Cd1: *E. vaginatum* 40 μM Cd, EV-Cd2: *E. vaginatum* 120 μM Cd, ES-K: *E. scheuchzeri* kontrol, ES-Cd1: *E. scheuchzeri* 40 μM Cd, ES-Cd2: *E. scheuchzeri* 120 μM Cd. Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

4.3. FİZYOLOJİK DEĞİŞİMLER

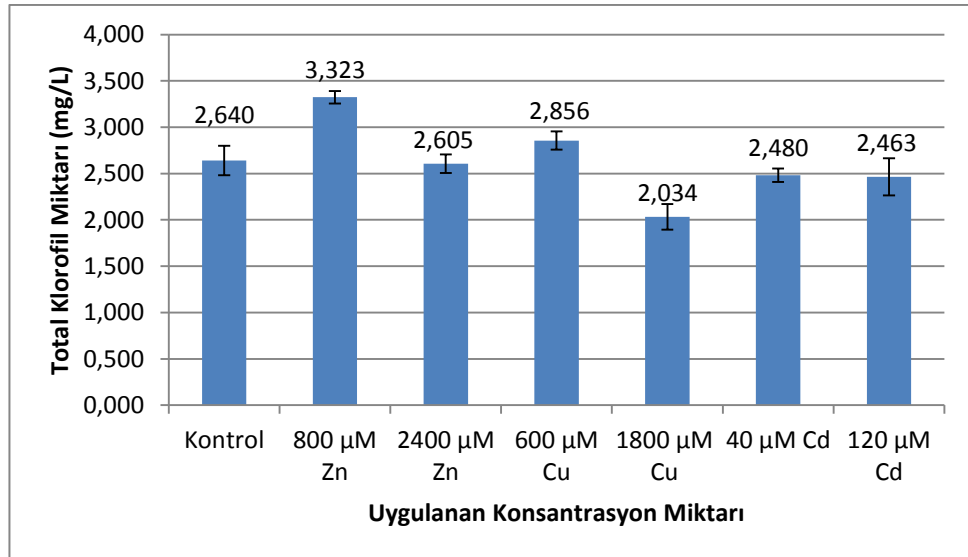
4.3.1. Zn, Cu ve Cd Uygulanan Bitki Yapraklarında Total Klorofil Tayini

N. caerulescens yapraklarında total klorofil miktarı 800 μM Zn'de %37 artış, 2400 μM Zn'de %25 artış, 600 μM Cu'da %67 azalma, 1800 μM Cu'da %75 azalma, 40 μM Cd'de %43 azalma ve 120 μM Cd'de %45 azalma göstermiştir (Şekil 4.25).



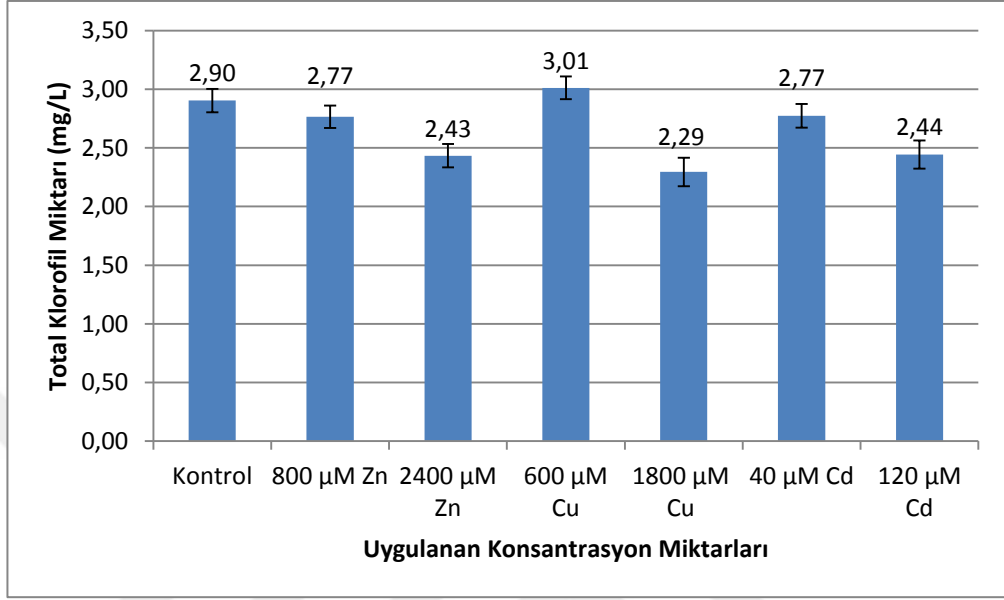
Şekil 4.25: *Noccaea caerulea* yapraklarındaki total klorofil miktarı (mg/g). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

E. vaginatum yapraklarında total klorofil miktarı 800 µM Zn’de %25 artış, 2400 µM Zn’de bir değişim göstermemiştir. 600 µM Cu’da %8 artış, 1800 µM Cu’da %22 azalma, 40 µM ve 120 µM Cd’de %6 azalma göstermiştir (Şekil 4.26).



Şekil 4.26: *Eriophorum vaginatum* yapraklarındaki total klorofil miktarı (mg/g). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

E. scheuchzeri yapraklarında total klorofil miktarı 800 μM Zn'de %5 azalma, 2400 μM Zn'de %16 azalma, 600 μM Cu'da %4 artış, 1800 μM Cu'da %21 azalma, 40 μM Cd'de %4 azalma ve 120 μM Cd'de %16 azalma göstermiştir (Şekil 4.27).



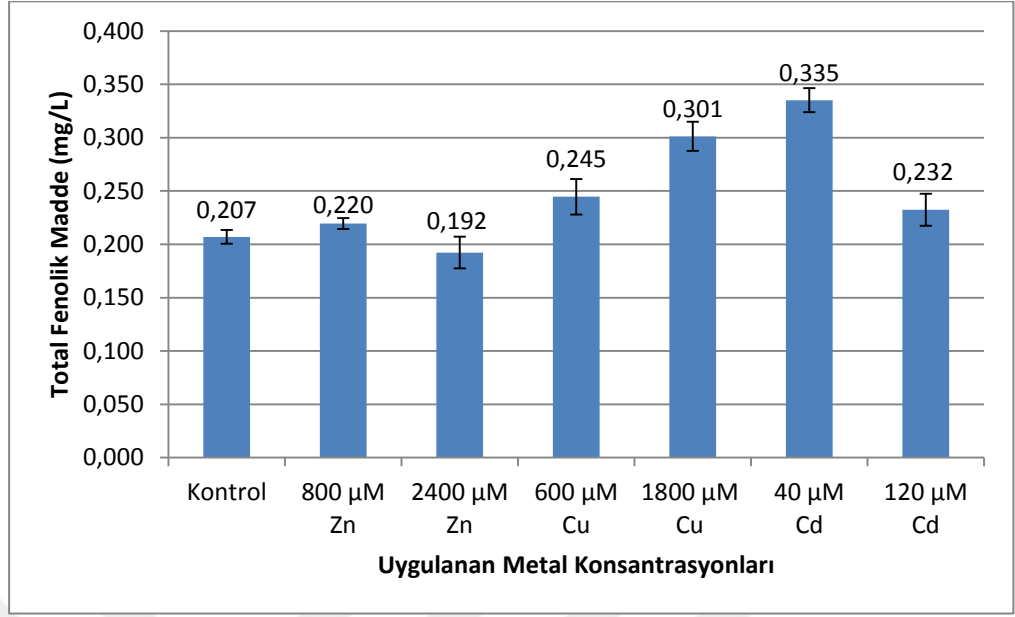
Şekil 4.27: *Eriophorum scheuchzeri* yapraklarındaki total klorofil miktarı (mg/g). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

4.3.2. Zn, Cu ve Cd Uygulanan Bitkilerde Total Fenolik Madde Tayini

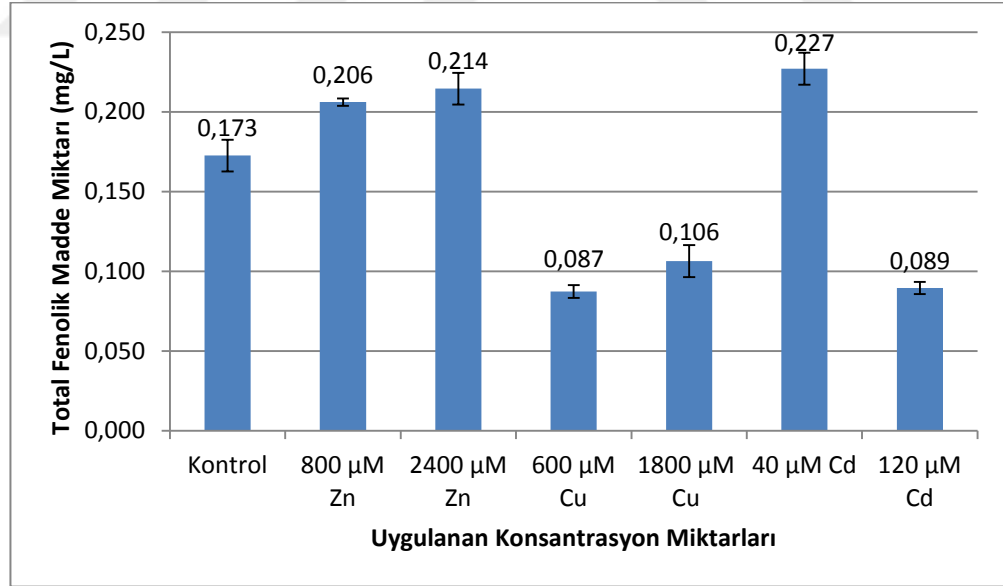
4.3.2.1. *Noccaea caerulescens* Bitkisinin Topraküstü Organları ve Köklerinde Total Fenolik Madde Birikimi

N. caerulescens bitkisinin topraküstü organlarında total fenolik madde birikimi 800 μM Zn'de %6 artış, 2400 μM Zn'de %7 azalma, 600 μM Cu'da %18 artış, 1800 μM Cu'da %45 artış, 40 μM Cd'de %62 artış ve 120 μM Cd'de %12 artış göstermiştir (Şekil 4.28).

N. caerulescens bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi 800 μM Zn'de %19 artış, 2400 μM Zn'de %24 artış, 600 μM Cu'da %49 azalma, 1800 μM Cu'da %38 azalma, 40 μM Cd'de %32 artış ve ve 120 μM Cd'de %48 azalma göstermiştir (Şekil 4.29).



Şekil 4.28: *Noccaea caerulea* bitkisinin toprak üstü organlarında total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

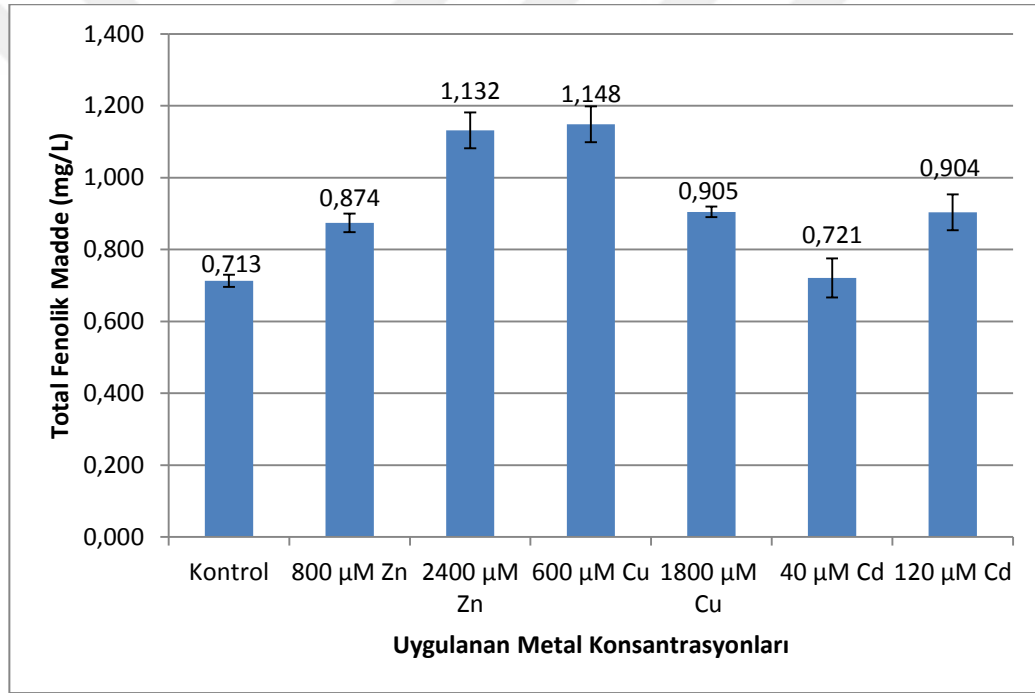


Şekil 4.29: *Noccaea caerulea* bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

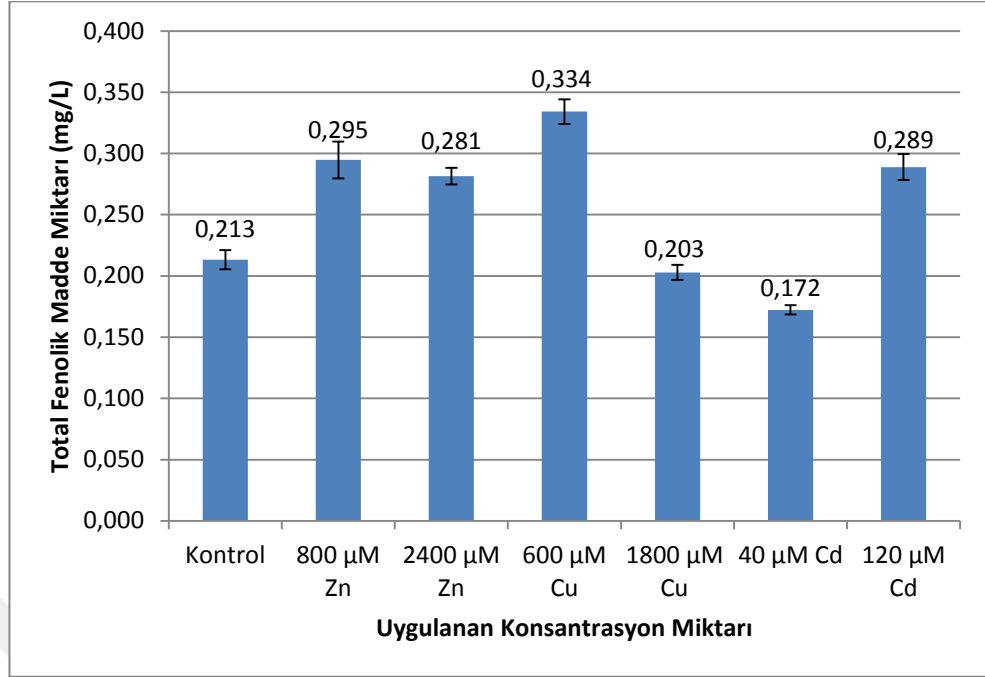
4.3.2.2. *Eriophorum vaginatum* Bitkisinin Toprak Üstü Organlarında ve Köklerinde Total Fenolik Madde Birikimi

E. vaginatum bitkisinin topraküstü organlarında fenolik madde birikimi 800 ve 2400 μM Zn'de sırasıyla %23 ve %59 artış gösterirken, 600 ve 1800 μM Cu'da sırasıyla %61 ile %27 artmış, 40 μM Cd'de değişmemiş, 120 μM Cd'de ise %27 artış göstermiştir (Şekil 4.30).

E. vaginatum bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi 800 μM Zn'de %38 artış, 2400 μM Zn'de %32 artış, 600 μM Cu'da %57 artış, 1800 μM Cu'da %5 azalma, 40 μM Cd'de %19 azalma ve 120 μM Cd'de %35 artış göstermiştir (Şekil 4.31).



Şekil 4.30: *Eriophorum vaginatum* bitkisinin toprak üstü organlarındaki total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

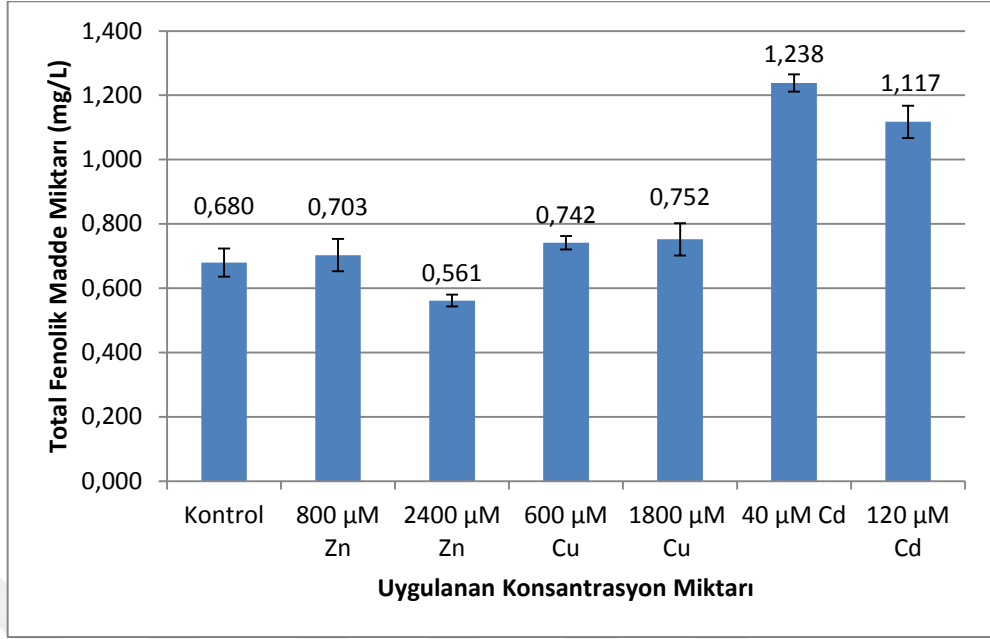


Şekil 4.31: *Eriophorum vaginatum* bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

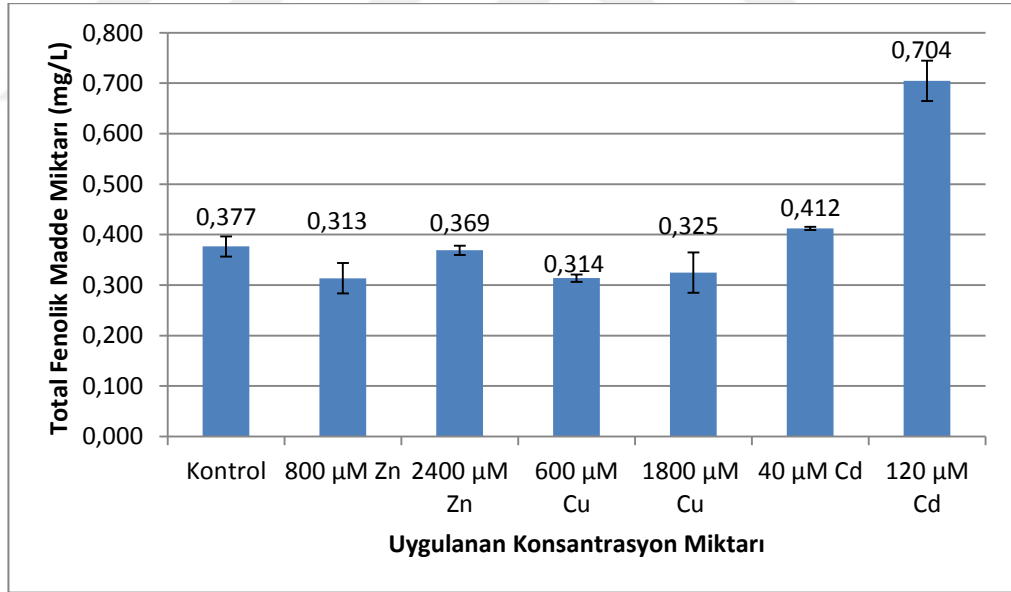
4.3.2.3. *Eriophorum scheuchzeri* Bitkisinin Toprak Üstü Organlarında ve Köklerinde Total Fenolik Madde Birikimi

E. scheuchzeri bitkisinin toprak üstü organlarında total fenolik madde birikimi 800 µM Zn'de %3 artış, 2400 µM Zn'de %17 azalma, 600 µM Cu'da %9 artış, 1800 µM Cu'da %11 artış, 40 µM Cd'de %82 artış ve 120 µM Cd'de %64 artış göstermiştir (Şekil 4.32).

E. scheuchzeri bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi 800 µM Zn'de %17 azalma, 2400 µM Zn'de %2 azalma, 600 µM Cu'da %17 azalma, 1800 µM Cu'da %14 azalma, 40 µM Cd'de %9 artış ve 120 µM Cd'de %87 artış göstermiştir (Şekil 4.33).



Şekil 4.32: *Eriophorum scheuchzeri* bitkisinin toprak üstü organlarındaki total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.



Şekil 4.33: *Eriophorum scheuchzeri* bitkisinin köklerinde total fenolik madde birikimi (mg/L). Sütunlar üzerindeki çubuklar \pm standart sapma değerlerini göstermektedir.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bitkilerin stres faktörlerine karşı gösterdiği tepkiler ile geliştirdiği savunma mekanizmaları, bitki türü ve yaşı, bitki organları, stres tipi ve strese maruz kalma süresine bağlı olarak benzerlik veya farklılıklar gösterebilmektedir (Koç ve diğ., 2012).

Metal toksisitesinin etkisi ilk olarak köklerde görülür, metal alımı arttıkça toprak üstü organlarda da gözlenebilir. Yüksek metal konsantrasyonuna maruz kalmış bitkilerde kökler, normal bitki kökleri ile karşılaştırıldığında daha kısa kalmakta, saçak kök sayısında azalma, yan köklerde ise artma ya da azalma meydana gelmekte, gövde uzaması olumsuz etkilenebilmektedir. Ayrıca metal türü ve konsantrasyonuna bağlı olarak yaprak şekillerinde değişiklik, yapraklarda alan küçülmesi, sararma ve nekrotik leke oluşumu da görülmektedir (Ayhan ve diğ., 2006).

Topraklardaki genel Zn konsantrasyonu 10-300 ppm olarak değişirken, bitkilerde 5-100 ppm arasında Zn bulunabilir. Zn toksisitesi genellikle 400 ppm'den sonra başlamaktadır (Özbek ve diğ., 1995).

10 gün süreyle 800 μ M Zn uygulanan *N. caerulea* bitkisinin köklerindeki Zn birikimi toprak üstü organlara göre yaklaşık iki kat daha fazla, 2400 μ M Zn uygulamasında ise konsantrasyon artışına paralel olarak üç kat daha fazla belirlenmiştir. 800 μ M Zn uygulanan *E. vaginatum*'da bu oran toprak üstü organlar ile kökte yaklaşık olarak eşit miktarda dağılım gösterirken, 2400 μ M Zn uygulamasının ardından toprak üstü organlarda (3324 \pm 12,29 ppm) köklere (2843 \pm 16,09 ppm) göre daha fazla birikim görülmüştür. *E. scheuchzeri*'de ise *E. vaginatum*'un aksine her iki Zn uygulamasında da köklerdeki birikimin (4170 \pm 39,46 ppm) toprak üstü organlara göre (1428 \pm 10,97 ppm) daha fazla olduğu saptanmıştır.

Topraklardaki genel Cu konsantrasyonu 100 ppm'dir, bitkilerdeki Cu miktarının normal değerleri 1-5 ppm arasındayken, 20-30 ppm kritik toksisite değerleridir (Krämer, 2010).

10 gün süreyle 600 μM Cu uygulanan *N. caerulea* bitkisinin köklerindeki Cu birikimi ($14617 \pm 65,06$ ppm) toprak üstü organlara göre ($603 \pm 13,20$ ppm) yaklaşık olarak 24 kat, 1800 μM Cu uygulamasında ise köklerde ($16083 \pm 235,44$ ppm) toprak üstü organlara göre ($2321 \pm 14,57$ ppm) yaklaşık 7 kat daha fazladır. *E. vaginatum* ve *E. scheuchzeri* bitkilerinin köklerindeki Cu birikimi ise, her iki konsantrasyonda da toprak üstü organlara göre yaklaşık 3 kat artış göstermiştir.

Topraktaki 3 ppm Cd toksik etkilidir, bitkideki kritik toksisite değeri ise 6-10 ppm arasındadır (Özbek ve diğ., 1995; Krämer, 2010).

10 gün süreyle 40 μM Cd uygulanan *N. caerulea* bitkisinde Cd birikimi köklerde toprak üstü organlara göre 9000 kat, 120 μM Cd konsantrasyonunda ise 25000 kat daha fazladır. *E. vaginatum*'daki Cd birikimi her iki konsantrasyonda da köklerde toprak üstü organlara göre 1 kat (40 μM toprak üstü organlarda $257 \pm 6,32$ ppm, köklerde $326 \pm 3,27$ ppm, 120 μM toprak üstü organlarda $518 \pm 5,65$ ppm, köklerde $980 \pm 14,19$ ppm) daha fazladır. *E. scheuchzeri*'de ise 40 μM ' de Cd birikimi köklerde toprak üstü organlara göre 2 kat, 120 μM 'de ise köklerde toprak üstü organlara göre 2,5 kat daha fazladır.

Ailanthus altissima ile yapılan bir çalışmaya göre, yetiştirme ortamındaki Cd konsantrasyonu arttıkça köklerdeki Cd birikimi artmıştır. Ortamdaki Cd konsantrasyonunun artması ile Cd alımının düşmesinin iyon transfer faktörünün etkilendiğini göstermektedir (Bayçu, 1995). Verilerimiz bu araştırmalarla kısmen uyum içindedir.

TF ve BCF değerleri bitkilerin metal birikimi ve fitoremediasyon potansiyelini belirlemek amacıyla kullanılan parametrelerdir. $TF > 1$ metalin kökten toprak üstü organlara taşındığını gösterirken; $BCF > 1$ bitkinin metal akümülatörü olduğunu belirtir (Fellet ve diğ., 2014).

N. caerulea bitkisinde TF değerleri artan metal konsantrasyonları ile artış göstermiştir ancak 1'in altındadır. Toprak üstü organların BCF değerleri düşük Zn, Cd ile yüksek Cu uygulamalarında daha fazladır. Kök BCF değerlerinin ise her üç metal uygulamasında da düşük konsantrasyonlarda daha fazla olduğu görülmüştür (Tablo 5.1).

Bu durumun, farklı ağır metal, farklı organ, farklı konsantrasyon ve iyon transfer faktörüyle ilişkili olabileceğini düşündürmektedir.

Tablo 5.1: *N. caerulea* bitkisinin TF ve BCF değerleri.

<i>N. caerulea</i> bitkisinin TF ve BCF değerleri			
Metal Uygulamaları	Translokasyon Faktörü (TF)	Biyokonsantrasyon Faktörü (BCF)	
		Toprak Üstü	Kök
800 μ M Zn	0,376	25,50	67,83
2400 μ M Zn	0,410	13,80	33,66
600 μ M Cu	0,041	10,05	243,61
1800 μ M Cu	0,144	12,90	89,35
40 μ M Cd	0	0,063	602,00
120 μ M Cd	0	0,015	381,42

E. vaginatum bitkisinde Zn uygulamasının her iki konsantrasyonunda da TF>1 olması Zn'nin özellikle toprak üstü organlarda fazla biriktiğini ve bitkinin **Zn hiperakümülatörü** olabileceğini düşündürmektedir. Cu ve Cd uygulamalarında ise TF değerleri 1'in altındadır. Toprak üstü organların BCF değerleri her üç metal uygulamasının düşük konsantrasyonlarında, kök BCF değerleri ise Zn ve Cu uygulamalarının düşük konsantrasyonlarında daha yüksek, Cd uygulamalarında ise yaklaşık olarak eşdeğerdedir (Tablo 5.2). Bitkinin genel olarak kök ve toprak üstü akümülatörü olduğunu söyleyebiliriz.

Tablo 5.2: *E. vaginatum* bitkisinin TF ve BCF değerleri.

<i>E.vaginatum</i> bitkisinin TF ve BCF değerleri			
Metal Uygulamaları	Translokasyon Faktörü (TF)	Biyokonsantrasyon Faktörü (BCF)	
		Toprak Üstü	Kök
800 µM Zn	1,016	22,36	22,01
2400 µM Zn	1,169	13,85	11,85
600 µM Cu	0,320	18,67	58,27
1800 µM Cu	0,366	12,66	34,56
40 µM Cd	0,788	64,23	81,48
120 µM Cd	0,529	43,16	81,67

E. scheuchzeri bitkisinin TF değerleri Zn uygulamasının yüksek konsantrasyonunda, Cu ve Cd uygulamalarının ise düşük konsantrasyonlarında daha fazladır. Her üç metalin toprak üstü organ ve kök BCF değerleri ise düşük konsantrasyonlarda daha yüksek miktarlarda saptanmıştır (Tablo 5.3).

Tablo 5.3: *E. scheuchzeri* bitkisinin TF ve BCF değerleri.

<i>E. scheuchzeri</i> bitkisinin TF ve BCF değerleri			
Metal Uygulamaları	Translokasyon Faktörü (TF)	Biyokonsantrasyon Faktörü (BCF)	
		Toprak Üstü	Kök
800 µM Zn	0,342	17,83	52,12
2400 µM Zn	0,573	11,91	20,76
600 µM Cu	0,376	28,44	75,62
1800 µM Cu	0,325	12,59	38,71
40 µM Cd	0,499	83,70	167,62
120 µM Cd	0,398	56,42	141,75

Verilerimiz, üç bitki türünün de genellikle kök ve topraküstü metal akümülatörü olduğunu göstermektedir. Ayrıca üç bitki türünde de düşük konsantrasyonda yüksek konsantrasyondakine göre BCF değerinin daha yüksek olması metallerin düşük konsantrasyonda daha kolay taşınabildiğini göstermektedir.

Ancak bitkilerin TF değerlerine göre, *E. vaginatum* bitkisine uygulanan Zn her iki konsantrasyonda da kökten toprak üstü organa iletilmiştir ve $TF > 1$ 'dir. Bu nedenle *E. vaginatum*'un Zn hiperakümülatörü olabileceği ve Zn ile kirlenmiş maden alanları ile diğer kirli bölgelerde fitoekstraksiyon amaçlı kullanılabilmesi düşünülmektedir. *E. vaginatum* bitkisine uygulanan diğer ağır metallerin köklerde birikiminin yüksek olması ve TF değerlerinin < 1 bulunması nedeniyle Cu ve Cd ile kirlenmiş alanların fitostabilizasyonu için uygun olabilir (Fellet ve diğ. 2014).

E. vaginatum ve *E. scheuchzeri* ile yapılan çalışmalar oldukça sınırlıdır. Stoltz ve Greger (2001) maden bölgesinden alınan dört farklı sulak alan bitkisinde As, Cd, Cu, Pb Zn birikimini incelemiş, *Eriophorum angustifolium* bitkisinin Cd ve Zn kök akümülatörü ve Cu için ise kök ve gövde akümülatörü olduğunu belirlemiştir.

Testiati ve diğ. (2013)'nin metal ile kirlenmiş alanlarda yaptığı çalışmalara göre *Globularia alypum* L. ve *Rosmarinus officinalis* L. bitkilerinin köklerindeki metal konsantrasyonları Cu dışında genellikle toprak konsantrasyonu ile ilişkili bulunmuştur. Bitkilerin özellikle Cu, Pb ve Zn için BCF değerleri ≤ 1 olarak saptanmıştır. Bu nedenle fitoekstraksiyon için uygun olmadığı belirtilmiştir. Ancak bu çok yıllık bitkilerin zorlu iklim ve toprak koşullarına uyum göstermiş olmaları nedeniyle toprak stabilizasyonunda önemli rol oynayabilecekleri ifade edilmiştir.

Ağba (2013) iki farklı konsantrasyonda Cd uygulanan *Populus tremula x Populus alba* ile yaptığı çalışmada BCF değerinin, her iki metal konsantrasyonunda en yüksek köklerde olduğunu belirlemiş ve Cd konsantrasyonu arttıkça buna paralel olarak azaldığını rapor etmiştir. Barajas ve diğ. (2015) Cd uygulanan *Acacia retinodes*'de BCF değerlerine göre bitkinin Cd hiperakümülatörü olabileceğini belirtmiştir. Hadi ve diğ. (2015) hidroponik kültürdeki *Ricinus communis* bitkisinde artan Cd konsantrasyonlarına bağlı olarak TF ve BCF değerlerinin arttığını ancak 1'in altında kaldığını bildirmiştir.

Bitkiler, BCF ve TF değerleri 1'in üzerinde olduğunda fitoekstraksiyon için potansiyel tür olarak sınıflandırılabilir. Araştırma yapılan çoğu bitki türünde birçok metal için kök BCF değerleri gövdeye göre daha yüksek bulunmuştur, bu durum köklerde birikimin kolay gerçekleştiğinin göstergesidir (Zhao ve Duo, 2015). BCF ve TF değerleri 1'in altında olan bazı toleranslı bitkiler ekskluder gibi davranırlar, çünkü yüksek oranda kirli topraklarda bu bitkiler büyüme ve gelişmelerine izin verecek mekanizmalar geliştirirler (Brunetti ve diğ., 2009).

Zn toksisitesi, topraktaki Zn miktarının düzeyi, iklim faktörleri, toprak eşitleri ve bitki genotipine bağlı olarak değişmektedir. Zn toksisitesi bitkilerde hücre bölünmesine zarar vererek meristematik kök hücre nukleuslarının olumsuz etkilenmesine neden olmaktadır (Bobak, 1985). Yüksek Zn konsantrasyonu, bitkilerde çözünebilir protein ve klorofil miktarında azalmaya neden olur; kök uzunluğunda azalma, kloroz ve rozet görünüm meydana getirir (Khurana ve Chatterjee, 2001).

10. gün sonunda, Zn uygulanan *N. caerulescens*, *E. vaginatum* ve *E. scheuchzeri* bitkilerinin gerek yaprak ve gerekse köklerinde gözle görünür morfolojik bir değişim gözlenmemiştir. Hiperakümülatör zellikteki *N. caerulescens* bitkisinin 30000 ppm Zn'yi zarar görmeden biriktirebildiği belirtilmiştir (Brown ve diğ., 1995).

Cu toksisitesi, genellikle bitki kök sistemlerinde açığa çıkmaktadır. DNA' nın hasar görmesi ile fotosentez ve solunum işlemleri, protein sentezi, iyon alımı, hücrede su ve besin dengesi; turgor ve hücre büyümesinin etkilenmesi sonucunda hücre membran stabilitesinde bozulmalar; bitki rengine koyulaşma, kök dokularında hasar ve köklerde kahverengileşme, yapraklarda kloroz meydana gelmektedir (Soss ve diğ., 2004; Asri ve Sönmez, 2006; Eryılmaz, 2007; Yalçın, 2014).

Gerek 600 μ M ve gerekse 1800 μ M Cu uygulanan *N. caerulescens* bitkisinin yaprakları ile köklerinde konsantrasyona bağlı olarak doku hasarı ve yumuşama meydana gelmiştir. Cu'nun hücre membranına doğrudan ya da kalsiyumla etkileşerek bağlanması sonucunda turgorun azaldığı ve hücre elastikiyetinin bozulduğu düşünülmektedir (Ouzounidou, 1994). Cu alımı ve taşınmasının konsantrasyona bağlı olarak değişim gösterdiği, ancak özellikle yüksek Cu konsantrasyonunun bitki köklerinde meydana getirdiği bozulmalar nedeniyle toprak üstü organlara iletimin de olumsuz etkilendiğini

söyleyebiliriz. Yapraklardaki kloroz ve turuncu nekrotik nokta oluşumları ise Cu'nun klorofil biyosentezinde meydana getirdiği olumsuz etkilerin varlığını göstermektedir. *E. vaginatum* ve *E. scheuchzeri* yapraklarında da yüksek konsantrasyonda daha fazla olmak üzere kloroz meydana gelmiştir. Köklerde ise fenolik maddelerin varlığını düşündüren kahverengimsi renk koyulaşması oluşmuştur.

Cd stresi altında bitkilerin su ve iyon alımının azalmasının en önemli nedeni kök büyüme ve gelişmesinin engellenmesidir. Ayrıca, stomaların kapanması nedeniyle transpirasyonla su kaybı azaltmakta ve Cd taşınması engellenmektedir (Salt ve diğ., 1995; Asri ve Sönmez, 2006).

Araştırmamızda, Cd uygulanan *N. caerulea* yapraklarında kloroz ve yumuşama, köklerinde ise yumuşama ve parçalanma meydana gelmiştir. *N. caerulea* köklerinde ve transpirasyonda meydana gelen olumsuz etkilerle Cd taşınmasının engellenmiş olabileceği düşünülmektedir. Ayrıca metalin köklerde tutularak taşınmasının engellenmesi de ağır metal stresine karşı bitkinin geliştirdiği savunma stratejilerinden biri olabilir (Fernandez ve Hendriques, 1991).

N. caerulea bitkisi köklerinde 1000 ppm Cd'nin herhangi bir toksisite semptomu göstermeksizin biriktirildiğini gösteren çalışmalar bulunmaktadır (Papoyan ve Kochian, 2004). Ancak verilerimiz bu çalışmalarla paralellik göstermemektedir.

E. vaginatum yapraklarında kloroz, köklerinde ise noktasal nekrotik doku ve siyah lekeler oluşmuştur. *E. scheuchzeri* yapraklarında benzer şekilde kloroz ve köklerinde noktasal nekrotik dokularla siyah lekeler meydana gelmiştir. Bu lekelerin Cd nedeniyle meydana gelmiş fenolik maddeler olabileceği düşünülmektedir. Ancak bu bitkilerle ilgili benzer bir çalışmaya rastlanmadığından karşılaştırma yapılması mümkün olmamıştır. Etkiler sadece genel olarak tartışılabilir.

Total klorofil miktarının belirlenmesi, çevresel stres faktörlerinin araştırıldığı çalışmalarda metal toksisitesinin varlığını belirlemekte kullanılan önemli bir parametredir (Makinde ve Akande, 2012). Ağır metal stresi sonucunda oluşan klorofil içeriğinde görülen azalma, klorofil biyosentez yolunda iş gören enzim işlevlerinin engellenmesi sonucu olabileceği belirtilmiştir (Zengin ve Munzuroğlu, 2006). Ayrıca, ağır metaller serbest radikal oluşumuna yol açarak, bu yolla tilakoid membran

lipitlerinin oksidatif yıkımına neden olur ve buna bağılı olarak klorofil yıkımı artar ve sentezi engellenir (Zengin ve Munzuroğlu, 2005).

Zn fotosentez ve fotosentetik pigment sentezinin işleyişinde önemli bir elementtir (Borowiak ve diğ., 2015). Çalışmamızda, Zn uygulanan *N. caerulescens* yapraklarındaki total klorofil miktarı her iki konsantrasyonda da artış göstermiştir. Zn akümülatörü olarak bilinen bu toleranslı bitkinin Zn'den olumsuz etkilenmediği ve Zn'nin birçok enzimde kofaktör olarak görev almasıyla ilişkili olarak klorofil miktarında artışa neden olduğu düşünülmektedir. *E. vaginatum*'da ise klorofil sadece 800 μM 'de artış göstermiş, 2400 μM 'de ise değişmemiştir. Daha düşük konsantrasyonların Zn hiperakümülatörü olarak düşündüğümüz bu türde klorofil biyosentezini artırdığı, yüksek konsantrasyonların ise etkilemediği söylenebilir. *E. scheuchzeri* yapraklarında ise konsantrasyonun artmasıyla klorofil miktarında azalma meydana gelmiştir. Bu bitkinin klorofil miktarındaki azalma, Zn'nin klorofil biyosentezindeki işleyişi bozmasıyla veya klorofil yıkımına neden olmasıyla ilişkili olabilir (Santos, 2004).

Cu miktarının fazlalığı, bitkide protein sentezini azaltarak ya da inhibe ederek enzim yapısının bozulmasına neden olur ve klorofil sentezi azalır, yıkımı artar (Lin ve diğ., 1988; Prochozkova ve diğ., 2001). Moustakas ve diğ. 1996 yılında Cu ile kirlenmiş maden bölgesinden alınan *Triticum aestivum* ile yaptıkları çalışmada Cu stresi altında bitkilerin total klorofil miktarlarının kontrol bitkilerine göre önemli lde azaldığını tespit etmişlerdir. Çalışmamızda, Cu uygulanan *N. caerulescens* yapraklarında total klorofil miktarı her iki konsantrasyonda da önemli lde (%67-75) azalmıştır. *E. scheuchzeri* ve *E. vaginatum* yapraklarında ise %21-22 azalma meydana gelmiştir. Farklı konsantrasyonlardaki Cu'nun bitkilerde enzim yapısını bozduğu ve klorofil sentezini azalttığı ve bunun bitki türüne göre değişim gösterebildiği tahmin edilmektedir. Buna paralel olarak, *Eriophorum* türlerindeki Cu toleransının daha yüksek olabileceği düşünülmektedir.

Cd toksisitesinin klorofil biyosentezi, terleme ve solunum işlemleri, stoma açılması, elektron transportunun olumsuz etkilenmesi ve fotosentez hızının yavaşlamasına neden olduğu bildirilmiştir (Barylva ve diğ., 2001; Mobin ve Khan 2007; Shi ve Cai, 2008; Chen ve diğ., 2011). Bu zararlı etkiler sıklıkla, artan konsantrasyon miktarları ile

doğrusal olarak değişmektedir (Wang ve diğ., 2010). Toksik düzeyde Cd, klorofil biyosentezinde görev yapan protoklorofil reduktaz ile aminolevulinik asit sentezini engelleyerek klorofil sentezinin azalmasına neden olmaktadır (Zengin ve Munzuroğlu, 2005).

Tamamen toksik özellikteki bir element olan Cd, total klorofil miktarını *N. caerulea* yapraklarında %40 civarında azaltırken, *Eriophorum* türlerinde %5 indirgenmeye neden olmuştur. Klorofil biyosentezindeki olumsuz etkilerin *N. caerulea* bitkisinde daha belirgin olduğunu, *Eriophorum* türlerinde ise önemli bir değişime neden olmadığını ifade etmek mümkündür. Bu bitkilerde Cd tolerans çalışmalarının yapılması yeni bilgiler edinilmesini sağlayacaktır.

Bitkiler abiyotik ve biyotik stres faktörleriyle başa çıkmak için kalitatif ya da kantitatif değişimlerle sonuçlanan sekonder metabolit üretimini savunma mekanizmaları olarak etkinleştirirler (Jahangir ve diğ., 2009).

Fenolikler ağır metal stresi altında biyosentezi artan sekonder metabolitlerdir aynı zamanda metalleri şelatlayıcı özellikleri de vardır (Michalak, 2006). Hidroksil yapıları ve hidroksil gruplarının miktarı dolayısıyla antioksidan aktivite gösterirler (Kovacik ve Klejdus, 2008).

Borowiak ve diğ. (2015) melez *Salix purpurea* x *triandra* x *viminalis* ile yaptıkları çalışmada artan Zn konsantrasyonları ile bitkide Zn ve total fenolik madde birikiminin doğru orantılı olarak önemli derecede arttığını belirtmişlerdir. Yine Mukhopadhyay ve diğ. (2013) yapmış oldukları çalışmada Zn stresi altında *Camellia sinensis*'de total fenolik madde birikiminin arttığını, vakuolde total fenolik madde birikimi gerçekleştiğini rapor etmişlerdir. Araştırmamızda bu çalışmalara paralel olarak 800 µM Zn uygulamasında *N. caerulea* ve *E. vaginatum*'da total fenolik madde miktarı köklerde daha fazla olmak üzere artmıştır. *E. scheuchzeri*'de ise total fenolik madde miktarı toprak üstü organlarda artma göstermezken, köklerinde kontrol bitkilerine göre % 38 azalma meydana gelmiştir. 2400 µM Zn uygulamasıyla *N. caerulea*'de total fenolik madde birikimi köklerde artış göstermiştir. *E. vaginatum*'da toprak üstü organlarda total fenolik birikimi köklere göre yaklaşık iki kat artmıştır.

E. scheuchzeri'de ise toprak üstü organlarda ve kökte kontrol bitkilerine göre azalma meydana gelmiştir.

Eryılmaz (2007) *Zea mays*'ın 15 günlük fidelerinde artan Cu konsantrasyonu ile doğrusal olarak yaprak kını, ilk yapraklar ve kökte total fenolik madde miktarının arttığını belirtmiştir. 600 µM Cu uygulanan *N. caerulea* toprak üstü organlarında total fenolik madde miktarı artmış, köklerde ise azalma göstermiştir. *E. vaginatum* toprak üstü organlarında daha fazla olmak üzere total fenolik madde miktarı önemli ölçüde artmıştır. *E. scheuchzeri*'de ise toprak üstü organlarında artış, köklerinde azalma göstermiştir. 1800 µM Cu uygulanan *N. caerulea* toprak üstü organlarında total fenolik madde miktarı artış, köklerinde azalma göstermiştir. *E. vaginatum* toprak üstü organlarında total fenolik madde miktarı artış, köklerinde düşük konsantrasyondaki birikimin aksine kontrole göre %5 azalma göstermiştir. *E. scheuchzeri* toprak üstü organlarında artış, köklerinde azalma göstermiştir.

Toprak üstü organlardaki total fenolik madde miktarı artışının, fenoliklerin serbest radikallerin uzaklaştırılmasını sağlayan antioksidanlar gibi davranması ve aktivitelerinin metal şelatlayıcı özellikte, lipoksigenaz enziminin inhibe edilmesi ile ilgili olabileceği düşünülmektedir (Roya ve Fatemeh, 2013).

Ricinus communis ile yapılan bir çalışmada Cd uygulanan bitki dokularında Cd birikimi ve total fenolik madde miktarı yapraklarda daha yüksek olmak üzere artış göstermiştir (Hadi ve diğ., 2015). *Cannabis sativa* ile yapılan bir başka çalışmada Cd stresi altında bitkide total fenolik madde miktarı yükselmiştir ve yapraklarda köklere göre daha yüksek seviyede gözlenmiştir (Ahmad ve diğ., 2015). Uruguchi (2006) *Crotalaria juncea* bitkisinde total fenolik madde miktarının yapraklarda yüksek olduğunu bildirmiştir. 40 µM Cd uygulanan *N. caerulea* toprak üstü organlarında total fenolik madde miktarı köklere göre yaklaşık iki kat daha fazla artmıştır.

E. vaginatum toprak üstü organlarında total fenolik madde miktarı kontrole göre değişmemiş, köklerde ise azalma göstermiştir. *E. scheuchzeri* toprak üstü organlarında köklere göre 9 kat daha fazla artış göstermiştir. 120 µM Cd uygulanan *N. caerulea* toprak üstü organlarında total fenolik madde miktarı artmış, köklerinde ise azalma göstermiştir. *E. vaginatum* köklerinde total fenolik madde miktarı toprak üstü

organlarına göre yaklaşık olarak 1.5 kat daha fazla artış göstermiştir. *E. scheuchzeri*'de toprak üstü organlarda ve (%64) köklerde (%87) önemli ölçüde artma göstermiştir. Bitki türleri ve bitki organlarına göre değişim gösterse de, total fenolik madde biyosentezinde meydana gelen artış ile metallerin şelatlandığı, antioksidan benzeri davranış ile serbest radikallerin uzaklaştırıldığı ve bitki toleransı üzerinde önemli etkileri olduğu düşünülmektedir.

Elde edilen veriler doğrultusunda, araştırma bitkilerimizin farklı organlarda farklı düzeylerde ağır metal biriktirebileceği, bu birikimin bazı toksik etkilere neden olabileceği, klorofil miktarında farklı metal konsantrasyonları ve metal türlerine göre değişim görülebileceği, fenolik maddelerin kök veya toprak üstü organlarda birikerek tolerans mekanizmasında yer alabileceği, organlarda biriktirilen metal konsantrasyonlarının türüne ve düzeyine göre bitkilerin hiperakümülatör ya da toprak üstü ve/veya kök akümülatörü olarak sınıflandırılabilceği sonucuna ulaşılmıştır.

Araştırmamızdaki bitki türlerinin, uygulanan tüm metaller kapsamında, gerek toprak üstü ve gerekse kök akümülatörü olarak değerlendirilebileceği, ancak *N. caerulea*'nin Cd için sadece kök akümülatörü olduğu; *E. scheuchzeri*'nin kök akümülatörü olarak daha belirgin birikim gösterdiği; *E. vaginatum*'un ise Zn hiperakümülatörü özelliği taşıması nedeniyle detaylı araştırılmasının gerekliliği sonucuna varılmıştır.

Hiperakümülatörler ile toprak üstü organlarında birikim gösteren bitkilerin fitoekstraksiyon; köklerinde birikim gösterenlerin ise fitostabilizasyon işlemlerinde başarı ile kullanılabilceği ve çevredeki metal kirliliğini doğal yollarla temizleyebileceği tahmin edilmektedir. *Eriophorum* türleriyle yapılan benzer çalışmaların sınırlı olması nedeniyle, *E. scheuchzeri* ve *E. vaginatum* bulgularının bilime yenilik katacağı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- Ağba, T., 2013, *Metal Stresindeki Populus tremula L. (Titrek Kavak) X Populus alba L. (Akkavak) 717-1B4' de Ekofizyolojik Araştırmalar*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Ahmad, A., Hadi, F. and Ali N., 2015, Effective Phytoextraction of Cadmium (Cd) with Increasing Concentration of Total Phenolics and Free Proline in *Cannabis sativa* L. Plant Under Various Treatments of Fertilizers, Plant Growth Regulators and Sodium Salt, *International Journal of Phytoremediation*, 17, 56-65.
- Aiken, S.G., 2007, *Flora of the Canadian Arctic Archipelago: Descriptions, Illustrations, Identification, and Information Retrieval*, NRC Research Press, National Research Council of Canada, Ottawa.
- Ali, H., Khan, E. and Sajad, M.A., 2013, Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications, *Chemosphere*, 91, 869–881.
- Arnon, D.I., 1949, Copper enzymes in isolated chloroplasts, polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*, *Plant Physiology*, 24, 1-4.
- Asri, Ö. ve Sönmez, F., 2006, Ağır Metal Toksikitesinin Bitki Metabolizması Üzerine Etkileri, *Derim*, 23 (2), 36-45.
- Assuncao, A.G.L., Schat, H. and Aarts, M.G.M., 2003, *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation plants, *New Phytologist*, 159 (2), 351-360.
- Ayhan, B., Ekmekçi, Y. ve Tanyolaç, D., 2006, Bitkilerde ağır metal zararları ve korunma mekanizmaları, *Anadolu Üniversitesi Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 7 (1), 1-16.
- Baba, A., Gündüz, O., Save, D., Gürdal, G., Sülün, S., Bozcu, M. ve Özcan, H., 2009, Madencilik Faaliyetlerinin Tıbbi Jeoloji Açısından Değerlendirilmesi, *62. Türkiye Jeoloji Kurultayı*, Ankara, 514-515.
- Baker, A.J.M. and Brooks, R.R., 1989, Terrestrial Higher Plants Which Hyper Accumulate Metallic Elements—a Review of Their Distribution, *Ecology and Phytochemistry, Biorecovery*, 1 (81), 26.
- Baker, A.J.M., Ernst, W.H.O., Van Der Ent, A., Malaisse, F. and Ginocchio, R., 2010, *Metallophytes: the unique biological resource, its ecology and conservational status in Europe, central Africa and Latin America*, Ecology of industrial pollution, In: Batty L.C., Hallberg K.B. (ed.), Cambridge University Press, Ecological Safety, Cambridge (UK) British, 7–40.

- Baker, A.J.M. and Walker, P.L., 1990, *Ecophysiology of Metal Uptake by Tolerant Plants*, Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects, In: Shaw A.J. (ed.), CRC Press, Boca Raton, 155-177.
- Barajas-Aceves, M., Camarillo-Ravelo, D. and Rodríguez-Vázquez, R., 2015, Mobility and Translocation of Heavy Metals from Mine Tailings in Three Plant Species after Amendment with Compost and Biosurfactant, *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 24 (3), 223-249.
- Baryla, A., Carrier, P., Franck, F., Coulomb, C., Sahut, C. and Havaux, M., 2001, Leaf chlorosis in oilseed rape plants (*Brassica napus*) grown on cadmium-polluted soil: causes and consequences for photosynthesis and growth, *Planta*, 212, 696–709.
- Basta, N. and McGowen, S., 2004, Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil, *Environment Pollution*, 127, 73–82.
- Bayçu, G., 1995, *Ailanthus altissima*'da Kadmiyum Toleransı ve Fitokelatin Oluşumu, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Bayçu, G. and Rognes, S.E., 2012, Abandoned Copper Mines And Phytoremediation Possibilities, *International Conference on Recycling and Reuse*, R&R., 4-6 Haziran 2012, Türkiye, 106-110.
- Bayçu, G., Tolunay, D., Özden, H., Csatari, I., Karadağ, S., Ağba, T. and Rognes, S.E., 2015, An Abandoned Copper Mining Site in Cyprus and Assessment of Metal Concentrations in Plants and Soil, *International Journal of Phytoremediation*, 17 (7), 622-631.
- Beinert, H., 1991, Copper in biological systems, *A report from 6th Manzianna conference*, 23-27 September 1991, *Journal of Inorganic Biochemistry*, 44, 173-218.
- Bjelkov, M. and Griga, M., 2013, Flax (*Linum usitatissimum* L.) and Hemp (*Cannabis sativa* L.) as Fibre Crops for Phytoextraction of Heavy Metals: Biological, Agrotechnological and Economical Point of View, *Plant-Based Remediation Processes*, *Soil Biology*, 18, 199-237.
- Bobak, M., 1985, Ultrastructure changes of the nucleus and its components in meristematic root cells of the horse-bean after zinc in toxication, *Physiology of Plants*, 15, 31-36.
- Borowiak, K., Gąsecka, M., Mleczek, M., Dąbrowski, J., Chadzinikolau, T., Magdziak, Z. and Kozubik, T., 2015, Photosynthetic activity in relation to chlorophylls, carbohydrates, phenolics and growth of a hybrid *Salix purpurea* × *triandra* × *viminalis* 2 at various Zn concentrations, *Acta Physiologiae Plantarum*, 37 (8), 1-12.

- Brooks, R.R., 1998, *General Introduction*, Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals: Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining, In: Brooks, R.R. (ed.), CAB International, New York, 1-14.
- Brown, S.L., Angle, J.S., Chaney, R.L. and Baker, A.J.M., 1995, Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution, *Soil Science Society of America Journal*, 59 (1), 125-133.
- Brunetti, G., Soler-Rovira, P., Farrag, K. and Senesi, N., 2009, Tolerance and accumulation of heavy metals by wild plant species grown in contaminated soils in Apulia region, Southern Italy, *Plant Soil*, 318, 285.
- Cao, X., Ma, L.Q. and Shiralipour, A., 2003, Effects of compost and phosphate amendments on arsenic mobility in soils and arsenic uptake by the hyperaccumulator, *Pteris vittata* L., *Environment Pollution*, 126, 157-167.
- Cempel, M. and Nikel, G., 2006, Nickel: A Review Of Its Sources And Environmental Toxicology, *Polish Journal of Environmental Studies*, 15, 375-382.
- Chen, X., Wang, J., Shi, Y., Zhao, M.Q. and Chi, G.Y., 2011, Effects of cadmium on growth and photosynthetic activities in pakchoi and mustard, *Botanical Studies*, 52, 41-46.
- Chen, Y., Shen, Z. and Li, X., 2004, The Use of Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides*) in the Phytoremediation of Soils Contaminated with Heavy Metals, *Applied Geochemistry*, 19, 1553-1565.
- Clemens, S., 2006, Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants, *Biochimie*, 88, 1707-1719.
- Conesa, M.H., Faz, A. and Arnaldos, R., 2006, Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Union mining district (SE Spain), *Science Total Environment*, 366 (1), 1-11.
- Demirci, T., Özdamar, P. ve Baydar, N., 2015, Tıbbi ve Aromatik Bitkiler ile Sebzelerde Kök Kaynaklı Sekonder Metabolitlerin Üretimine Artırılmasına Yönelik In Vitro Uygulamalar, *Türk Tarım – Gıda Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 3 (5), 261-270.
- Doty, S.L., Shang, Q.T., Wilson, A.M., Moore, A.L., Newman, L.A. and Strand, S.E., 2007, Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian P450 2E1, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97, 6287-6291.
- Douglasa, M.H., Smallfieldb, B.M., Wallaceb, A.R. and Gimpsey-Ja, M.C., 2014, Saffron (*Crocus sativus* L.): The effect of mother corm size on progeny multiplication, flower and stigma production, *Science Hortic-Amsterdam*, 166, 50-58.

- Dushenkov, V., Kumar, P.B.A.N., Motto, H. and Raskin, I., 1995, Rhizofiltration: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams, *Environmental Science and Technology*, 29, 1239-1245.
- Epa, C.V. and Colman, P., 2000, Electrostatic Complementarity at Protein/Protein Interfaces, *Journal of Molecular Biology*, 268 (2).
- Eryılmaz, F., 2007, Bakır (Cu) uygulanmış mısır (*Zea mays* L.) fidelerindeki antioksidan aktivitelerin fizyolojik ve anatomik yönden incelenmesi, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Fellet, G., Marmiroli, M. and Marchiol, L., 2014, Elements uptake by metal accumulator species grown on mine tailings amended with three types of biochar, *Science of the Total Environment*, 468, 598-608.
- Fernandes, J.C. and Hendriques, F.S., 1991, Biochemical, physiological and structural effects of excess copper in plants, *Botanical Review.*, 57, 246-273.
- Gayer, V. and Gulch, P., 1991, *Toxic effects of metals*, Basic science of poisons, In: Amer, M.O., Doull, J., Klaassen, C.D. (ed.), Casarett and Doull's Toxicology., Pergmon Press, Oxford.
- Ghosh, M. and Singh, S.P., 2005, A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of its Byproducts, *Applied Ecology and Environmental Research*, 3, 1-18.
- Gouia, H., Gorbil, M.H. and Meyer, C., 2000, Effects of cadmium on activity of nitrate reductase and on other enzymes of the nitrate assimilation pathway in bean, *Plant Physiol, Biochem*, 38, 629-638.
- Göhre, V. and Paszkowski, U., 2006, Contribution Of The Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis To Heavy Metal Phytoremediation, *Planta*, 223, 1115–1122.
- Greger, M., 1999, *Metal availability and bioconcentration in plants*, Heavy Metal Stress in Plants- from molecules to ecosystems, In: Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (ed.), Springer, Berlin, Almanya, 1-27.
- Gül, F., 2011, *Mentha villosa nervata bitkisindeki uçucu yağ ve fenolik bileşiklerin izolasyonu, saflaştırılması ve karakterizasyonu*, Yüksek Lisans Tezi, Gaziosmanpaşa Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tokat.
- Gür, N., Topdemir, A., Munzuroğlu, Ö. ve Çobanoğlu, D., 2004, Ağır Metal İyonlarının (Cu^{+2} , Pb^{+2} , Hg^{+2} , Cd^{+2}) *Clivia* sp. Bitkisi Polenlerinin Çimlenmesi ve Tüp Büyümesi Üzerine Etkileri, *Fırat Üniversitesi Fen ve Matematik Bilimleri Dergisi*, 16 (2), 177-182.
- Hadi, F., Arifeen, M.Z.U., Aziz, T., Nawab, S. ve Nabi, G., 2015, Phytoremediation of cadmium by *Ricinus communis* L. in Hydroponic Condition, *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environment Science*, 15 (6), 1155-1162.

- Haktanır, K., 1987, Çevre Kirliliği, A.Ü. Ziraat Fakültesi Ders Notu, Teksir No:140.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A.B., Duman, D. ve Aras, S., 2012, Biyosorpsiyon, Adsorpsiyon Ve Fitoremediasyon Yöntemleri Ve Uygulamaları, *Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi*, 69 (4), 235-253.
- Hartinger, A., 1882, *Atlas der Alpenflora*, https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Eriophorum_scheuchzeri_Atlas_Alpenflora.jpg, [Ziyaret tarihi: 14 Aralık 2015].
- Haslam, E., 1996, Natural polyphenols (vegetable tannins) as drug and medicine: Possible modes of action, *Journal of Natural Products*, 59, 205-215.
- Howard, J.L., 1993, *Eriophorum vaginatum*, In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer), <http://www.fs.fed.us/database/feis/>, Ziyaret Tarihi: [19.09.2015].
- Jahangir, M., Abdel-Farid, I.B. and Kim, H.K., 2009, Healthy and unhealthy plants: the effect of stress on the metabolism of Brassicaceae, *Environmental and Experimental Botany*, 67, 23–33.
- Khurana, N. and Chatterjee, C., 2001, Influence of variable zinc on yield, oil content, and physiology of sunflower, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32 (19-20), 3023-3030.
- Kocaer, F.O. ve Başkaya, H.S., 2003, Metallerle kirlenmiş toprakların temizlenmesinde uygulanan teknolojiler, *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 8 (1), 121-131.
- Koç, E., Üstün, A.S. ve Arıcı, Y.K., 2012, Biber (*Capsicum annuum* L.) Fidelerinde Farklı Çinko Konsantrasyonlarının Total Protein, Hidrojen Peroksit İçeriği ve Peroksidaz Aktivitesi Üzerine Etkisi, *Artvin Çoruh Üniversitesi Orman Fakültesi Dergisi*, 13(2), 205-212.
- Kovacık, J. ve Klejdus, B., 2008, Dynamics of phenolic acids and lignin accumulation in metal-treated *Matricaria chamomilla* roots, *Plant Cell Research*, 27, 605–615.
- Krämer, U., 2010, Metal Hyperaccumulation in Plants, *Annual Review of Plant Biology*, 61, 517–534.
- Kuiper, I., Lagendijk, E.L., Bloemberg G.V. and Lugtenberg, B.J.J., 2004, Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction, *Molecular Plant-Microbe Interactions Journal*, 17, 6–15.
- Ladyman, J.A.R., 2006, *Eriophorum scheuchzeri* Hoppe (white cottongrass): A technical conservation assessment. [Online]. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region.

- Lee, M. and Yang, M., 2010, Rhizofiltration Using Sunflower (*Helianthus annuus* L.) and Bean (*Phaseolus vulgaris* L. var. *vulgaris*) to Remediate Uranium Contaminated Groundwater, *Journal of Hazardous Materials*, 173, 589-596.
- Levitt, J., 1972, Responses of Plants to Environmental Stresses, *Academic Press*, New York.
- Levitt, J., 1980, Responses of Plants to Environmental Stresses, Volume II. Water, radiation, salt, and other stresses.
- Lin, Z.F., Li, S.S. and Lin, G.Z., 1988, Senescing leaves and chloroplast in relation to lipid peroxidation, *Acta Phytophysiology Sinica*, 14, 16-22.
- Lindberg, S.E., Meyers, T.P., Taylor, G.E., Turner, R.R. and Schroeder, W.H., 1992, Atmosphere-surface exchange of mercury in a forest: Results of modeling and gradient approaches, *Journal of Geophysical Research*, 97, 148-227.
- Lindman, C., 1926, https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Eriophorum_vaginatatum.jpg, [Ziyaret tarihi: 14 Aralık 2015].
- Lyons, M., 1996, Inhibition of Bacterial Activities by Solar Radiation in Nearshore Waters and the Gulf of Mexico, *Aquatic Microbial Ecology*, 11 (3), 229- 238.
- Makinde, A.M. and Akande, F.I., 2012, Effects of lead and simulated acid rain on chlorophyll contents of selected tropical mosses, *Journal of Science*, 14 (2), 309.
- Marschner, H., 1995, Mineral nutrition of higher plants, *Annals of Botany*, 78 (4), 527-528.
- Martin, J.T. and Juniper, B.E., 1970, The cuticles of plants, London: Edward Arnold.
- Mccue, P., Zheng, Z., Jennifer, L.P. and Kalidas, S., 2000, A model for enhanced pea seedling vigour following low pH and salicylic acid treatments, *Process Biochemistry*, 35, 603-613.
- Memon, A.R., Aktoprakligül, D., Özdemir, A. and Vertii, A., 2001, Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants, *Turkish Journal of Botany*, 25, 111-121.
- Michalak, A., 2006, Phenolic compounds and their antioxidant activity in plants growing under heavy metal stress, *Polish Journal of Environmental Studies*, 15, 523-530.
- Mirona, T.L., Herrero, M. and Ibanez, E., 2013, Enrichment of antioxidant compounds from lemon balm (*Melissa officinalis*) by pressurized liquid extraction and enzyme assisted extraction, *Journal of Chromatography A*, 1288, 1-9.

- Mobin, M. and Khan, N.A., 2007, Photosynthetic activity, pigment composition and antioxidative response of two mustard (*Brassica juncea*) cultivars differing in photosynthetic capacity subjected to Cadmium stress, *Journal of Plant Physiology*, 164, 601–610.
- Moustakas, M., Ouzounidou, G., Eleftheriou, E.P. and Lannoye, R., 1996, Indirect effects of aluminium stress on the function of the photosynthetic apparatus, *Plant Physiology And Biochemistry-Paris*, 34, 553-560.
- Mukhopadhyay, M.S., Das, A., Subba, P., Bantawa, P., Sarkar, B., Ghosh, P. and Mondal, T.K., 2013, Structural, physiological, and biochemical profiling of tea plants under zinc stress, *Plant Biology*, 57 (3), 474–480.
- Mukhopadhyay, S. and Maiti, S.K., 2010, Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review, *Global Journal of Environmental Research*, 4, 135–150.
- Nissen, C., 1966, Die Botanische Buchillustration, Zweite auflage, No. 2249, http://plantillustrations.org/illustration.php?id_illustration=113108, [Ziyaret tarihi: 14 Aralık 2015].
- Nordal, I., Haraldsen, K.B., Ergon, Å. and Eriksen, A.B., 1999, Copper Resistance and Genetic Diversity in *Lychnis alpina* (Caryophyllaceae) Populations On Mining Sites, *Folia Geobotanica*, 34, 471- 481.
- Ouzounidou, G., 1994, Root growth and pigment composition in relationship to element uptake in *Silene compacta* plants treated with copper, *Journal of Plant Nutrition*, 17, 933-943.
- Özay, C. ve Mammadov, R., 2013, Ağır Metaller ve Süs Bitkilerinin Fitoremediasyonda Kullanılabilirliği, *BAÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 15 (1), 67-76.
- Özbek, H., Kaya, Z., Gök, M. ve Kaptan, H., 1995, *Toprak Bilimi*, Çukurova Üniversitesi Ziraat Fak. Genel Yayın No: 73, Ders Kitapları Yayın, No:16, Adana.
- Padmavathamma, P.K. and Li, L.Y., 2007, Phytoremediation technology: hyperaccumulation metals in plants, *Water Air Soil Pollution*, 184, 105–126.
- Papoyan, A. and Kochian, L.V., 2004, Identification of *Thlaspi caerulescens* genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance, Characterization of a novel heavy metal transporting ATPase, *Plant Physiology*, 136 (3), 3814-3823.
- Park, S., Kim, K.S., Kim, J.T., Kang, D. and Sung, K., 2011, Effects of humic acid on phytodegradation of petroleum hydrocarbons in soil simultaneously contaminated with heavy metals, *Journal of Environmental Sciences*, 23 (12), 2034-2041.
- Prasad, M.N.V. and Freitas, H., 2003, Metal hyperaccumulation in plants biodiversity prospecting for phytoremediation technology, *Electronic Journal of Biotechnology*, 6 (3), 275–321.

- Prasad, M.N.V., 2008, Trace Elements as contaminants and nutrients: consequences in ecosystems and human health, New York, Wiley & Sons.
- Prochazkova, A.D., Sairam, R.K., Srivastava, G.C. and Singh, D.V., 2001, Oxidative stress and antioxidant activity as the basis of senescence in maize leaves, *Plant Science*, 161 (4), 765-771.
- Pulford, I.D. and Watson, C., 2003, Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees: A Review, *Environment International*, 29, 529-540.
- Pulford, I.D. and Watson, C., 2003, Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees: A Review, *Environment International*, 29, 529-540.
- Rascio, N. and Navari-Izzo, F., 2011, Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting?, *Plant Science*, 180 (2), 169-181.
- Rashed, M.N., 2010, Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation in soil and some wild plants at Southeast Egypt, *Journal of Hazardous Materials*, 178, 739-746.
- Raskin, I. and Ensley, D.E., 2000, Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment, Wiley, New York, 352.
- Reeves, R.D. and Baker, A.J.M., 2000, *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*, Metal-accumulating plants, In: Raskin, I. and B.D. Ensley (ed.), Wiley, New York, 193-229.
- Reeves, R.D., 2006, *Phytoremediation of metal-contaminated soils*, *NATO Science Series: IV: Earth and Environmental Sciences*, Hyperaccumulation of trace elements by plants, In: Morel, J.L., Echevarria, G. ve Goncharova, N. (ed.), Springer, NY, 1-25.
- Rout, G.R. and Das, P., 2003, Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc, *Agronomie*, 23, 3-11.
- Roya, K. and Fatemeh, G., 2013, Screening of total phenol and flavonoid content, antioxidant and antibacterial activities of the methanolic extracts of three *Silene* species from Iran, *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, 5(3), 305-312.
- Salt, D., Price, R., Pickering, I. and Raskin, I., 1995, Mechanisms of Cadmium Mobility and Accumulation in Indian Mustard, *Plant Physiology*, 109, 1427-1433.
- Salt, D.E. and Rauser, W.E., 1995, MgATP-Dependent Transport of Phytochelatin Across the Tonoplast of Oat Roots, *Plant Physiology*, 107, 1293-1301.

- Samber, N., Varma, A.L. and Manzoor, N., 2014, Evaluation of *Mentha piperita* essential oil and its major constituents for antifungal activity in *Candida* spp., *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering (IJITEE)*, 3, 9404- 9411.
- Santos, C.V., 2004, Regulation of chlorophyll biosynthesis and degradation by salt stress in sunflower leaves, *Scientia Horticulturae*, 103 (1), 93-99.
- Sastre, J., Sahuquillo, A., Vidal, M. and Rauret, G., 2002, Determination of Cd, Cu, Pb, and Zn in environmental samples, *Analytica Chimica Acta*, 462, 59–72.
- Sharma, P. and Dubey, R.S., 2005, Lead toxicity in plants, *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17 (1), 35-52.
- Sheoran, I.S., Singal, H.R and Singh, R., 1990, Effect of cadmium and nickel on photosynthesis and enzymes of the photosynthetic carbon reduction cycle in pigeon pea (*Cajanus cajan* L.), *Photosynthesis Research*, 23, 345-351.
- Shi, G.R. and Cai, Q.S., 2008, Photosynthetic and anatomic responses of peanut leaves to cadmium stress, *Photosynthetica*, 46, 627–630.
- Singh, R.P., Tripathi, R.D., Sinha, S.K., Maheshwari, R. and Srivastava, H.S., 1997, Response of higher plants to lead contaminated environment, *Chemosphere*, 34 (11), 2467-2493.
- Sossé, B.A., Genet, P., Dunand-Vinit, F., Toussaint, L.M., Epron, D. and Badot, P.M., 2004, Effect of copper on growth in cucumber plants (*Cucumis sativus*) and its relationships with carbohydrate accumulation and changes in ion contents, *Plant Science*, 166, 1213-1218.
- Söğüt, Z., Zaimoğlu, Z., Erdoğan, R. K. ve Doğan, S., 2004, Su kalitesinin artırılmasında bitki kullanımı (yeşil ıslah-Phytoremediation), Adana: Çukurova Üniversitesi.
- Stoltz, E. and Greger, M., 2002, Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings, *Environmental and Experimental Botany*, 47 (3), 271-280.
- Stresty, T.V.S. and Madhava-Rao, K.V., 1999, Ultrastructural alterations in response to zinc and nickel stress in the root cell of pigeonpea, *Environmental and Experimental Botany*, 41, 3-13.
- Tanaka, T., 1999, Structure, property and function of plant polyphenol, *Foods and Food Ingredients Journal of Japan*, 180, 64-70.
- Tangahu, B.V., Abdullah, S.R.S., Basri, H., İdris, M., Anuar, N. and Mukhlisin, M., 2011, A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation, *International Journal of Chemical Engineering*, 1-31.

- Terzi, H. ve Yıldız, M., 2011, Ağır Metaller ve Fitoremediasyon: Fizyolojik ve Moleküler Mekanizmalar, *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 11 (1), 1-22.
- Testiati, E., Parinet, J., Massiani, C., Laffont-Schwob, I., Rabier, J., Pfeifer, H. R. and Prudent, P., 2013, Trace metal and metalloid contamination levels in soils and in two native plant species of a former industrial site: evaluation of the phytostabilization potential, *Journal of hazardous Materials*, 248, 131-141.
- Türkoğlu, B., 2006, *Toprak kirlenmesi ve kirlenmiş toprakların ıslahı*, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Uraguchi, S., Watanabe, I., Yoshitomi, A., Kiyono, M. and Kuno, K., 2006, Characteristics of cadmium accumulation and tolerance in novel Cd accumulating crops, *Avena strigosa* and *Crotalaria juncea*, *Journal of Experimental Botany*, 57, 2955–2965.
- Vaillant, N., Monnet, F., Hitmi, A., Sallanon, H. and Coudret, A., 2005, Comparative study of responses in four *Datura* species to a zinc stress, *Chemosphere*, 59, 1005-1013.
- Vanisree, M., Lee, C.Y., Lo, S.H., Nalawade, S.M., Lin, C.Y. and Tsay, S.H., 2004, Studies on the production of some important secondary metabolites from medicinal plants by plant tissue cultures, *Botanical Bulletin of Academia Sinica*, 45, 1-22.
- Vishnoi, S.R. and Srivastava, P.N., 2008, Phytoremediation-green for environmental clean, *The 12th World Lake Conference*, 1016–1021.
- Wang, C.R., Tian, Y., Wang, X.R., Yu, H.X., Lu, X.W. and Wang, C., 2010, Hormesis effects and implicative application in assessment of lead-contaminated soils in roots of *Vicia faba* seedlings, *Chemosphere*, 80, 965–971.
- Wei, C.Y., Chen, T.B. and Huang, Z.C., 2002, Cretan bake (*Pteris cretica* L): an Arsenic Accumulating Plant, *Acta Ecology Sinica*, 22, 777-782.
- Wein, R.W., 1973, *Eriophorum vaginatum* L., *Journal of Ecology*, 61, 601-615.
- Yadav, R., Arora, P., Kumar, S. and Chaudhury, A., 2010, Perspectives for genetic engineering of poplars for enhanced phytoremediation abilities, *Ecotoxicology*, 19 (8), 1574-1588.
- Yalçın, V., 2014, *Bazı Ağır Metallerin (Pb, Cd, Ni) Sucul Bitkiler (Salvinia Natans L.) All., Lemna Minor L.) Üzerinde Yaptığı Stres Ve Biyolojik Yanıtlar*, Yüksek Lisans, Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Yılmaz, S., 2012, *Echinops orientalis trautv. bitkisindeki sekonder metabolitlerin izolasyonu, yapı tayini, antioksidan aktivitelerinin incelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Gaziosmanpaşa Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.

- Zengin, F.K. ve Munzuroglu, Ö., 2006, Toxic effects of cadmium (Cd^{++}) on metabolism of sunflower (*Helianthus annuus* L.) seedlings, *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 56 (3), 224-229.
- Zengin, F.K. ve Munzuroğlu, Ö., 2005, Fasulye Fidelerinin (*Phaseolus vulgaris* L. Strike) Klorofil ve Karotenoid Miktarı Üzerine Bazı Ağır Metallerin (Ni^{+2} , Co^{+2} , Cr^{+3} , Zn^{+2}) Etkileri, *F.Ü. Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 17 (1), 164-172.
- Zhao, S. and Duo, L., 2015, Bioaccumulation of cadmium, copper, zinc, and nickel by weed species from municipal solid waste compost, *Polish Journal of Environmental Studies*, 24 (1), 413-417.



ÖZGEÇMİŞ



Kişisel Bilgiler

Adı Soyadı	Nurbir GEVREK KÜRÜM
Uyruğu	T.C.
Doğum tarihi, Yeri	19/09/1990, İstanbul
Telefon	05357474345
E-mail	ngevrek@gmail.com

Eğitim

Derece	Kurum/Anabilim Dalı/Programı	Yılı
Yüksek Lisans	İ.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü/Biyoloji Programı/Botanik AnabilimDalı	2016
Lisans	İstanbul Üniversitesi/Fen Fakültesi/Biyoloji Bölümü	2012
Lise	Vefa Lisesi	2008