

**TOPRAKTA KURŞUN (Pb), KADMİYUM (Cd) VE
BOR (B) ELEMENTLERİNİN ŞELATÖR DESTEĞİYLE
KOLZA (*Brassica napus* L.) BİTKİSİ KULLANILARAK
FİTOREMEDİASYON YÖNTEMİYLE GİDERİLMESİ**

Aslıhan ESRİNGÜ

Doktora Tezi
Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı
Prof. Dr. Metin TURAN
2012
Her hakkı saklıdır

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

DOKTORA TEZİ

**TOPRAKTA KURŞUN (Pb), KADMIYUM (Cd) ve BOR (B)
ELEMENTLERİNİN ŞELATÖR DESTEĞİYLE KOLZA (*Brassica
napus* L.) BİTKİSİ KULLANILARAK FİTOREMEDİASYON
YÖNTEMİYLE GİDERİLMESİ**

Aslıhan ESRİNGÜ

TOPRAK BİLİMİ ve BİTKİ BESLEME ANABİLİM DALI

ERZURUM

2012

Her hakkı saklıdır



T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

TOPRAKTA KURŞUN, KADMİYUM ve BOR ELEMENTLERİNİN ŞELATÖR DESTEĞİYLE KOLZA (*Brassica napus* L.) BİTKİSİ KULLANILARAK FİTOREMEDASYON YÖNTEMİYLE GİDERİLMESİ

Prof. Dr. Metin TURAN danışmanlığında, Aslıhan ESRİNGÜ tarafından hazırlanan bu çalışma 19/03/2012 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından. Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı'nda Doktora tezi olarak **oybirliği ile** kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Mustafa Y. CANBOLAT

İmza :

Üye : Prof. Dr. Nesrin YILDIZ

İmza :

Üye : Prof. Dr. M. Rüştü KARAMAN

İmza :

Üye : Prof. Dr. Hakan ÖZER

İmza :

Üye : Prof. Dr. Metin TURAN

İmza :

Yukarıdaki sonucu onaylıyorum
Enstitü Müdürü
Prof. Dr. İhsan EFEOĞLU

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZET

Doktora Tezi

TOPRAKTA KURŞUN (Pb), KADMIYUM (Cd) ve BOR (B) ELEMENTLERİNİN
ŞELATÖR DESTEĞİYLE KOLZA (*Brassica napus* L.) BİTKİSİ KULLANILARAK
FİTOREMEDİASYON YÖNTEMİYLE GİDERİLMESİ

Aslıhan ESRİNGÜ

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Toprak Bilimi ve Bitki Besleme
Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Metin TURAN

Toprakta kirliliğe sebep olan kurşun (Pb), kadmiyum (Cd) ve bor (B) elementlerinin hareket kabiliyetlerinin humik asit (HA), Etilen Diamin Tetra Asetik Asit (EDTA) ve *Bacillus* M3 (MO) gibi şelatlar ve ajan vasıtasıyla artırılarak, hiperakümülatör bir bitki olan kolza (*Brassica napus* L.) bitkisi yardımıyla uzaklaştırılması bu çalışmanın amacını oluşturmaktadır. Deneme 2008 ve 2009 yıllarında Şansa Bağlı Tam Bloklar deneme deseninde 3 kirletici ($Pb(NO_3)_2$, $CdN_2O \cdot 4H_2O$, $Na_2B_4O_7 \cdot 10 H_2O$) \times 2 şelat [hümkik asit (0, 500, 1000, 2000 mg/kg), EDTA (0, 3, 6, 12 mmol/kg)] \times 1 ajan (*Bacillus* M3 (kontrol, 1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı, 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml)) \times 3 tekerrür olarak toplam 108 parsel olarak tarla koşullarında yürütülmüştür. Araştırma sonucunda HA ve EDTA şelat uygulamalarında uygulama dozlarına bağlı olarak bitkinin kök, gövde, tohum, toplam verim miktarlarında azalışlar tespit edilirken, *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasında tekrarlamalara bağlı olarak artışlar belirlenmiştir. Bitki aksamalarının Pb, Cd ve B element içerikleri ve remediasyon parametreleri dikkate alındığında kök, gövde ve tohum aksamalarının element alımı üzerine en etkin şelat ve dozun 12 mmol/kg EDTA uygulaması olduğu belirlenmiştir. Toplam Pb, Cd ve B elementlerinin uzaklaştırılmasında HA 500 mg/kg doz uygulamasının daha etkin olduğu tespit edilmiştir. Kurşun, kadmiyum ve bor kirliliğinin mevcut olduğu alanların kolza bitkisi yetiştirilerek toprak kirlilik kontrol yönetmeliği kriterlerine uygun değerlere ulaşması için sırasıyla 7 yıl, 60 yıl ve 5 yıllık bir hasat periyodu gerekirken, 500 mg/kg HA uygulaması ile Pb, Cd ve B kirliliği bulunan alanların temizliği için sırasıyla 5, 24 ve 2 yıllık hasat periyoduna gereksinim duyulabileceği belirlenmiştir. Ayrıca bu yöntemin (5 \$/ton) kimyasal ıslah yöntemleri için harcanan (500 \$/ton) maliyetten yaklaşık %100 daha düşük maliyete sahip olduğu ve kirli alanların temizleneceği çevre dostu, sürdürülebilir bir yöntem olarak kullanılabilirliği düşünülmektedir.

2012, 142 sayfa

Anahtar Kelimeler: Ajan, Ağır Metal, Bor, Fitoremediasyon, Kadmiyum, Kolza, Kurşun, Şelat

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

PHYTOREMEDIATION OF Pb, Cd, and B CONTAMINATED SOILS USING CHELATES WITH
CANOLA (*Brassica napus*) PLANT

Aslıhan ESRİNGÜ

Atatürk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Soil Science and Plant Nutrition

Supervisor: Prof. Dr. Metin TURAN

The aim of this study was to remediate Pb, Cd, and B contaminated soils using various chelates and canola (*Brassica napus* L.) plant. The experiment was conducted between 2008-2009 under field conditions with 3 contamination elements [(Pb(NO₃)₂, CdN₂O-4H₂O, Na₂B₄O₇·10 H₂O)], 2 chelates [humic acid (500, 1000, 2000 mg kg⁻¹), EDTA (3, 6, 12 mmol kg⁻¹)], 1 ajan (*Bacillus* M3 (1 time, 2 times, 3 times 10⁸ cfu ml⁻¹)) and 3 replications totalling 108 parcels. Results obtained have shown that applied chelates have significant effect on root, shoot, seed, and total yield, and Pb, Cd, and B content. While increase in the application rate of HA and EDTA decreased root, shoot, seed, and total yield, increase in microorganism application increased total yield. The most effective chelate and doses for Pb, Cd and B content of shoot seed and root were obtained from 12 mmol kg⁻¹ EDTA application, but HA 500 mg kg⁻¹ application doses was the best for total Pb, Cd and B removal from contaminated soil. These results showed that canola can be used as an active plant for the remediation of Pb, Cd, and B contaminated areas. Based on the data of present experiment, it would be necessary to approximately 7, 6 and 5 harvest period without chelates to remove all total Pb, Cd, and B respectively, but at 500 mg kg⁻¹ HA application reduced at 5, 25 and 2 years harvest period, respectively. In addition, this method was more economic, environmental-friendly and sustainable than the other traditional chemical technique.

2012, 142 pages

Keywords: Ajan, Boron, Cadmium, Canola, Chelate, Heavy Metal, Lead, Phytoremediation

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans aşamasından itibaren danışmanlığımı yürüten, bilimsel bilgi ve tecrübelerinden yararlandığım değerli hocam, tez danışmanım Sayın Prof. Dr. Metin TURAN'a şükranlarımı ve teşekkürlerimi sunarım.

Tez izleme komitemde yer alan Bitki Besleme Anabilim Başkanımız Sayın Prof. Dr. Nesrin YILDIZ ve tez izleme komitemde yer alan Sayın Prof. Dr. Hakan ÖZER'e tezimin yürütülmesi aşamasında göstermiş oldukları bilimsel katkılarından dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Toprak Bilimi ve Bitki Besleme bölüm başkanımız Sayın Prof. Dr. Mustafa Y. CANBOLAT'a teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca çalışmam sırasında yardımlarını esirgemeyen Sayın Arş. Gör. Adem GÜNEŞ'e, Sayın Laborant Cihan Vural'a ve Toprak Bilimi ve Bitki Besleme bölümü öğretim üyeleri ve elemanlarına teşekkür ederim. Ayrıca tezimin yürütülmesinde bana destek veren Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Tarımsal Araştırma ve Yayın Müdürlüğü'ne ve çalışanlarına teşekkür ederim.

Çalışmalarım boyunca desteklerini esirgemeyen canım aileme sevgilerimi ve teşekkürlerimi sunarım.

Aslıhan ESRİNGÜ

Mart 2012

İÇİNDEKİLER

ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1.GİRİŞ.....	1
2. KAYNAK ÖZETLERİ	7
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	23
3.1. Materyal.....	23
3.1.1. Araştırmanın yürütüldüğü alana ait özellikler	23
3.1.2. Denemenin yürütüldüğü alanın iklim özellikleri.....	24
3.1.3. Araştırmada kullanılan kolza bitkisinin botanik özellikleri, morfolojisi ve iklim istekleri	26
3.1.4. Kirletici Elementler	27
3.1.5. Şelatörler	27
3.2. Yöntem	28
3.2.1. Deneme deseni ve alanı	28
3.2.2. Denemenin kurulması ve yürütülmesi.....	30
3.3. Toprak Analizleri	33
3.3.1. Toprak tekstürü.....	33
3.3.2. Toprak reaksiyonu (pH)	33
3.3.3. CaCO ₃ tayini	33
3.3.4. Organik madde miktarı.....	33
3.3.5. Katyon değişim kapasitesi değerleri.....	33
3.3.6. Değişebilir katyonlar tayini	34
3.3.7. Fosfor tayini	34
3.3.8. Toplam azot tayini.....	34
3.3.9. Toprakta yarayırlı bor tayini	34
3.3.10. Bitki tarafından alınabilir mikro element tayini	34

3.3.12. Sıralı ekstraksiyon yöntemi	35
3.4. Bitki Analizleri	36
3.4.1. Bitkide toplam azot tayini	36
3.4.2. Bitkide diğer elementlerin (P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, B ve Cd) tayini	36
3.4.3. Kuru madde miktarı.....	36
3.5. Fitoremediasyon Parametreleri.....	37
3.5.1. Fitoekstraksiyon potansiyeli tayini.....	37
3.5.2. Biokonsantrasyon faktörü tayini	37
3.5.3. Transfer faktörü.....	38
3.5.4. Remediasyon verimi tayini.....	38
3.5.5. Bioakümülyasyon faktörü	39
3.5.6. Translokasyon faktörü	39
3.5.7. Zenginleştirme faktörü	40
3.5.8. Remediasyon zaman faktörü	40
3.5.9. Transfer indeksi faktörü	41
3.6. İstatistiksel Değerlendirme.....	42
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	43
4.1. Kurşun (Pb), Kadmiyum (Cd) ve Bor (B) Elementleri İle Kirletilen Alanlarda Yetiştirilen Kolza Bitkisine <i>Bacillus</i> M3, Humik Asit ve EDTA Uygulamalarının Verim ve Verim Unsurları Üzerine Etkisi	44
4.2. Pb, Cd ve B İle Kirletilen Alanlarda Yetiştirilen Kolza Bitkisine <i>Bacillus</i> M3, HA ve EDTA Uygulamalarının Bitkinin Farklı Aksamaları Tarafından Alınan Pb, Cd ve B Elementi Konsantrasyonu Üzerine Etkisi.....	62
4.3. Farklı Dozlarda EDTA, Humik Asit ve <i>Bacillus</i> M3 Uygulamalarının Kolza Bitkisinin Remediasyon Parametreleri Üzerine Etkisi	71
4.3.1. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin remediasyon verimi üzerine etkisi	71
4.3.2. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin biokonsantrasyon faktörü üzerine etkisi	77
4.3.3. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin bioakümülyasyon faktörü üzerine etkisi	82

4.3.4. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin translokasyon faktörü üzerine etkisi	84
4.3.5. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin fitoekstraksiyon potansiyeli üzerine etkisi	87
4.3.6. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin transfer indeksi üzerine etkisi	89
4.3.7. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin transfer faktörü üzerine etkisi	91
4.3.8. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin zenginleştirme faktörü üzerine etkisi	93
4.3.9. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin remediasyon zamanı üzerine etkisi	95
4.4. Pb, Cd ve B Elementlerinin Topraktaki Fraksiyon Dağılımları Üzerine <i>Bacillus</i> M3, HA ve EDTA Uygulamalarının Etkisi	97
5. SONUÇ	128
KAYNAKLAR	130
ÖZGEÇMİŞ	143

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

B	Bor
BAF	Bioakümülyasyon faktörü
BKF	Biokonsantrasyon faktörü
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
Cu	Bakır
Cfu	Koliform Unit
Fe	Demir
K	Potasyum
KDK	Kasyon değişim kapasitesi
Mg	Magnezyum
Mn	Mangan
μ M	Mikromolar
mM	Milimolar
N	Azot
Na	Sodyum
Ni	Nikel
OM	Organik madde
P	Fosfor
Pb	Kurşun
PP	Fitoekstraksiyon potansiyeli
RV	Remediasyon verimi
RZ	Remediasyon zamanı
TF	Transfer faktör
TI	Transfer İndeksi
TLF	Translokasyon faktörü
ZF	Zenginleştirme faktörü

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Denemenin yürütüldüğü alan (39° 55' N, 41° 61 E).....	23
Şekil 3.2. Denemede kullanılan kolza tohumunun görünüşü.....	26
Şekil 3.3. Tam şansa bağlı deneme desenine göre deneme planı.....	29
Şekil 3.4. Tarlada markörle tohum yataklarının hazırlanması	30
Şekil 3.5. Tarlada el mibzeriyle tohum ekimi yapılması.....	31
Şekil 3.6. Tarlada şelatör uygulaması	31
Şekil 3.7. Bitkilerin hasat edilmesi ve örnek alınması	32
Şekil 4.1. Pb ile kirlenmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2008 yılı ortalama ± standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelatların dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).....	47
Şekil 4.2. Pb ile kirlenmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2009 yılı ortalama ± standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).....	48
Şekil 4.3. Cd ile kirlenmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2008 yılı ortalama ± standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).....	50
Şekil 4.4. Cd ile kirlenmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2009 yılı ortalama ± standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).....	51
Şekil 4.5. B ile kirlenmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2008 yılı ortalama ± standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).....	53
Şekil 4.6. B ile kirlenmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün	

	miktarları üzerine etkisi (2009 yılı ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).	54
Şekil 4.7.	Pb ile kirletilmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine ortalama etkisi (iki yıl ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).	58
Şekil 4.8.	Cd ile kirletilmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine ortalama etkisi (iki yıl ortalama ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).	59
Şekil 4.9.	B ile kirletilmiş parsellere <i>Bacillus</i> M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine ortalama etkisi (iki yıl ortalama ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).	60
Şekil 4.10.	Pb ile kirletilen alanlarda <i>Bacillus</i> M3, EDTA ve HA uygulamalarının kolza bitkisinin kök (A), gövde (B) ve tohum (C) Pb içeriği üzerine etkisi (İki yıl ortalaması \pm standart sapma, I: Uygulanan ajanların dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması)	66
Şekil 4.11.	Cd ile kirletilen alanlara <i>Bacillus</i> M3, EDTA ve HA uygulamalarının kolza bitkisinin kök (A), gövde (B) ve tohum (C) Cd içeriği üzerine etkisi (İki yıl ortalaması \pm standart sapma, I: Uygulanan ajanların dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması)	67
Şekil 4.12.	B ile kirletilen alanlara <i>Bacillus</i> M3, EDTA ve HA uygulamasının kolza bitkisinin kök (A), gövde (B) ve tohum (C) B içeriği üzerine etkisi (İki yıl ortalaması \pm standart sapma, I: Uygulanan ajanların dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması)	68

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 4.1. Denemenin yürütüldüğü alanın 2008 ve 2009 yıllarına ait bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri	43
Çizelge 4.2. Pb, Cd ve B ile kirletilen alanlara <i>Bacillus</i> M3, HA ve EDTA uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine ait varyans analiz sonuçları (2008, 2009 ve yıllar ortalaması)	46
Çizelge 4.3. Pb, Cd ve B ile kirletilen alanlara <i>Bacillus</i> M3, HA ve EDTA uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde ve tohum aksamalarının element içerikleri üzerine varyans analiz sonuçları	64
Çizelge 4.4. Kurşun elementinin uygulandığı alanlarda kolza bitkisinin remediasyon faktörleri üzerine <i>Bacillus</i> M3, HA ve EDTA uygulamalarının etkileri. ..	73
Çizelge 4.5. Kadmiyum elementinin uygulandığı alanlarda kolza bitkisinin remediasyon faktörleri üzerine <i>Bacillus</i> M3, HA ve EDTA uygulamalarının etkileri.	74
Çizelge 4.6. Bor elementinin uygulandığı alanlarda kolza bitkisinin remediasyon faktörleri üzerine <i>Bacillus</i> M3, HA ve EDTA uygulamalarının etkileri. ..	75
Çizelge 4.7. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben <i>Bacillus</i> M3 uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008)	98
Çizelge 4.8. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben EDTA uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008)	99
Çizelge 4.9. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben humik asit uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008)	100
Çizelge 4.10. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben mikroorganizma uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2009 yılı).....	108

Çizelge 4.11. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben EDTA uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2009 yılı).....	109
Çizelge 4.12. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben humik asit uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2009 yılı).....	110
Çizelge 4.13. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben mikroorganizma uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008 ve 2009 yılları ortalaması).....	118
Çizelge 4.14. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben EDTA uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008 ve 2009 yılları ortalaması).....	119
Çizelge 4.15. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben HA uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008 ve 2009 yılları ortalaması).....	120

1. GİRİŞ

Gelişen ve değişen teknolojiler tarımsal faaliyetleri de etkilemektedir. Son yıllarda tarımsal alanlardan elde edilecek ürün miktar ve kalitesini artırmak amacıyla kullanılan kimyasal gübreler, pestisitler, hormonlar, toprak düzenleyicileri, arıtma çamurları ve atık suların sulamada kullanılması ile tarım topraklarına belli düzeylerde ağır metaller ilave edilmektedir. Bu uygulamaların yanı sıra maden yatakları, endüstriyel fabrika işletmelerinin meydana getirdiği ağır metal yüklü ürünler doğrudan ve/veya dolaylı olarak toprakları kirletmektedir. Topraktaki hareket kabiliyeti sınırlı olan bu elementler zamanla birikerek tarımsal alanların verimli ve sürdürülebilir kullanılabilme limitlerini daraltmaktadır.

Son yıllarda gelişmekte olan ülkelerde tarım alanında çok büyük ilerlemeler olmasına rağmen, dünyada iyi beslenme sınırı altında kalan insanların sayısı gün geçtikçe artmaktadır. Artan dünya nüfusunun ihtiyaçlarını karşılamak amacıyla gıda üretiminde ortaya konan temel artış, beslenmenin sürdürülebilirliği açısından bütün ülkelerin esas hedefi haline gelmiştir. Dünyadaki tarımsal arazilerin sınır değerlerine ulaştığı dikkate alındığında, ağır metal kirliliğine maruz kalmış topraklar gibi marjinal arazilerin ıslah edilerek tarıma kazandırılması oldukça önem taşımaktadır.

Toprak kirliliği, son yıllarda toplumun dikkatinin üzerinde odaklandığı önemli bir çevresel problemdir. Gittikçe artan kirlilik problemi, çok geniş alanları tarımsal açıdan verimsizleştirdiği gibi yaban hayatı ve insan yaşamını da tehlikeli ve zararlı hale getirmektedir. Günümüzde insanlar bu sorunun üzerine ivedilikle ve etkin bir biçimde gidilmesinden yana tavır koymaktadır. Ne yazık ki alışlagelmiş fiziksel ve kimyasal yöntemlerle bu soruna çözüm getirilmesi çok büyük parasal kaynakları gerektirmektedir.

Çevreyi oluşturan toprak, hava ve su bileşenleri arasında en önemlisi toprak olarak nitelendirilmektedir. İnsan faaliyetlerinin sürdürülebilirliği için gerekli olan bileşenlerin

başında mekân ve besin maddeleri gelir bu nedenlerle insan yaşamında toprağın önemi büyüktür (Yıldız 1996).

Bitkilerin gelişimleri için gerekli olan elementlere "Bitki besin elementleri" denilmektedir. Bitki dokularının analizinde doğada bulunan tüm elementleri hemen hemen bulmak mümkündür. Her ne kadar bitkiler besin iyonları alımında seçici davranırsa da yetiştirme ortamında yarayışlı formda bulunan besin elementleri oranı arttıkça, bitki bünyesine pasif yollarla geçebilen bazı ağır metaller, bitkilere alınarak besin zincirine dahil olmaktadır. Bunun sonucu olarak bitkilere ve bitkilerle beslenen insan ve hayvanlara toksik etkiler yapabilmektedirler. Çünkü bitkiler yetiştikleri ortamda bulunan elementleri, kendileri için gerekli olsun veya olmasın az da olsa bünyelerine almaktadırlar. Ancak bu elementlerden C, H, O, N, P, K, S, Ca, Mg, Fe, Zn, Cu, Cl ve Mo bütün bitkiler için mutlak gerekli besin maddeleridir. Diğer Co, Al, Na, Si, Ni ve V elementleri ise sadece bazı bitkilere veya süreçlere gerekli olduğu kabul edilen yararlı elementlerdir (Yıldız 2008).

Ağır metaller 5 g/cm^3 den daha ağır metalik düzenli elementlerdir. Bitkilerde ağır metallerin aşırı birikimi toksik etki yapabilir. Çünkü bu metaller, gerek duyulan proteinlerin yapısını modifiye edebilir ya da kloroza sebep olan bir elementle yer değiştirebilir, bitkinin gelişiminin bozulmasına, köklerin kahverengileşmesine ve bitki sistemlerinin inaktif hale gelmesine neden olabilir (Denton 2007).

Tarımsal açıdan ağır metal terimi kirlenme ve toksisite bakımından bir yan anlam olarak kullanılmakta ve çoğunlukla atom numarası 20'den büyük olan metaller bu kapsama girmektedir. Tarımsal açıdan krom, kobalt, bakır, demir, mangan, molibden, nikel, uranyum, vanadyum, çinko metalleri hayvan ve bitkiler için gerekli oldukları gibi, aynı zamanda toprakta bulunan miktarlarına bağlı olarak bitkilere toksik etki yapabilen maddelerdir. Gümüş, kadmiyum, civa, kurşun, platin, talyum, kalay ve zirkon metalleri ise bitkiler ve hayvanlar için gerekli değildir (Yıldız 2001).

Ağır metaller, değişmeyen yapılarından dolayı üzerinde önemle durulması gereken bir kirletici grubunu oluştururlar. Ağır metallerin tehlikesi, çevrede değişmeden kalma yönündeki sınır tanımayan ısrarcı eğilimlerinden kaynaklanmaktadır. Her ne kadar bazı metaller yaşam için temel taşı (metal proteinler ve enzimler için eř faktör) niteliğinde olsalar da yüksek konsantrasyon düzeylerinde temel fonksiyon gruplarını bloke etmek, diğer metal iyonlarının yerine geçmek veya aktif biyolojik moleküllerin uygunluğunu modifiye etmek suretiyle olumsuz yönde etkili olabilmektedirler (Collins and Stotzky 1989).

Ağır metaller toksik etkileri nedeniyle bitkilerde transpirasyon, stoma hareketleri, su alımı, fotosentez, enzim aktivitesi, çimlenme, protein sentezi, membran stabilitesi, hormonal denge gibi birçok fizyolojik olayın bozulmasına neden olmaktadırlar (Kennedy and Gonsalves 1987). Toksikite, metalden metale değişebildiği gibi, organizmadan organizmaya da değişebilmektedir. Olumlu veya olumsuz (toksik) etkiler yalnızca elementin tipi ve konsantrasyonuna bağlı olmayıp değişik türlerin genetik esaslı fizyolojik davranışları ile de ilgilidir (Haktanır ve Arcak 1998).

Ekosfere ulaşan ağır metallerden çinko, mangan, kobalt, bakır, nikel ve molibden bitki gelişimi için mutlak gerekli iken alüminyum, vanadyum, arsenik, civa, kurşun, kadmiyum ve selenyum toksik etkilidir. Bitki gelişimi için mutlak gerekli element olsun veya olmasın ağır metallerin doku ve organlardaki aşırı birikimi bitkilerin vejetatif ve generatif organlarının gelişimini olumsuz yönde etkilemektedir (Gr vd 2004). Ağır metallerin %98'inin toprakta inorganik bileşiklere ve humusa bağlandığı, %2'sinin toprak kolloidleri tarafından absorbe edildiği veya toprak suyunda pH değerine göre çözündüğü belirtilmiştir (Punz *et al.* 1993).

Ağır metallerin topraklarda bulunuşu kolloidlere tutunmuş halde, organik maddelere bağlı halde ve toprak çözeltisi içerisinde iyon halindedir. Bitkilerin kökleri aracılığıyla ağır metalleri toprak solusyonundan almaları için çözelti içerisinde iyon halinde bulunması gerekmektedir. Toprak zelliklerinin değişmesi (pH, sıcaklık, organik madde miktarı, diğer metallerin varlığı, mikroorganizmalar vb.) toprak çözeltisi içindeki ağır

metal konsantrasyonunu değiştireceğinden ağır metal alınımını da etkileyecektir. Örneğin pH'nın düşmesi ortamdaki H⁺ iyonlarının artışına bağlı olarak, ağır metal kanyonları ile rekabete girerek ağır metallerin kolloidlere tutunmasını engelleyerek toprak çözeltilisindeki konsantrasyonunun artmasına neden olmaktadır (Marschner 1995; Greger 1999).

Ağır metallerin topraklardan uzaklaştırılması için geliştirilmiş birtakım yöntemler mevcuttur. Bu yöntemler camlaştırma (vitrifikasyon), toprağın kazılıp başka bir atık alanına götürölüp gömülmesi, kimyasal uygulamalar, elektrokinetik arıtım ve fitoekstraksiyon uygulamalarıdır ve bu uygulamaların maliyet tahminleri ise sırasıyla 75-425 \$/ton, 100-500 \$/ton, 100-500 \$/ton, 20-200 \$/ton ve 5-40 \$/ton olarak yapılmaktadır (Glass 1999). Elde edilen bu verilere göre bu yöntemlerin çok fazla maliyet gerektirmesi ağır metaller ile kirlenmiş birçok alanın temizlenmeden bırakılmasını ortaya çıkarmakta ve bu sebepten dolayı, çok daha az maliyetli ve toprağın taşınmadan yerinde arıtılacağı bir arıtım teknolojisi olan fitoekstraksiyonun kullanımının daha uygun olacağını göstermektedir.

1980'li yılların başında bazı bitkilerin metalleri bünyelerinde biriktirme özelliklerinin bulunması ile bitkilerin ağır metallerle kirlenmiş toprak ve su temizliğinde kullanılabilirliğinin mümkün olduğu tespit edilmesine bağlı olarak bitkilerle uzaklaştırma hızla gelişen bir teknoloji olmuştur. Bu yöntemle topraktan kirleticilerin alınarak bitkilerin hasat edilen köklerine veya toprak üzerindeki bölümlerine taşınması ve buralarda depo edilmesinde bitkilerin kullanılması işleme genellikle bitkisel iyileştirme (fitoremediasyon) denilmektedir. Yeşil ışlah, düşük maliyeti nedeniyle mevcut imkânlarla temizlenmesi zor olan alanların ışlahına olanak sağlamaktadır. Yeşil ışlah ile üst toprak katmanı korunmakta böylece tehlikeli metaller topraktan uzaklaştırılmaktadır. Ekonomik ve ekolojik avantajları, ağır metaller ile kirlenmiş alanların bu yöntemle ışlahını oldukça cazip bir hale getirmektedir. 1991 yılında fitoremediasyon'un ilk uygulama alanları, yapay sulak alanları ile petrol döküntü alanları olmuştur (EPA 2000).

Ağır metalle kirlenmiş topraklarda, sediment veya su ortamından bitkiler yardımıyla ağır metallerin uzaklaştırılması bitkisel iyileştirme (fitoremediasyon) ile dört farklı formda yapılmaktadır. Bu formlar: rizofiltrasyon; yeraltı sularında bulunan kirlilik parametrelerinin bitki kök ve kök üstü aksamına alınmasını, fitostabilizasyon; ağır metal kirliliği bulunan toprağın öncelikle bitki kök bölgesinde adsorbe ve fiksasyonu ile stabilizasyonu, fitovolatilizasyon; kirlilik parametrelerinden buharlaşma özelliğinde olan metallerin bitki bünyesine alındıktan sonra bitki tarafından atmosfere salıverilmesini ve fitoekstraksiyon ise; topraktan absorbe edilen ağır metallerin bitki kök ve kök üstü aksamına geçerek bitkinin hasat edilen aksamaları aracılığıyla ortamdan uzaklaştırılmasını içeren formlardan oluşmaktadır (Cunningham *et al.* 1995; Gordon *et al.* 1997; Carman *et al.* 1998).

Bitkilerin büyük bir çoğunluğu topraktan metalleri alabilme yeteneğine sahiptirler, fakat bazı bitkiler diğer organizmalara toksik olabilen ağır metallerin yüksek seviyelerini tlera edebilme, biriktirebilme ve ekstrak edebilme yeteneğine sahip oldukları bildirilirken ve böyle bitkiler hiperakümülatör olarak isimlendirilmiştir (Maywald and Weigel 1997). Fitoremediasyon için uygun hiperakümülatör bitkiler, metali bünyesinde biriktirebilen ve metale tölerans göstererek yüksek biyomasa sahip olabilmelidir. Bilinen ağır metali bünyesinde toplayanların çoğu *Brassica* familyasındandır (Kumar *et al.* 1995).

Bitkilerin metalleri bünyelerinde tutmaları, zararlı bir özellik olarak kabul edilmektedir. Çünkü bazı bitkiler doğrudan veya dolaylı olarak insanların beslenme yoluyla aldıkları toksik ağır metallerin kaynağını oluşturmaktadırlar. Metal hiperakümülatör olarak adlandırılan bitkiler, ekimi yapılan bitkilere kıyasla 10-500 kez daha yüksek düzeyde element toplayabilmektedirler. Metallerin bu bitkilerde toplanma derecesi, çoğunlukla bitkinin kuru ağırlılığının %1 ile 5'i arasındadır (Chaney *et al.* 1997).

Hiperakümülatör bitkiler yüksek metal biriktirme kapasitesinin dışında büyük çoğunluğu sınırlı biyokütle üretir ve yavaş gelişirler. Fitoremediasyon için alternatif olarak uygun türlerden biri olan hardal (*Brassica juncea* L. Czern) bitkisi gibi yüksek

gelişme sağlayan fakat az miktarda metal birikimi sağlayan türler de kullanılabilir (Kumar *et al.* 1995; Saxena *et al.* 1999).

Bir bitkinin hiperakümülatör olarak kabul edilmesi için bünyesinde 1000 mg/kg (%0,01 kuru ağırlık) düzeyinde Cd, As, Co, Cu, Cr, Ni, Pb ve Mn biriktirebilmeli ve büyümenin hızlı, kök derinliğinin oldukça yüksek, kanopi yapısının yüksek düzeyde olması gerekmektedir (Watanebe 1997; Römkens *et al.* 2000).

Kolza (*Brassica napus* L.) dünyanın birçok ülkesinde önemli endüstri bitkilerinden birisidir. Canola terimi Canada Oil Low Acid kelimelerinin baş harflerinden meydana getirilmiştir. Ayrıca Kanada'da ıslah edilmesi nedeniyle de kolza adı verilmiştir (Süzer 1999). İlk olarak M.Ö. 2000 yılında Hindistan'da kültüre alınmış, daha sonra Çin'e ve Japonya'ya yayılmıştır (Gizlenci ve Dok 2003). Kolza bitkisi ülkemize II. Dünya savaşı sırasında Bulgaristan ve Romanya'dan gelen göçmenler yoluyla girmiştir. Başta Trakya olmak üzere 1980 öncesinde kolza birçok yöremizde yetiştirilmiştir. Ancak yağındaki erüsik asit ve küspesindeki glikosinolat oranının yüksek olması nedeniyle kolzanın üretimi 1979 yılında yasaklanmıştır (İpkin ve Üras 1990).

Yazlık ve kışlık çeşitlere sahip olan kolza, ayrıca yetiştirme devresinin kısa olması, birim alandan yüksek tohum verimi (200-250 kg/da) elde edilmesi ve yağ oranının (%45-50) yüksek olması, ekiminden hasadına kadar bütün yetiştirme tekniğinin mekanizasyona uygun olması, ilkbaharda hızlı gelişerek yabancı otların gelişmesini engellemesi ve kendisinden sonraki ürüne temiz toprak bırakması gibi özellikleriyle de oldukça avantajlı bir bitki durumundadır (Öztürk 2000).

Bu çalışmanın amacı toprak kirliliğine sebep olan doğal ve insan aktivitelerine bağlı olarak topraklara karışan, hareket kabiliyeti sınırlı olan Pb, Cd ve B gibi bazı metallerin topraktaki hareket kabiliyetlerinin uygulanan çeşitli şelatörler yardımıyla artırılarak hiperakümülatör bitki olan kolza (*Brassica napus* L.) aracılığıyla uzaklaştırılmasını sağlamaktır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

Bitkilerin yaşamları için gerekli olan bitki besin elementlerinin yanı sıra, bitki yetiştirme ortamına bağlı olarak bitki besin maddesi olmayan bazı elementlerde bitki bünyesinde bulunabilmektedir. Bunun temel nedeni her ne kadar bitkiler besin iyonlarına seçici olsalar da yetiştirme ortamında yaygın formda bulunan iyon konsantrasyonu arttıkça, bitki bünyesine pasif yollarla ağır metaller dahil bazı metaller alınarak besin zincirine dahil olabilmektedir. Ekolojik yönden ağır metal terimi kirlenme ve toksisite bakımından bir anlam olarak kullanılmakta ve çoğunlukla atom numarası 20'den büyük olan metaller bu kapsama girmektedir. Söz konusu elementler bitkilere ve bitkilerle beslenen insan ve hayvanlara toksik etki yapabilmektedir (Marschner 1995).

Kadmiyum, gümüşsü beyaz renkte, kimyasal simgesi Cd, atom numarası 48, atom ağırlığı 112,41, +2 değerlikli çoğunlukla çinko cevherlerinin içinde bulunan, yarılanma ömrü 30-50 yıl arasında değişen yer kabuğunun bileşenlerinden biridir. Doğada oldukça geniş bir yayılım göstermektedir. En yaygın kullanım alanları arasında piller bulunur. Bunun dışındaki diğer endüstri alanları madencilik, maden eritme, metal kaplama, elektronik, alıştırma hazırlama endüstrisi, boya maddeleri, pigment (renk verici madde) olarak seramik sırlarında, boyalarda, fosfat gübreleri, deterjanlar da kadmiyum içeren bileşikler arasındadır. Kadmiyum suda çözünürlüğünden ve yüksek toksisitesinden dolayı önemli bir kirlenici olarak da tanımlanmaktadır (McBride 1994).

Kadmiyum, sudaki çözünürlüğü ve yüksek toksisitesine bağlı olarak tehlikeli bir kirlenicidir (Lockwood 1976). Kirlenmiş toprakların Cd konsantrasyonları genel olarak 0,5 mg/kg'ın altındadır fakat toprak ana materyaline bağlı olarak 3 mg/kg kadar yükselebilir (Schachtchabel *et al.* 1984).

Wagner (1993)'e göre toprak çözeltilisinde 0,04–0,32 μM oranlarında Cd içeren topraklar az kirlenmiş, 0,32 den yaklaşık 1 mM'a kadar Cd içeren topraklar orta derecede kirlenmiş ve bunun üstündeki değerlerde Cd içeren topraklar ise yoğun kirlilik gösteren topraklar olarak sınıflandırılmıştır. Cd kortikal dokuyu delip köklere giriş yapar yapmaz organik asit veya fitoşelatlar (Cataldo *et al.* 1988; Przemeczek and Haase 1991; Senden *et al.* 1992; Salt *et al.* 1995b) gibi birçok uygulamalar vasıtasıyla apoplastik veya simplastik yollarla ksileme ulaşır (Salt *et al.* 1995a) ve bitkinin toprak üstü dokularına taşınır. Normalde Cd iyonları çoğunlukla köklerde alıkonulur, küçük bir kısmı da gövdeye taşınır (Cataldo *et al.* 1983). Yapılan benzer çalışmalarda da ortamdan Cd'un floem vasıtasıyla bitkiye taşındığı ifade edilmiştir (Hart *et al.* 1998). Bitkilerde Cd içeriğinin genel olarak kök> gövde> yaprak> meyve> tohum sırası ile azaldığı bildirilmiştir (Toppi and Gabrielle 1999). Toprakta ağır metallerin biyolojik yararı, katyon değişim kapasitesi, organik madde içeriği ve özellikle toprak pH'sı gibi faktörler tarafından etkilenmektedir (Lim *et al.* 2002). Toprakta değişebilir Cd'un içeriği pH'nın düşüşüyle artmakta ve bitkiler tarafından alımı kolaylaşmaktadır (Chen *et al.* 2000).

Yetiştirme ortamlarında Cd'a maruz kalan bitkiler, katyon değişiminin doğal bir sonucu olarak bu metali bünyelerine alırlar. Ancak, Cd bitkiler üzerinde oldukça toksik etki göstermektedir. Cd'un bitkiler üzerindeki temel toksik etkileri bitkilerin fotosentez süreçlerinin bozulduğu, kök solunumunun azaldığı, hücre çeperi esnekliğinin bozulduğu, kök-gövde büyümesinin engellendiği, yapraklarda solma, kloroz, nekroz, kök ve yapraklarda ortaya çıkan kahverengi – kırmızı rengin oluşması, stomaların kapanması ve CO₂ fiksasyonunun inhibe olması gibi durumlar tespit edilmiştir (Baycu 2002).

Düşük konsantrasyonlarda Cd bitkiler için toksik değildir, fakat yüksek konsantrasyonları toksiktir ve özellikle hücre bölünmesi ve kök gelişmesinde kendini gösterir (Liu *et al.* 2001; Jiang *et al.* 2001). Bünyesinde Cd biriktiren populasyonların üst aksamlarındaki Cd konsantrasyonlarının 3000 mg/kg kadar ulaşabildiği belirlenmiştir (Schwartz *et al.* 2003) .

Evangelou *et al.* (2004), Cd ile kirletilmiş topraklara farklı dozlarda humik asit uygulayarak *Nicotinana tabacum* SR-1 bitkisinin toprakta mevcut bulunan toplam ve elverişli Cd metal alımı üzerine etkinliğini araştırmışlardır. Araştırma sonucunda, toprağa 2 g/kg oranında humik asitin ilavesinin gövdedeki mevcut Cd konsantrasyonunu 30,9 mg/kg'dan 39,9 mg/kg'a çıkardığı tespit edilmiş ve bu olaydaki etken faktörün ise humik asit uygulamasına bağlı olarak mikroorganizmaların neden olduğu mineralizasyon sonucu toprak pH'sının düşmesi gösterilmiştir.

Kolza (*Brassica napus* L.) ve buğday (*Triticum aestivum*) bitkileri ile yapılan çalışmada farklı konsantrasyonlarda kadmiyum ve fosforlu gübre uygulamalarının etkileri araştırılmıştır. Araştırma'da kolza tanelerindeki kadmiyum konsantrasyonunun buğday tanelerine oranla üç katı daha fazla, fosfor konsantrasyonları açısından değerlendirildiğinde ise iki katı daha fazla olduğu belirlenmiştir. Ayrıca kolza'nın kuru gövde ve tane üretiminde tüm fosfor kaynaklarını buğday'dan daha etkin şekilde kullandığı tespit edilmiştir (Brennan *et al.* 2005).

Yapılan bir saksı çalışmasında yüksek biyokütle üreten yabancı otların Cd alım etkinliği indikatör bitki türleriyle karşılaştırılmıştır. Toprakta Cd uzaklaştırılmasında sabah parlıtı (*Ipomoea Carnea*) bitkisinin hardal (*B. juncea*) bitkisinden 5 kat daha fazla biyokütle üretmesine bağlı olarak daha fazla oranda kadmiyumu topraktan bünyesine aldığı tespit edilmiştir (Ghosh and Sing 2005).

Yıldız (2005a) tarafından, besin çözeltilisine artan konsantrasyonlarda uygulanan Cd'nun mısır ve domates bitkilerinin kuru madde miktarları üzerine etkileri araştırılmıştır. Araştırma sonucunda uygulanan Cd'un domates bitkisinin kuru madde miktarını mısır'dan daha fazla azalttığı belirlenmiştir.

Sheng *et al.* (2006)'nın sera çalışmasında 100 mg/kg Cd ($CdCl_2$) ile kirletilen topraklar üzerinde yetiştirilen kolza (*Brassica napus* L.) bitkisinin toprağına ağır metalle kirletilmiş alanlardan izole edilen Cd'a dirençli (*Pseudomonas aspleni* AC Reed and Glick) bakteri aşılması yapılmıştır. Deneme sonucunda bakteri aşılması yapılan

örneklerin kök-gövde kuru ağırlığı, kök uzunluğu ve Cd içeriği kontrol grubu ile karşılaştırıldığında, kök ağırlığının %8'den %20'ye, gövde ağırlığının %6'dan %25'e, kök uzunluğunun %20'den %31'e ve Cd içeriğinin ise %16'dan %74'e kadar artış gösterdiği belirlenmiştir.

Amico *et al.* (2008) yapmış oldukları çalışmada Cd ile kirletilmiş topraklar üzerinde yetiştirilen kolza (*Brassica napus*) bitkisinin gelişimi üzerine Cd'a direnç gösteren bakteri strainlerinin (*Pseudomonas tolaasii* ACC23, *Pseudomonas fluorescens* ACC9, *Alcaligenes sp.* ZN4 ve *Mycobacterium sp.* ACC14) etkileri araştırılmıştır. Aşılanan kolza fidelerinin kök boyu kontrol bitkiler ile karşılaştırıldığında %34'den %97'ye kadar artış gösterdiği, 0 ve 15 $\mu\text{g}/\text{gr}$ Cd^{+2} konsantrasyonu ile kirletilen topraklar üzerinde *P. tolaasii* ACC23, *P. fluorescens* ACC9 ve *Mycobacterium sp.* ACC14 bakterileri ile aşılamanın bitkilerin gelişimini artırdığı belirlenmiştir.

Periyodik sistemde bor B simgesi ile gösterilen III-A Grubuna ait, atom numarası 5, atom ağırlığı 10,81 olan elementtir. Bor, doğada 10B (%18,98) ve 11B (%81,02) olmak üzere iki kararlı izotop halinde bulunmaktadır. Yerkabuğunun yaklaşık %0,001'lik bir kısmını oluşturan bor, element halde iken amorf veya kristal yapıda, suda çözünmeyen, kahverengimsi-siyah renge ve toz şeklinde olup normal sıcaklıklarda oldukça karardır. Çeşitli endüstri dallarında kullanılan bor; fiberglas, tıp uygulamaları ve eczacılık maddeleri, nükleer reaktörlerde koruyucu olarak, suni gübre yapımı, fotoğrafçılık, cam ve emaye gibi bazı sektörlerde başlıca temel hammaddeyi oluşturmaktadır.

Bitkiler arasında B elementine olan gereksinim oldukça büyük farklılık göstermektedir. Bitkiler B gereksinimlerine göre az, orta ve yüksek düzeyde bor'a ihtiyaç duyan bitkiler olarak üç grupta sınıflandırılmaktadırlar. Çift çenekli bitkilerin B istekleri, tek çenekli bitkilere göre 3-4 misli daha fazladır (Bellaloui and Brown 1998, Hakkı vd. 2005). B bitkiler tarafından aktif ve pasif olarak alınabilmektedir. Bitkiler yaygın olarak bor'u pasif absorpsiyon yoluyla ve iyonlaşmamış $\text{B}(\text{OH})_3$ şeklinde alırlar (Nable *et al.* 1997). B bitkiler tarafından az da olsa, $\text{B}(\text{OH})^{-4}$ iyonları şeklinde de alınabilmektedir (Hu and

Brown 1997). B bitkilerde en fazla yaprak ve üreme organlarında bulunurken sırasıyla en az kök, meyva ve tohumlarda bulunmuştur (Zhao and Osterhuis 2002).

Bor'un yaprakta dağılımında da farklılıklar vardır. Yaprığın en uç bölgesi bor'un en yüksek konsantrasyonda olduğu bölge iken, bunu sırasıyla yaprak kenarları, daha sonra merkezi bölüm ve petiyole yaklaştıkça B konsantrasyonun da azaldığı tespit edilmiştir (Shelp and Brown 1997). Bitkilerde bulunan bor'un büyük bir kısmı hücre çeperinde yer almaktadır (Hu and Brown 1994). Hücre çeperinde bulunan B miktarı, bitkilerde bulunan toplam bor'un %90'dan fazlasını oluşturmaktadır (Kobayashi *et al.* 1997).

Kurşun atom numarası 82 ve atom kütlesi 207,19 olan mavi-gümüş rengi karışımli simgesi Pb olan bir elementtir. 327,5°C de erir ve 1740°C de kaynar. Doğada, kütle numaraları 208, 206, 207 ve 204 olmak üzere 4 izotopu vardır. Kurşun toprağa ve taban suyuna Pb içeren gübrelerin, pestisitlerin, arıtma çamuru uygulamalarına ve insan kaynaklı olarak karışmaktadır (Nriagu and Pacyna 1988; Juste and Mench 1992).

Kurşun toprağa bulaştıktan sonra $Pb(NO_3)^+$, $Pb(OH)_3^-$ gibi kararlı kompleksler şeklinde ve $PbCO_3$, $PbSO_4$, $Pb(OH)_2$ ve $Pb_3(PO_4)_2$ gibi düşük çözünürlükte çökelti halinde bulunurlar. Metalik kurşunun çözünürlüğü oldukça düşüktür ve topraktaki yarılanma ömrü 740 ile 5900 yıl arasında tahmin edilir (Rooney *et al.* 1999). Topraklarda bulunan Pb'un karbonatlar, hidroksitler ve fosfatlar gibi çökmesi organik madde ile oluşturdukları kompleksler ile ilişkilidir (McBride 1994; Blaylock *et al.* 1997).

Bitkilerde kurşun'un fitotoksitesitesi toprak ve toprak solusyonundaki Pb'un düşük absorpsiyonu ve mevcut miktarı ile ilgilidir. Kökden gövdeye kurşun transferi hücre duvarları ve kök yüzeylerinin bağlayıcılığı ile sınırlıdır (Jarvis and Leung 2002).

Bitkiler kurşun elementi için mutlak ihtiyaç göstermemekle beraber toprakta 15-40 ppm dozunda bulunur ve 150 ppm aşmadığı sürece insan ve bitki açısından tehlike göstermez fakat 300 ppm den fazla olduğunda insan sağlığı açısından tehlikelidir (Dürüst vd 2004).

Yapılan benzer çalışmalarda köklerdeki Pb birikim oranı gövde aksamı ile karşılaştırıldığında gövdeye oranla köklerde yüksek oranda birikim olduğu belirlenmiştir (Jones *et al.* 1973; Verma and Dubey 2003). Çeşitli bitki organlarının Pb içeriği kök> yaprak> gövde> tohum sırasıyla azalmaktadır. Fakat bitki türüne ve yaşına göre Pb'un birikdiği yer ve miktarı değişmektedir (Antosiewicz 1992). Kurşun toksisitesinin etkileri diğer organlara oranla köklerin fazla metali biriktirmesi nedeni ile köklerde görülür (Xiong 1998).

Pb uygulamasının çimlenme oranı, çimlenme indeksi, kök/gövde uzunluğu, tolerans indeksi, kök ve gövdenin kuru madde miktarlarını azalttığı tespit edilmiştir (Mishra and Choudhari 1998). Malkowski *et al.* (2002) tarafından mısır fidelerindeki Pb toksisitesine kök hücrelerindeki K iyonlarının eksikliğinin sebep olduğu tespit edilmiştir. Avrupa ladinine (*Picea abies*) Pb uygulaması sonucunda iğnelerindeki Mn seviyesinin düştüğü (Sieghardt 1988), salatalık (*Cucumis sativus*) fidelerinde bulunan kurşunun K, Ca, Mg, Fe ve NO₃⁻ alımını ve mısır (*Zea mays*) fidelerinde ise Ca, Mg, K ve P alımının azalmasına neden olduğu tespit edilmiştir (Walker *et al.* 1997). Hardal bitkisinin (*Brassica juncea*) bazı türleri 760 µM Pb içeren besin solusyonunda yetiştirildiği zaman gövde aksamında %1,5 düzeylerinde Pb biriktirebileceği belirlenmiştir (Kumar *et al.* 1995).

Yapılan başka bir çalışmada da Pb ile kirletilmiş topraklar üzerinde yetiştirilen hardal kültürlerindeki Pb birikiminin mısır gövdesinde bulunan Pb konsantrasyonundan önemli derecede yüksek olduğu tespit edilmiştir (Huang and Cunningham 1996).

Raskin *et al.* (1997)'nin yapmış olduğu çalışmada bitkilere hasattan günlerce öncesinde uygulanan etilen diamintetraasetik asit'in (EDTA) Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn metal alımını kolaylaştırmada son derece etkili olduğunu, Huang *et al.* (1997) 1 gr/kg EDTA ve 1 gr/kg HEDTA şelat uygulamalarının mısır ve bezelye bitkileri aracılığıyla topraktan Pb alımında bitkinin Pb alımını arttırdığı belirlemişlerdir.

Yapılan bir saksı çalışmasında çeşitli dozlarda Pb (0, 400, 800 mg/kg) ile kirletilmiş topraklarda yetiştirilen kolza bitkisinin gelişimi sırasında suda çözünebilir Pb alımını etkinleştirmek için 2 bakteri izolatı (*Pseudomonas .uorescens G10* ve *Microbacterium sp. G16*) uygulaması yapılmış ve çalışma sonucu bakteri uygulaması yapılmayan kontrol grublarıyla karşılaştırmış. Araştırma sonucunda gövdedeki Pb birikiminin G10 strain uygulamasında %76'dan %131'e ve G16 strain uygulamasında %59'dan %80'e yükseldiği, kök Pb birikiminde G10 strain uygulamasının %29'dan %33'e ve G16 strain uygulamasının %20'den %25'e çıkardığı tespit edilmiştir (Sheng *et al.* 2008).

Hovvsepyan *et al.* (2005)'nin yapmış oldukları çalışmada 500 ppm düzeyinde Pb ile kirletilmiş topraklar üzerinde yetiştirilen mısır (*Zea mays L.*) bitkisine uygulanan EDTA şelatının bitkinin ağır metal alımı üzerine etkisini araştırmışlardır. Bitkinin, Pb alımını yükseltmek için dört farklı seviyede EDTA şelatı (0, 0,5, 1 ve 2,5 mmol/kg oranlarında) toprağa ilave edilmiş ve bitkinin yapraklarındaki kurşun miktarının EDTA ilavesinin dozlarına bağlı olarak yükseldiği ve yüksek dozda EDTA uygulamasında ise bitkilerin yüksek fosfor alımı gösterdiği belirlenmiştir.

Yıldız (2005b)'in yapmış olduğu çalışmada farklı dozlarda uygulanan Pb nin mısır genotiplerinin kuru madde miktarı ve besin elementi içeriği üzerine etkisi araştırılmıştır. Araştırma sonucunda Pb uygulamalarına bağlı olarak mısır genotiplerinin kuru madde miktarlarının azaldığı ve N, P, K, Ca, Mg, Fe, Zn ve Mn birikiminin engellendiği tespit edilmiştir.

Fitoremediasyon için seçilen bitkinin hızlı gelişmesi, derin köklenmesi, kolayca üremesi ve hedeflenen metali biriktirebilme yeteneğine sahip olması gerekmektedir (Robinson *et al.* 2000). Topraktaki ağır metallerin biyolojik etkinliği toprağın organik madde içeriği, kation değişim kapasitesi ve organik asitler gibi faktörler tarafından etkilendiği belirtilmektedir (Li and Shuman 1996).

Metallerin organik kompleks ajanları ile oluşturduğu bağların metallerin çözünürlüğünde oldukça önemli bir rol oynadığı ve toprağa şelat ilavesine bağlı olarak çözünürlüklerinin arttığı tespit edilmiştir (Naidu and Harter 1998).

Fitoremediasyon tekniği ile ağır metallerin uzaklaştırılmasında ağır metallerin hareket kabiliyetlerini artırıcı etilendiamintetraasetik asit (EDTA), N-(2-hydroxyethyl), hidroksietilendiamintetraasetik asit (HEDTA) ve sitrik asit gibi şelatörlerin çok büyük bir öneme sahip olduğu pek çok araştırmacı tarafından ortaya konmuştur (Huang *et al.* 1997, Elles and Blaylock 2000; Chen and Cutright 2001; Chen *et al.* 2003).

Marcinol *et al.* (2004)'un yapmış oldukları bir saksı çalışmasında çeşitli metallerle kirletilmiş topraklar üzerinde kolza (*Brassica napus*) ve turp (*Raphanus sativus*) bitkisi yetiştirerek bu bitkilerin fitoekstraksiyondaki işlevini araştırmışlar. Araştırma sonucunda her iki bitkinin de metal birikiminde etkin oldukları, fakat turp bitkisinin kolza bitkisinden daha etkin olduğu ve sonuç olarak bu türlerin çeşitli metallerle kirletilmiş toprakların fitoremediasyonu için uygun oldukları tespit edilmiştir.

Mikrobiyal mantarlar ve maya strainleri kadar sitrik asit, EDTA, HEDTA, DTPA, NTA, CDTA ve EGTA gibi sentetik ajanların etkinliği birçok araştırmacı tarafından araştırılmıştır. Topraktaki Pb'un köklere alımında ve gövde aksamına transferinde EDTA'nın çok etkili ajan olduğu ileri sürülmektedir. EDTA toprakta bulunan Pb'un çözünürlüğünü artırarak seçici olmayan yapısından dolayı Ca^{+2} , Fe^{+2} , Cu^{+2} , Zn^{+2} ve Mn^{+2} gibi besin elementleri ile metal-EDTA bileşikleri oluşturarak bitkiler tarafından mineral besin elementlerinin alımına yardımcı olduğu belirlenmiştir (Geebelen *et al.* 2002).

Fitoremediasyon çalışmalarında, çoğu metalin alımında yüksek etkinliği sahip olan EDTA çok sık kullanılan şelatlerden biridir. EDTA topraklardaki metallerin hareketliliğinde çok etkin olması, tek başına ve toprakta bulunan metallerle oluşturduğu EDTA-metal bileşiklerinin düşük çözünürlüklerine bağlı olarak toprakta uzun süre bozunmadan kalabilmeleri metallerin toprak içindeki hareket kabiliyetlerini artırarak

toprak profilinden yıkanma veya toprak yüzeyinden yüzey akış olarak farklı bölgelere taşınarak uzaklaşmalarını sağlamaktadır. Fakat bazen EDTA ve EDTA-ağır metal bileşiklerinin toprak mikroorganizmaları ve bitkilere karşı toksik etkiler ortaya çıkarabildiği belirlenmiştir (Bucheli-Witschel and Egli 2001; Grcman *et al.* 2003; Nowack 2002).

Quartacci *et al.* (2005) tarafından çeşitli ağır metallere (Cd, Cr, Cu, Pb ve Zn) kirlenmiş alandan alınan toprak örnekleri üzerinde yapılan çalışmada, hardal bitkisine nitrilotriasetate (NTA) ve sitrik asit şelatları uygulanarak bu şelatların ağır metal alımı üzerine etkisi araştırılmıştır. Araştırma sonucunda, NTA uygulamalarının takibinde hardal bitkisinin gövde kuru ağırlığında önemli azalmalara neden olurken bitki gövdesindeki metal konsantrasyonlarını arttırdığı belirlenmiştir.

Turan ve Angın (2004) tarafından B, Cd, Mo ve Pb kirliliği bulunan alanların mısır ve ayçiçeği bitkileri yardımıyla temizlenmesi amacıyla bazı organik şelatların ve ağır metallere çözünürlüğü üzerine yaptıkları çalışmada, tınlı toprağa kirliliğe neden olan ağır metallere; 100 mg/kg B (H_3BO_3), 400 mg/kg Cd ($CdCl_2$), 10 mg/kg Mo ($Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$) and 100 mg/kg $Pb(NO_3)_2$ ilave edildikten sonra ağır metallere bitkiler tarafından alınımını kolaylaştırmak amacıyla 4 farklı organik kompleks ajanı [Etilen diamin tetra asetat (EDTA), dietilen triamin penta asetat (DTPA), sitrik asit (CA) ve humik asit (HA)], 4 farklı düzeyde (0, 2,5, 5 ve 10 mmol/kg) uygulanmıştır. Araştırma sonucunda, uygulanan organik kompleks şelatlarının çeşit ve dozu bitkilerin topraktan kaldırdığı B, Cd, Mo ve Pb içeriklerini önemli düzeyde etkilediği, mısır ve ayçiçeği gibi hiperakümülatör bitkilerin topraktan ağır metallere alınımında en etkili organik şelatın humik asit ve bitki türünün ise ayçiçeği olduğu belirlenmiştir.

Cd, Cr ve Ni kirliliği bulunan alanda yetiştirilen mısır bitkisinin fitoremediasyon etkinliği üzerine EDTA ve HEDTA şelat uygulamalarının etkinliğini araştırılmıştır. Çalışmada 0,5 g/kg EDTA uygulamasının bitkinin Cd içeriğini 34 mg/kg'dan 115 mg/kg'a, Ni içeriğini ise 15 mg/kg'dan 117 mg/kg'a yükseldiği tespit edilmiştir (Chen and Cutright 2001).

Yapılan bir saksı çalışmasında mısır (*Zea mays* L. Nogda No 108) ve fasulye (*Phaseolus vulgaris* L. white bean) bitkileri yardımıyla topraktan Cu, Pb, Zn ve Cd metallerinin alımına uygulanan EDTA ve EDDS şelatlarının etkileri araştırılmış. Araştırma sonucunda mısır ve fasulye bitkilerinde EDDS şelatının Cu konsantrasyonlarını artırmada EDTA'dan daha etkin olduğu, EDTA şelatı uygulanan saksılardaki bitkilerin gövdesindeki çinko konsantrasyonlarının EDDS şelatı uygulanan saksılardaki bitkilerden daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Kurşun ve kadmiyum konsantrasyonlarında EDDS'nin EDTA'dan daha az etkin olduğu, maksimum bakır alımında ise EDDS uygulamalarının daha aktif olduğu saptanmıştır. EDTA ve EDDS uygulamalarının her iki bitki türünde de Cu, Pb, Zn ve Cd konsantrasyonlarının kök/gövde oranını artırdığı tespit edilmiştir. Uygulanan şelatlardan EDDS'nin Cu ve Zn çözünürlüğünde EDTA'dan daha etkin olduğu ve EDTA'nın Pb ve Cd çözünürlüğünde EDDS'den daha başarılı olduğu tespit edilmiştir (Luo *et al.* 2005).

Yapılan bir saksı çalışmasında, *Rorippa globosa* bitkisinin çiçeklenme devresi öncesinde 0, 5 ve 1 g/kg dozlarında EDTA uygulamasının bitki gelişiminde gerilemeye neden olarak kontrole göre gövde ağırlığı ve toplam Cd alımında azalmaya neden olduğu belirlenmiştir. Ancak EDTA uygulaması çiçeklenme ve olgunluk devresinde yapıldığı zaman bitki gelişimi ve Cd alımında yaratılan bu olumsuz etki payının azaldığı, gerek bitki gelişimi ve gerekse Cd alımında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. Olgunluk evresinde 1 g/kg EDTA uygulamasında yaklaşık olarak optimum bitki kuru madde miktarındaki Cd konsantrasyonunun daha yüksek değerlere ulaştığı tespit edilmiştir (Sun *et al.*2011).

Yapılan bir tarla çalışmasında atık çamur uygulanan topraklar üzerinde yetiştirilen kolza bitkisinin ağır metal alımı üzerine EDTA uygulamasının etkinliği araştırılmış. Araştırma sonucunda çamur uygulamasının biyokütle üretimini ve kök konsantrasyonlarında ki Pb, Zn ve Mn miktarını artırırken EDTA uygulamasının bitki gelişimini önemli oranda etkilemediği köklerdeki metal birikimini artırdığı tespit edilmiştir (Zaier *et al.* 2010).

Cu alımında EDTA ve EDDS şelatlarının etkinliğinin araştırıldığı sera çalışmasında kirletilmiş topraklara artan konsantrasyonlarda şelat ilavesinin kolza bitkisinin Cu alım etkinliğini artırdığı belirlenmiştir. EDDS nin 8 ve 4+4 mmol/kg dozlarında uygulanmasında Cu alımı maksimum seviyeye ulaştığı ve aynı dozlardaki EDTA uygulamasında ise Cu alımının daha düşük seviyelerde kaldığı, bu nedenle Cu fitoekstraksiyonun da EDDS'nin EDTA'ya tercih edilebileceği ortaya konulmuştur (Skoric *et al.* 2010).

Zheng *et al.* (2011)'in yapmış oldukları bir sera çalışmasında farklı dozlarda kullanılan Pb'nun *Lespedeza chinensis* G. Don ve *Lespedeza davidii* France bitkilerinin bitki aksamlarına alımında EDTA şelat uygulamalarının etkileri araştırılmıştır. Araştırma sonucunda EDTA uygulamalarının bitki çeşitlerinin tüm aksamlarında Pb birikimini artırdığı özellikle köklerden yapraklara transferini hızlandırdığı ayrıca heriki bitkinin de Pb'a karşı toleranslı oldukları ve Pb fitoremediasyonu için şelat yardımıyla kullanılabilir uygun türler oldukları tespit edilmiştir.

Yapılan bir saksı çalışmasında ağır metaller (Zn, Cu, Ni ve Pb) ile kirletilmiş topraklar üzerinde beş farklı *Brassica* türleri (*Brassica juncea*, *Brassica campestris*, *Brassica carinata*, *Brassica napus* ve *Brassica nigra*) yetiştirilmiş ve bu türlerin metalleri bünyesinde biriktirebilme kabiliyetleri araştırılmıştır. Türler arasında *Brassica carinata* bitkisinin yüksek kuru madde üretimine bağlı olarak bünyesinde yüksek oranda Zn, Ni ve Pb alırken, *Brassica campestris* bitkisinin yüksek Zn alım kapasitesine sahip olduğu belirlenmiştir. Genellikle farklı türlerin metalleri alımı kök, gövde ve tohum aksamları açısından karşılaştırıldığında en yüksek alım sırasıyla Zn, Ni ve Pb şeklinde olduğu belirlenmiştir (Purakayastha *et al.* 2008).

Angelova *et al.* (2007)'nin yapmış oldukları bir saksı çalışmasında ayrı ayrı ve karma şekilde Pb, Cd ve Zn ağır metaller ile kirletilmiş topraklar üzerinde yetiştirilen *Brassica napus* L. bitkisinin ağır metal alımı araştırılmıştır. Deneme sonucunda topraktaki Pb, Cd ve Zn metallerinin konsantrasyonların artışına paralel olarak bitkinin kök, sap ve tohumunda element konsantrasyonlarının artış gösterdiği belirlenmiştir. Topraktan

kökler aracılığıyla alınan Pb ve Zn'nun büyük bir kısmının köklerde biriktiği diğer kısmının ise gövde ve tohum aksamlarına taşındığı ortaya konmuştur. Ayrıca Cd'un kökten sap kısmına kolayca hareket ederek bitkinin üst kısmında yüksek oranlarda biriktiği belirlenmiştir

Liu *et al.* (2009), yapmış oldukları tarla çalışmasında Cd, Cr, Pb, As, Hg toksik ağır metallerinin kışlık buğday (*Triticum aestivum* L.) bitkisinin farklı bitki aksamaları tarafından alımı araştırılmıştır. Bitkinin kök aksamında üst aksamlarına (gövde, yaprak ve tane) oranla daha fazla metal biriktirdiği belirlenmiştir. Buğday köklerinin topraktan Cd, Pb ve Hg'yi yüksek oranlarda Cr ve As metallerini ise daha az oranlarda aldığı ve bitkinin köklerinden tanelerine ağır metallerin çok az oranlarda taşındığı tespit edilmiştir.

Pakistanda endüstri bölgesinden toplanan 16 bitki türü ile toprak örneklerinde bulunan toplam Pb, Cu, Co, Ni ve Cr içeriklerinin araştırıldığı çalışmada topraktan köklere ve gövdeye metallerin transferi, birikimi ve konsantrasyonu biyokonsantrasyon faktör (BKF), translokasyon faktör (TLF) ve bioakümülyasyon faktör (BAF) terimleri ile değerlendirilmiştir. Kök örneklerindeki toplam metal konsantrasyonlarının Cu> Cr> Zn> Ni> Pb> Co şeklinde sıralandığı, gövde aksamında bakır metalinin oranının diğer metallere oranla daha yüksek olduğu ve çimlerde çinko'nun yüksek konsantrasyonda biriktiği belirlenmiştir. Çalışma sonucunda *Parthenium hysterophorus* L. ve *Amaranthus viridis* L. bitkilerinin Pb ve Ni kirliliği olan topraklarda, *Portulaca oleracea* L., *Brachiaria reptans* L., *Solanum nigrum* L. ve *Xanthium stromarium* L. bitkileri'nin ise Pb ve Cu kirliliği olan topraklarda hiperakümülatör bitki olarak kullanılabileceği önerilmiştir (Malik *et al.* 2010).

Topraklarda bulunan ağır metallerin hareket kabiliyetlerinin düşük olması bu elementlerin bitkilerle ıslahını sınırlandıran en önemli faktörlerden biri olduğu belirtilmiştir (Kayser *et al.* 2000; Chen *et al.* 2004; Sheng and Xia 2006). Toprakta bulunan bazı mikroorganizmaların bazı metallerin toprakta hareket kabiliyetlerini arttırdığı tespit edilmiştir (Abou-Shanab *et al.* 2003; Idris *et al.* 2004). Sheng and Xia

(2006)'nın yaptıkları çalışmada kök rizosfer bölgesinde bulunan bakterilerin kolza bitkisinde Cd alımını, *Alyssum murale* bitkisinde ise Ni alımını arttırdığını (Abou-Shanab *et al.* 2003) tespit etmişlerdir.

Serbest yaşayan, bitki gelişimini teşvik eden, biyolojik mücadelede veya biyolojik gübre olarak kullanılan bakterilere bitki gelişimini teşvik edici rizobakteriler (PGPR) adı verilmektedir. PGPR'ler daha çok *Acetobacter*, *Actobacter*, *Acinetobacter*, *Achromobacter*, *Aereobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Artrobacter*, *Azoarcus*, *Azospirillum*, *Azotobacter*, *Bacillus*, *Beijerinckia*, *Burkholderia*, *Chromatium*, *Clostridium*, *Enterobacter*, *Erwinia*, *Flavobacterium*, *Herbaspirillum*, *Klebsiella*, *Micrococcus*, *Paenibacillus*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodobacter*, *Rhodospirillum*, *Serratia* ve *Xanthomonas* cinslerine aittir (Burdman *et al.* 2000; Çakmakçı 2005a; Çakmakçı 2005b). PGPR uygulamaları ile kök gelişimi (sayısı, uzunluğu, ağırlığı), yaprak alanı, gövde ağırlığı, çimlenme oranı, dane ve yumru verimi, besin elementi oranı ve alımı, stres şartlarına (kuraklık, tuzluluk, metal toksisitesi, oksidatif stres vb.) ve hastalıklara dayanıklılık ve yaprak yaşlılığının geçiktirilmesi konularında olumlu sonuçlar elde edilmiştir (Stajner *et al.* 1997; Çakmakçı 2005b)

PGPR bitkisel hormon sentezi, bitki hormon düzeylerinin ayarlanması, antioksidan enzim aktivitesinin artması, azot fiksasyonu, organik potasyum mineralizasyonu ve inorganik fosfat çözünürlük ve alımının artırılması, dolaylı olarak hastalık etmenlerinin önlenmesi gibi mekanizmalarla bitki gelişimini etkilediği belirlenmiştir (Çakmakçı vd 1999; Timmusk *et al.* 1999; Lucy *et al.* 2004; Şahin vd 2004; Zahir vd 2004; Çakmakçı 2005b; Çakmakçı vd 2006a). Çeşitli çalışmalarda PGPR'lerin oksin hormonu üreterek hücrelerin uzama ve bölünmesini teşvik ettikleri, ürettikleri sitokininlerle hücre bölünmesini, kök gelişimini ve verimi etkiledikleri, gibberallin üretimiyle gövde uzamasını, etilen üretimini engellemek suretiyle bitkisel etilen düzeyini azalttıkları tespit edilmiştir (Glick *et al.* 1998; Dobbelaere *et al.* 2003; Gutierrez *et al.* 2001). Ayrıca, PGPR'lerin antibiyotik üretmeleri ve rizosferde gösterdikleri rekabet yetenekleri gibi dolaylı mekanizmalarla da bitki gelişimini teşvik ettikleri rapor edilmiştir (Çakmakçı ve Erdoğan 2006).

PGPR tarafından bitkisel gelişmenin teşvik edilmesinde temel mekanizmalardan birisi biyolojik nitrojen fiksasyonudur (Boddey *et al.* 1998). Yapılan bir çalışmada yılda hektara düşen azot katkısının serbest yaşayan bakteriler için 15-170 kg, siyanobakteriler için 7-80 kg, Rhizobium-baklagil ortaklığı için 24-584 kg olduğu tespit edilmiştir (Shanthaam and Mattoo 1997). Azot fiske eden *Bacillus* strainleri uygulamasının çeltik, arpa ve mısır bitkilerine uygulanmasının bitkilerin verimini önemli ölçüde artırdığı belirlenmiştir (Sudha *et al.* 1999; De Freitas 2000; Bent *et al.* 2002; Canbolat vd 2006). Bir başka araştırmada ise *Pseudomonas* ve *Bacillus* strainleri buğday, şeker pancarı ve ıspanak bitkilerine uygulanmış ve yüksek oranda verim artışı elde edilmiştir (Çakmakçı vd 2001). Ayrıca PGPR inokulasyonunun buğday ve ıspanak yaprak alanını %6-47 ve %5-49, gövde ağırlığını ise %16-54 ve %2-23 oranlarında artırdığı belirlenmiştir (Çakmakçı vd 2006b).

Sera koşullarında yürütülen bir araştırmada ¹⁵N kullanılarak *Bacillus amyloliquefaciens* IN937a ve *Bacillus pumilus* T4 ırklarının domateste bitki gelişimini ve azot kullanım etkinliğini artırarak daha düşük dozda azot uygulamalarında bile etkili olduğu rapor edilmiştir. Araştırmada ayrıca, bu uygulamaların entegre gübre idaresinde kullanılabileceği önerilmiştir (Adesemoye *et al.* 2010).

Bitki kökleri ile birleşen bakterilerin bitki besin elementlerinin transferi, kök salgıları, bitki hormonlarının üretimi ve azot fiksasyonu gibi çok sayıda mekanizma içinde bitki büyümesi üzerine önemli etkilerinin olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca faydalı rizosfer mikroorganizmaları ve bitkiler arasındaki interaksiyonların gelişiminin, bitkilerin ağır metallere toleransı ve biyokütle üretimini artırabileceği belirlenmiştir (Wenzel *et al.* 1999).

Yapılan bir çalışmada genetiği değiştirilmiş ve değiştirilmemiş kolza fideleri 4 gün süresince bakterili ve bakterisiz (*Pseudomonas putida* strain UW4 (crop 1) ve *P. Putida* strain HS. (crop 1 ve 2)) ortamlarda bekletilmiş sonra nikelle kirletilmiş bir alana transfer edilmiştir. Genetiği değiştirilmiş kolza fidelerinin büyümesi genetiği değiştirilmemiş kolza fideleri ile karşılaştırıldığında GDO'lu bitkilerde büyümede

önemli derecede artışın meydana geldiği, gövdedeki nikel konsantrasyonlarının ise azaldığı belirlenmiştir (Farwell *et al.* 2006).

Yapılan bir sera çalışmasında hardal (*Brassica juncea*) bitkisinin kurşun ve çinko ağır metallerini bünyesine alımı üzerine bakteri aşılmasının etkinliği araştırılmıştır. Rhizobakter (*Azotobacter chroococcum* HKN-5, *Bacillus megaterium* HKP-1 ve *Bacillus mucilaginosus* HKK-1) uygulamasının bitki gelişimini arttırdığı, metal toksisitesin'den bitkiyi koruduğu ve fitoremediasyon tekniklerinin gelişiminde önemli bir rol oynadığı tespit edilmiştir (Wu *et al.* 2005).

Brunetti *et al.* (2011)'nin sera ve tarla koşullarında yaptıkları çalışmada kolza (*Brassica napus*) bitkisinin Cr, Cu, Pb ve Zn metallerini bünyesinde biriktirme ve tölere edebilme özellikleri üzerine *Bacillus licheniformis* BLMB1 ve katı atık kompost ilavesinin etkileri araştırılmıştır. Araştırmada, kolza bitkisinin sera şartlarında yüksek oranda metalleri bünyesinde biriktirdiği, tarla koşullarında ise bitkinin gelişiminin ve metal birikiminin daha zayıf ve bitki aksamalarında metallerin birikme sırasının Cr> Zn>Cu >Pb şeklinde olduğu belirlenmiştir. Hem *Bacillus licheniformis* BLMB1 straini hemde katı atık kompost ilavesinin bitkinin bünyesinde metal birikimini özellikle Cr metali birikimini artırdığı ve bu sonuca bağlı olarak kirletilmiş alanlardan Cr'un fitoekstraksiyonu için etkili bir ajan olarak kullanılabileceğini belirlemişlerdir.

Çeşitli metallerle kirletilen alan üzerinde *Bradyrhizobium sp.* 750 bakterisi ile aşılamanın acı bakla (*Lupinus luteus*) bitkisi'nin metal alım potansiyeli'nin araştırıldığı sera çalışmasında Cd, Cu ve Pb elementlerinin kök bölgesinden gövdeye transferi araştırılmıştır. Araştırma sonucunda Pb, Cd ve Cu metallerinin özellikle bitkinin kök bölgesinde biriktiği çok az kısmının ise gövdeye transfer edildiği tespit edilmiştir. Ayrıca hem kök hemde gövdede Zn birikimi diğer metallere oranla 10-100 kat daha fazla oranda tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar kirletilmiş toprakların temizlenmesinde metale direçli PGBR ile aşılamanın bakla bitkisinin kullanımını etkinleştirdiği tespit edilmiştir (Dary *et al.* 2010).

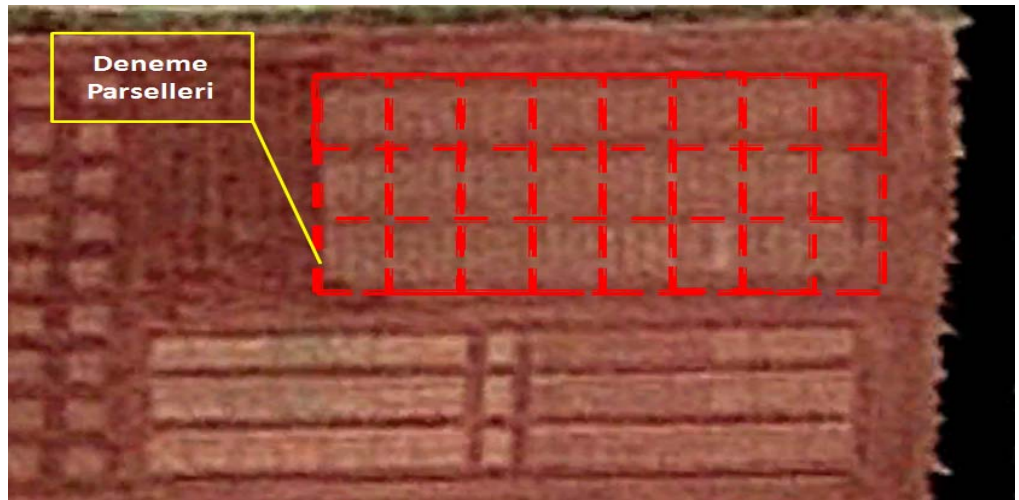
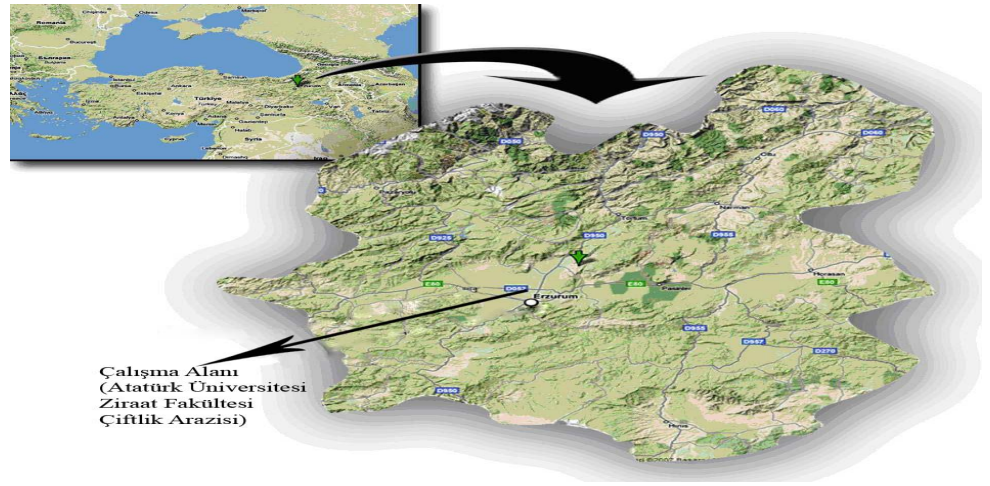
Ma *et al.* (2009)'nın 450 mg/kg Ni ile kirletilmiş topraklarda yetiştirilen hardal (*Brassica juncea*) bitkisinin gelişimi ve topraktan Ni alımı üzerine nikel dirençli bakteri (*Psychrobacter* sp. SRA2 *Bacillus cereus* SRA10) aşılmasının etkinliğini araştırmışlardır. Araştırma sonuçları kontrol bitkilerle karşılaştırıldığında *Psychrobacter* sp. SRA2 ve *Bacillus cereus* SRA10 bakterileri ile aşılmanın hardal (*Brassica juncea*) bitkisinin kök ve gövde dokularındaki Ni birikimini önemli düzeyde arttırdığı tespit edilmiştir. He *et al.* (2010)'nin yapmış oldukları sera çalışmasında Zn ile kirletilen topraklar üzerinde yetiştirilen Japon menekşesi (*Orychophragmus violaceus*) ne çinko'ya toleranslı 4 farklı bakteri (*Bacillus subtilis*, *B. cereus*, *Flavobacterium* sp. and *Pseudomonas aeruginosa*) uygulaması yapılarak bu bakterilerin bitki bünyesindeki Zn birikiminde etkinliği araştırılmıştır. Araştırma sonucunda bu dört bakterinin de önemli derecede Zn birikimini ve gövde biyokütlesini arttırdığı tespit edilmiştir. Ayrıca bakteri uygulamasının toprakta ve suda çözünebilir Zn'nun yararıllılığını artırarak kök ve gövde aksamalarında sırasıyla 1,21 ile 1,19 oranlarında Zn birikiminde artışa neden olduğu belirlenmiştir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Araştırmanın yürütüldüğü alana ait özellikler

Araştırma, Erzurum’da 2008 ve 2009 yıllarında Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Tarımsal Araştırma ve Yayım Merkezi Müdürlüğü’ne ait 4 nolu deneme arazisi üzerinde yürütülmüştür (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. Denemenin yürütüldüğü alan (39° 55' N, 41° 61 E)

3.1.2. Denemenin yürütüldüğü alanın iklim özellikleri

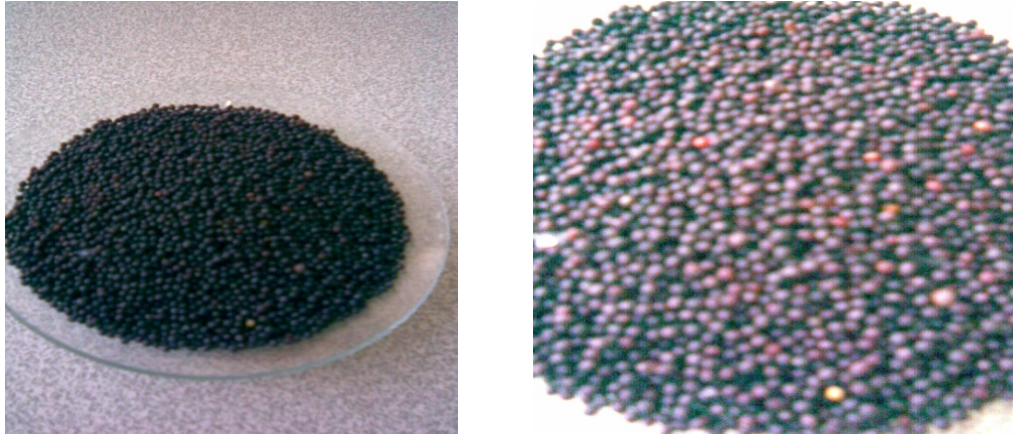
Erzurum ili Türkiye'nin sıcaklık ortalaması en düşük illerinden birisi olup, karasal iklim tipine sahiptir. Kış mevsimi soğuk ve kar yağışlı, yaz ayları ise serin ve kurak geçmektedir. Gece ile gündüz, yaz ile kış mevsimleri arasındaki sıcaklık farkı oldukça yüksek olup, yüksek basınç şartları etkili olduğundan dolayı kış aylarının şiddeti fazladır. Toprak aylarca karla kaplı kalmakla birlikte donlu günlerin sayısı fazladır. İklimin bu özelliği bitki örtüsü üzerine olumsuz etki yapmaktadır. Ekim ayının sonlarından mayıs ayına kadar yörede egemen olan kuru ve soğuk hava bu aydan sonra yavaş yavaş ısınmaya başlamaktadır. Erzurum'un otuz yıllık iklim verilerine göre yıllık ortalama yağış 435,6 mm'dir. Aylık ortalama yağış en fazla Mayıs (71,7 mm) en az Ağustos (17,9 mm) ayında düşmektedir. Sıcaklık ortalaması 5,7°C, en sıcak aylar Temmuz (19,3°C) ve Ağustos (19,4°C), en soğuk ay ise Ocak (-9,1°C) ayıdır. Yıllık buharlaşma 987,2 mm, ortalama nispi nem %63,9, ortalama donlu gün sayısı 112 gündür. İlk don olayı Ekim ayının sonlarında, son don olayı da Nisan ayının ortalarında görülmektedir (Çizelge 3.1). 2008 ve 2009 yılları ortalama iklim verilerine göre aylık ortalama yağış en fazla Mayıs (71,7 mm) en az Ocak (9,27 mm) ayında düşmektedir. Sıcaklık ortalaması 5,1°C, en sıcak aylar Temmuz (27,15°C) ve Ağustos (27,25°C), en soğuk ay ise Ocak (-21,9°C) ayıdır. Ortalama nispi nem %65,5, ortalama donlu gün sayısı 60 gündür. İlk don olayı Ekim ayının sonlarında, son don olayı da Mayıs ayının sonlarında görülmektedir (Anonymous 2010).

Çizelge 3.1. Denemenin yürütüldüğü alanın uzun yıllar (1975-2010), 2008 ve 2009 yıllarına ait iklim verileri ortalaması

İklim Verileri	AYLAR											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	Uzun yıllar (1975-2010)											
Ort Sıcaklık	-9,1	-7,7	-2,8	5,2	10,6	14,4	19,3	19,4	14,7	8,1	1,1	-5,4
Max. Sıcaklık	-4,0	-2,5	2,1	10,6	16,6	21,4	26,2	26,8	22,4	14,9	6,6	-1,0
Min. Sıcaklık	-13,7	-12,5	-7,3	0,2	4,5	7,5	11,3	11,2	6,7	1,9	-3,4	-9,7
Nem, %	76,2	75,2	74,2	65,3	61,2	56,3	50,3	47,5	50,3	61,5	72,2	76,5
Yağış , mm	22,8	27,0	35,6	53,6	71,7	49,7	28,4	17,9	24,7	45,5	35,2	23,5
Rüzgar hızı, km/h	1,9	2,2	2,5	3,2	3,0	2,8	3,0	3,0	2,7	2,6	2,2	2,0
Yağmurlu gün sayısı	0,0	0,5	6,5	17	20,0	14,5	9,5	11	10,0	10,0	7,0	2,5
Karlı yada donlu gün sayısı	11,4	10,6	10,5	3,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	3,9	10,0
2008 Yılı												
Ort Sıcaklık	-16,8	-14,2	0,2	7,9	8,6	14,3	19,6	20,1	14,7	8,7	1,8	-11,3
Max. Sıcaklık	-7,1	-5,1	8,1	15,3	15,9	22,1	28,3	28,7	23,6	15,9	8,9	-3,6
Min. Sıcaklık	-24	-22,7	-4,7	0,1	0,6	5,2	9,2	11,0	4,3	0,5	-5,3	-18,4
Nem, %	82,2	83,4	70,5	61,6	63,5	57,3	44,9	47,1	43,8	63,5	70,8	81,2
Yağış , mm	17,78	9,7	22,4	63,3	65,3	47,0	9,9	7,88	35,8	39,6	15,5	21,6
Rüzgar hızı, km/h	7,4	8,9	14,3	14,0	12,5	12,8	14,4	16,8	11,3	11,1	10,7	5,1
Yağmurlu gün sayısı	0,0	0,0	8,0	1,0	21,0	8,0	3,0	14	6,0	12,0	6,0	0,0
Karlı yada donlu gün sayısı	9,0	12,0	5,0	4,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	11,0
2009 yılı												
Ort Sıcaklık	-12,1	-3,0	-0,5	4,3	10,0	14,7	17,4	17,2	12,4	8,7	1,8	-1,0
Max. Sıcaklık	-4,0	1,6	4,5	10,8	17,4	22,2	26	25,8	20,0	18,3	8,2	4,0
Min. Sıcaklık	-19,8	-8,5	-6,6	-3,0	1,7	6,5	8,4	7,5	40,0	-0,6	-3,7	-6,5
Nem, %	84,0	85,1	73,1	61,2	57,1	62,3	56,8	46,3	56,3	58,1	77,6	84,2
Yağış , mm	0,76	18,3	54,9	36,1	56,4	80,0	41,4	28,5	49,0	79,3	21,3	14,0
Rüzgar hızı, km/h	7,4	11,1	14,4	12,8	11,2	14,2	11,6	12,5	11,6	6,2	8,5	6,7
Yağmurlu gün sayısı	0	1	5	17	19	21	16	8	14	8	8	5
Karlı yada donlu gün sayısı	14	18	19	4	0	0	0	0	0	1	5	14

3.1.3. Araştırmada kullanılan kolza bitkisinin botanik özellikleri, morfolojisi ve iklim istekleri

Bitki materyali olarak yazlık kolza (*Brassica napus* L.) çeşidi'nin Almanya orjinli Lıcosmos çeşidi (yazlık çeşit) kullanılmıştır (Şekil 3.2).



Şekil 3.2. Denemede kullanılan kolza tohumunun görünüşü

Kolza (*Brassica napus* L.), kapalı tohumlular bölümünün (Magnoliophyta), iki çenekliler sınıfına (Magnoliopsida) giren, turpgiller (*Brassicaceae*) familyasından, yazlık ve kışlık olarak ekilebilen tek yıllık tanesinde bulunan %38-50 yağ ve %16-24 protein ile önemli bir yağ bitkisidir. Kolza; kuvvetli, çok dallanmış kazık kök sistemine sahip, sapı sert, dayanıklı, dik, dallı ve 150-160 cm boya ulaşabilen bir bitkidir. Çiçek rengi birçok çeşitte açık sarı ve meyveleri iki boğumdan oluşan kapsül şeklinde, kapsül içindeki tohumların rengi koyu kahve'den siyaha kadar değişen baklaya benzer bir bitkidir. Tohumları 2-3 mm çapında yuvarlak, bin dane ağırlığı 3-7 g, sıra arası 1-1,5 cm, sıra üzeri ise 6-15 cm ye ekimi yapılan bir bitkidir. Atılacak tohum miktarı ise elde mevcut makine ve tecrübeye göre dekara 400-1000 g arasında değişmektedir (Özer 1996).

Kolza için optimum sıcaklık 20-25°C' dir. Çiçeklenme zamanındaki 32°C' nin üzerindeki sıcaklıklar çiçek dökümüne neden olabilir. Düşük sıcaklıklarda da çıkış

gecikebilmektedir. Genel olarak, iyi drene olmuş, tuzlu olmayan, pH nötr, kök bölgesinde en az 70 mm'lik su bulunan, azot ve fosfor bakımından yeterli olan topraklarda en yüksek verim özelliğine sahiptir (Carmody and Walton 1998). Kolza'nın su ihtiyacı büyüme devresine, yetiştirildiği bölgenin iklim koşullarına (Thomas 2001) bağlı olarak ilkbahar yağışlarının yeterli olduğu yöreler ile su tutma yeteneği yüksek topraklarda başarılı bir şekilde kışlık olarak yetiştirilme imkanına sahiptir (Kolsarıcı 1986).

3.1.4. Kirlenici Elementler

Toprak kirlenici ağır metaller olarak kurşun, kadmiyum ve bor metal kirlenicileri sırasıyla $Pb(NO_3)_2$, CdN_2O-4H_2O ve $Na_2B_4O_7 \cdot 10 H_2O$ şeklinde kullanılmıştır.

3.1.5. Şelatörler

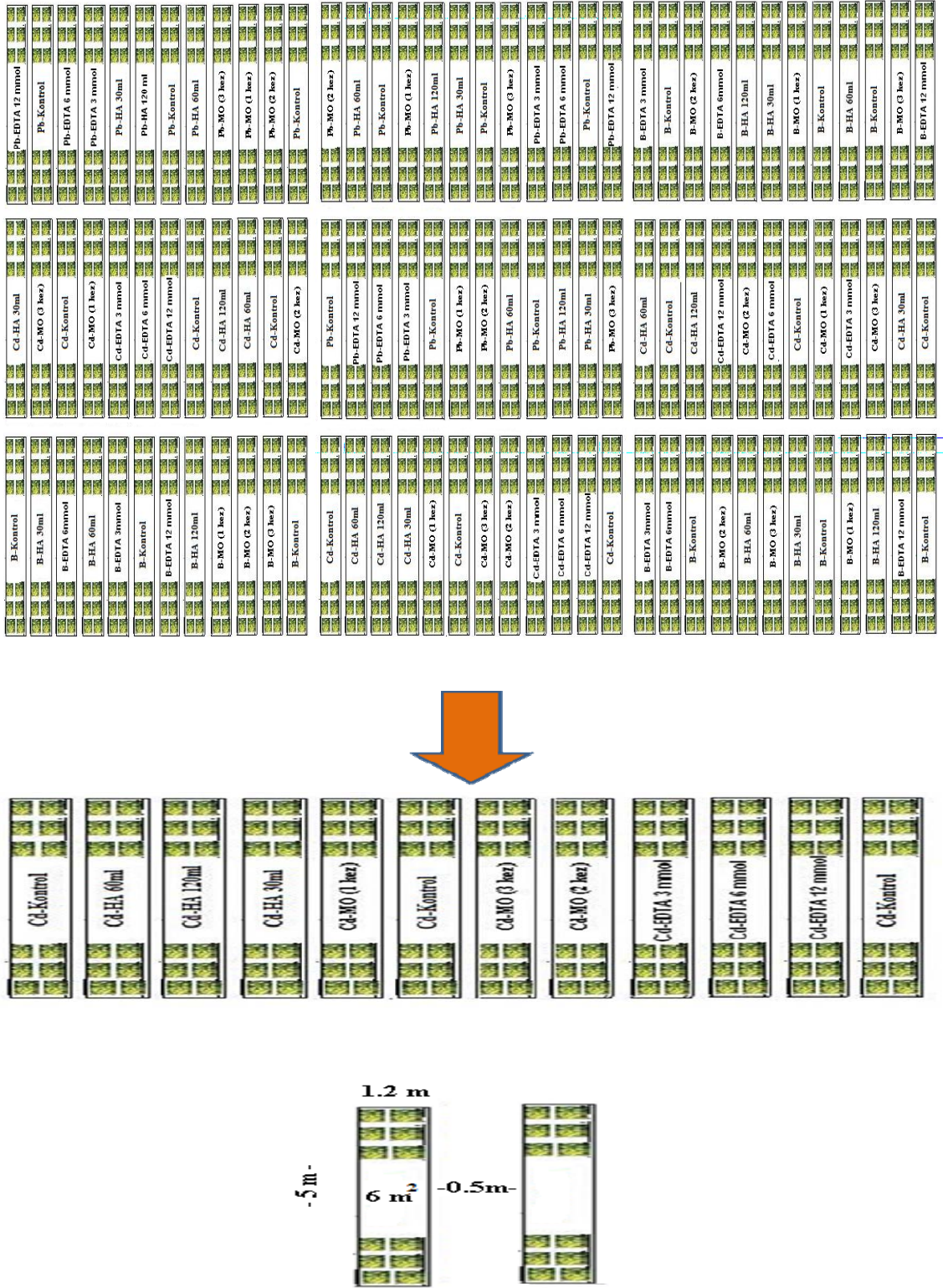
Metallerin toprakta yayırlılığını artırmak amacıyla şelat ve ajan olarak EDTA (Etilen Diamin Tetraasetik Asit), humik asit (Toplam organik madde %6, toplam humik+fülvik asit %15, suda çözünür potasyumoksit %1) ve mikroorganizma (*Bacillus megaterium* M3) kullanılmıştır.

Bacillus megaterium bakterisi toprak da ki karbon kaynakları veya bitki (kök) kalıntılarından yararlanarak bölünerek çoğalırlar. Büyüme ve bölünme esnasında salgılamış olduğu organik asitler, aminoasitler, hormonlar, bitki geliştiriciler (oksinler, giberelinler, sitokininler), B, C ve E grubu vitaminler ve antifungal metabolitler bitkilere çok boyutlu yararlar sağlarlar. Bu bakteriler toprak ve yaprak yüzeyini kaplayarak zararlı patojenler ile rekabete girerler ve aynı zamanda salgıladıkları antibiyotikler sayesinde diğer zararlı patojenlerin bitkilere zarar vermelerini (antifungal etki) kısmen engeller. Bu bakterilerin uygulanması toprakta bağlı bulunan fosfatın yayırlılığında ve diğer bitki besin elementlerinin (K, Ca, Fe, Mg, Zn, Mn, Mo) alınımında artış, kök bölgesinde organik asit üretimini teşvik, toprak pH sında düşüş ve kök gelişiminde hızlanma sağlar (Elisete *et al.* 2008; Wani *et al.* 2008).

3.2. Yöntem

3.2.1. Deneme deseni ve alanı

Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi İşletme Müdürlüğü'ne ait (39° 55' N, 41° 61' E) deneme sahası üzerinde "Tam Şansa Bağlı" deneme desenine göre 3 tekerürlü olarak kurulmuştur. Denemede toplam 108 parsel, 3 kirletici ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{CdN}_2\text{O} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) \times 2 şelat [humik asit (0, 500, 1000, 2000 mg/kg), EDTA (0, 3, 6, 12 mmol/kg)] \times 1 ajan *Bacillus* M3 (kontrol, 1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı, 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml)] \times 3 tekerrür yer almıştır. Ayrıca kirletici, ajan ve şelat uygulamaların yapılmadığı kontrol parsellerde oluşturulmuştur. Denemede parseller ana ve alt parseller olmak üzere 2 gruba ayrılmıştır. Denemede her alt parselin büyüklüğü 6 m^2 ($5 \times 1,2\text{ m}$) dir. Her bir alt parseldeki sıra aralığı 0,30 cm ve parseller arasında 50 cm ve ana parseller arasında ise 2 m boşluk bırakılmıştır. Her bir ana parselin boyu 5 m ve eni 19,9 m olacak şekilde ana parseller oluşturulmuştur. Buna göre bir ana parsel $99,5\text{ m}^2$ ve ana parseller aralarındaki boşluklarla birlikte toplam deneme alanı $919,5\text{ m}^2$ olarak dizayn edilmiştir (Şekil 3.3).



Şekil 3.3. Tam şansa bağlı deneme desenine göre deneme planı

3.2.2. Denemenin kurulması ve yürütülmesi

Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi' ne ait (39° 55' N, 41° 61 E) deneme sahası önce diskaro ve tapan geçilerek ekime hazır duruma getirilmiştir (Şekil 3.4).



Şekil 3.4. Tarlada markörle tohum yataklarının hazırlanması

Ekim yapılmadan önce bitkinin N ve P ihtiyaçları toprakta bulunan elverişli miktarları dikkate alınarak dekara 12 kg N (%33 amonyum nitrat) ve dekara 6 kg P_2O_5 (%42 triple süperfosfat P_2O_5) gübrelerinden serpmeye olarak verilip toprağa karıştırılmıştır. Toprak kirleticileri olarak kurşun nitrat ($Pb(NO_3)_2$), kadmiyum nitrit (CdN_2O-4H_2O) ve sodyum borat ($Na_2B_4O_7 \cdot 10 H_2O$) metallerin'den sırasıyla 100 ppm, 100 ppm ve 3 kg/ha dozlarında 3 tekerürlü olarak uygulanmıştır. Toprağa uygulanan kirletici parametrelerin doğal koşullarda kirlilik unsurları yaratması ve kirleticilerin toprak tarafından absorpsiyonu için 30 gün süreyle bekletildikten sonra her bir kirleticinin uygulandığı alandan toprak numuneleri alınarak elverişli ve toplam kurşun, kadmiyum ve bor analizleri yapılmıştır. İnkübasyon süresini takiben deneme alanı markörle 30 cm sıra aralığına göre el mibzeri ile 1 kg/da hesabıyla tohum ekimi yapılmıştır (Şekil 3.5).



Şekil 3.5. Tarlada el mibzeriyle tohum ekimi yapılması

Bitkilerin dane tutumu döneminden önce toprakta ağır metal alımını etkinleştirmek için ajan ve şelat uygulamaları yapılmıştır. Her bir deneme parseline tesadüfi olarak *Bacillus* M3 (kontrol, 1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı, 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), humik asit (0, 500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (0, 3, 6, 12 mmol/kg) deneme parsellerine uygulanmıştır (Şekil 3.6).



Şekil 3.6. Tarlada şelatör uygulaması



Şekil 3.7. Bitkilerin hasat edilmesi ve örnek alınması

Bitkiler 4 aylık büyüme periyodu sonucunda hasat edilerek her parseldeki toplam bitki ağırlığı ve dane ağırlıkları belirlenmiştir. Aynı zamanda hasat döneminde bitkinin kök rizosfer bölgesinden alınan toprak örnekleri havada kurutulup, 2 mm elekten geçirilip ve analize hazır duruma getirilmiştir. Her bir uygulamanın yapıldığı parsellerden alınan bitki örnekleri de kök ve gövde aksamına ayrıldıktan sonra önce açık havada sonra etüvde 68°C’de bitki örnekleri tamamen nemini kaybedinceye kadar kurumaya bırakılmıştır. Kuru ağırlıkları tespit edilen bitki örnekleri öğütülerek kök, gövde ve tohum örneklerinde makro ve mikro element analizleri yapılmıştır. Ayrıca kök rizosfer bölgesinden alınan toprak örneklerinde Pb, Cd ve B elementlerine ait fraksiyon dağılımları sıralı ekstraksiyon analizi ile belirlenmiştir.

3.3. Toprak Analizleri

3.3.1. Toprak tekstürü

Toprakların tekstürleri Bouyoucus hidrometre yöntemiyle belirlenmiştir (Gee and Hortage 1986).

3.3.2. Toprak reaksiyonu (pH)

Toprakların pH'ları 1:2,5'lük toprak-su çözeltilisinde potansiyometrik olarak cam elektrotlu pH metre ile ölçülmüştür (McLean 1982).

3.3.3. CaCO₃ tayini

Toprakların kireç içerikleri Scheibler kalsimetresi ile volümetrik olarak saptanmıştır (Nelson 1982).

3.3.4. Organik madde miktarı

Toprakların organik madde içerikleri Smith-Weldon yöntemiyle belirlenmiştir (Nelson and Sommers 1982).

3.3.5. Katyon değişim kapasitesi değerleri

Denemede kullanılan toprak örneğinin katyon değişim kapasitesi (KDK) sodyum asetat-amonyum asetat yöntemiyle ekstrakta edilib ICP – OES Inductively Couple Plasma spectrophotometer (Perkin-Elmer, Optima 2100 DV, ICP/OES, Shelton, CT 06484-4794, USA) ile belirlenmiştir (Rhoades 1982a).

3.3.6. Değişebilir katyonlar tayini

Toprakların değişebilir katyonları amonyum asetatla (1 N, pH=7,0) çalkalanıp ekstrakte edildikten sonra Na, K, Ca ve Mg ICP-OES ile okunmak suretiyle belirlenmiştir (Rhoades 1982b).

3.3.7. Fosfor tayini

Molibdofosforik mavi renk yöntemine göre oluşturulan mavi renkli çözeltinin ışık absorpsiyonu 660 nm dalga boyuna ayarlı spektrofotometrede okunarak belirlenmiştir (Olsen and Summers 1982).

3.3.8. Toplam azot tayini

Toprak örneklerinin azot içeriği salisilik + sülfürik asit + tuz karışımı ile yaş yakmaya tabi tutulduktan sonra mikrokjheldahl yöntemiyle belirlenmiştir (Bremner 1996).

3.3.9. Toprakta yayırlı bor tayini

Azometin H yöntemine göre oluşturulan çözeltinin renk yoğunluğuna dayanarak 420 nm dalga boylu spektrofotometrede belirlenmiştir (John *et al.* 1975).

3.3.10. Bitki tarafından alınabilir mikro element tayini

Elverişli Pb, Cd ve B miktarları DTPA yöntemine göre ekstrakte edilen süzüklerde ICP-OES okunmak suretiyle belirlenmiştir (Lindsay and Norvell 1978)

3.3.11. Toplam ağır metallerin tayini

Toplam Pb ve Cd ağır metallerinin tayini AOAC (2005)' ye göre yapılmıştır.

3.3.12. Sıralı ekstraksiyon yöntemi

Orijinal Tessier sıralı ekstraksiyon prosedürü modifiye edilmiştir ve toprakların kimyasal bağlanma formlarında kullanılmıştır. Metal fraksiyonları değişebilir iyon, karbonat, oksit, organik ve residual olarak ayrılmıştır (Tessier 1979; Cheng *et al.* 2005).

1.Adım (Suda çözünebilir form): 0,5 g 2mm'lik elekten elenmiş hava kurusu toprak örneği 50 ml'lik santrifüj tüpüne konur ve üzerine 10 ml saf su ilave edilir. Karışım 3 saat 25°C'de çalkalanır ve daha sonra 3000 rpm'de 5dk santrifüj edilir. Pb, Cd ve B konsantrasyonu ICP-OES kullanılarak belirlenmiştir.

2.Adım (Değişebilir form): 1.Adım'dan kalan residual üzerine 10 ml 0,1M MgCl₂ (pH:6) ilave edilir. Karışım 3 saat 25°C'de çalkalanır ve daha sonra 3000 rpm'de 5 dk santrifüj edilir. Pb, Cd ve B konsantrasyonu ICP-OES kullanılarak belirlenmiştir.

3.Adım (Karbonatlara bağlı form): 2.Adım'dan kalan residual üzerine 10 ml 0.1N NaOAc/HOAc (pH:5) ilave edilir. Karışım 3 saat 25°C'de çalkalanır ve daha sonra 3000 rpm'de 5 dk santrifüj edilir. Pb, Cd ve B konsantrasyonu ICP-OES kullanılarak belirlenmiştir.

4.Adım (Metal oksitlere bağlı form): 3.Adım'dan kalan residual üzerine 10ml 0.1N NH₂OH·HCl (pH:3) ilave edilir. Karışım 3 saat 60°C'de çalkalanır ve daha sonra 3000 rpm'de 5 dk santrifüj edilir. Pb, Cd ve B konsantrasyonu ICP-OES kullanılarak belirlenmiştir.

5.Adım (Organik maddeye bağlı form): 4.Adım'dan kalan residual üzerine 10 ml asit karışımı (%2 HNO₃:H₂O₂ = 3ml:7ml; pH:2) ilave edilir. Karışım 3 saat 85°C'de çalkalanır ve daha sonra 3000 rpm'de 5 dk santrifüj edilir. Pb, Cd ve B konsantrasyonu ICP-OES kullanılarak belirlenmiştir.

6.Adım (Silikatlara bağlı form): 5.Adım'dan kalan residual üzerine 10 ml $\text{HNO}_3+\text{H}_2\text{O}_2+\text{HF}$ (3:5:2 ml) ilave edilerek “high-pressure bomb digestion” ünitesinde 190°C yakılır. Pb, Cd ve B konsantrasyonu ICP-OES kullanılarak belirlenmiştir.

3.4. Bitki Analizleri

3.4.1. Bitkide toplam azot tayini

Bitki örneklerinin azot içeriği salisilik-sülfürik asit karışımı ile yaş yakmaya tabi tutulduktan sonra mikrokjheldahl yöntemiyle belirlenmiştir (Bremner 1996).

3.4.2. Bitkide diğer elementlerin (P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, B ve Cd) tayini

Bitki örneklerinin P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, B ve Cd içerikleri nitrik asit-hidrojen peroksit (2:3) asit ile 3 farklı adımda (1. adım; 145°C de %75 mikrodalga gücün de 5 dakika, 2. adım; 180°C 'de %90 mikrodalga gücün de 10 dakika ve 3. adım 100°C 'de %40 mikrodalga gücün de 10 dakika) 40 bar basınca dayanıklı mikrowave yaş yakma ünitesinde (speedwave MWS-2 Berghof productts + Instruments Harresstr.1. 72800 Enien Gernmany) yakmaya tabi tutulduktan (Mertens 2005a) sonra P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu B, Cd ve Pb tayini ICP OES spektrofotometresinde (Inductively Couple Plasma spectrophotometer) (Perkin-Elmer, Optima 2100 DV, ICP/OES, Shelton, CT 06484-4794, USA) okunmak suretiyle belirlenmiştir (Mertens 2005b).

3.4.3. Kuru madde miktarı

Bitkilerin kuru madde miktarları, 68°C 'de 48 saat süreyle kurutulduktan sonra tartılarak belirlenmiştir (Kacar and Inal 2008)

3.5. Fitoremediasyon Parametreleri

3.5.1. Fitoekstraksiyon potansiyeli tayini

Fitoekstraksiyon potansiyeli (FP), bir hasat döngüsü boyunca 1 ha alandan bitki tarafından alınan toplam kirletici miktarını ifade etmektedir (Kos *et al.* 2003a; Kos *et al.* 2003b).

$$FP = (M_T \times V_T) + (M_G \times V_G)$$

M_T = Tohum metal konsantrasyonu (mg/kg)

V_T = Tohum verim(ton/ha)

M_G = Gövde metal konsantrasyonu (mg/kg)

V_G = Gövde verim(ton/ha)

3.5.2. Biokonsantrasyon faktörü tayini

Biokonsantrasyon faktörü (BKF) topraktan bitki aksamaları (kök, gövde ve tohum) tarafından absorbe edilen metallerin miktarını belirlemede kullanılır. Topraktaki elementlerin toplam (T) ve elverişli (E) konsantrasyonlarına göre 2 farklı formül kullanılarak hesaplanmıştır (Mun *et al.* 2008; Marques *et al.* 2009).

$$BKF_{T(Kök)} = \frac{B_K}{T_T} \quad BKF_{T(Gövde)} = \frac{B_G}{T_T} \quad BKF_{T(Tohum)} = \frac{B_T}{T_T}$$

$$BKF_{E(Kök)} = \frac{B_K}{E_T} \quad BKF_{E(Gövde)} = \frac{B_G}{E_T} \quad BKF_{E(tohum)} = \frac{B_T}{E_T}$$

B_T : Bitki tohumundaki metal konsantrasyonu (mg/kg)

B_G : Bitki gövdesindeki metal konsantrasyonu (mg/kg)

B_K : Bitki kökündeki metal konsantrasyonu (mg/kg)

T_T : Toprağın toplam metal konsantrasyonu (mg/kg)

E_T : Toprağın elverişli metal konsantrasyonu (mg/kg)

3.5.3. Transfer faktörü tayini

Transfer faktörü (TF) toprak solusyonunda bulunan metal konsantrasyonlarının bitki tarafından alınabilme yeteneği için kullanılan bir kriter olup, hiperakümülatör bitkilerin bu özellikleri bakımından değerlendirilmesi için kullanılır (Lubben and Sauerbeck 1991). Topraktaki elementlerin toplam ve elverişli konsantrasyonlarına göre 2 farklı formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$TF_T = \frac{(M_T + M_G + M_K)}{T_{TM}} \quad TF_E = \frac{(M_T + M_G + M_K)}{T_{EM}}$$

M_T = Tohum metal konsantrasyonu (mg/kg)

M_G = Gövde metal konsantrasyonu (mg/kg)

M_K = Kök metal konsantrasyonu (mg/kg)

T_{TM} = Hasat dönemi toprağın toplam metal konsantrasyonu

T_{EM} = Hasat dönemi toprağın elverişli metal konsantrasyonu

3.5.4. Remediasyon verimi tayini

Remediasyon verimi (RV), uzaklaştırılmak istenen kirleticinin kullanılan bitkinin toprak üstü aksamı tarafından bir hasat döneminde alınan toplam miktarının remediasyon yapılan toprağın kirlilik konsantrasyonu ve toprak miktarına oranının yüzdesel ifadesi alınarak belirlenmiştir (Neugschwandtner *et al.* 2008).

$$RV = \frac{((M_T \times V_T) + (M_G \times V_G))}{(T_T \times T_M)} \times 100$$

M_T = Tohum metal konsantrasyonu (mg/kg)

V_T = Tohum verim (kg/ha)

M_G = Gövde metal konsantrasyonu (mg/kg)

V_G = Gövde verim (kg/ha)

T_T = Hasat dönemi toprağın toplam metal konsantrasyonu (mg/kg)

T_M = Toprak miktarı (kg/ha)

3.5.5. Bioakümülyasyon faktörü

Bioakümülyasyon faktörü (BAF) ağır metallerle kirletilmiş toprağın başlangıç toprak solusyonunda bulunan elverişli ve toplam metal konsantrasyonlarının bitki toprak üstü aksamı tarafından absorbe edilen ağır metalin miktarını belirlemek amacıyla kullanılır (Mun *et al.* 2008). Topraktaki elementlerin toplam ve elverişli konsantrasyonlarına göre 2 farklı formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$BAF_T = \frac{(M_T + M_G)}{T_{TM}} \quad BAF_E = \frac{(M_T + M_G)}{T_{EM}}$$

M_T = Tohum metal konsantrasyonu (mg/kg)

M_G = Gövde metal konsantrasyonu (mg/kg)

T_{TM} = Başlangıç dönemi toprağın toplam metal konsantrasyonu (mg/kg)

T_{EM} = Başlangıç dönemi toprağın elverişli metal konsantrasyonu (mg/kg)

3.5.6. Translokasyon faktörü

Translokasyon faktörü (TLF) bitkilerin kök bölgesinden kök üstü aksamına, gövde doku kısmından tohum veya meyveye metal transfer etme yetenekleri için kullanılan ve bitkilerin transfer potansiyelini değerlendirmesine hizmet eden bir parametredir (Cui *et al.* 2007; Li *et al.* 2008). Bitkinin kök, gövde ve toplam (kök+gövde) aksamlarının metal içeriklerine göre 3 farklı formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$TLF_{Toplam} = \frac{(M_T + M_G)}{M_K}$$

$$TLF_{Tohum} = \frac{M_T}{M_K}$$

$$TLF_{Gövde} = \frac{M_G}{M_K}$$

M_T = Tohum metal konsantrasyonu (mg/kg)

M_G = Gövde metal konsantrasyonu (mg/kg)

M_K = Kök metal konsantrasyonu (mg/kg)

3.5.7. Zenginleştirme faktörü

Zenginleştirme faktörü (ZF) kirlenmiş topraklar üzerinde yetiştirilen bitkilerin kök, gövde, tohum aksamalarının besin element içeriklerinin kirlenmemiş topraklar üzerinde yetiştirilen bitkilerin kök, gövde, tohum aksamalarının besin element içeriklerine oranıdır (Kisku *et al.* 2000). Bitki ve topraktaki zenginleştirme faktörü 2 farklı formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$EF_{Bitki} = \frac{(M_T + M_G + M_K)}{(M_T + M_G + M_K)_{Kontrol}}$$

$$EF_{Toprak} = \frac{T_E}{T_{T(Kontrol)}}$$

M_T = Tohum metal konsantrasyonu (mg/kg)

M_G = Gövde metal konsantrasyonu (mg/kg)

M_K = Kök metal konsantrasyonu (mg/kg)

T_T = Toprağın toplam metal konsantrasyonu (mg/kg)

T_E = Toprağın elverişli metal konsantrasyonu (mg/kg)

3.5.8. Remediasyon zaman faktörü

Remediasyon zaman (RZ) faktörü istenilen toprak derinliğinde bulunan kirlenici metallerini kullanılan bitkiler vasıtasıyla istenilen seviyeye düşürmek için ihtiyaç

duyulan zamanı belirlemek için kullanılan parametredir (Koopmans *et al.* 2008). Aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\text{Remediasyon Zamanı} = \frac{MK_A \times TM}{((M_T \times V_T) + (M_G \times V_G))}$$

MK_A = Metal konsantrasyonunun azaltılması için istenen seviye (mg/kg)

TM = 10 cm toprak derinliği ve 1,3 t/m³ tane yoğunluğundaki toprak miktarı (kg)

M_T = Tohum metal konsantrasyonu (mg/kg)

M_G = Gövde metal konsantrasyonu (mg/kg)

V_G = Gövde verim (kg/ha)

V_T = Tohum verim (kg/ha)

3.5.9. Transfer indeksi faktörü

Transfer indeksi (TI) faktörü tüm bitki aksamından (kök, gövde ve tohum) bitki üst aksamına (gövde ve tohum) metallerin % transferini ortaya koymak için kullanılan bir parametredir (Paiva *et al.* 2002). Aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\%TI = \frac{((M_G \times V_G) + (M_T \times V_T))}{((M_G \times V_G) + (M_T \times V_T) + (M_K \times V_K))} \times 100$$

M_T = Tohum metal konsantrasyonu (mg/kg)

V_T = Tohum verim (kg/ha)

M_G = Gövde metal konsantrasyonu (mg/kg)

V_G = Gövde verimi (kg/ha)

M_K = Kök metal konsantrasyonu (mg/kg)

V_K = Kök verimi (kg/ha)

3.6. İstatistiksel Değerlendirme

Denemeden elde edilen veriler SPSS-13 paket programı kullanılarak varyans analizine tabi tutulmuş, önemli bulunan ortalamalara ait verilere Duncan çoklu karşılaştırma testi uygulanmıştır (SPSS 2004).

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

Bu çalışma 2008 ve 2009 yıllarında tarla koşullarında yürütülmüş olup, deneme alanına ait başlangıç topraklarının bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları Çizelge 4.1’de verilmiştir. Çalışma alanımızın toprak tekstür sınıfı tın, pH’sı nötr, organik madde içeriği bakımından az sınıfına girmektedir. Kireç içeriği orta, K ve Mg içeriği bakımından fazla, Ca içeriği bakımından yeterli ve P bakımından yetersiz, elverişli Fe içeriği yönünden orta, Zn ve Cu içeriği yönünden yeterli Mn ve B bakımından çok az sınıfına girmektedir (Anonymous 1980; FAO 1990; TOVEP 1991).

Çizelge 4.1. Denemenin yürütüldüğü alanın 2008 ve 2009 yıllarına ait bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri

Toprak Özellikleri	Birim	2008	2009
Kil	%	25,3±0,8	26,1±0,6
Sil	%	37,7±0,9	35,62±0,8
Kum	%	37,0±1,2	38,28±0,9
Elektiriki iletkenli (EC)	dS/m	1,6±0,3	1,9±0,3
Katyon değişim kapasitesi	cmol _c /kg	22,1±,8	22,50±1,2
Total N	g /kg	1,2±0,1	1,1±0,1
pH (1:2 toprak:su)		7,5±0,3	7,32± 0,2
Organik C	g /kg	8,1±0,2	7,78±0,2
Organik madde	%	1,4±0,2	1,34±0,1
CaCO ₃	g /kg	65,0±6,0	78±0,2
Bitkiye elverişli P	mg /kg	4,5±1,1	5,36±0,7
Değişebilir Ca	cmol _c /kg	11,6±1,7	12,0±1,0
Değişebilir Mg	cmol _c /kg	2,1±0,7	2,33±0,4
Değişebilir K	cmol _c /kg	5,2±0,6	5,5±0,6
Değişebilir Na	cmol _c /kg	0,7±0,1	0,91±0,1
Elverişli Fe	mg/kg	3,8±1,3	3,34±1,1
Elverişli Zn	mg/kg	3,1±0,9	3,55±0,7
Elverişli Cu	mg/kg	1,9±0,8	1,74±0,6
Elverişli Mn	mg/kg	2,3±0,9	2,57±1,2
Elverişli Cd	mg/kg	2,4±2,1	2,87±2,4
Elverişli Pb	mg/kg	0,3±0,1	0,27±0,1
Elverişli B	mg/kg	0,3±0,1	0,42±0,1
Toplam Cd	mg/kg	20,5±2,6	21±2,1
Toplam Pb	mg/kg	132±5,4	140±6,3
Toplam B	mg/kg	169±6,8	185±3,8

4.1. Kurşun (Pb), Kadmiyum (Cd) ve Bor (B) Elementleri İle Kirlenilen Alanlarda Yetiştirilen Kolza Bitkisine *Bacillus* M3, Humik Asit ve EDTA Uygulamalarının Verim ve Verim Unsurları Üzerine Etkisi

Denemenin yürütüldüğü alana 100 ppm Pb(NO₃)₂, 100 ppm CdN₂O- 4H₂O ve 3 kg/ha Na₂B₄O₇·10 H₂O dozlarında elementler tam şansa bağlı deneme desenine göre uygulanmıştır. Uygulama sonunda toprakların 30 günlük inkübasyonunu takiben deneme desenine göre tohum ekimleri ve sonra bitkilerin dane tutumu öncesinde topraktan bu elementlerin alımını etkinleştirmek için *Bacillus* M3, humik asit ve EDTA uygulamaları yapılmıştır. Denemenin yürütüldüğü alanın başlangıç toprak örneğinin elverişli ve toplam Pb, Cd ve B değerleri dikkate alınarak değerlendirme yapılmıştır.

2008 ve 2009 yıllarında yürütülen denemede Pb, Cd ve B elementleri ile kirlenilmemiş, *Bacillus* M3, EDTA ve humik asit uygulamalarının yapılmadığı parseller kontrol 1 (K1) olarak tanımlanmıştır. Kontrol 1 parseli deneme deseninde kirlilik parametrelerinin bitkinin verim-verim unsurları ve besin elementi alımı üzerindeki etkisini ortaya koyabilmek için denemeye dahil edilmiştir. Deneme deseninde yer alan kontrol (K) ise kirlilik parametrelerinin uygulandığı ancak elementlerin elverişliliğini artırıcı ajan ve şelat (*Bacillus* M3, EDTA ve HA) uygulamalarının yapılmadığı parselleri ifade etmektedir. Denemenin yürütüldüğü 2008 yılında kontrol 1 (K1) parselleri ile kontrol (K) parsellerini kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları açısından karşılaştırdığımızda toprakta oluşturulan kirlilik parametresinin hiperakümülatör bir bitki olarak kullanılan kolza bitkisinin veriminde azalmalara neden olduğu tespit edilmiştir.

Pb, Cd ve B elementleri ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının kolza bitkisinin verim ve verim unsurları üzerine ajan, şelat, doz ve interaksiyonlarının etkisi denemenin birinci, ikinci yıllarında ve iki yıl değerlerinin ortalaması dikkate alınarak yapılan değerlendirme sonuçları istatistiksel olarak önemli bulunmuştur (Çizelge 4.2).

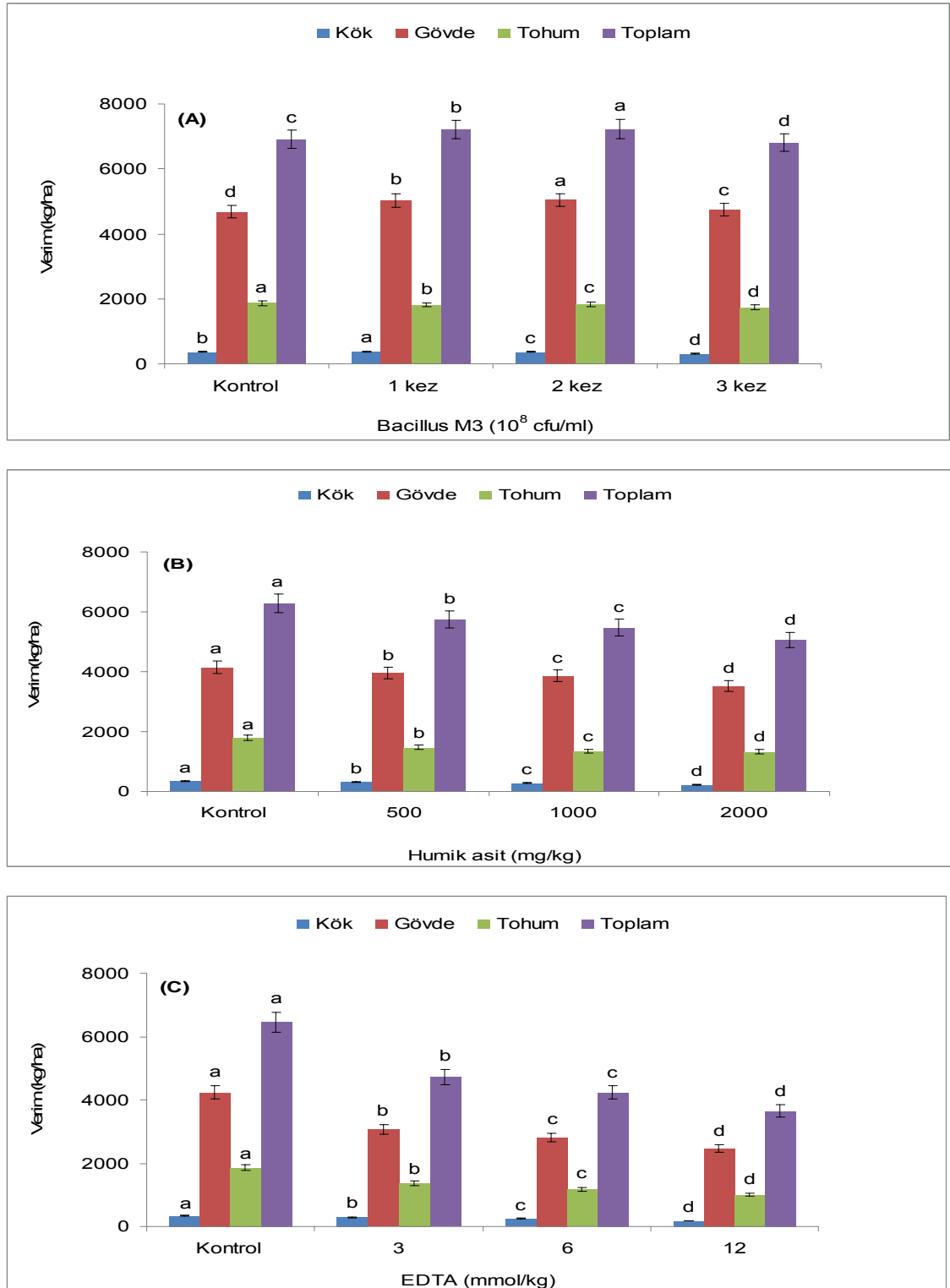
Kurşun, kadmiyum ve bor elementleri uygulanan alanlarda kontrol ve kontrol 1 uygulama parsellerinden elde edilen kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları birbirleriyle karşılaştırılmıştır. Karşılaştırma sonucunda denemenin yürütüldüğü ilk yılda (2008 yılı) Pb, Cd ve B kirleticilerinin uygulandığı alanlarda kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarlarında sırasıyla %19-24, %17-27, %22-25, %12-20; %13-16, %12-24, %25-26, %15-23; %13-17, %13-17, %19-26, %30-40 oranlarında azalmaların meydana geldiği belirlenmiştir. Denemenin ikinci yıl (2009 yılı) sonuçları ilk yıl ile benzer bir durum izlemiştir ve Pb, Cd ve B kirleticilerinin uygulandığı alanlarda kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarlarında sırasıyla %13-17, %13-17, %19-26, %16-20; %12-16, %12-24, %25, %13-16; %13-17, %13-17, %19-26, %16-20 oranlarında azalmaların ortaya çıktığı tespit edilmiştir.

Denemenin birinci yılında Pb ile kirletilen parsellerde yetiştirilen kolza bitkisinin Pb alım miktarını artırmak amacıyla kullanılan *Bacillus* M3, humik asit ve EDTA uygulamalarının bitki aksamalarının verim miktarları üzerine etkisini belirlemek amacıyla sonuçlar kontrol uygulamasıyla karşılaştırılmıştır. Karşılaştırma sonucunda 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasının diğer tekrarlamalarına oranla daha etkin olduğu gövde ve toplam verim miktarlarını sırasıyla %8 ve %5 oranlarında arttırdığı, humik asit 2000 mg/kg doz şelat uygulamasının kök, gövde, tohum ve toplam verim miktarlarını sırasıyla %37, %15, %27, %19 oranlarında ve 12 mmol/kg EDTA şelat uygulamasında ise sırasıyla %46, %42, %48, %43 oranlarında verimde azalmalara neden olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.1). Denemenin ikinci yılında Pb ile kirletilen parsel uygulamaların da ilk yıla oranla kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarlarında daha fazla verim elde edilmiştir. 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasının gövde ve toplam verim miktarlarında sırasıyla %28 ve %21 oranlarında artışa, 2000 mg/kg humik asit uygulamasının kök, gövde, tohum ve toplam verim miktarlarında sırasıyla %2, %22, %3 ve %16 oranlarında azalmalara, 12 mmol/kg EDTA uygulamasında ise sırasıyla %46, %55, %61 ve %56 oranlarında verimde azalmalara neden olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.2).

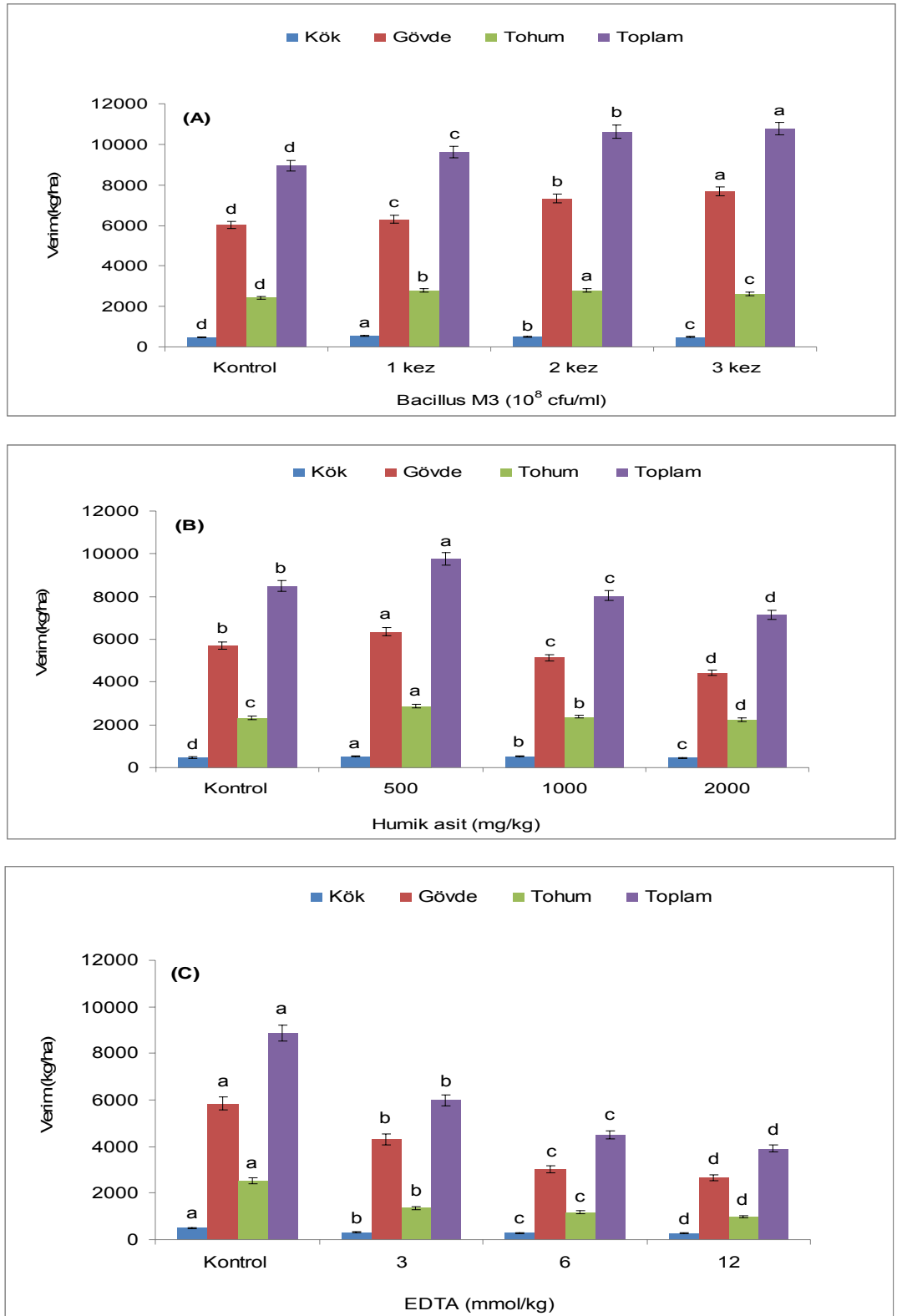
Çizelge 4.2. Pb, Cd ve B ile kirletilen alanlara *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine ait varyans analiz sonuçları (2008, 2009 ve yıllar ortalaması)

Varyans Kaynağı	SD	Pb				Cd				B			
		Kök	Gövde	Tohum	Toplam	Kök	Gövde	Tohum	Toplam	Kök	Gövde	Tohum	Toplam
2008 yılı													
Şelat	2	208**	226**	16**	394**	285**	136**	22**	19**	90**	153**	18**	174**
Doz	3	193**	23**	10**	74**	244**	30**	3*	29**	73**	22**	6*	41**
Şelat *Doz	6	14**	15**	2 ^{ns}	29**	55**	15**	4*	189**	13**	45**	3*	33**
Hata	24												
2009 yılı													
Şelat	2	938**	618**	110**	1327**	1520**	454**	101**	1076**	897**	618**	110**	1327**
Doz	3	89**	42**	10**	104**	324**	45**	3*	83**	83**	42**	10**	104**
Şelat * Doz	6	132**	106**	17**	206**	221**	62**	13**	146**	125**	106**	17**	206**
Hata	24												
İki yıl ortalaması													
Şelat	2	473**	6341**	664**	3454**	657**	2914**	628**	7108**	360**	5190**	800**	9492**
Doz	3	146**	497**	133**	1497**	255**	424**	34**	827**	79**	452**	125**	1057**
Şelat * Doz	6	53**	744**	97**	1623**	104**	380**	85**	2702**	53**	1088**	132**	1297**
Hata	24												

** : p<0,01 düzeyinde çok önemli, * : p<0,05 düzeyinde önemli, ns: önemsiz

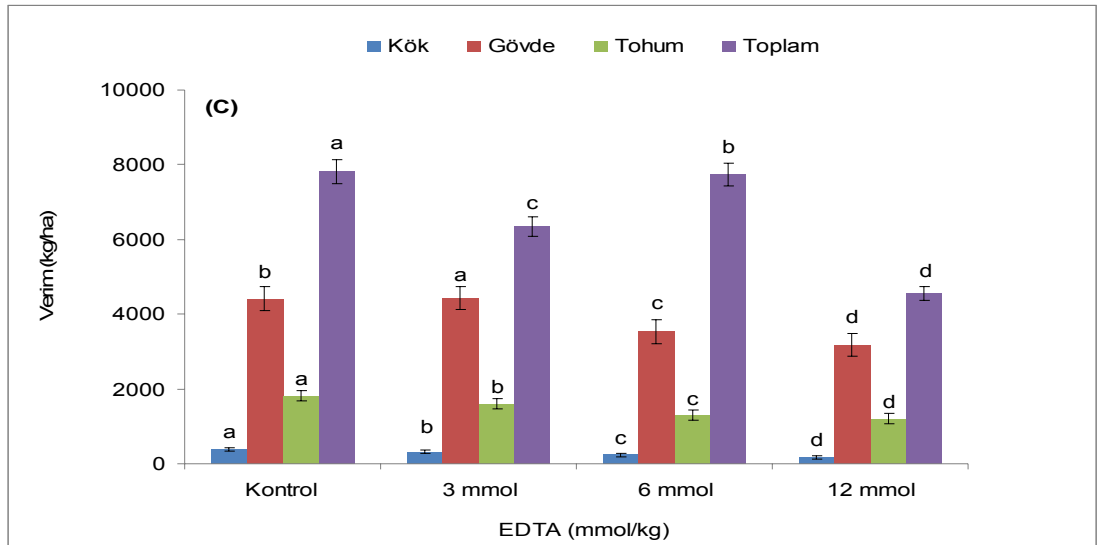
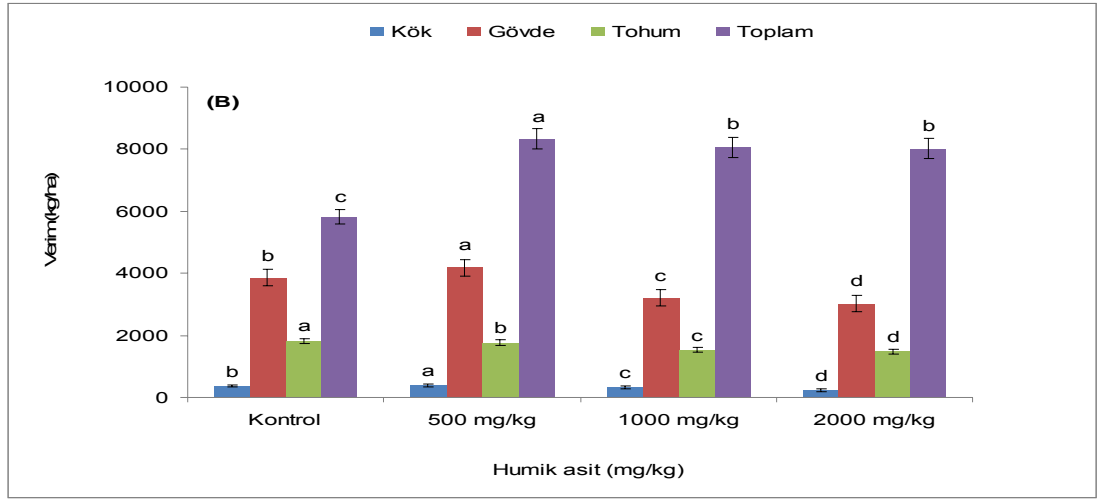
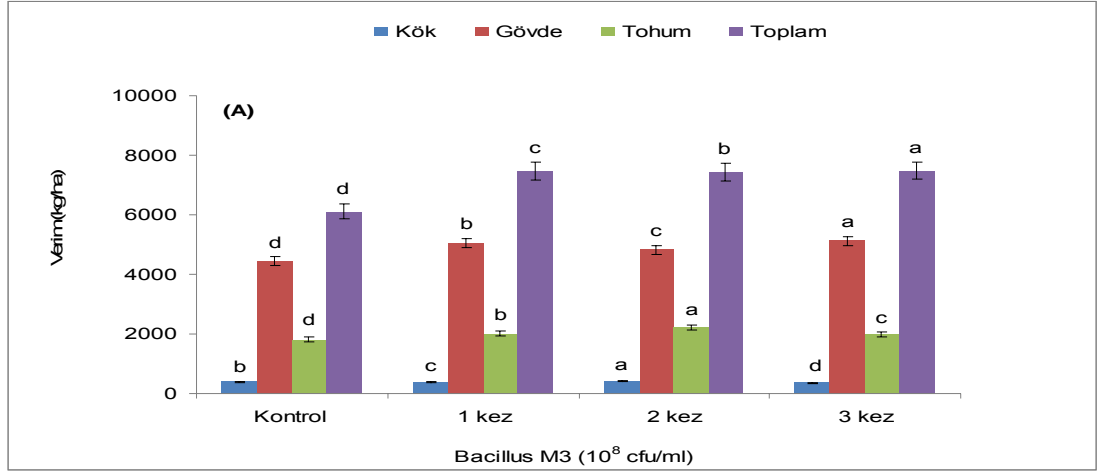


Şekil 4.1. Pb ile kirlenmiş parsellere *Bacillus* M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2008 yılı ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelatların dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).

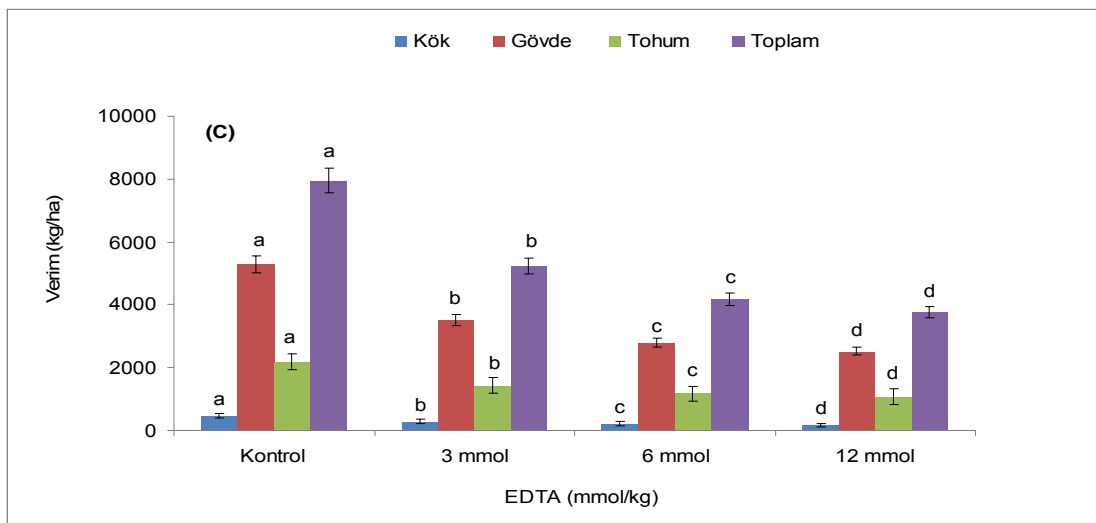
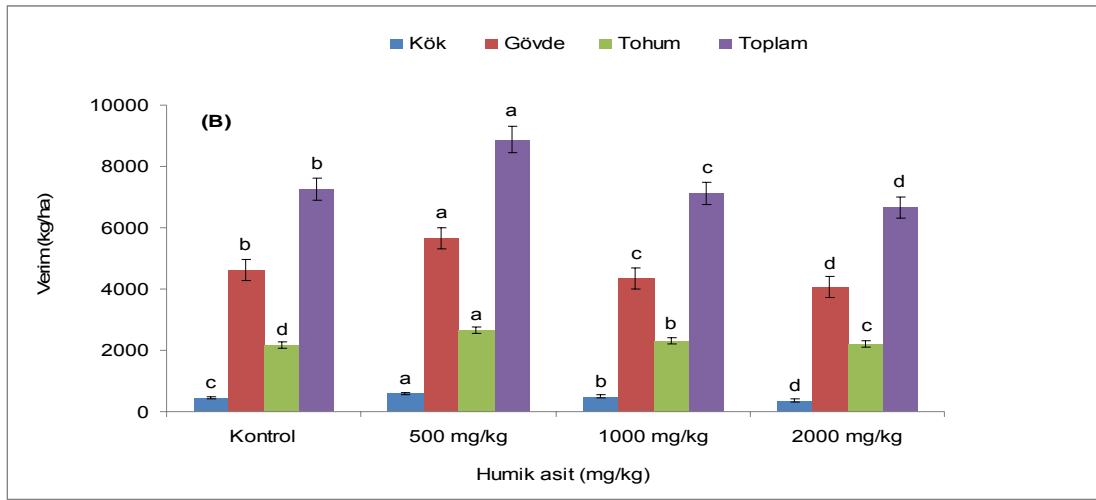
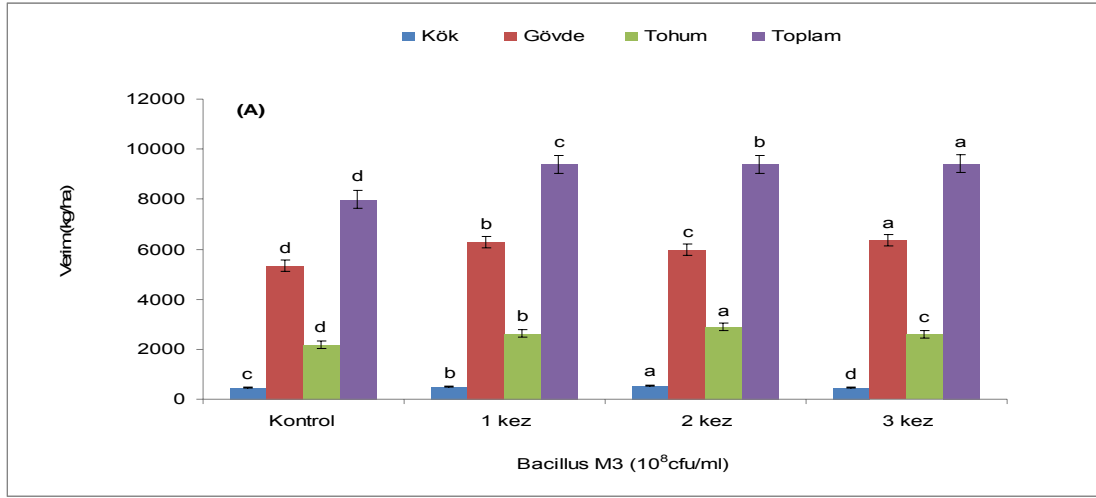


Şekil 4.2. Pb ile kirlenmiş parsellere *Bacillus* M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2009 yılı ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).

Denemenin yürütüldüğü ilk yılda Cd kirleticisi uygulanan parsellerden alınan bitkilerin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları uygulanan ajan, şelat ve dozlarına bağlı olarak kontrol uygulamasıyla karşılaştırılmıştır. *Bacillus* M3 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının gövde aksamı ve toplam verim düzeylerinde sırasıyla %15 ve %22 oranlarında artışlar sağladığı ve bu uygulamanın diğer *Bacillus* M3 tekrarlamalarına oranla daha etkin olduğu belirlenmiştir. Humik asit 2000 mg/kg doz uygulamasının kök, gövde ve tohum verim miktarlarında sırasıyla %37, %22, %19 oranlarında azalmalara neden olurken toplam verimde %39 oranında artışa neden olmuştur. 12 mmol/kg EDTA uygulamasında ise kök, gövde ve tohum veriminde sırasıyla %53, %28, %34 ve %42 oranlarında azalmalara neden olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.3). Denemenin ikinci yılında kadmiyum kirliliği bulunan parsellerden alınan örneklerin kök, gövde, tohum ve toplam verim miktarları ilk yıl ile benzer bir durum izlemiş ancak birinci yıla göre ürün miktarları bakımından daha yüksek düzeylerde gerçekleşmiştir. *Bacillus* M3 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının gövde ve toplam verim miktarlarında sırasıyla %19 ve %18 oranlarında artışa, 2000 mg/kg humik asit uygulamasının kök, gövde ve toplam verim miktarlarında sırasıyla %22, %12, %9 oranlarında azalma olurken tohum miktarında %1,5 oranında artış, 12 mmol/kg EDTA uygulamasında ise sırasıyla %65, %53, %50 ve %53 oranlarında verimde azalmalara neden olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.4).

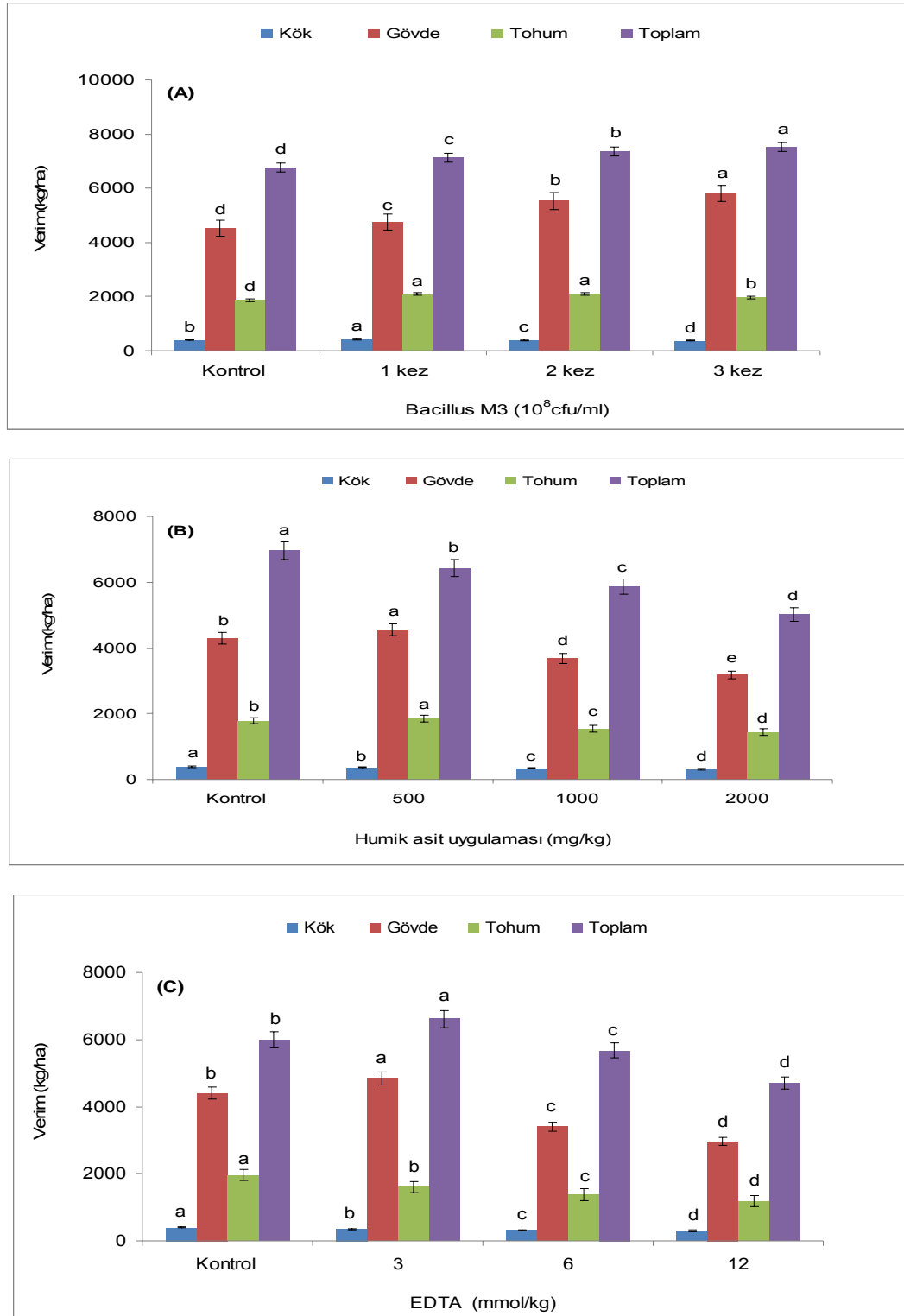


Şekil 4.3. Cd ile kirlenmiş parsellere *Bacillus* M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2008 yılı ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).

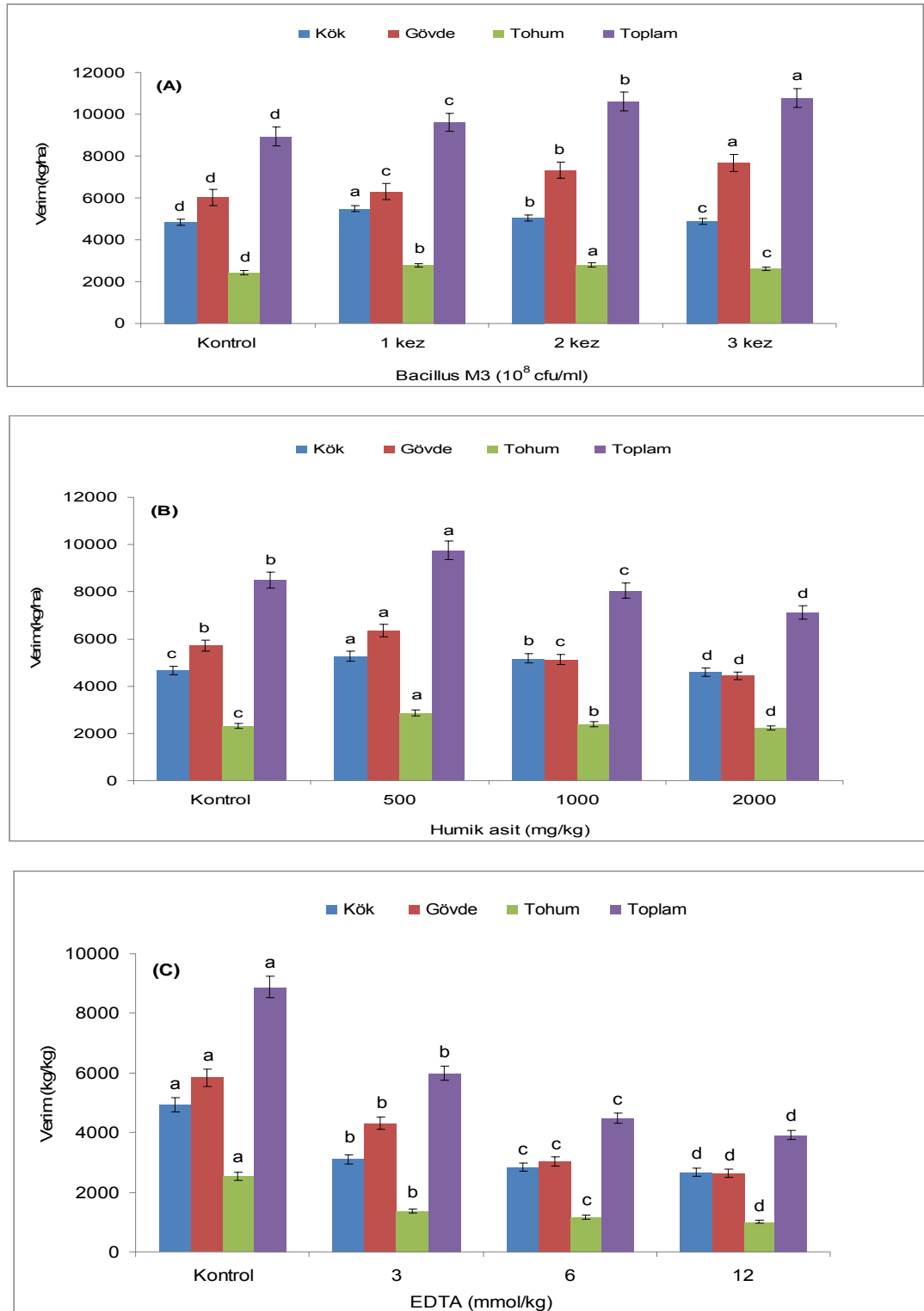


Şekil 4.4. Cd ile kirlenmiş parsellere *Bacillus* M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2009 yılı ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).

B elementi ile kirletilen parsellerden denemenin ilk yılında elde edilen kök, gövde, tohum ve toplam verim miktarlarının uygulanan ajan, şelat, doz ve tekrarlamalarına bağlı olarak farklılıklar gösterdiği tespit edilmiştir. Genel olarak *Bacillus* M3, humik asit ve EDTA uygulamalarında tekrarlamalara ve doz artışına bağlı olarak kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarlarında azalmalar olduğu tespit edilmiştir. *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasının tüm tekrarlamalarında kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarlarında artışa neden olmuş ve denemenin ikinci yıl uygulamalarında ilk yıla benzer bir durum izlemiştir. Verimde en fazla azalmalar 2000 mg/kg HA ve 12 mmol/kg EDTA uygulamalarının yapıldığı parsellerden tespit edilirken verimde en yüksek artış 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasından elde edilmiştir (Şekil 4.5, 4.6).



Şekil 4.5. B ile kirlenmiş parsellere *Bacillus* M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2008 yılı ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).



Şekil 4.6. B ile kirlenmiş parsellere *Bacillus M3* (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi (2009 yılı ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).

Denemenin birinci ve ikinci yıllarında Pb, Cd ve B ile kirletilen parsellerde bitki tarafından Pb, Cd ve B alım miktarını artırmak amacıyla farklı doz ve tekrarlamalarda uygulanan *Bacillus* M3, HA ve EDTA ajan, şelat ve dozlarının iki yıllık ortalama değerlerinin verim miktarları üzerine etkisi değerlendirilmiştir. Uygulanan ajan, şelat ve dozların bitkilerin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur (Çizelge 4.2).

Denemenin yürütüldüğü 2008 ve 2009 yıllarında Pb, Cd ve B ile elementleri ile kirletilen, ajan ve şelat uygulaması yapılan parsellerden elde edilen verim miktarlarının 2 yıllık ortalama değerleri kontrol parsel uygulaması ile karşılaştırılmıştır. Humik asit ve EDTA şelat uygulamalarında doz artışına bağlı olarak kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarlarında önemli düzeyde azalışlar tespit edilirken 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulaması ile kolza bitkisinin toplam veriminde en yüksek artışın elde edildiği belirlenmiştir. Uygulanan ajan ve şelatlar içerisinde verimde en fazla azalışa EDTA şelat uygulamaları neden olurken bunu humik asit ve *Bacillus* M3 uygulamaları takip etmiştir.

2008 ve 2009 yıllarına ait alınan kök verim miktarlarının 2 yıllık ortalama değerlerini kontrol grup ile karşılaştırdığımızda Pb kirliliğinin yapıldığı alanlarda *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulamasında tekrarlama sırasıyla %10; %2 oranında artış; %5 oranında azalış tespit edilmiştir. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) şelat uygulamasında doz sırasıyla %4 oranında artış, %2 ve %46 oranında azalış, EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamasında ise doz sırasıyla %26, %36 ve %46 oranlarında azalışlar belirlenmiştir. Cd elementi uygulanan alanlarda ise *Bacillus* M3 uygulamasında tekrarlamaların sırasıyla %3, %10 oranında artış, %4 oranında azalış belirlenmiştir. HA uygulamasında doz sırasıyla %15 oranında artış, %4 ve %25 oranında azalış ve EDTA uygulamasında doz sırasıyla %29, %46, %59 oranlarında kök veriminde azalışlar belirlenmiştir. B elementi uygulanan alanlarda kolza bitkisinin kök aksamında meydana gelen verim değişim oranları Pb ve Cd'a benzer bir durum izlerken, *Bacillus* M3 ajan uygulamasında tekrarlama sırasıyla %10, %1 oranlarında artış, %2 oranında azalış, HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) şelat

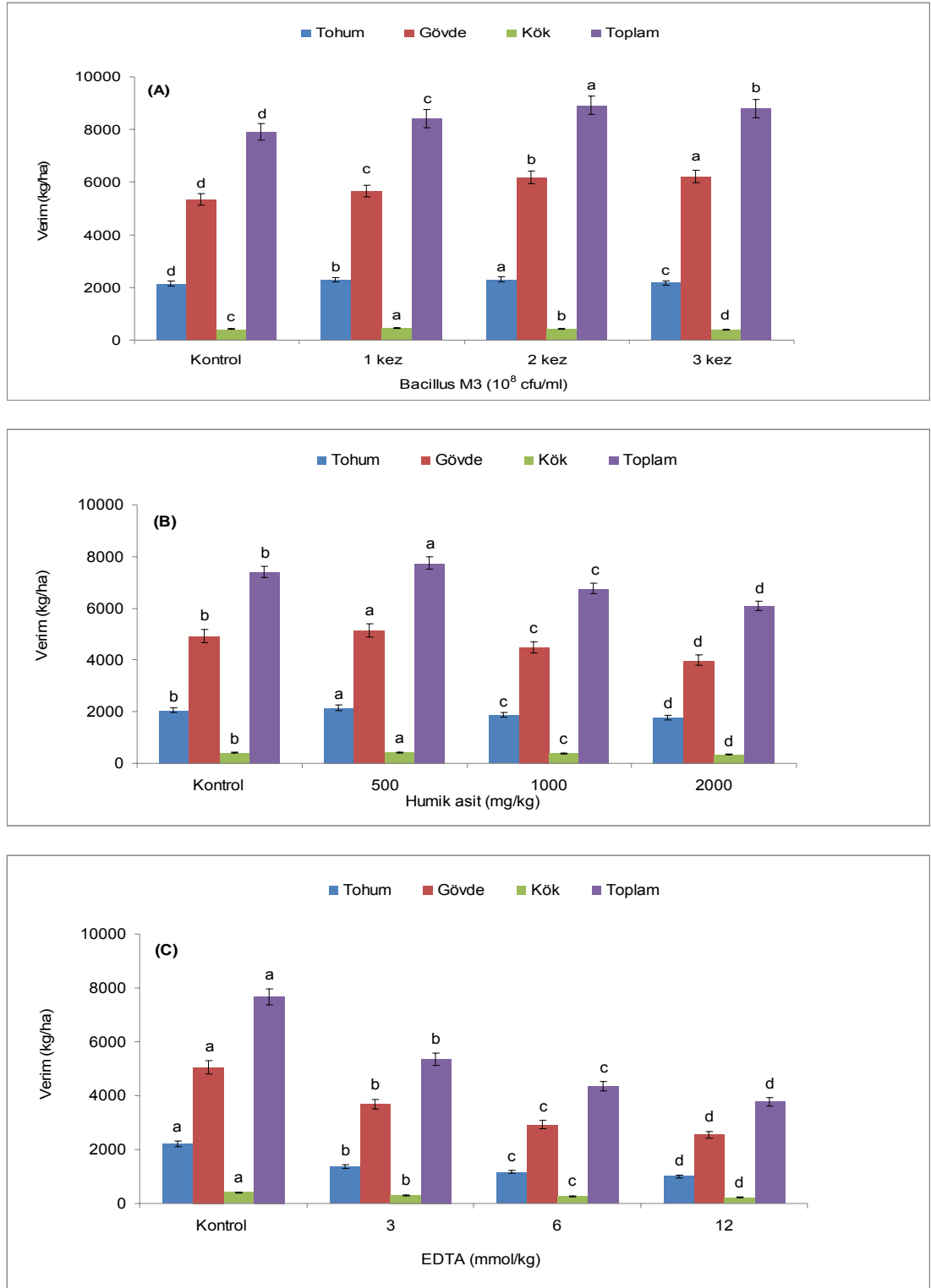
uygulamasında doz sırasıyla %6, %2 oranlarında artış, %10 oranında azalış ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamasında da doz sırasıyla %26, %33, %37 oranlarında kök veriminde azalışlar belirlenmiştir (Şekil 4.7, 4.8, 4.9).

Kolza bitkisinin gövde aksamının 2 yıllık verim değerleri ortalaması uygulanan farklı kirleticiler, ajan, şelat, tekrarlamaya ve doz açısından kontrol grup ile karşılaştırılmıştır. Pb kirliliğine sahip alanlarda *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulaması sonucunda elde edilen verim değerleri kontrol grup ile karşılaştırılmış ve tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %6, %16 ve %16 oranlarında artışlar belirlenmiştir. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) şelat uygulamasında doz sırasıyla %5 oranında artış, %9 ve %19 oranlarında azalış, EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamasında doz sırasıyla %27, %41, %49 oranlarında azalışlar belirlenmiştir. Cd kirliliği bulunan alanlardan alınan kolza bitkisinin gövde aksamında meydana gelen 2 yıllık verim ortalama değerlerini *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulamasının tekrarlamalarına bağlı olarak değerlendirdiğimizde sırasıyla %39, %25 ve %43 oranlarında artışlar belirlenmiştir. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulamasında doz sırasıyla %15 oranında artış, %11 ve %16 oranlarında azalış ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamasında doz sırasıyla %18, %35 ve %42 oranlarında azalış belirlenmiştir. B kirliliği bulunan alanlardan alınan bitki kök aksamının 2 yıllık ortalama verim miktarlarının, *Bacillus* M3 uygulamasında tekrarlamaya sırasıyla %5, %22 ve %28 oranlarında artış, HA uygulamasında doz sırasıyla %9 oranında artış, %12 ve %24 oranlarında azalış, EDTA uygulamasında ise doz sırasıyla %11, %37 ve %45 oranlarında kök veriminde azalış tespit edilmiştir (Şekil 4.7, 4.8, 4.9).

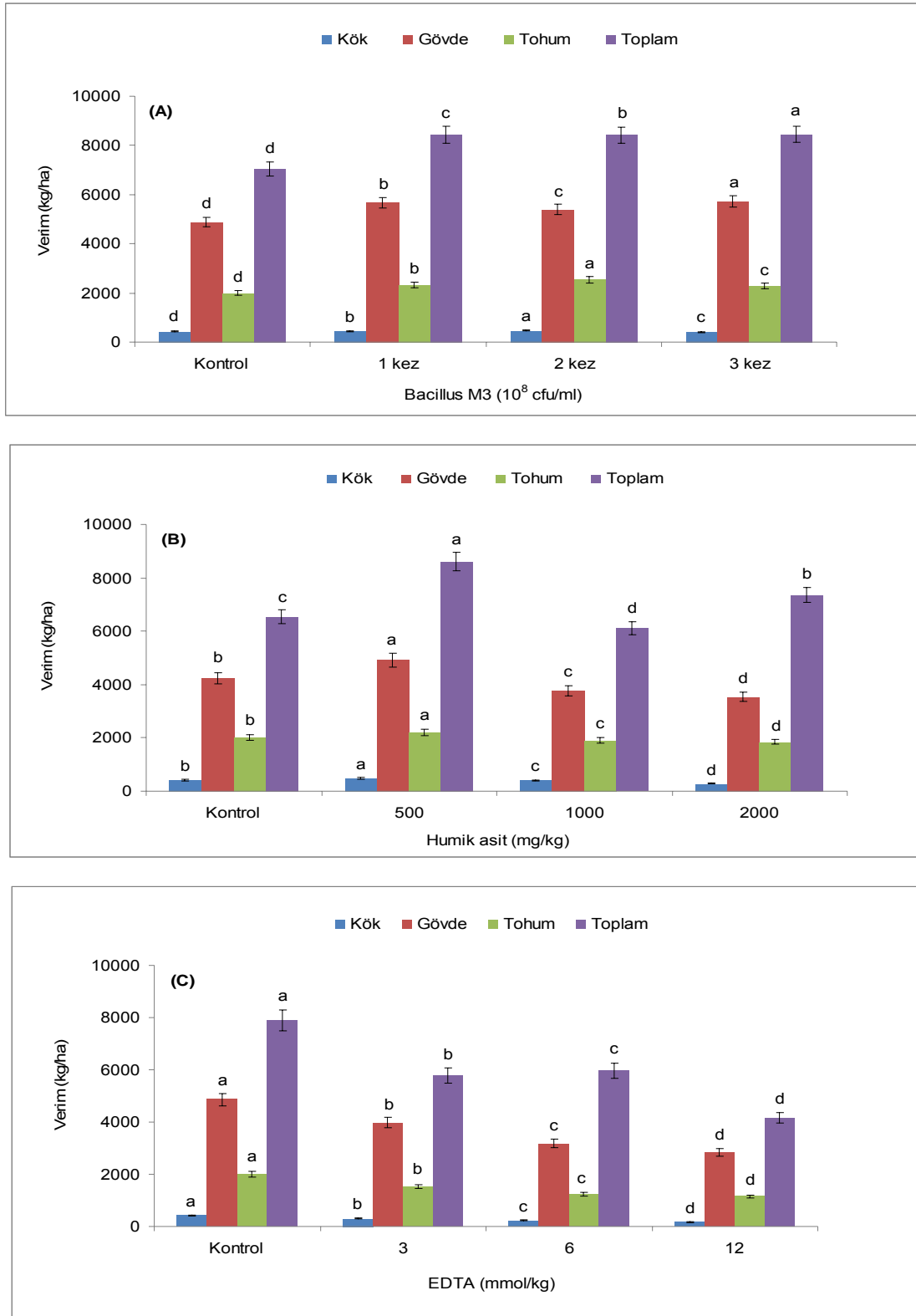
Kolza bitkisinin tohum örneklerinde meydana gelen verim değişimlerinin 2 yıllık ortalama değerleri uygulanan farklı kirleticiler, ajan, şelat, tekrarlamaya ve doz açısından kontrol grup ile karşılaştırılmıştır. Pb kirliliğine sahip alanlarda meydana gelen verim değişim oranları *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulamasında tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %7, %8 ve %1,4 oranlarında artışlar belirlenmiştir. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulamasında doz

sırasıyla %5 oranında artış, %9 ve %13 oranlarında azalış ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamasında ise sırasıyla %38, %47, %55 oranlarında tohum veriminde azalışlar tespit edilmiştir. Cd kirliliğine sahip alanlarda *Bacillus* M3 uygulamasında tekrarlamaya sırasıyla %16, %28 ve %15 oranlarında artış, HA uygulamasında doz sırasıyla %10 oranında artış, %4 ve %8 oranlarında azalış, EDTA uygulamasında doz sırasıyla %24, %38 ve %43 oranlarında azalış belirlenmiştir. B kirliliğine sahip alanlarda, kontrole göre *Bacillus* M3 uygulamasında tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %13, %14 ve %7 oranlarında artış, HA uygulamasında doz sırasıyla %15 oranında artış, %4 ve %10 oranlarında azalış, EDTA uygulamasında doz sırasıyla %34, %43, %52 oranlarında tohum veriminde azalış olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.7, 4.8, 4.9).

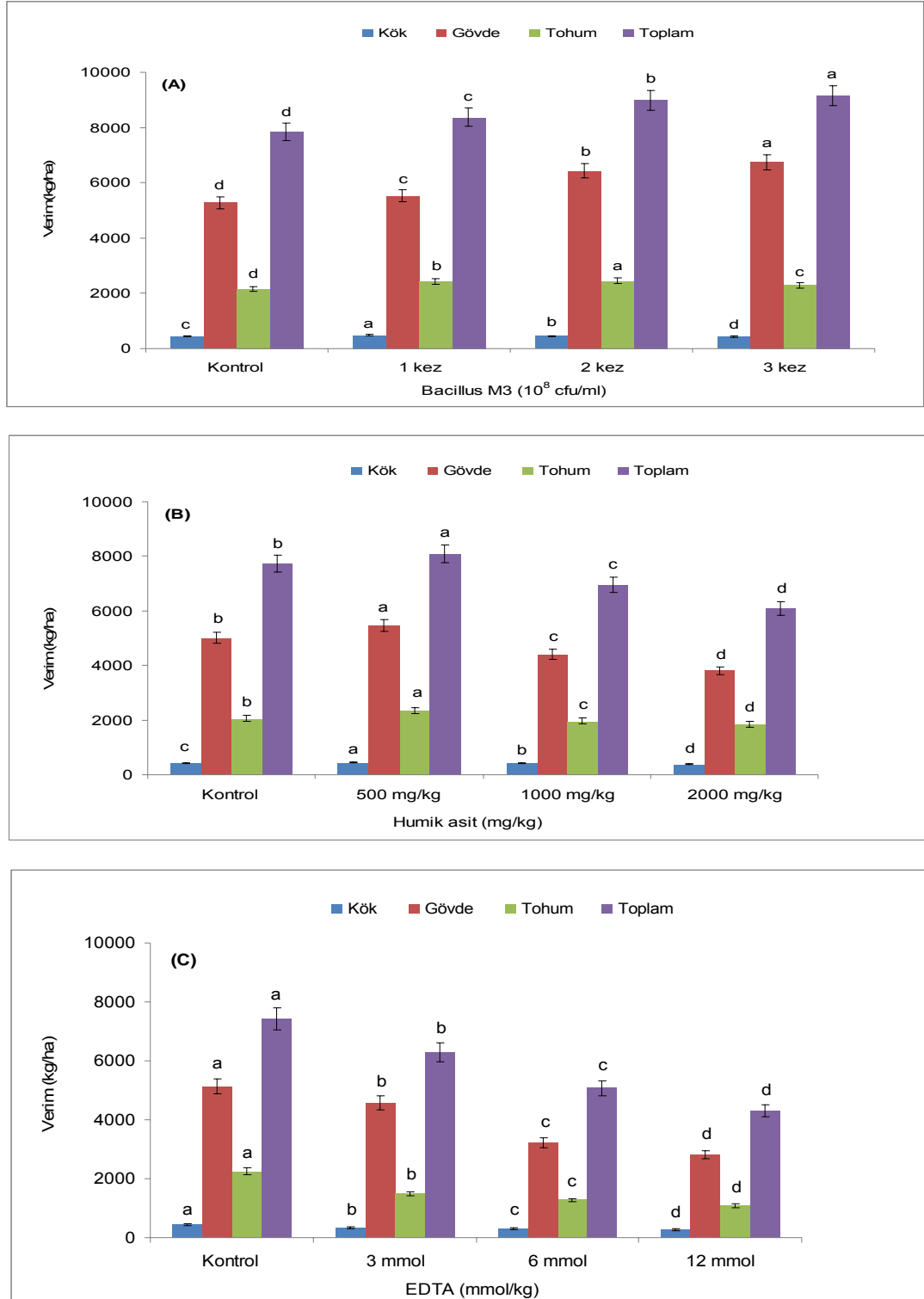
Kolza bitkisinin toplam veriminde meydana gelen değişimlerin 2 yıllık ortalama değerleri uygulanan farklı kirleticiler, ajan, şelat, tekrarlamaya ve doz açısından kontrol grup ile karşılaştırılmıştır. Pb kirliliğine sahip alanlarda *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulamasında tekrarlamaya sırasıyla %6, %13 ve %11 oranında artışlar tespit edilmiştir. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulamasında doz sırasıyla %5 oranında artış, %9 ve %18 oranlarında azalış ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamasında doz sırasıyla %30, %43, %51 oranlarında toplam verimde azalmaların olduğu belirlenmiştir. Cd kirliliğine sahip alanlarda toplam verimde meydana gelen değişim oranları kontrol parsel ile karşılaştırılmıştır. *Bacillus* M3 uygulamasında tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %20, %20 ve %20 oranlarında artış, HA uygulamasında doz sırasıyla %32 oranında artış, %7 ve %13 oranlarında azalış ve EDTA uygulamasında doz sırasıyla %27, %24 ve %47 oranlarında toplam verimde azalış belirlenmiştir. B kirliliğine sahip alanlarda ise bu oranlar *Bacillus* M3 uygulamasında tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %7, %15 ve %17 oranlarında artış, HA uygulamasında doz sırasıyla %5 oranında artış, %10 ve %21 oranlarında azalış ve EDTA uygulamasında doz sırasıyla %15, %32 ve %42 oranlarında toplam verimde azalışa neden olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.7, 4.8, 4.9)



Şekil 4.7. Pb ile kirlenmiş parsellere *Bacillus* M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine ortalama etkisi (iki yıl ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).



Şekil 4.8. Cd ile kirlenmiş parsellere *Bacillus* M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine ortalama etkisi (iki yıl ortalama ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).



Şekil 4.9. B ile kirlenmiş parsellere *Bacillus* M3 (A), HA (B) ve EDTA (C) uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde, tohum ve toplam ürün miktarları üzerine ortalama etkisi (iki yıl ortalama ortalama \pm standart sapma, I: Uygulanan ajan ve şelat dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması).

Uygulanan ajan ve şelatların toprak kirleticisi olarak kullanılan Pb, Cd ve B elementlerinin topraktan bitki tarafından daha fazla alınmasına neden olarak verim ve verim faktörleri üzerinde olumsuz etkiye neden olduğu düşünülmektedir. Bitkinin kök, gövde ve tohum aksamaları aracılığıyla topraktan kaldırdığı ve bünyesinde biriktirdiği Pb, Cd ve B içerikleri incelendiğinde de en fazla birikimin EDTA şelat uygulamasına bağlı olarak ortaya çıktığı ve bunu humik asit, *Bacillus* M3 uygulamalarının takip ettiği belirlenmiştir.

Remediasyon tekniğinin önemli dez avantajlarından birisi kirlilik unsuru elementlerin toprakta hareket kabiliyetlerinin düşük olması, bir diğeri ise hiperakümülator özelliği gösteren bitkilerin gelişiminin yavaş ve toplam ürün miktarının düşük olmasıdır. Toprakta uzaklaştırılması istenen elementin farklı organik ve inorganik şelatlar ilave edilerek hareket kabiliyetlerinin artırıldığı pek çok çalışma mevcuttur. Ancak önemli olan noktalardan biri uygulanan ajan ve şelatların bitkiye doğrudan toksik etkilerinin bulunup bulunmamasıdır. Bu etkinin giderilmesi veya minimize edilmesi nedeniyle bitkilerin özellikle bitki kök sisteminin çok zayıf olduğu dönemlerde uygulanması bu etkinin şiddetini önemli düzeyde azaltmaktadır. Bu nedenle bu çalışmada şelat ve ajan uygulamaları bitkilerinin dane tutum döneminden önce yapılarak bu etki önemli düzeyde azaltılmıştır. Bu dönemden sonra bitkilerin temel besin elementleri yanında Pb, Cd ve B elementlerinin bitki bünyesine geçişinin artırılması sonucunda kontrole göre belli düzeylerde verimin azalmasına neden olmuştur. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar yapılan pek çok çalışma ile uyum içindedir. Turan ve Angin (2004) tarafından B, Cd, Mo ve Pb ile kirletilmiş ortamlarda yetiştirilen mısır (*Zea mays L.*) ve ayçiçeği (*Helianthus annuus*) bitkilerine EDTA ve humik asit uygulamalarının etkileri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında bitkilerde doz artışına bağlı olarak verim miktarında düşümlere neden olmuştur. Shen *et al.* (2002)'nin yapmış oldukları çalışmada 1,5 mmol/kg EDTA ilavesinden sonraki 3 gün içerisinde toprak solusyonundaki Pb oranının kontrole göre 42 kat arttığı tespit edilmiştir. Nascimento *et al.* (2006)'nın yapmış oldukları çalışmada toprağa 10 mmol/kg EDTA ilavesinden 7 gün sonra toprak solusyonundaki Pb oranının kontrole oranla 217 kat arttığı belirlenmiştir. Turan ve Esringü (2007)'nün yapmış oldukları çalışmada Pb, Cd, Cu ve Zn ile kirletilmiş

ortamlarda yetiştirilen kanola (*Brassica napus L.*) ve hardal (*Brassica juncea L.*) bitkilerine 4 farklı dozda EDTA şelatı uygulanmış ve her iki bitkininde verim miktarlarının EDTA 3 mmol/kg doz uygulamasından sonra azaldığı belirlenmiştir. Benzer şekilde Neugschwandtner *et al.* (2008)'in laboratuvar ve tarla çalışmalarında Pb ve Cd ile kirletilmiş alanlar üzerinde yetiştirilen mısır (*Zea mays L.*) bitkisine EDTA 9 mmol/kg doz uygulamasının verim sonuçları kontrol ile karşılaştırıldığında kuru madde miktarında saksı çalışmasında %43, tarla çalışmasında ise %77 oranında azalmaların meydana geldiği belirtilmiştir. Zaier *et al.* (2010)'in yapmış oldukları çalışmada Zn, Mn ve Pb ile kirletilmiş alanlar üzerinde yetiştirilen kanola (*Brassica napus*) bitkisinin metal alımını artırmak için EDTA şelatı uygulanmış ve uygulamadan 8 hafta sonra bitki biokütlesinde kontrole göre önemli azalmaların olduğu tespit edilmiştir. Lai and Chen (2005) ve Quattacci *et al.* (2006)'nın sentetik şelatörler ile yapmış oldukları çalışmalarda uygulanan şelatörlerin bitki kuru madde miktarı üzerine olumsuz etkilerinin olduğu tespit edilmiştir.

4.2. Pb, Cd ve B İle Kirletilen Alanlarda Yetiştirilen Kolza Bitkisine Bacillus M3, HA ve EDTA Uygulamalarının Bitkinin Farklı Aksamı Tarafından Alınan Pb, Cd ve B Elementi Konsantrasyonu Üzerine Etkisi

Kurşun, kadmiyum ve bor elementleri ile kirletilmiş alanlardaki toprak çözeltisinde bulunan bitkiye yararlı Pb, Cd ve B elementlerinin konsantrasyonlarının HA, EDTA ve *Bacillus M3* uygulamalarıyla artırılarak bitki tarafından alımını kolaylaştırmıştır. Toprağa uygulanan ajan ve şelatların kolza bitkisinin, kök, gövde ve tohum aksamının Pb, Cd ve B element konsantrasyonları üzerine etkisi denemenin birinci ve ikinci yıllarında da istatistiksel olarak önemli bulunmuştur (Çizelge 4.3)

Pb kirleticisinin uygulandığı ve *Bacillus M3* (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg), EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının yapıldığı alanlar üzerinde yetiştirilen kolza bitkisinin kök aksamında meydana gelen Pb artış oranları kontrol grup ile karşılaştırılmıştır. *Bacillus M3*, HA ve EDTA uygulamalarında doz ve tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %3, %16, %18;

%63, %75, %108; %131, %108, %18 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. Benzer şekilde Cd kirleticisinin uygulandığı alanlarda *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının tekrarlama ve doz sırasıyla %94, %122, %131; %93, %116, %157; %156, %222, %281 oranlarında artışlar belirlenmiştir. B kirleticisinin uygulandığı alanlarda ise *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının doz ve tekrarlama sırasıyla %21, %45, %73; %50, %70, %84; %158, %189, %214 oranlarında artışlara neden olmuştur (Şekil 4.10, 4.11, 4.12)

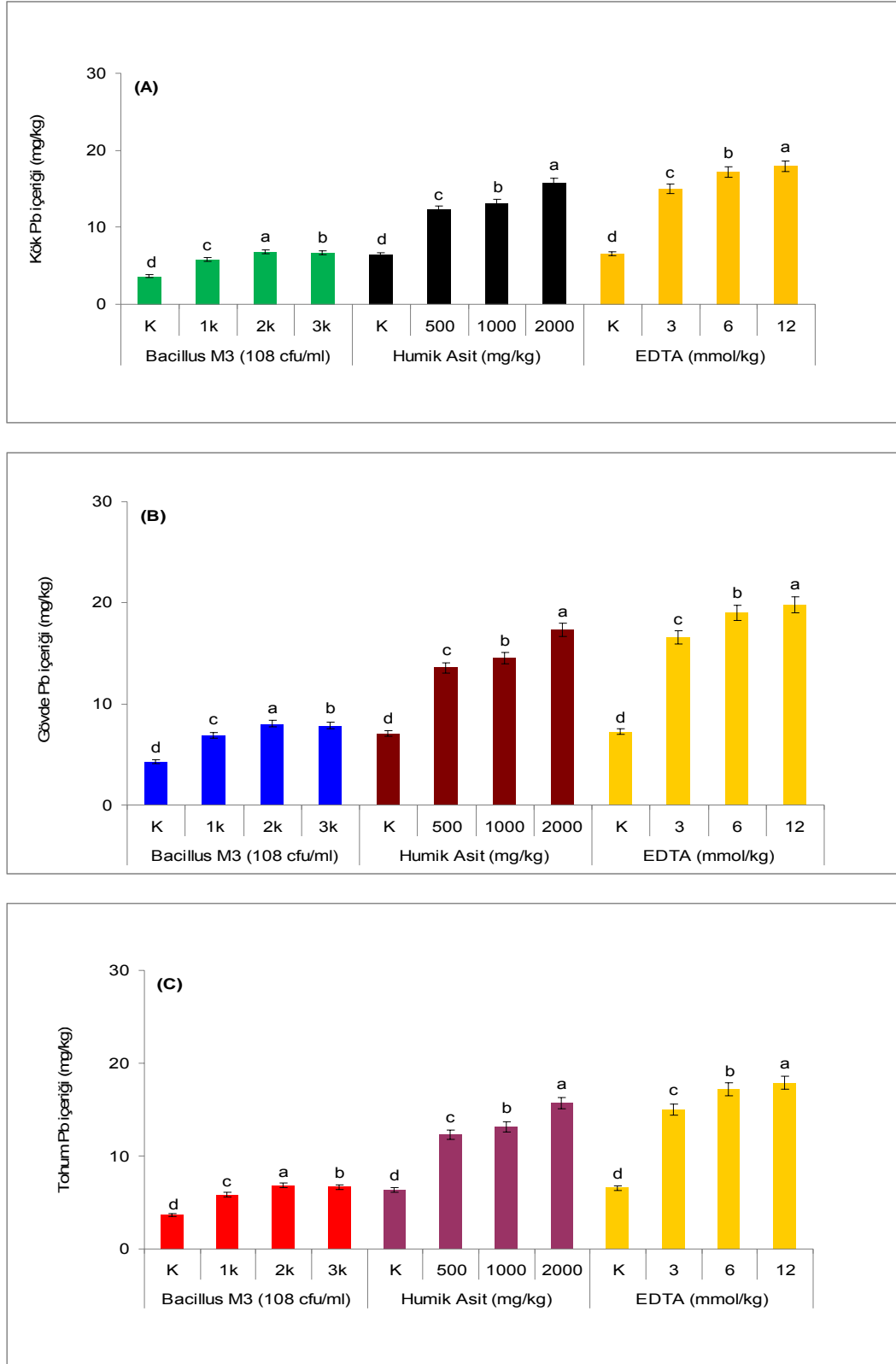
Çizelge 4.3. Pb, Cd ve B ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde ve tohum aksamalarının element içerikleri üzerine varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	SD	Pb						Cd						B					
		Kök		Gövde		Tohum		Kök		Gövde		Tohum		Kök		Gövde		Tohum	
2008 yılı																			
Şelat	2	1400	350**	226	227**	204	20418**	18	44048**	3,76	9402**	2	6524**	1548	387**	1435	1435**	2561	2561**
Doz	3	737	184**	124	124**	100	9988**	68	170544**	8,63	21582**	3	8785**	5023	1255**	826	826**	681	681**
Şelat * Doz	6	140	35**	12	12**	10	1053**	3	7750**	,31	781**	,17	444**	448	112**	758	758**	83	83**
Hata	24	4		1			,010	0		,00		,0		4		1		1	
2009 yılı																			
Şelat	2	2035	127**	280	280**	253	252**	39	10**	7,5	750**	5	12351**	1873	1873**	2167	2,2**	3179	3179**
Doz	3	1143	71**	153	153**	123	123**	116	3**	15	1,5**	6	14952**	6612	6612**	1108	1**	898	898**
Şelat * Doz	6	126	8**	15	15**	13	13**	6	1,5**	,61	61**	,3	846**	556	556**	1025	1**	106	106**
Hata	24	16		1		1		,0		,0		,0		1		1		1	
İki yıl ortalaması																			
Şelat	2	1559	693**	253	702**	227	910**	27	401**	5	61**	3,6	9203**	1699	755**	1782	11138**	2859	1985**
Doz	3	822	365**	138	384**	111	445**	91	133**	11	127**	4,6	11664**	5790	25473**	962	6013**	786	546**
Şelat * Doz	6	156	69**	14	38**	12	46**	4,4	65**	,4	4,9**	,25	628**	500	222**	887	5541**	94	65**
Hata	24	2		,36		,25								2,25		,16		1,4	

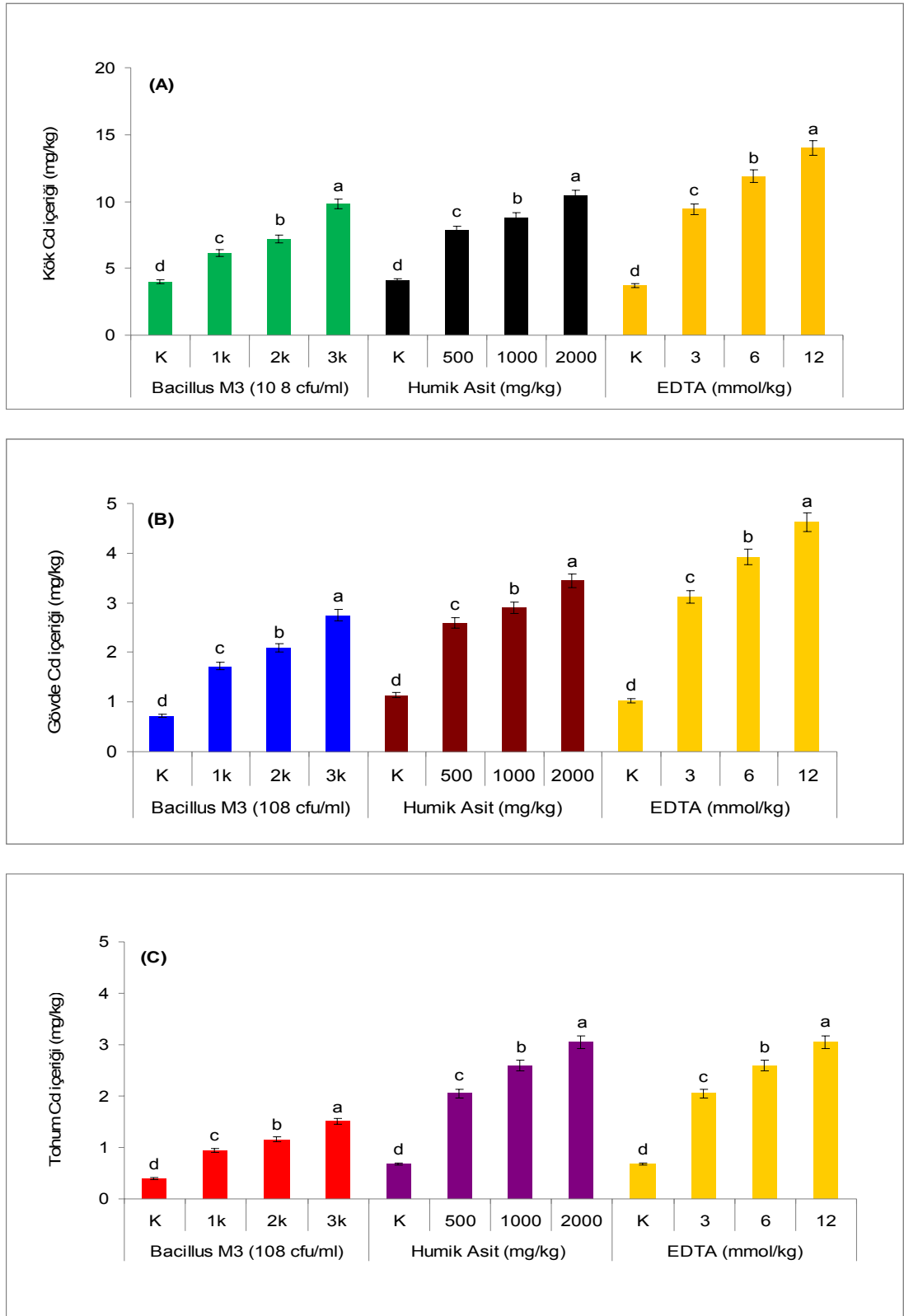
*: p<0,01 düzeyinde çok önemli, **: p<0,05 düzeyinde önemli, ns: Önemsiz

Kurşun kirleticisinin uygulandığı alanlar üzerinde yetiştirilen kolza bitkisinin gövde aksamının Pb içeriğindeki artışlar *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulamasında tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %60, %87, %83 oranında artışlar belirlenmiştir. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamalarında doz sırasıyla %92, %106, %145; %128, %161, %172 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. Cd kirleticisinin uygulandığı alanlarda bu artış oranlarının *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarında doz ve tekrarlama sırasıyla %140, %192, %283; %127, %155, %203; %201, %280, %349 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. B kirleticisinin uygulandığı alanlarda ise bu artışların *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarında doz ve tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %88, %133, %168; %77, %14, %8; %17, %22, %20 oranlarında artışa neden olduğu belirlenmiştir (Şekil 4.10, 4.11, 4.12).

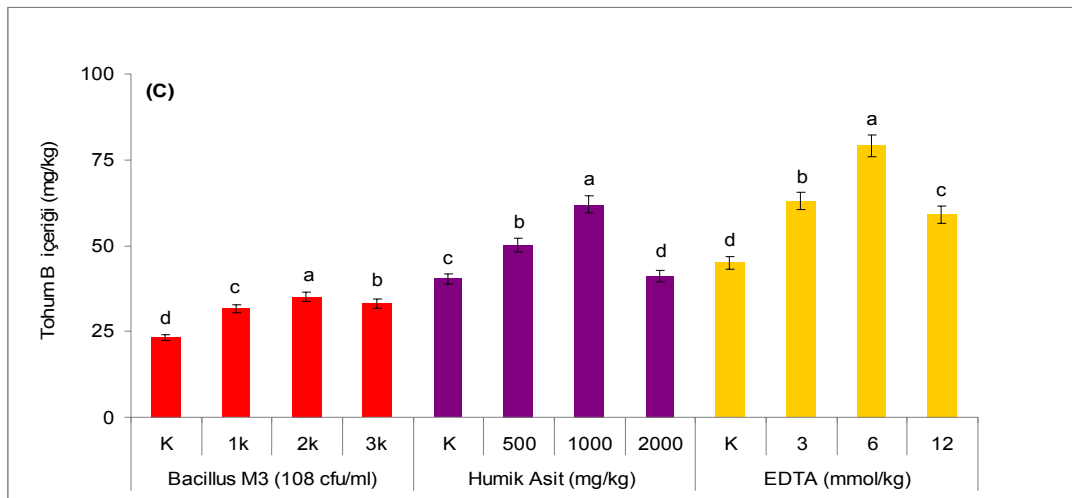
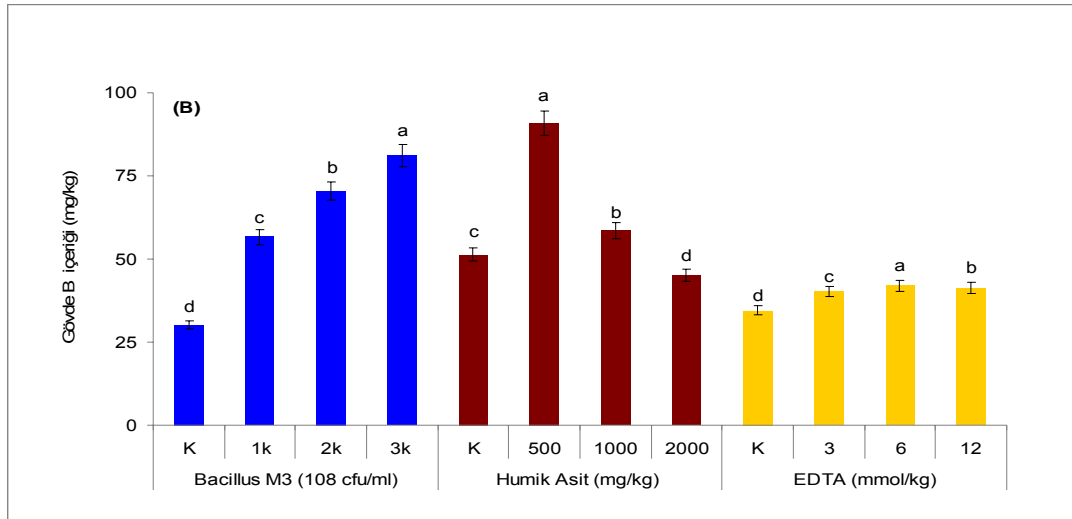
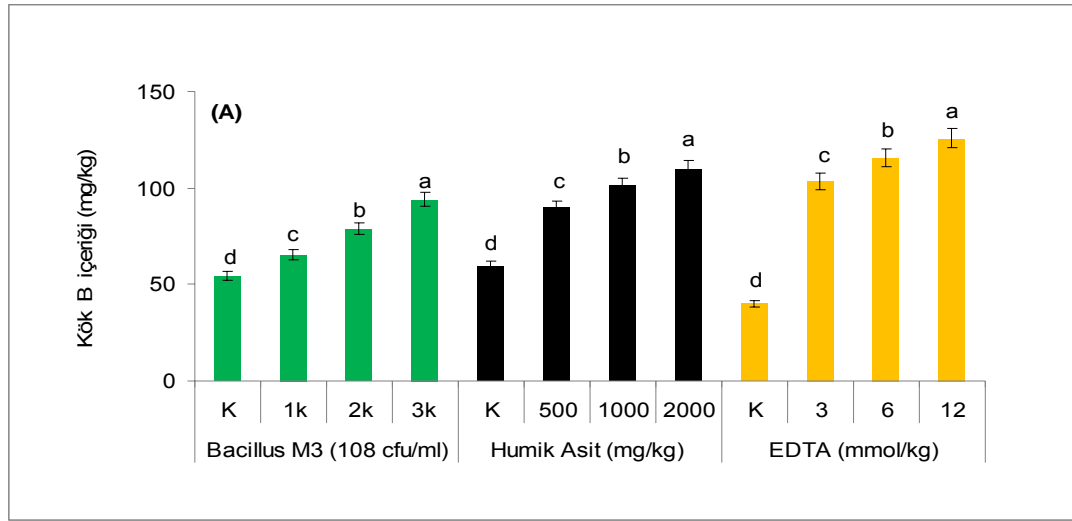
Pb kirleticisinin uygulandığı alanlarda kolza tohum örneklerinin Pb içerikleri, *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının doz ve tekrarlamalarına bağlı olarak sırasıyla %60, %87, %83; %92, %106, %145; %128, %161, %172 oranlarında belirlenmiştir. Cd kirleticisinin uygulandığı alanlarda *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının bitkinin tohum aksamında ortaya çıkardığı değişimler tekrarlama ve doz sırasıyla %140, %192, %283; %128, %155, %203; %201, %280, %349 oranlarında artışlar şeklinde belirlenmiştir. B kirleticisinin uygulandığı alanlarda *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının kolza bitkisinin tohum aksamında ortaya çıkardığı değişimler doz ve tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %36, %51, %42; %24, %54, %2; %40, %75, %31 oranlarında artışlar olarak belirlenmiştir (Şekil 4.10, 4.11, 4.12).



Şekil 4.10. Pb ile kirlenilen alanlarda *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının kolza bitkisinin kök (A), gövde (B) ve tohum (C) Pb içeriği üzerine etkisi (İki yıl ortalaması \pm standart sapma, I: Uygulanan ajanların dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması)



Şekil 4.11. Cd ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının kolza bitkisinin kök (A), gövde (B) ve tohum (C) Cd içeriği üzerine etkisi (İki yıl ortalaması \pm standart sapma, I: Uygulanan ajanların dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması)



Şekil 4.12. B ile kirletilen alanlara *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamasının kolza bitkisinin kök (A), gövde (B) ve tohum (C) B içeriği üzerindeki etkisi (İki yıl ortalaması \pm standart sapma, I: Uygulanan ajanların dozlarına ait değerlerin karşılaştırılması)

Remediasyon tekniğinin önemli dez avantajlarından birisi olan kirlilik unsuru parametrelerin toprakta hareket kabiliyetinin artırılmasında kullanılan organik ve inorganik şelatör ve ajanların etkinlik düzeyleri toprak özellikleri ve yetiştirilen bitkinin toleransına göre değişmektedir. EDTA şelat uygulamasının bazı toksik etkilerinin bitkilerin daha çok kök gelişiminin zayıf ve büyümenin başlangıç dönemlerinde ortaya çıktığı belirlenmiştir bu nedenle yapılan çalışmada söz konusu zayıf yönün giderilmesi için bitkilerin özellikle bitki kök sisteminin iyi olduğu dönemlerde ajan ve şelat uygulamaları yapılmıştır. Bu konuda yapılan pek çok çalışmada bitki gelişimin farklı dönemlerinde ajan ve şelat uygulamaları yapılmış ve en uygun dönemin bitkilerin belli bir kök sistemi düzeyine ulaştığı ve besin elementlerini yoğun olarak aldığı dönemler seçilmiştir (Evangelou *et al.* 2004).

Uygulanan EDTA şelatının toprakta bulunan besin elementlerinin elverişliliğini artırmasına bağlı olarak kirletici metallerin bitkiler tarafından alınımı artırırken bitkinin tohum, gövde ve toplam ürün verim miktarlarında azalışlara neden olduğu tespit edilmiştir. Bu konuda yapılan pek çok çalışma ile elde edilen sonuçlar uyum içerisinde olmuştur. Shen *et al.* (2002)'nin yaptıkları çalışmada EDTA (1,5 mmol/kg) şelat uygulaması yapıldıktan 3 gün sonra kontrol grup ile karşılaştırılmış ve Pb konsantrasyonunun kontrol gruba göre 42 kat arttığı tespit edilmiştir. Wenzel *et al.* (2003)'ün yapmış oldukları çalışmada topraklara EDTA ilavesiyle metallerin bağlandığı serbest formdan bitkinin kök bölgesine ve üst aksamlarına metal hareketliliğinin artış gösterdiği tespit edilmiştir. Düşük EDTA oranları bitkiler tarafından metallerin alımı için sınırların aşılmasında yardımcı olabilir (Chen *et al.* 2004; Meers *et al.* 2005), fakat yüksek seviyelerde EDTA uygulamasının bazı bitkiler için zararlı veya öldürücü etkisinde olduğu bildirilmektedir (Geebelen *et al.* 2002; Wu *et al.* 2004). Cd ile kirlenilen topraklar üzerinde yetiştirilen tütün (*Nicotiana tabacum SR-1*) bitkisinin Cd alınımı etkinleştirmek için çalışma toprağına 2 g/kg oranında ilave edilen humik asitin tütün bitkisinin gövdesindeki Cd konsantrasyonunu 31 mg/kg'dan 40 mg/kg'a çıkardığı tespit edilmiştir (Evangelou *et al.* 2004). Nascimento *et al.* (2006)'nın yapmış oldukları araştırmada EDTA, DTPA, oksalik asit, sitrik asit, vanilik asit ve gallik asit şelatlarının kullanımından sonra toprak solusyonundaki Pb'nin azaldığı ve şelatlar içerisinde

EDTA'nın en etkin olduğu tespit edilmiştir. Vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) bitkisinin B ve Pb alımını artırmak amacıyla alana 400 kg/ha ve 200 kg/ha dozlarında HA uygulaması yapılmış ve uygulama dozlarının sırasıyla B ve Pb alım seviyelerini maksimum seviyeye çıkardığı tespit edilmiştir (Angin *et al.* 2008). Ayrıca yapılan birçok çalışmada da EDTA'nın Pb için yüksek bağlayıcı kapasitesinin olduğu (Blaylock *et al.* 1997; Huang *et al.* 1997; Wu *et al.* 1999) ve EDTA şelatının uygulama dozlarının artması ile Pb alımını arttırdığı belirlenmiştir (Lai and Chen 2005; Tandy *et al.* 2006).

Bacillus M3 uygulamasının Pb, Cd ve B elementlerinin elverişliliğini artırarak bitkinin verim ve verim parametrelerine sağladığı olumlu katkısı nedeniyle yüksek miktarda bu elementlerin uzaklaştırılmasına neden olmuştur. *Bacillus* M3 uygulamasını diğer şelat uygulamaları ile karşılaştırdığımızda gövde, tohum ve toplam ürün miktarında daha az azalış olduğunu görülmüştür. Mikroorganizmaların çeşitli derecelerde ağır metal stresine karşı cevap geliştirerek bioremediasyon için kullanılabileceği, bitkiler ile kombinasyonları sonucu topraktan bitki bünyesine metal alımında daha etkin olduğu ve bitkilerin ağır metal stresine karşı dirençlerini artırarak hiperakümülatör kapasitelerine olumlu katkılarının bulunduğu ifade edilmektedir (Hallberg and Johnson 2005; Kao *et al.* 2006; Umrana 2006). Sriprang *et al.* (2003)'in yapmış oldukları su kültürü çalışmasında *Astragalus sinicus* bitkisinin bünyesine kadmiyum alımında *Mesorhizobium huakuii* subsp.*rengei* B3 mikroorganizma uygulamasının Cd oranında 9 ile 19 kat aralığında artışa neden olduğu tespit edilmiştir. Zaidi *et al.* (2006)'nin yapmış oldukları sera çalışmasında hardal bitkisine uyguladığı *Bacillus subtilis* SJ-101 mikroorganizmasının bitki bünyesinde nikel alımını arttırdığı tespit edilmiştir. Gregorio *et al.* (2006)'nın Pb ile kirletilmiş alanda hardal bitkisi (*Indian Mustard*) ve *Sinorhizobium* sp. Pb002 mikroorganizmasının kullanıldığı çalışmada bakterinin Pb alımında çok etkin olduğunu tespit etmişlerdir. Abou-Shanab *et al.* (2008)'in PGBR ve kirleticileri degradasyona uğratan bazı bakterilerin ortak kullanımının toprak fazında değişimler yaparak topraktan Ni alımını etkinleştirdiği tespit edilmiştir. Benzer şekilde Kumar *et al.* (2009)'in yapmış oldukları çalışmada hardal bitkisine (*Indian mustard*) *Enterobacter aerogenes* ve *Rahnella aquatilis* bakteri uygulamalarının toprak solusyonundan bitki bünyesine Ni alımını arttırdığı tespit edilmiştir.

4.3. Farklı Dozlarda EDTA, Humik Asit ve *Bacillus* M3 Uygulamalarının Kolza Bitkisinin Remediasyon Parametreleri Üzerine Etkisi

Topraklarda var olan kirlilik unsuru elementlerin hiperakümülatör bitkiler kullanılarak toprak ortamından uzaklaştırılmasında remediasyon parametreleri olarak remediasyon verimi, biokonsantrasyon faktörü, bioakümülyasyon faktörü, transfer indeksi faktörü, transfer faktörü, translokasyon faktörü, zenginleştirme faktörü, remediasyon zamanı, fitoekstraksiyon potansiyeli terimleri kullanılmaktadır. Bu parametrelerin kullanımında bitkinin farklı organları tarafından uzaklaştırılan element değerleri ile topraktaki elementlerin toplam (T) ve elverişli (E) konsantrasyonlarına göre farklı formüller kullanılarak hesaplanmaktadır. Remediasyon parametreleri toprakta mevcut kirliliğe neden olan elementlerin etkin olarak uzaklaştırılması, kullanılan bitkinin hiperakümülatör özellikleri ve etkinlik derecelerinin değerlendirilmesinde önemli kriterler olarak kullanılmaktadır.

4.3.1. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin remediasyon verimi üzerine etkisi

Remediasyon verimi (RV), bir hasat döneminde süresince elde edilen bitkinin toprak üstü aksamı tarafından alınan toplam metal miktarının remediasyon yapılan toprağın kirlilik konsantrasyonu ve toprak miktarına oranının yüzdesel ifadesi olarak değerlendirilmektedir (Neugschwandtner *et al.* 2008).

Yapılan bu çalışmada 120 günlük büyüme periyodu sonucunda kolza bitkisinin kök, gövde ve tohum aksamı tarafından kaldırılan Pb, Cd ve B elementlerinin iki yıl ortalama değerleri üzerine EDTA, HA ve *Bacillus* M3 uygulamalarının doz ve tekrarlamalarına bağlı olarak değerlendirilmiştir. Sonuç olarak ajan ve şelat uygulamalarının tekrarlama ve doz uygulamalarına bağlı olarak etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

Pb ile kirlenilen alanlara uygulanan *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının doz ve tekrarlamalara bağlı olarak remediasyon veriminde en yüksek RV artışları 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml, 1000 mg/kg HA ve 3 mmol/kg EDTA uygulamalarından elde edildiği tespit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 uygulamasında (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) sırasıyla %29, %47 ve %53 oranlarında, HA (500, 1000, 2000 mg/kg) uygulamasında %38, %40, %19 oranlarında ve EDTA 3 mmol/kg uygulamasında %11 oranında artışlar tespit edilirken EDTA 6 mmol/kg doz uygulaması ve üstü dozlarda azalmaya neden olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.4). Cd kirleticisinin uygulandığı alanlarda uygulanan ajan ve şelatların doz ve tekrarlamalarına bağlı olarak en yüksek artışların 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml, 2000 mg/kg HA ve 12 mmol/kg EDTA doz uygulamasından elde edildiği belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamaları için artışlar doz ve tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %189, %244, %385; %185, %169, %215; %154, %163, %219 oranlarında olmuştur (Çizelge 4.5). B kirleticisinin uygulandığı alanlarda remediasyon verimlerinde en yüksek artışların 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml, 500 mg/kg HA ve 3 mmol/kg EDTA doz uygulamalarından elde edildiği belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 uygulamasında (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) sırasıyla %93, %171, %224 oranlarında, HA 500 ve 1000 mg/kg uygulamasında %91 ve %26 oranlarında artışlar tespit edilirken, HA 2000 mg/kg uygulamasında %13 oranında azalış belirlenmiştir. 3 mmol/kg EDTA doz uygulamasında %4 oranında artış belirlenirken EDTA 6 ve 12 mmol/kg doz uygulamasında %3 ve %20 oranlarında azalmalar tespit edilmiştir (Çizelge 4.6).

Çizelge 4.4. Kurşun elementinin uygulandığı alanlarda kolza bitkisinin remediasyon faktörleri üzerine Bacillus M3, HA ve EDTA uygulamalarının etkileri.

Uygulama	Doz	RV	FP	BKF _E Tohum	BKF _T Tohum	BKF _E Gövde	BKF _T Gövde	BKF _E Kök	BKF _T Kök	BAF _T	BAF _E	TI	TF _T	TF _E	TLF Toplam	TLF Tohum	TLF Gövde	ZF _B	ZF _T	RZ
Pb																				
Bacillus M3 (10 ⁸ cfu/ml)	K	0,17c	0,10c	0,30b	0,01b	0,87ab	0,04a	1,68a	0,07a	3,68c	4,52b	87,98b	0,12b	2,81b	0,67c	0,15b	0,52ab	3,10c	24,1a	7,00a
	1 tekr.	0,22b	0,16b	0,40ab	0,02a	0,92a	0,04a	1,55b	0,07a	5,88b	6,77ab	89,4ab	0,14b	2,84b	0,83a	0,24a	0,59a	3,49b	23,6a	5,40b
	2 tekr.	0,26a	0,20a	0,40a	0,02a	0,94a	0,05a	1,68a	0,09a	6,87a	7,77a	90,28a	0,15ab	3,03a	0,80a	0,25a	0,56a	3,88a	23,2a	4,70c
	3 tekr.	0,25a	0,18a b	0,40ab	0,02a	0,78b	0,05a	1,53b	0,09a	6,72a	7,46a	90,17a	0,16a	2,68c	0,74b	0,24a	0,51b	3,80a	22,3a	5,10b
Humik asit (mg/kg)	K	0,47b	0,16b	0,10d	0,05c	2,13b	0,10b	3,74d	0,18d	6,42d	8,52d	89,18a	0,33d	6,82d	0,82a	0,25b	0,57a	3,51c	9,9a	7,20a
	500	0,65a	0,29a	2,40a	0,10b	2,98a	0,12ab	8,07a	0,33c	12,32c	15,27c	85,84a	0,55c	13,5a	0,67b	0,30a	0,37a	5,24b	8,8b	5,00b
	1000	0,66a	0,33a	2,20b	0,11b	2,86a	0,14a	7,32b	0,37b	13,21b	16,03b	85,37a	0,62b	12,4a	0,69b	0,30a	0,39b	5,69b	8,5b	5,10b
	2000	0,56b	0,31a	1,70c	0,14a	1,50c	0,12ab	5,65c	0,46a	15,73a	17,20a	82,48b	0,72a	8,83b	0,56c	0,30a	0,26c	6,28a	8,2c	6,20a
EDTA (mmol/kg)	K	0,19b	0,17c	0,40b	0,02b	0,90b	0,04b	1,66b	0,08c	6,60c	7,47c	88,76a	0,14c	2,98c	0,80a	0,25b	0,54a	3,62c	24,6a	7,10b
	3	0,21a	0,37b	1,00ab	0,05a	1,25a	0,06a	3,35a	0,15b	15,05b	16,25b	85,40a	0,25b	5,59b	0,67b	0,30a	0,37b	6,52b	23,8a	5,80c
	6	0,19b	0,42a	1,20a	0,05a	1,36a	0,06a	3,97a	0,18a	17,25a	18,57a	83,61a	0,29ab	6,52a	0,64b	0,30a	0,34b	7,34a	23,2a	6,70b
12	0,16c	0,37b	1,00ab	0,06a	0,97b	0,06a	3,47a	0,21a	17,96a	18,89a	81,74b	0,33a	5,48b	0,58c	0,30a	0,28c	7,36a	20,3b	8,50a	

RV; Remediasyon verimi (%), FP; Fitoekstraksiyon potansiyel (kg/ha) BCF_D; Biokonsantrasyon faktörü (tohum, gövde ve kök) değişebilir toprak elementine göre (mg/kg), BCF_{total}; toplam toprak elementine göre biokonsantrasyon faktörü (mg/kg), BAF_D değişebilir toprak elementine göre bioakümülyasyon faktörü (mg/kg), BAF_{toplam}; toplam toprak elementine göre bioakümülyasyon faktörü (mg/kg), TI; Transfer indeksi (%), TF; Transfer faktörü (mg/kg), TLF; Translokasyon faktörü (mg/kg), ZF; Zenginleştirme faktörü (Bitki ve Toprak için) (mg/kg), RZ; Remediasyon zamanı (2008 ve 2009 yılı ortalama değerleri)

Çizelge 4.5 Kadmiyum elementinin uygulandığı alanlarda kolza bitkisinin remediasyon faktörleri üzerine *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının etkileri.

Uygulama	Doz	RV	FP	BKF _E Tohum	BKF _T Tohum	BKF _E Gövde	BKF _T Gövde	BKF _E Kök	BKF _T Kök	BAF _T	BAF _E	TI, %	TF _T	TF _E	TLF _T	TLF Tohum	TLF Gövde	ZF _B	ZF _T	RZ
Cd																				
Bacillus M3 (10 ⁸ cfu/ml)	K	0,027c	0,013c	0,064c	0,003c	0,117c	0,006c	0,651b	0,033c	0,40c	0,51d	71,53b	0,042c	0,83d	0,28c	0,10a	0,18b	10,54d	20,1a	62,4
	1 tekr.	0,078b	0,024b	0,159b	0,008b	0,289b	0,015b	1,031a	0,052b	0,96b	1,24c	81,52a	0,075b	1,48c	0,43b	0,15a	0,28a	18,24c	19,6a	32,6b
	2 tekr.	0,093b	0,028ab	0,169b	0,010b	0,307a	0,018b	1,058a	0,061b	1,16ab	1,46b	80,69a	0,089b	1,53b	0,45a	0,16a	0,29a	21,68b	19,6a	27,4c
	3 tekr.	0,131a	0,032a	0,182a	0,013a	0,331a	0,024a	1,184a	0,087a	1,53a	1,84a	82,68a	0,125a	1,70a	0,43b	0,15a	0,28a	29,16a	18,8b	20,2d
Humik asit (mg/kg)	K	0,013c	0,015c	0,049c	0,002c	0,073c	0,003c	0,260b	0,011d	0,78d	0,85d	79,12b	0,016c	0,38c	0,47b	0,19b	0,28b	12,06d	61,4a	61,2a
	500	0,037b	0,030a	0,173a	0,005b	0,255a	0,008b	0,773a	0,023c	1,77c	2,01c	81,33b	0,036b	1,20a	0,55a	0,22a	0,33a	24,62c	57,1a	23,5b
	1000	0,035b	0,026b	0,141b	0,006b	0,208b	0,009b	0,630a	0,027b	1,99b	2,18b	80,28b	0,042ab	0,98b	0,55a	0,22a	0,33a	27,62b	54,0ab	26,5b
	2000	0,041a	0,029a	0,144b	0,008a	0,211b	0,011a	0,640a	0,034a	2,36a	2,55a	84,35a	0,052a	0,10b	0,55a	0,22a	0,33a	32,78a	51,8b	23,5b
EDTA (mmol/kg)	K	0,043c	0,016c	0,101c	0,006d	0,153d	0,009d	0,546d	0,032d	0,69d	0,83d	80,30c	0,047d	0,80d	0,46b	0,18b	0,28b	10,71d	18,9a	61,3a
	3	0,109b	0,025b	0,317b	0,019c	0,480c	0,028c	1,454c	0,086c	2,07c	2,53c	84,50b	0,134c	2,25c	0,55a	0,22a	0,33a	28,99c	18,2a	25,2b
	6	0,113b	0,027b	0,413a	0,024b	0,626a	0,037b	1,898a	0,112b	2,61b	3,21b	85,18b	0,174b	2,94a	0,55a	0,22a	0,33a	36,53b	17,6a	25,0b
	12	0,137a	0,031a	0,368b	0,033a	0,557b	0,050a	1,689b	0,150a	3,08a	3,61a	87,36a	0,232a	2,61b	0,55a	0,22a	0,33a	43,13a	15,6b	23,4b

RV; Remediasyon verimi (%), FP; Fitoekstraksiyon potansiyel(kg/ha), BCF_D; Biokonsantrasyon faktörü (tohum, gövde ve kök) değişebilir toprak elementine göre (mg/kg), BCF_{total}; toplam toprak elementine göre biokonsantrasyon faktörü (mg/kg), BAF_D değişebilir toprak elementine göre bioakümülayon faktörü (mg/kg), BAF_{toplam}; toplam toprak elementine göre bioakümülayon faktörü (mg/kg), TI; Transfer indeksi (%), TF; Transfer faktörü (mg/kg), TLF; Translokasyon faktörü (mg/kg), ZF; Zenginleştirme faktörü (Bitki ve Toprak için) (mg/kg), RZ; Remediasyon zamanı (2008-2009 yılı ortalama değerleri)

Çizelge 4.6. Bor elementinin uygulandığı alanlarda kolza bitkisinin remediasyon faktörleri üzerine *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının etkileri.

Uygulama	Doz	RV	FP	BKF _E Tohum	BKF _T Tohum	BKF _E Gövde	BKF _T Gövde	BKF _E Kök	BKF _T Kök	BAF _T	BAF _E	TI	TF _T	TF _E	TLF Toplam	TLF Tohum	TLF Gövde	ZF _B	ZF _T	RZ
B																				
Bacillus M3 (10 ⁸ cfu/ml)	K	0,5d	0,90d	2,5b	0,08c	3,2c	0,10d	5,8c	0,19d	23,41c	26,5d	89,7b	0,37d	11,54b	1,0c	0,4b	0,6b	1,4c	31,2a	5,2a
	1 tekr.	1,0c	2,12a	4,0a	0,11b	7,1b	0,20c	8,2b	0,23c	31,81b	38,7c	92,5b	0,54c	19,29a	1,3a	0,5a	0,9a	2,0b	30,3a	2,8b
	2 tekr.	1,5b	2,89b	4,0a	0,13a	7,9a	0,25b	8,9b	0,28b	35,39a	43,0a	93,9a	0,66b	20,69a	1,3a	0,5a	0,9a	2,4a	29,8a	2,0c
	3 tekr.	1,8a	3,10a	3,0ab	0,12a	7,8a	0,30a	9,10a	0,35a	33,30b	40,9b	93,9a	0,78a	20,12a	1,2b	0,4b	0,9 a	2,7a	28,7b	1,7d
Humik asit (mg/kg)	K	0,6c	2,39c	3,0b	0,10b	3,9d	0,13b	4,6c	0,15c	40,47c	44,0c	93,1a	0,37c	11,58d	1,5b	0,7a	0,9ab	1,9c	43,3a	5,2b
	500	1,2a	5,07a	6,6a	0,13b	12,1a	0,24a	11,9a	0,24b	50,40b	62,0b	93,9a	0,61a	30,67a	1,6a	0,6b	1,0a	2,9a	40,7a	1,8d
	1000	0,8b	4,02b	7,0a	0,17a	6,7b	0,16b	11,5a	0,28ab	62,10a	68,6a	89,7ab	0,62a	25,18b	1,2c	0,6b	0,6c	2,7a	38,0ab	2,9c
	2000	0,6c	2,11c	3,5b	0,12b	3,9c	0,13b	9,4b	0,32a	41,23c	45,0c	85,5b	0,58b	16,78c	0,8d	0,4c	0,4d	2,4b	36,2b	4,4a
EDTA (mmol/kg)	K	0,7a	1,88c	3,7d	0,15c	2,8d	0,11c	3,3b	0,13c	45,21d	48,0c	93,9a	0,40c	9,86d	2,0a	1,1a	0,9a	1,5d	32,1a	5,9c
	3	0,7a	2,89b	5,9b	0,22b	3,8a	0,14b	9,6a	0,36b	63,06b	66,7b	89,1b	0,71b	19,25b	1,0b	0,6c	0,4b	2,6c	31,1a	3,9c
	6	0,7ab	3,63a	7,0a	0,30a	3,7b	0,16a	10,0a	0,44ab	79,25a	82,9a	87,2b	0,90a	21,05a	1,0b	0,7b	0,4b	3,0a	28,2b	4,6b
	12	0,6b	2,65b	4,8c	0,24b	3,4c	0,17a	10,0a	0,52a	59,16c	62,4b	83,5c	0,93a	18,55c	0,8c	0,5c	0,3c	2,8b	26,1b	6,0a

RV; Remediasyon verim (%), FP; Fitoekstraksiyon potansiyel (kg/ha), BCF_D; Biokonsantrasyon faktörü (tohum, gövde ve kök) değişebilir toprak elementine göre (mg/kg), BCF_{toplam}; toplam toprak elementine göre biokonsantrasyon faktörü (mg/kg), BAF_D değişebilir toprak elementine göre bioakümülyasyon faktörü (mg/kg), BAF_{toplam}; toplam toprak elementine göre bioakümülyasyon faktörü (mg/kg), TI; Transfer indeksi (%), TF; Transfer faktörü (mg/kg), TLF; Translokasyon faktörü (mg/kg), ZF; Zenginleştirme faktörü (Bitki ve Toprak için) (mg/kg), RZ; Remediasyon zamanı (2008-2009 yılı ortalamadeğerleri)

Elde edilen sonuçlara göre Pb, Cd ve B elementlerinin uygulandığı alanlarda yetiştirilen kolza bitkisi ile uzaklaştırılan mevcut elementlerin etkinliği bakımından B> Pb> Cd sırasını, şelat ve ajan uygulamalarının remediasyon verimi üzerine etkisi ise *Bacillus* M3> EDTA> HA sırasını takip ettiği belirlenmiştir. Uygulanan şelatlar ve ajanın ağır metallerin yarıyışlılığını artırarak bitkiler tarafından alımını etkinleştirmek suretiyle remediasyon verimlerini artırdığı yapılmış pek çok çalışma ile uyum içindedir. Zhuang *et al.* (2007)'in EDTA şelatı ve 6 farklı bitki türü (*V. Baohanensis*, *Sedum alfredii*, *Rumex crispus*, *Rumex K-1* (*Rumex upatientia*×*R. timschmicus*), *Vertiveria zizanioides*, *Dianthus chinensis*) kullanarak yapmış oldukları çalışmada, bitki türlerinin Pb ve Cd RV değerleri bitki sırasıyla %0,12, %0,04, %0,18, %0,12, %0,03, %0,04; %0,90, %0,37, %0,81, %0,36, %0,52, %0,11 olarak tespit edilmiştir. Neugschwandner *et al.* (2008)'nin Pb ve Cd kirliliğine sahip tarla ve sera koşullarında mısır bitkisi ile yürüttükleri çalışmada farklı dozlarda uygulanan EDTA'nın (0, 3, 6, 9 mmol/kg) etkinliği araştırılmıştır. Çalışma sonucunda tarla koşullarında şelat dozları sırasıyla Pb ve Cd RV değerleri sırasıyla %0,0036, %0,0060, %0,0058, %0,0049; %0,026, %0,0178, %0,0114, %0,0094 belirlenmiştir. Sera şartlarında Pb ve Cd RV değerleri sırasıyla %0,02, %0,13, %0,15, %0,30; %0,27, %0,39, %0,42, %0,51 olarak tespit edilmiştir. Saraswath *et al.* (2009)'in altı farklı bitki türünü (*Arabidopsis thaliana*, *Brassica juncea*, *Crotalaria juncea*, *Cynodon dactylon*, *Parthenium integrifolium* and *Phragmitis communis*) kullanarak bir çalışma yapmışlar. Çalışmada, *B. Juncea* bitkisinin Zn, Cd ve Ni elementlerinde, *A. Thaliana* ve *C. juncea* bitkilerinin Zn ve Cd elementlerinde, *Cynodon dactylon* bitkisinde ise Cr elementi için yüksek RV değeri gösterdiği tespit edilmiştir. Sun *et al.* (2011)'nin *Roripra Globosa* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada bitki gelişiminin 3 farklı evresinde 2 farklı doz (0,5 ve 1 g/kg) EDTA uygulaması yapılmıştır. Bu uygulamaların doz sırası ile bitkinin Cd remediasyon verim değerleri üzerine etkisi, çiçeklenme öncesinde %0,3 ve %0,4, çiçeklenme döneminde %0,7 ve %1 ve olgun dönemde %1,1 ve %1,6 olduğu belirlenmiştir. Bu sonuçlara göre 1 g/kg EDTA şelat dozunun çiçeklenme veya olgun dönemde uygulanması gerektiği belirlenmiştir.

4.3.2. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin biokonsantrasyon faktörü üzerine etkisi

Biokonsantrasyon faktörü (BKF) toprakta bulunan kirlilik etmenlerinin bitki aksamaları (kök, gövde ve tohum) tarafından sömürülme derecelerini belirlemek amacıyla kullanılmaktadır (Mun *et al.* 2008; Marques *et al.* 2009). Bu parametrenin kullanımında bitkinin farklı organları tarafından uzaklaştırılan element değerleri ile topraktaki elementlerin toplam (T) ve elverişli (E) konsantrasyonlarına göre 2 farklı formül kullanılarak hesaplama yapılmaktadır. Toplam metal biokonsantrasyon faktörü BKF_T (Biokonsantrasyon Faktörü) bitkinin kök, gövde ve tohum aksamalarında biriken metal konsantrasyonunun toprak çözeltisi içerisinde bulunan toplam metal konsantrasyonuna oranını ifade eder. Elverişli metal biokonsantrasyon faktörü (BKF_E) ise bitkinin kök, gövde ve tohum aksamalarında biriken metal konsantrasyonunun toprak çözeltisi içerisinde bulunan elverişli metal konsantrasyonuna oranı olarak değerlendirilmektedir.

Pb elementi uygulanan alanlardaki toplam ve elverişli kök, gövde ve tohum biokonsantrasyon faktörleri üzerine *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının etkisi doz ve tekrarlamalara bağlı olarak farklılıklar göstermektedirler. Tohum BKF_E değerleri *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamaları bağlı olarak kontrol grup ile karşılaştırıldığında ajan ve şelatların tekrarlama ve dozlarına bağlı olarak sırasıyla %42, %58, %39; %154, %131, %78; %138, %183, %148 oranlarında artışlar belirlenmiştir. Tohum BKF_T değerleri *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarına bağlı olarak kontrol grup ile karşılaştırıldığında ise sırasıyla %95, %97, %106; %100, %120, %180; %150, %150, %200 oranlarında artışa neden olukları tespit edilmiştir.

Elverişli biokonsantrasyon faktörü (BKF_E) gövde değerleri ajan ve şelat uygulamalarına bağlı olarak kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında, *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasının 1 ve 2 tekrarlamalarında sırasıyla %6, %8 oranlarında artış belirlenirken, 3 tekrarlamalı uygulamasında %10 oranında azalış tespit edilmiştir. 500 ve 1000 mg/kg HA uygulamasında %40 ve %34 oranlarında artış belirlenirken, 2000

mg/kg HA uygulamasında %30 oranında azalış tespit edilmiştir. EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamasında doz sırasıyla %39, %51 ve %8 oranlarında artışa neden olduğu belirlenmiştir. Gövde toplam biokonsantrasyon faktörü kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 uygulamasının 1 ve 3 tekrarlamalarında uygulamada değişim belirlenmezken 2 tekrarlamasında %25 oranında artış belirlenmiştir. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamalarında doz sırasıyla %20, %40, %20 ve %50, %48, %46 oranlarında artışlara neden olmuştur.

Kök aksamı elverişli biokonsantrasyon faktörü (BKFE) kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 uygulamasının 1 ve 3 tekrarlamalarında %8 ve %9 oranlarında azalma görülürken, 2 tekrarlamasında uygulamada değişim tespit edilmemiştir. HA ve EDTA şelat uygulamalarında ise sırasıyla %116, %96, %51 ve %102, %139, %109 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. Kök aksamının toplam BKFT değerleri kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 uygulamasının 1 tekrarlamasında değişim görülmez iken 2 ve 3 tekrarlamalarında sırasıyla %29 ve %28 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamalarında ise doz sırasıyla %83, %106, %156 ve %88, %125, %163 oranlarında artışlar belirlenmiştir (Çizelge 4.4).

Cd ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının toplam ve değişebilir kök, gövde ve tohum biokonsantrasyon faktörleri üzerine etkisi önemli olup, doz ve tekrarlamalara bağlı olarak farklılıklar göstermektedirler.

Tohum aksamının elverişli BKFE değerleri *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı, 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml, HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının etkisi dikkate alınarak kontrol grup ile karşılaştırıldığında sırasıyla %148, %164, %184; %253, %188, %194; %214, %309, %264 oranlarında artışa neden olduğu belirlenmiştir. Tohum aksamının toplam BKFT değerleri *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının tekrarlama ve doz oranlarına göre kontrol grup ile karşılaştırıldığında sırasıyla %168, %233, %333; %150, %200, %300; %216, %300, %450 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. Bitki gövdesi

bakımından elverişli biokonsantrasyon faktörü (BKF_E) değerlerini *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarına bağlı olarak kontrol grup ile karşılaştırdığımızda tekrarlar ve doz sırasıyla %147, %162, %183; %249, %185, %180; %214, %309, %264 oranlarında artışa neden olmuştur. Toplam BKF_T gövde değerleri kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı, 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarında tekrarlar ve doz sırasıyla %150, %200, %300; %168, %200, %268; %211, %311, %456 oranlarında artışa neden olmuştur. Kök aksamının elverişli BKF_E değerleri kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarında artışlar tekrarlar ve doz sırasıyla %58, %63, %82; %197, %142, %146; %166, %247, %209 oranlarında tespit edilmiştir. Kök aksamının toplam BKF_T değerleri kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamaları için artışlar tekrarlar ve doz sırasıyla %58, %85, %164; %109, %146, %209; %169, %250, %369 oranlarında tespit edilmiştir (Çizelge 4.5).

B ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının toplam ve elverişli kök, gövde ve tohum biokonsantrasyon faktörleri üzerine etkisinin doz ve tekrarlamalara bağlı olarak önemli olduğu tespit edilmiştir. Tohum aksamının elverişli ve toplam BKF değerleri *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı, 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamaları dikkate alınarak kontrol grup ile karşılaştırılmıştır. Tekrarlar ve doz sırasıyla elverişli biokonsantrasyon faktörü değerleri (BKF_E) %59, %58, %28; %58, %89, %30; %116, %128, %14 oranlarında ve toplam biokonsantrasyon faktörü değerlerin'de (BKF_T) ise %38, %63, %50; %47, %100, %60; %30, %70, %20 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. Gövde aksamının elverişli ve toplam BKF değerleri *Bacillus* M3 ve EDTA uygulamaları dikkate alınarak kontrol grup ile karşılaştırıldığında doz ve tekrarlamalara bağlı olarak sırasıyla %120, %144, %143; %32, %31 ve %19 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. HA (500, 1000 mg/kg) uygulamasında doz sırasıyla %207, %69 oranlarında artış 2000 mg/kg HA doz uygulamasında %1,5 oranında azalış tespit edilmiştir. Gövde toplam BKF_T değerleri kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı, 3

tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulamasında sırasıyla %100, %150, %200 oranlarında artış ve HA uygulamasının 500 ve 1000 mg/kg dozlarında %85 ve %23 oranlarında artışlar tespit edilirken 2000 mg/kg dozunda değişiklik tespit edilmemiştir. EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) doz uygulamalarında sırasıyla %27, %46 ve %55 oranlarında artışa neden olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.6).

Elde edilen sonuçlara göre Pb, Cd ve B kirliliğine sahip alanlarda kolza bitkisi kullanılarak söz konusu alanların temizlenmesinde uygulanan ajan ve şelatların önemli olduğu tespit edilmiştir. Toprakta bulunan elementlerin toplam ve elverişli dilimlerine göre yapılan değerlendirmede Pb, Cd ve B için en yüksek BKF değerine kök kısmı sahip olurken bunu gövde ve tohum kısımları izlediği belirlenmiştir. BKF_T ve BKF_E değerlerinin bitkinin kök> gövde> tohum kısımları sırasını izlediği ve element etkinlikleri açısından B> Pb> Cd sırasıyla bitki kısımlarında biriktiği belirlenmiştir. Uygulanan ajan ve şelatların Pb, Cd ve B alım etkinlik sırasına göre değerlendirilmesinde ise EDTA> HA> *Bacillus* M3 sırasını takip ettiği belirlenmiştir. Biokonsantrasyon faktörünün < 1 olması bitkinin söz konusu elemente karşı dayanıklı ve daha çok kök bölgesinde akümüle edebileceğini göstermektedir. Araştırma sonucunda kirletici olarak kullanılan Pb, Cd ve B elementlerinin topraktaki toplam element konsantrasyonları dikkate alındığında kök, gövde ve tohum BKF değerleri genellikle 1 değerinin altında olduğu ancak elverişli değerleri bakımından değerlendirildiğinde Pb ve B için bu değerlerin 1 oranının üzerinde olduğu belirlenmiştir. Ayrıca Pb ve B elementlerinin etkin olarak bitkinin üst kısımlarına taşındığı ve kirlilik unsuru elementlerin yarayışlı dilimi arttıkça kolza bitkisi ile rahatlıkla ortamdaki uzaklaştırabileceği düşünülmektedir. Araştırma sonucunda elde edilen veriler bu konuda yapılan pek çok çalışma ile uyum içindedir. Marchiol *et al.* (2004)'ün kolza (*Brassica napus*), hint hardalı (*Brassica juncea*) ve Etiyopya hardalı (*Brassica carinata*) ve turp (*Brassica carinata*) bitkileri ile çalışma yapmışlar. Çalışmada bitkilerin kök ve gövde kısımlarının Pb ve Cd BKF değerleri bitki sırasıyla 1,46, 1,40, 1,58, 1,91; 0,49, 0,45, 0,44, 0,32; 0,62, 0,55, 0,62, 0,45; 0,01, 0,03, 0,01, 0,01 olarak tespit edilmiştir. Ghosh *et al.* (2005)'un farklı dozlarda Cr (5, 10, 20 mg/kg) ilave edilen topraklar üzerinde hardal (*Brassica campestris*), hardal

(*Brassica juncea*), *Dhatura innoxia*, *Ipomoea carnea*, *Phragmites karka* bitkileri ile çalışma yapmışlar. Denemenin 90 günlük büyüme periyodu sonucunda bitkilerin BKF değerleri bitki çeşidi ve uygulanan Cr dozlarına göre sırasıyla 1,75, 1,07, 0,75; 1,71, 1,20, 0,72; 1,58, 1,12, 0,81; 2,1, 21, 0,75; 0,66, 0,58, 0,416 olarak belirlenmiştir. Zhuang *et al.* (2007)'un *V. Zizanioides*, *S. alfredii*, *Rumex acetosa DSL*, *V. Baoshanensis*, *Rumex crispus*, *Rumex K-1*, *Dianthus chinensis*, *Rumex acetosa JQW* bitkileri ile yapmış oldukları çalışmada Pb elementinin BKF değerleri 0,01 ile 0,18 aralığında değişirken Cd elementinin BKF değerlerinin 0,53 ile 4,80 aralığında değiştiği tespit edilmiştir. Gupta *et al.* (2008)'nin domates bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada bitkinin kök, gövde, yaprak ve meyve aksamalarının Cd elementi için BKF değerleri sırasıyla 1,14; 1,11; 0,68; 0,14 olarak belirlenmiştir. Saraswat and Rai (2009)'nin *Arabidopsis thaliana*, hardal (*Brassica juncea*), *Crotalaria juncea*, *Cynodon dactylon*, *Parthenium integrifolium* ve *Phragmites communis* bitkileri ile yaptıkları çalışmada Cd BKF değerlerini sırasıyla 2,59; 1,7; 1,73; 1,15; 1,53; 1,36 olarak belirlenmiştir. Liu *et al.* (2009)'nun kışlık buğday bitkisi (*Triticum aestivum* L.) ile yapmış olduğu çalışmada Pb için BKF değerleri kök, gövde-yaprak ve dane aksamaları için sırasıyla 1,15-1,32; 0,89-1,03; 0,053-0,069 belirlenirken Cd için sırasıyla 13,05-27,6; 7,6-10,42; 0,16-0,17 aralığında değiştiği belirlenmiştir. Kim *et al.* (2009)'in Pb ve Cd ile kirletilmiş topraklar üzerinde *Echinochloa crus-galli* bitkisi ile yapmış oldukları çalışmada Pb ve Cd elementlerinin BKF değerlerinin 0,3 ve 0,4 aralığında değiştiği belirlenmiştir. Malik *et al.* (2010)'in *Parthenium hysterophorus* L., *Amaranthus viridis* L., *Portulaca oleracea* L., *Brachiaria reptans*, *Xanthium stromarium* L., *Solanum nigrum* L. bitkileriyle yapmış oldukları çalışmada bitkilerin kök aksamalarının Pb BKF değerlerinin 1,1 ve 18,5 aralığında değiştiği belirlenmiştir. Zheng *et al.* (2011)'in *Lespedeza chinensis* G. Don ve *Lespedeza davidii* France bitkileri ile yapmış oldukları çalışmada Pb BKF değerlerinin sırasıyla 0,07-0,22 ve 0,07-0,13 aralığında değiştiği belirlenmiştir. Elde edilen verilere göre BKF'nün bitkinin çeşidi ve uygulanan şelatlara bağlı olarak farklılıklar gösterdiği belirlenmiştir. Ayrıca ortamda bulunun kirlilik unsuru elementlerin uzaklaştırılmasında hangi bitki organının daha önemli olabileceğini ortaya koymada da oldukça önemli bir parametre olduğu ifade edilmiştir.

4.3.3. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin bioakümülyasyon faktörü üzerine etkisi

Bioakümülyasyon faktörü toprakta bulunan kirlilik unsuru elementlerin bitkinin toprak üstü organları tarafından alınma derecelerini ortaya koymaya yarayan bir kriter olarak kullanılmaktadır (Mun *et al.* 2008). Toplam (BAF_T) ve elverişli (BAF_E) bioakümülyasyon faktörü bitkinin toprak üstü (gövde ve tohum) aksamalarında biriken metal konsantrasyonunun toprak çözeltisi içerisinde bulunan toplam ve elverişli metal konsantrasyonuna oranı olarak ifade edilmektedir.

Kurşun ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının toplam ve elverişli bioakümülyasyon faktörü üzerine etkileri değerlendirilmiş, doz ve tekrarlamalara bağlı olarak bu faktörlerin farklılıklar gösterdiği belirlenmiştir. Toplam bioakümülyasyon faktörü değerleri kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının tekrarlama ve doz sırasıyla %60, %87, %83; %92, %106, %145; %128, %161, %172 oranlarında artışların olduğu tespit edilmiştir. Elverişli BAF_E değerleri kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarında tekrarlama ve doz sırasıyla %50, %72, %65; %79, %88, %102; %118, %148, %153 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.4).

Kadmiyum ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının toplam ve elverişli bioakümülyasyon faktörleri üzerine etkileri kontrol grubu ile karşılaştırılmıştır. Toplam BAF_T için artış oranları *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının tekrarlama ve doz sırasıyla %140, %190, %283; %123, %155, %203, %200, %278, %346 oranlarında elde edilmiştir. Elverişli BAF_E değerleri'nin artış oranları üzerine *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının etkileri tekrarlama ve doz sırasıyla %143, %186, %261; %137, %157, %200; %205, %287, %335 oranlarında tespit edilmiştir (Çizelge 4.5).

Bor elementi ile kirletilen alanlarda *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının toplam ve değişebilir bioakümülyasyon faktörleri üzerine etkisi kontrol grup ile değerlendirilmiştir. Toplam BAF_T değerleri üzerine *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının etkileri tekrarlama ve doz sırasıyla %36, %51, %42; %25, %53, %2; %40, %75, %31 oranlarında artışlar şeklinde belirlenmiştir. Elverişli BAF_E değerleri üzerine *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının etkileri tekrarlama ve doz sırasıyla %46, %62, %54; %41, %55, %20; %39, %73, %30 oranlarında artışlar olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.6).

Elde edilen sonuçlar ile Pb, Cd ve B kirliliğine sahip alanların temizlenmesinde kolza bitkisinin, uygulanan ajan ve şelatların etkisinin önemli olduğu belirlenmiştir. Topraktaki elementlerin toplam ve elverişli dilimlerine göre yapılan değerlendirmede ise en yüksek BAF_T ve BAF_E değerlerinin elementler bakımından $B > Pb > Cd$ sırasını ve uygulanan ajan ve şelatların etkinliği bakımından ise $EDTA > HA > Bacillus$ M3 sırasını takip ettiği tespit edilmiştir. Bor elementi için yapılan değerlendirmede, kontrol grup için toplam ve elverişli BAF değerleri 23 ve 27 iken, şelat ve ajan uygulamalarına bağlı olarak bu değerlerin 32-79 ve 39-83 aralığında değişim gösterdiği tespit edilmiştir. Kontrol grublarda kurşun elementinin BAF değerleri 4-5 aralığında iken şelat ve ajan uygulamalarına bağlı olarak 6-18 ve 7-19 aralığındaki değerlere ulaşmıştır. Kadmiyum için ise bu değerler B ve Pb'a oranla daha düşük düzeylerde seyretmiş olup, kontrolde 0,4-0,5 aralığında iken uygulamalara bağlı olarak 0,96-3,0 ve 1,24-3,6 aralığındaki değerlere ulaşmıştır. Bu sonuçlara göre B ve Pb elementlerinin önemli bir kısmının bitki kökleri tarafından alınarak bitki toprak üstü aksamına transfer edildiğini göstermiştir. Bu transfer oranlarının yüksek olması ise bitkinin hasat edilebilen kısmı ile bu elementlerin kolay bir şekilde uzaklaştırılacağı anlamına gelmektedir. Sun *et al.* (2008)'un Cd kirliliğine sahip alanlarda *Solanum nigrum* bitkisini kullanarak bir çalışma yapmışlar. Çalışmada sonucunda Cd BAF değeri 8,33 olarak belirlenmiş ve bu bitkinin Cd'u etkin bir şekilde uzaklaştırılabileceği önerilmiştir. Malik *et al.* (2010)'in *Parthenium hysterophorus* L. ve *Amaranthus viridis* L. bitkileri ile yapmış oldukları çalışmada, bitkilerin Pb ve Ni BAF_T değerlerinin 1,3 ile 4,6 aralığında değiştiğini ve bu

bitkilerin Pb ve Ni kirliliği bulunan alanlarda hiperakümülator bitki olarak kullanılabileceğini tespit etmişlerdir. Zhang *et al.* (2010)'ın Cd ve Zn ile kirlenmiş oldukları alanlar üzerinde yetiştirdikleri *P.americanum* x *P.purpureum* bitkisinin BAF değerlerini sırasıyla 5,9 ve 4,4 olarak tespit etmişler ve bu elementler ile kirlenmiş alanlarda bu bitkilerin ekonomik olarak kullanılabileceği önerilmiştir.

4.3.4. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin translokasyon faktörü üzerine etkisi

Translokasyon faktörü bitkilerin kök bölgesinden kök üstü aksamına veya gövde doku kısmından tohum veya meyveye metal transfer etme yetenekleri için kullanılan ve bitkilerin transfer potansiyellerinin değerlendirmesine hizmet eden bir parametredir (Cui *et al.* 2007; Li *et al.* 2008).

Pb kirliliği bulunan alanlarda *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının toplam, gövde ve tohum translokasyon faktörleri üzerine etkisinin önemli olduğu, doz ve tekrarlamalara bağlı olarak farklılıklar gösterdiği tespit edilmiştir. Kök aksamından bitki toprak üstü aksamlarına (tohum ve gövde) elementlerin transferi için kullanılan toplam translokasyon (TLF_{toplam}) faktörü değerleri uygulanan ajan ve şelatörlerin dozlarına ve tekrarlamalarına bağlı olarak kontrol uygulaması ile karşılaştırılmıştır. *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarında tekrarlama ve doz sırasıyla %24, %19, %10; %18, %16, %32; %16, %20, %28 oranlarında düşüşler tespit edilmiştir. Tohum translokasyon faktörü (TLF_{tohum}) değerleri *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının doz ve tekrarlamaları dikkate alınarak kontrol grup ile karşılaştırıldığında %60, %67, %60; %20, %20, %20; %20, %20, %20 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. Gövde translokasyon faktörü ($TLF_{gövde}$) değerleri 1 tekrarlamalı ve 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 uygulamalarında sırasıyla %14 ve %8 oranlarında artışlara neden olurken 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 uygulamasında %2 oranında azalma tespit edilmiştir. HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg)

uygulamalarında ise doz sırasıyla %35, %32, %54; %32, %37, %48 oranlarında azalışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.4).

Cd kirliliği bulunan alanlara *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının toplam, gövde ve tohum translokasyon faktörleri üzerine etkisinin doz ve tekrarlamalara bağlı olarak farklılıklar gösterdiği tespit edilmiştir. Toplam translokasyon faktörü (TLF_T) değerleri *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının doz ve tekrarlamalarına bağlı olarak kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında sırasıyla %55, %61, %54; %17, %17, %17; %20, %20, %20 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. Tohum translokasyon faktörü (TLF_{Tohum}) değerleri kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının doz ve tekrarlamalarına bağlı olarak sırasıyla %50, %60, %50; %16, %16, %16; %22, %22, %22 oranlarında artışlar belirlenmiştir. Gövde translokasyon faktörü ($TLF_{Gövde}$) değerleri kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının doz ve tekrarlamalarına bağlı olarak sırasıyla %56, %61, %56; %18, %18, %18; %18, %18, %18 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.5).

B kirliliği bulunan alanlarda ise toplam translokasyon faktörü değerleri (TLF_T) *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulaması dikkate alınarak kontrol grup ile karşılaştırıldığında sırasıyla %37, %38, %24 oranlarında artışlar belirlenmiştir. HA 500 mg/kg uygulamasında %3 oranında artış belirlenirken, 1000, 2000 HA mg/kg doz uygulamasında %23 ve %49 oranında ve EDTA (3, 6, 12 mmol/kg) doz uygulamalarında sırasıyla %50, %48 ve %60 oranlarında azalışlar tespit edilmiştir. Tohum translokasyon faktörü (TLF_{tohum}) değerleri kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında 1 tekrarlamalı ve 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulaması için sırasıyla %12 ve %5 oranlarında artış olurken, 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasında %19 azalma tespit edilmiştir. HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarında doz sırasıyla %18, %10, %46; %46, %40, %58 oranlarında azalmalar belirlenmiştir. Gövde aksamının TLF değerleri *Bacillus* M3 ajan ve EDTA şelat uygulamalarına bağlı olarak kontrol ile karşılaştırıldığında sırasıyla

%56, %62, %56 oranlarında artışlar ve %55, %58, %62 oranlarında azalışlar tespit edilmiştir. HA uygulamasının 500 mg/kg doz uygulamasında %19 oranında artışlar tespit edilirken, 1000 ve 2000 mg/kg HA uygulamasında sırasıyla %33 ve %52 oranlarında azalışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.6).

Yapılan değerlendirme sonucunda, bitki kök aksamında bulunan Pb, Cd ve B elementlerinin bitkinin tohum ve gövde aksamına transferi bakımından en yüksek TLF değeri gövde, tohum aksamları şeklinde takip etmiştir. Elementlerin etkinliği bakımından B> Pb> Cd sırasını, uygulanan ajan ve şelatların etkinliği bakımından ise EDTA> *Bacillus* M3> HA sırasını takip ettiği belirlenmiştir.

Araştırma sonucunda TLF< 1 olması bitki kökünde bulunan kirlilik unsuru Pb, Cd ve B elementlerinin gövde ve tohum aksamına yüksek bir etkinlikte taşınmadığı veya transfer edilmediğini göstermektedir. Araştırma sonucunda elde edilen veriler bu konuda yapılan pek çok çalışma ile de uyum içinde olmuştur. Machelett *et al.* (1993)'in ıspanak, kereviz, yonca, mısır, turp, soğan, domates, patates ve fasülye bitkileri ile yaptıkları çalışmada Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn elementlerinin TLF değerlerinin sırasıyla 0,4-5,6; 0,1-0,3; 0,1-0,5; 0,1-0,2; 0,2-6,0 aralığında değiştiğini belirlemişlerdir. Kheir *et al.* (2008)'in beş farklı bölgeden aldığı *Thlaspi caeurulescens* bitkisi ile yaptığı çalışmada Pb TLF değerleri 0,2 ile 3 aralığın'da belirlenmiştir. Usman *et al.* (2009)'ın ayçiçeği (*Helianthus annuus*) ve mısır (*Zea mays*) bitkileriyle şelatör (kontrol, EDTA, mikroorganizma, maya) kullanarak yürüttüğü çalışmada uygulanan şelatörlerin sırasıyla Pb TLF değerleri 0,14, 0,69, 0,18, 0,15 ve Cd TLF değerleri 0,38, 0,98, 0,52, 0,40 olarak tespit edilmiştir. Malik *et al.* (2010)'in *Parthenium hysterophorus* L., *Amaranthus viridis* L., *Portulaca oleracea* L., *Brachiaria reptans*, *Xanthium stromarium* L., *Solanum nigrum* L. bitkileriyle yapmış olduğu çalışmada Pb için TLF değerleri 1,1 ile 4,9 arasında belirlenmiştir. Singh *et al.* (2010)'in *Typha sp.*, buğday (*Triticum aestivum*), *Solanum xanthocarpum*, fasülye (*Dolichos lablab*), domates (*Lycopersicum esculentum*), *Parthenium hysterophorus*, *Ricinus communis*, *Croton bonplandianum*, *Datura stramonium*, *Solanum nigrum* ve hardal (*Brassica campestris*) bitkileriyle yapmış oldukları çalışmada Pb elementinin TLF'ün ortalama değerleri 0,82

olarak belirlenmiştir. Zheng *et al.* (2011)'in *Lespedeza chinensis* G. Don ve *Lespedeza davidii* France bitkileri ile yapmış oldukları çalışmada artan Pb TLF değerleri sırasıyla 0,07-0,12 ve 0,11-0,19 aralığında değiştiği belirlenmiştir.

4.3.5. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin fitoekstraksiyon potansiyeli üzerine etkisi

Fitoekstraksiyon potansiyeli (FP), bir hasat döngüsü boyunca 1 ha alandan bitki tarafından alınan toplam kirletici miktarını ifade etmektedir (Kos *et al.* 2003a, Kos *et al.* 2003b). Bu parametre temizlenmesi düşünülen alandaki kirleticinin çeşidine, dozuna göre bir hasat döneminde uzaklaştırılabilen kirleticinin toplam miktarının belirlenmesine ve toprakta arzu edilen düzeylere ulaşması için ihtiyaç duyulan hasat döngüsünün hesaplanmasına hizmet etmektedir.

Kurşun kirliliği bulunan alanlarda *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının fitoekstraksiyon potansiyeli (FP) üzerine etkisi kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının tekrarlama ve doz sırasıyla %60, %100, %80; %81, %106, %94; %118, %147, %118 oranlarında artışlara neden olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.4).

Kadmiyum elementi ile kirlenilen alanlarda fitoekstraksiyon potansiyeli (FP) değerleri üzerine *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının etkisi, ajan ve şelat uygulamalarının doz ve tekrarlamalarına bağlı olarak kontrol grup ile karşılaştırıldığında sırasıyla %85, %115, %146; %100, %73, %93; %56, %69, %94 oranlarında artışlar meydana geldiği tespit edilmiştir (Çizelge 4.5).

Bor ile kirlenilen alanlarda FP değerleri kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 ve EDTA uygulamaları için tekrarlama ve doz sırasıyla %136, %221, %244; %54, %93, %41 oranlarında artışlara neden olmuştur. HA 500 ve 1000 mg/kg

uygulamalarında sırasıyla %112 ve %68 oranlarında artışlara, 2000 mg/kg HA uygulamasında %12 oranında azalışa neden olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.6).

Elde edilen sonuçlar, kolza bitkisinin farklı aksamlarıyla (kök, gövde ve tohum) bir hasat döngüsü süresince hektardan en fazla uzaklaştırılabilen elementlerin B (0,90-5 kg)> Pb (0,1-0,42 kg)> Cd (0,1-0,32 kg) sırasını izlemekte olduğu belirlenmiştir. Uygulanan ajan ve şelatların etkinlik sırası bakımından ise EDTA> HA> *Bacillus* M3 sırasını takip ettiği tespit edilmiştir. Yapılan farklı çalışmalarda da benzer sonuçlar elde edilmiştir. Kos *et al.* (2003)'un kolza (*Brassica napus* var. *napus*), amarant (*Amaranthus* spp.), kenevir (*Cannabis sativa*), keten (*Linum usitatissimum*), kırmızı yonca (*Trifolium pratense*), beyaz yonca (*Trifolium repens*), yonca (*Medicago sativa*), mısır (*Zea mays* cv. Raissa and *Zea mays* cv. Matilda), turp (*Raphanus sativus oleiformis*), beyaz hardal (*Sinapis alba*), sorghum (*Sorghum vulgare*), çin lahanası (*Brassicca rapa* var. *pekinensis*), süpürge darısı (*Arundo donax*) bitkileri ile yapmış olduğu çalışmada EDTA 5 mmol/kg dozunda şelat uygulamasının kurşun FP üzerine etkisi bitki sırasıyla 0,33, 0,79, 5,51, 1,99, 1,39, 0,65, 0,43, 0,94, 1,38, 0,54, 1,32, 0,88, 0,46, 0,54 kg/ha düzeylerinde ve kadmiyum FP değerleri ise bitki sırasıyla 0,01, 0,018, 0,019, 0,049, 0,011, 0,005, 0,015, 0,082, 0,050, 0,016, 0,022, 0,080, 0,011, 0,080 kg/ha olarak tespit edilmiştir. Neugschwandner *et al* (2008)'in mısır (*zea mays*) bitkisi ve farklı dozlarda EDTA (0, 3, 6 ve 9 mg/kg) şelat kullanarak bir çalışma yürütmüşler. Çalışmada kurşun FP değerleri doz sırasıyla 59, 98, 95, 80 g/ha olarak ve kadmiyum FP değerleri doz sırasıyla 3,7, 2,7, 1,7, 1,4 g/ha olarak tespit edilmiştir. Sun *et al.* (2011)'un *Roripra Globosa* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada bitki gelişiminin 3 farklı döneminde 2 farklı doz (0,5 ve 1 g/kg) EDTA uygulaması yapılmış ve bitkinin olgunlaşma döneminde 1 g/kg EDTA doz uygulamasıyla bitkinin Cd fitoekstraksiyon potansiyel (FP) değeri 982,4 µg/saksı olarak bulunmuştur.

4.3.6. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin transfer indeksi üzerine etkisi

Transfer indeksi faktörü köklerden gövdeye metallerin transferinde türler arasındaki etkinliği ortaya koymaya yarayan bir kriter olarak kullanılmaktadır (Paiva *et al.* 2002). Bu kriter bitkinin kök bölgesinden kök üstü aksamına metallerin taşınma kapasitesini ve bitkilerin hiperakümülatörlük özelliklerinin belirlenmesine hizmet etmektedir.

Kurşun ile kirlenilen alanlarda *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının transfer indeksi (TI) üzerine etkisi doz ve tekrarlamalara bağlı olarak farklılıklar göstermiştir. TI için elde edilen sonuçlar kontrol uygulamaları ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 (1 tekrarlama, 2 tekrarlama ve 3 tekrarlama 10^8 cfu/ml) uygulamalarında sırasıyla %2, %3, %3 oranlarında artışlar belirlenirken, HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) doz uygulamalarında sırasıyla %4, %4, %8; %4, %6, %8 oranlarında azalışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.4).

Kadmiyum kirliliği bulunan alanlarda *Bacillus* M3 (1 tekrarlama, 2 tekrarlama ve 3 tekrarlama 10^8 cfu/ml), EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) ve HA (500, 1000, 2000 mg/kg) uygulamalarının transfer indeksi (TI) üzerine etkisi kontrol uygulamaları ile karşılaştırılmıştır. Karşılaştırma sonucunda *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının tekrarlama ve doz sırasıyla %14, %13, %16; %3, %2, %7; %5, %6 ve %9 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.5).

Bor kirliliği bulunan alanlarda *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarına bağlı olarak elde edilen transfer indeksi (TI) değerleri *Bacillus* M3 uygulamasında tekrarlama sırasıyla %3, %5, %5 oranlarında ve HA 500 mg/kg doz uygulamasında %1 oranında artışlar belirlenmiştir. HA 1000 ve 2000 mg/kg doz uygulamalarında %4 ve %8 oranında ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamalarında doz sırasıyla %5, %7 ve %11 oranlarında azalışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.6).

Yapılan değerlendirme sonucunda transfer indeksinin bitki kök aksamında bulunan Pb, Cd ve B elementlerinin bitkinin kök üstü veya hasat edilebilir kısmına transferi bakımından oldukça önemli bir etkiye sahip olduğu gözlenmiştir. Transfer indeksi değeri elementler bakımından B (%85-%94)> Pb (%81-%92)> Cd (%71-%88) sırasını izlediği ve uygulanan ajan ve şelatların etkinlik sırası bakımından ise *Bacillus* M3> EDTA> HA sırasını takip ettiği belirlenmiştir. Araştırma sonucunda TI değerinin %70'in üzerinde bulunması kolza bitkisinin bitki kök aksamından bitkinin hasat edilebilir aksamına yüksek oranda metali transfer edebilme kapasitesine sahip olduğunu göstermektedir. Ayrıca remediasyon tekniğinde hasat edilebilir dilime geçen metal miktarının yüksek olması bu bitkinin remediasyon amacıyla etkin olarak kullanılabilmesine işaret etmektedir. Araştırma sonucunda elde edilen veriler bu konuda yapılan pek çok çalışma ile uyum içindedir. Marchiol *et al.* (2004)'ün kolza (*Brassica napus*), hint hardal (*Brassica juncea*) ve Etiyopya hardalı (*Brassica carinata*) ve turp (*Brassica carinata*) bitkileri ile yapmış oldukları çalışmada Pb ve Cd TI değerleri %15,7, %33,4, %9,27, %21 ve Cd TI %71, %75,2, %57,2, %56,9 olarak bulunmuştur. Gabos *et al.* (2009)'un fasulye (*Phaseolus vulgaris*) bitkisi ile yapmış oldukları çalışmada EDTA'nın tek (0,5 g/kg) ve çoklu (0,25+0,25 g/kg) doz şeklinde şelat uygulamalarının TI değerleri üzerine etkisi sırasıyla %87 ve %98 olarak belirlenirken EDTA uygulaması yapılmayan bitkilerde %78 olarak tespit edilmiştir. Santos *et al.* (2010)'un Zn, Cu, Mn, Pb ve B ile kirletilmiş alandan alınan topraklarda kurulan denemede kenevir (*Hybiscus canabinnus*), hardal (*Brassica juncea*), şalgam (*Raphanus sativus*) ve horoz ibiği (*Amaranthus crentus*) bitkileri ile yapılan çalışmada Pb için en yüksek TI değeri kenevir ve hardal bitkilerinde %99 ve %100 olarak belirlenmiştir. Skorac *et al.* (2010)'in kanola (*Brassica napus* L.) bitkisi ile yapmış oldukları çalışmada farklı dozlarda uygulanan EDTA (2, 4, 8 mmol/kg) şelatına bağlı olarak TI değerleri sırasıyla %53,4, %52,5, %41,6 olarak belirlenmiştir.

4.3.7. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin transfer faktörü üzerine etkisi

Transfer faktör (TF) toprak solusyonunda bulunan metal konsantrasyonlarının bitkinin toprak üstü aksamına transfer edilebilme kapasitesini belirlemek için kullanılan bir parametredir (Lubben and Sauerbeck 1991). Bitkinin kök, gövde ve tohum aksamalarında biriken metal konsantrasyonları toplamının başlangıç toprak konsantrasyonuna ve elverişli toprak konsantrasyonuna oranı şeklinde 2 farklı formül kullanılarak TF_T ve TF_E simgeleri ile değerlendirilmektedir.

Kurşun ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının toplam transfer faktörü (TF_T) ve elverişli transfer faktörü (TF_E) değerleri üzerine etkisi önemli olup doz artışı ve tekrarlamalara bağlı olarak farklılıklar göstermektedirler. TF_T için elde edilen sonuçlar kontrol grup ile karşılaştırıldığında *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarında tekrarlama ve doz sırasıyla %17, %25, %33; %67, %88, %118; %79, %107, %136 oranlarında artışlar elde edilmiştir. TF_E için elde edilen değerler kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında 1 tekrarlamalı ve 2 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml *Bacillus* M3 uygulamasında sırasıyla %1 ve %8 oranlarında artış olurken 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasında %5 oranında azalış elde edilmiştir. HA ve EDTA şelat uygulamalarının kontrole göre tekrarlama ve doz sırasıyla %97, %81, %30 ve %88, %119, %84 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.4).

Kadmiyum kirliliği bulunan alanlara *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının TF_T ve TF_E değerleri üzerine etkileri değerlendirildiğinde. TF_T için elde edilen sonuçlar kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında uygulanan ajan ve şelatların tekrarlama ve dozlarına bağlı olarak sırasıyla %79, %112, %198; %125, %163, %225; %185, %270, %394 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. TF_E için elde edilen sonuçlar kontrol grup ile karşılaştırıldığında uygulanan ajan ve şelatların tekrarlama ve doz sırasıyla %78, %84, %104; %214, %156, %161; %181, %267, %227 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.5)

Bor ile kirletilen alanlarda *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının TF_T ve TF_E değerleri üzerine etkisini kontrol grup ile karşılaştırdığımızda ajan ve şelatların tekrarlama ve dozlarına bağlı olarak sırasıyla %46, %78, %111; %65, %68, %57; %78, %125, %133 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. TF_E için elde edilen değerleri kontrol grup ile ajan ve şelatların tekrarlama ve dozlarına bağlı olarak karşılaştırıldığında sırasıyla %67, %79, %74; %165, %117, %45; %95, %114, %88 oranlarında artışlar belirlenmiştir (Çizelge 4.6).

Pb, Cd ve B elementlerinin toprakta bulunan toplam ve elverişli dilimlerine göre TF_T ve TF_E değerleri belirlenmiştir. Değerlendirme sonucunda element etkinliği açısından B (0,37-0,90 ve 11,54-21,05) > Pb (0,12-0,72 ve 2,81-6,82) > Cd (0,02-0,23 ve 0,38-2,94) sırasını, uygulanan ajan ve şelatların etkinlikleri bakımından HA > *Bacillus* M3 > EDTA sırasını takip ettiği belirlenmiştir. Araştırma sonucunda kirlilik unsuru Pb, Cd ve B elementlerinin topraktaki toplam ve elverişli formda bulunan miktarlarına göre bu oranın arttığı ve elementlerin bitki tarafından alımında ajan ve şelatların büyük rol oynadığı tespit edilmiştir. Bu sonuca göre Pb, Cd ve B elementlerinin etkin olarak bitki üst aksamına taşındığı ve kirlilik unsuru elementlerin yarayışlı dilimi arttıkça kolza bitkisi ile rahatlıkla ortamdan uzaklaştırılabileceği düşünülmektedir. Gabos *et al.* (2009)'un fasulye bitkisinde tek (0,5 g/kg) ve parçalı (0,25+0,25 g/kg) dozlarda EDTA şelat uygulamalarına bağlı olarak TF değerleri sırasıyla 0,23 ve 0,23 olarak belirlenirken, kontrol grubunda 0,15 olarak belirlenmiştir. Benzer şekilde Santos (2005)'un kenevir ve turp bitkileri ile yapmış oldukları çalışmada TF değerleri 0,1 ve 0,3 olarak hesaplanmıştır. 2400 mg/kg Pb uygulanan (EDTA ajan uygulaması yapılan ve yapılmayan) toprak örnekleri üzerinde yetiştirilen mısır bitkisi için TF değeri 0,6 iken artan oranlarda Pb içeren besin solusyonunda yetiştirilen fasulye bitkisinin TF değeri 0,04 olarak bulunmuştur (Pereira *et al.* 2007; Romeiro, 2006). Mun *et al.* (2008)'un farklı dozlarda Pb ve tavuk gübresi uygulanan ortamlarda yetiştirdiği kenevir (*Hibiscus cannabinus* L.) bitkisinin Pb 0 dozunda TF değeri 0,12-0,32 oranında, Pb 100, 200 ve 400 dozlarında TF değerleri 0,006-0,016 arasında değiştiği belirlenmiştir.

4.3.8. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin zenginleştirme faktörü üzerine etkisi

Zenginleştirme faktörü metallerle kirlenmiş topraklar üzerinde yetiştirilen bitkilerin kök, gövde, tohum aksamalarının besin element içeriklerinin kirlenmemiş topraklar üzerinde yetiştirilen bitkilerin kök, gövde, tohum aksamaları besin element içeriklerine oranıdır (Kisku *et al.* 2000). Ayrıca toprak kirliliğinin ve bu kirlilik düzeyinin hangi boyutlarda bitkiye yansıtacağına önemli bir göstergesi olarak kullanılan bir kriterdir. Değerlendirme toprak kirliliğinin (ZF_T) ve bitki kirliliğinin (ZF_B) seviyesi belirlenecek şekilde iki formül kullanılarak hesaplanmaktadır.

Kurşun ile kirlenilen alanlara *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarının ZF_B ve ZF_T üzerine etkileri doz ve tekrarlamalara bağlı olarak farklılıklar göstermektedirler. Bitki zenginleştirme faktörü (ZF_B) için elde edilen sonuçları *Bacillus* M3 (1 tekrarlamaya, 2 tekrarlamaya ve 3 tekrarlamaya 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının tekrarlama ve doz sırasıyla kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında %13, %25, %23; %49, %62 ve %79; %80, %103, %103 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. Toprak zenginleştirme faktörü (ZF_T)'ü *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının tekrarlama ve doz sırasıyla kontrol uygulaması ile karşılaştırıldığında sırasıyla %2, %4, %8; %3, %6, %18; %11, %14 oranında azalışlar olurken HA 2000 mg/kg doz uygulamasında değişim tespit edilmemiştir (Çizelge 4.4).

Kadmiyum kirliliği bulunan alanlarda *Bacillus* M3 (1 tekrarlamaya, 2 tekrarlamaya ve 3 tekrarlamaya 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının ZF_B ve ZF_T değerleri üzerine etkisi kontrol uygulaması ile karşılaştırılmıştır. Karşılaştırma sonucunda ZF_B değerleri *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarında tekrarlama ve doz sırasıyla %73, %106, %177; %104, %129, %172; %171, %241, %303 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. ZF_T için ajan ve şelat uygulamalarının tekrarlama ve doz sırasıyla %3, %3, %7 ;%7, %12 ve %16; %4, %7, %18 oranlarında azalışlara neden olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.5).

Bor kirliliği bulunan alanlarda *Bacillus* M3 (1 tekrarlar, 2 tekrarlar ve 3 tekrarlar 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının ZF_B değerleri üzerine etkisi tekrarlar ve doz artışına bağlı olarak kontrole göre değerlendirildiğinde sırasıyla %42, %70, %92; %53, %47, %30; %73, %98, %89 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. ZF_T için ise bu değerler ajan ve şelat uygulamalarının tekrarlar ve doz sırasıyla sırasıyla %3, %5, %8 ;%6, %12, %16; %3, %12, %19 oranlarında azalışlar şeklinde belirlenmiştir (Çizelge 4.6).

Yapılan çalışmada Pb, Cd ve B elementleri ile kirlilik yaratılan alanlardan alınan toprak örneklerinin ZF_T değerleri element bakımından Cd (17,1-61,4 mg/kg)> B(26,1-43,3 mg/kg)> Pb (8,2-24,6 mg/kg) sırasını, uygulanan ajan ve şelatların bu parametreye sağladığı etkinlik sırası bakımından ise HA> *Bacillus* M3> EDTA sırasını takip ettiği belirlenmiştir. Ancak bu parametrenin bitki zenginleştirme faktörü (ZF_B)'ne yansımaları elementler açısından Cd (10,54-43,13)> Pb (3,10-7,36 mg/kg)> B (1,41-2,97 mg/kg) sırasını, uygulanan ajan ve şelatların bitki için bu parametreye sağladığı etkinlik sırası bakımından ise EDTA> HA> *Bacillus* M3 şeklinde takip ettiği belirlenmiştir.

Bu sonuca göre Pb, Cd ve B elementlerinin toprakta yarattığı kirlilik düzeyinin bitkiye yansımaları, toprakta bulunan bu elementlerin yarayışlı dilimleri yanında bitkinin bu elementlere olan tolerans ve alım mekanizmalarına bağlı olarak değişebilmektedir. Bir bitkinin ZF değeri>1 olduğunda bu bitkinin hiperakümülatör özelliğe sahip olduğu çeşitli kaynaklar tarafından bildirilmiştir (Baker and Brooks 1989; Chaney et al. 1997; Ma et al. 2001; Zhou and Song 2004; Solís-Domínguez et al. 2007; Zhang et al.2008). Singh et al. (2010)'in 11 farklı bitki çeşidi'ni [Buğday (*Triticum aestivum*), domates (*Lycopersicon esculentum*), fasulye (*Dolichos lablab*), hardal (*Brassica campestris*), *Datura stramonium*, *Solanum xanthocarpum*, *Parthenium hysterophorus*, *Ricinus communis*, *Croton bonplandianum*, *Solanum nigrum*] kullanarak bir çalışma yürütmüşler. Çalışmada bitkilerin ZF değerleri buğday (*Triticum aestivum*) bitkisinde Fe (3,40) ~ Mn (3,40)> Cd (3,07)> Zn (1,39)> Pb (0,85)> Cu (0,43) sırasını, hardal (*Brassica campestris*) bitkisinde Cr (2,60)> Zn (2,49)> Pb (0,82)> Ni (0,47)> Cu (0,35)> Mn (0,30) ~ Fe (0,30)> Cd (0,21) sırasını izlediği belirlenmiştir. Gupta et al.

(2008)'nın domates bitkisi ile yapmış oldukları çalışmada toprak ve bitki ZF değerleri sırasıyla Cr (4,58), Fe (2,81), Cd (2,22), Zn (2,15), Mn (2,04), Cu (1,67); Cr (7,58), Fe (2,89), Cd (2,87), Cu (2,46), Zn (2,01), Mn (1,54) şeklinde takip etmektedir.

4.3.9. Farklı doz ve zamanlarda uygulanan şelatörlerin kolza bitkisinin remediasyon zamanı üzerine etkisi

Remediasyon zaman faktörü istenilen toprak derinliğinde bulunan kirletici parametrelerin bitkiler vasıtasıyla istenilen seviyelere düşürülmesinde ihtiyaç duyulan zamanı belirlemede kullanılan parametredir.

Kurşun ile kirletilen alanlarda remediasyon zamanı (RZ) faktörü değerleri üzerine *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml), HA (500, 1000, 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulamalarının tekrarlamalı ve doz artışına bağlı olarak etkisi kontrol uygulaması ile karşılaştırılmıştır. Karşılaştırmada kontrol için 7 hasat dönemine (HD) ihtiyaç duyulurken *Bacillus* M3 uygulamasında tekrarlamalara bağlı olarak 6, 5 ve 5 HD'ne düşmektedir. HA şelat uygulamasının 500 ve 1000 mg/kg doz uygulamalarında 5 HD'ne ve 2000 mg/kg dozunda ise 6 HD'ne ihtiyaç duyulduğu belirlenmiştir. EDTA şelat uygulamasında doz sırasıyla 6, 7 ve 9 HD'ne ihtiyaç duyulduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.4).

Kadmiyum ile kirletilen alanlarda ise *Bacillus* M3 1 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasında 33 HD ne ihtiyaç duyulurken kontrol uygulamasında 62 HD'ne, *Bacillus* M3 2 ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasında 27 HD ve 20 HD'ne ihtiyaç duyulduğu belirlenmiştir. HA şelat uygulamasında kontrole göre daha az remediasyon zamanına ihtiyaç duyulduğu ve kontrol uygulaması için 61 HD gerekirken HA ve EDTA şelat uygulamalarında doz artışına bağlı olarak sırasıyla 24, 27, 24; 25, 25, 24 HD'ne ihtiyaç olduğu tespit edilmiştir (Çizelge 4.5).

Bor ile kirletilen alanlarda kontrol uygulamasında remediasyon zaman faktörü (RZ) için 5 HD'ne ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı, 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan

uygulamasında tekrarlama sırasıyla 3, 2 ve 2 hasat dönemine ihtiyaç duyulmaktadır. HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamalarında kontrol grup için 3 HD'ne gerek duyulurken uygulama şelatlarının doz sırasıyla 2, 3, 5; 4, 5, 6 HD'ne ihtiyaç olduğu belirlenmiştir (Çizelge 4.6).

Yapılan çalışmalarda da benzer sonuçlar elde edilmiştir. Gabos *et al.* (2009)'un 1800 mg Pb/kg ile kirletilen topraklarda fasulye bitkisi ve EDTA şelatını kullanarak çalışma yapmışlar. Çalışmada, kontrol grubunda Pb yi uzaklaştırmak için 39 yıllık RZ gerekli iken şelat uygulaması yapılan grup da RZ'nın 28 yıla düştüğü, böylece EDTA uygulamasıyla 11 yıllık bir kazancın elde edildiği tespit edilmiştir. Huang and Cunnigham (1996)'nın yapmış oldukları çalışmada 2500 mg/kg düzeyinde kirletilmiş bir alan üzerinde mısır bitkisi yetiştirerek bu bitkinin remediasyon etkinliği araştırılmış. Çalışmada, bir yılda 2 defa ürün alındığı takdirde yıllık toplam Pb'nin 530 kg/ha'nın ekstrak edilebileceği ve böylelikle topraktaki Pb'yi istenilen seviyeye düşürmek için 7-8 yıllık bir süreye ihtiyaç olacağı tahmin edilmektedir. Neugschwandtner *et al.* (2008)'in mısır bitkisi ile yapmış olduğu saksı çalışmasında Cd için (1 mg/kg toprak) yaklaşık olarak 260 HD'ne ihtiyaç duyulurken Pb (220 mg/kg toprak) için 300 HD'ne ihtiyaç duyulduğu belirlenmiştir. Zhuang *et al.* (2005)'in *V. Baoshanensis* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada 6,5 ton/ha biokütle üretimiyle toprak Cd konsantrasyonunu 9 mg/kg den 3 mg/kg ye düşürmek için 14 yıllık bir süreye ihtiyaç duyulduğu tahmin edilmektedir. Koopmans *et al.* (2008)'in *Thlaspi caerulescens* bitkisi ile yapmış oldukları çalışmada %100 kirletilmiş topraktan 5 t/ha/yr biokütle üretimiyle Zn ve Cd kirleticilerinin temizliği için sırasıyla 45 ve 11 yıla ihtiyaç olduğu tespit edilmiştir. Zhao *et al.* (2002)'nin *Thlaspi caerulescens* bitkisi ile yapmış olduğu çalışmada 5 ton/ha biokütle üretim olduğu takdirde başlangıç toprağının Cd konsantrasyonunu 20 mg/kg den 3 mg/kg a düşürmek için 21 hasat dönemine ihtiyaç olduğu tespit edilmiştir.

4.4. Pb, Cd ve B Elementlerinin Topraktaki Fraksiyon Dağılımları Üzerine *Bacillus* M3, HA ve EDTA Uygulamalarının Etkisi

Yürütülen denemede 2008 yılında Pb, Cd ve B ile kirletilmiş alanlarda yetiştirilen kolza bitkisine uygulanan farklı ajan ve şelatların topraktaki Pb, Cd ve B elementlerinin fraksiyon dağılımları üzerine etkisi Çizelge 4.7, 4.8 ve 4.9'da verilmiştir.

Yürütülen çalışmada (2008 yılı) deneme parsellerine uygulanan Pb, Cd ve B kirletici elementleri toprakta farklı fraksiyonlarda (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı) tutulmaktadır. Kolza bitkisi ile uzaklaştırılması hedeflenen Pb, Cd ve B kirletici elementlerinin topraktan bitki aksamaları tarafından alınımını artırmak amacıyla *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarına bağlı olarak yapılan ıslah çalışması kirleticilerin toprak fraksiyonları ve ilgili fraksiyonlardaki değişiminin hangi düzeyde olduğunu ortaya koymaktadır

Kurşun ile kirletilen ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) mikroorganizma uygulamasının yapıldığı parsellerin başlangıç toprak Pb değerleri fraksiyon dağılımları (DTPA'da ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) açısından değerlendirdiğinde sırasıyla 0,2, 0,1, 7, 19, 45, 37, 106 ve 241 ppm olarak tespit edilmiştir. Deneme parseline 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin Pb değerleri farklı fraksiyon dağılımları açısından sırasıyla 0,6, 0,5, 17, 49, 77, 63, 119 ve 365 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri fraksiyon dağılımları açısından birbiriyle karşılaştırıldığında sırasıyla %200, %360, %137, %156, %73, %69, %12 ve %52 oranlarında artışlara neden olduğu belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örnekleri kirlilik unsurlarının uygulandığı ancak şelat uygulamasının yapılmadığı kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları açısından artışlar sırasıyla %33, %74, %15, %9, %11, %9 %2 ve %7 oranlarında gerçekleşmiştir.

Çizelge 4.7. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben *Bacillus* M3 uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008)

	Başlangıç	İnkübasyon sonrası	Kontrol	Uygulamalar		
				MO 1	MO2	MO 3
Pb, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,20	0,60	0,40	0,50	0,70	0,80
Suda Çözünebilir	0,10	0,46	0,12	0,11	0,31	0,40
Değişebilir	7,00	16,62	14,19	15,83	16,53	18,30
Karbonat bağlı	19,10	48,81	44,54	43,39	42,46	38,60
Metal oksit bağlı	44,60	76,97	68,66	66,19	65,45	59,50
Organik bağlı	37,20	62,87	57,02	54,29	49,48	48,80
Silikat bağlı	106,40	118,80	116,23	114,96	114,48	112,90
Total	240,82	364,53	337,83	331,08	324,30	312,82
Cd, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	6,90	8,00	5,40	5,60	6,70	8,50
Suda Çözünebilir	0,10	0,90	0,30	0,10	0,50	0,70
Değişebilir	2,30	9,70	6,12	5,96	6,83	8,30
Karbonat bağlı	2,70	28,60	22,62	22,03	21,56	19,60
Metal oksit bağlı	2,40	37,40	33,35	32,15	31,79	28,90
Organik bağlı	3,20	3,60	2,45	2,34	2,13	2,10
Silikat bağlı	7,60	39,60	32,12	31,77	31,64	31,20
Total	22,79	149,18	120,73	117,47	117,61	113,07
B, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,30	0,90	0,40	0,60	0,70	0,70
Suda Çözünebilir	0,30	0,26	0,23	0,22	0,32	0,41
Değişebilir	5,70	10,04	8,31	7,09	7,92	9,20
Karbonat bağlı	14,30	37,27	32,43	31,58	30,91	28,10
Metal oksit bağlı	27,40	48,93	44,54	42,94	42,46	38,60
Organik bağlı	7,50	30,97	28,98	27,59	25,15	24,80
Silikat bağlı	53,40	84,83	81,22	80,34	80,00	78,90
Total	143,84	281,19	259,23	251,35	247,37	238,43

*MO1= 1tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml, *MO2= 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml, *MO3= 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml

Çizelge 4.8. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben EDTA uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008)

	Uygulamalar					
	Başlangıç	İnkübasyon.sonrası	Kontrol	EDTA 1	EDTA 2	EDTA 3
Pb, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,23	0,69	0,46	0,57	0,80	0,92
Suda Çözünebilir	0,10	0,52	0,13	0,12	0,32	0,72
Değişebilir	7,00	18,60	15,64	15,04	14,51	17,30
Karbonat bağlı	19,10	54,65	48,08	47,18	40,55	38,60
Metal oksit bağlı	44,60	86,17	75,66	72,73	70,21	59,50
Organik bağlı	37,20	69,50	62,05	59,65	57,58	48,80
Silikat bağlı	106,40	149,08	134,56	130,01	133,22	112,90
Total	219,63	387,75	344,31	332,66	324,12	284,60
Cd, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	7,88	9,14	6,17	6,40	7,65	9,71
Suda Çözünebilir	0,10	0,90	0,13	0,12	0,52	1,10
Değişebilir	2,30	10,59	6,74	6,48	6,25	8,30
Karbonat bağlı	2,70	29,07	24,92	23,96	23,13	19,60
Metal oksit bağlı	2,40	40,95	36,75	35,33	34,10	28,90
Organik bağlı	3,20	3,88	2,67	2,57	2,48	2,10
Silikat bağlı	7,60	44,83	39,67	38,14	36,82	31,20
Total	18,75	133,40	113,58	109,19	105,82	93,43
B, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,36	1,08	0,48	0,72	0,84	0,84
Suda Çözünebilir	0,30	0,52	0,25	0,24	0,54	0,80
Değişebilir	5,70	11,24	9,16	8,10	8,50	9,20
Karbonat bağlı	14,30	41,73	35,73	34,35	33,16	28,10
Metal oksit bağlı	27,40	54,77	49,08	47,18	45,55	38,60
Organik bağlı	7,50	34,23	31,53	29,32	26,26	24,80
Silikat bağlı	53,40	106,45	95,32	94,45	80,10	78,10
Total	111,25	255,01	226,47	218,86	198,84	183,98

* EDTA1= 3mmol/kg, * EDTA2= 6 mmol/kg, * EDTA3= 12 mmol/kg

Çizelge 4.9. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben humik asit uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008)

	Başlangıç	İnkübasyon sonrası	Kontrol	Uygulamalar		
				HA 1	HA2	HA 3
Pb, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,22	0,66	0,44	0,55	0,77	0,22
Suda Çözünebilir	0,10	0,48	0,13	0,25	0,44	0,10
Değişebilir	7,00	17,31	15,64	10,14	13,96	7,00
Karbonat bağlı	19,10	50,84	46,10	44,38	40,82	19,10
Metal oksit bağlı	44,60	80,17	75,68	68,41	67,54	44,60
Organik bağlı	37,20	64,66	60,07	56,11	55,40	37,20
Silikat bağlı	106,40	138,70	130,60	125,81	110,16	106,40
Total	240,82	395,56	368,67	342,71	323,85	240,82
Cd, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	7,01	8,13	5,49	5,69	6,81	7,01
Suda Çözünebilir	0,10	0,84	0,13	0,11	0,16	0,10
Değişebilir	2,30	9,86	6,74	5,09	6,02	2,30
Karbonat bağlı	2,70	27,04	24,93	22,54	22,25	2,70
Metal oksit bağlı	2,40	38,10	36,76	33,23	32,81	2,40
Organik bağlı	3,20	3,61	2,67	2,41	2,38	3,20
Silikat bağlı	7,60	41,71	39,68	35,87	32,42	7,60
Total	22,79	150,86	138,11	123,60	119,58	22,79
B, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,33	1,00	0,45	0,67	0,78	0,33
Suda Çözünebilir	0,30	0,48	0,25	0,12	0,23	0,30
Değişebilir	5,70	10,46	9,16	5,28	6,17	5,70
Karbonat bağlı	14,30	38,82	35,74	32,31	31,90	14,30
Metal oksit bağlı	27,40	50,96	49,10	44,38	43,82	27,40
Organik bağlı	7,50	31,85	29,54	28,52	25,15	7,50
Silikat bağlı	53,40	99,04	90,35	90,72	80,56	53,40
Total	143,84	306,77	283,64	266,66	248,79	143,84

*HA1= 500 mg/kg, *HA2= 1000, *HA3= 2000mg/kg

Bacillus M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) mikroorganizma uygulamasının yapıldığı parsellerin toprak Pb değerleri inkübasyon sonrası toprak örneklerinin Pb değerleri ile fraksiyon dağılımları (DTPA'da ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) açısından değerlendirilmiştir. Değerlendirmede 1 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %17, %76, %5, %11, %14, %14, %3 ve %9 oranlarında artış, 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %17 düzeyinde azalış diğer fraksiyonlarında %33, %1, %13, %15, %21, %4 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasının yapıldığı örneklerin DTPA ekstrakte edilebilir ve değişebilir fraksiyonlarında %33 ve %10 oranlarında azalışlar diğer fraksiyonlarda %13, %21, %23, %5 ve %14 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.7).

Kurşun ile kirletilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulamasının yapıldığı parsellerin başlangıç toprak Pb değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) açısından sırasıyla 0,2, 0,1, 7, 19, 45, 37, 106 ve 219 ppm olarak tespit edilmiştir. Deneme parseline 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin Pb değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 0,7, 0,5, 18,6, 54,7, 86, 69,5, 149 ve 388 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri birbirleriyle karşılaştırıldıklarında fraksiyon dağılımları sırasıyla %200, %420, %165, %186, %93, %87, %40 ve %77 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örnekleri kontrol grubu ile fraksiyon dağılımları açısından karşılaştırıldığında sırasıyla %33, %75, %16, %12, %12, %11, %10 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Pb değerleri EDTA şelat uygulamasının yapıldığı parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri ile karşılaştırıldığında 3 mmol/kg EDTA doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %17, %77, %19, %14, %16, %14, %13 ve %14 oranlarında artışlar, 6 mmol/kg EDTA uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %16 azalış ve diğer fraksiyon

dağılımlarında sırasıyla %39, %22, %19, %17, %11 ve %16 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 12 mmol/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon ve değişebilir formlarında %33 ve %39 oranlarında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %7, %29, %31, %30, %24 ve %27 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.8).

Kurşun ile kirletilen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) şelat uygulaması yapılan parsellerin başlangıç toprak Pb değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) açısından sırasıyla 0,2, 0,1, 7, 19, 45, 37, 106, 240 ppm olarak tespit edilmiştir. Deneme parseline 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinde yapılan sıralı ekstraksiyon analizin'de farklı fraksiyon dağılımlarında tutulan Pb değerleri sırasıyla 0,7, 0,5, 17, 51, 80, 64, 138 ve 396 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri birbirleriyle karşılaştırıldıklarında fraksiyon dağılımları sırasıyla %200, %380, %147, %166, %80, %30 ve %64 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %73, %10, %9, %6, %7, %6 ve %7 oranlarında artışlar gerçekleşmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri HA uygulamasının yapıldığı parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri ile fraksiyon dağılımları açısından karşılaştırılmıştır. HA uygulamasının 500 mg/kg dozunda fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %17, %48, %41, %13, %15, %13, %9 ve %13 oranlarında artışlar, 1000 mg/kg HA uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %17 azalış diğer fraksiyonlarında sırasıyla %8, %19, %20, %16, %14, %21 ve %18 oranlarında artışlar belirlenmiştir. 2000 mg/kg HA uygulamasında ise fraksiyon dağılımları sırasıyla %67, %79, %59, %62, %44, %43, %23 ve %39 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.9).

Kadmiyum kirliliği bulunan ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulaması yapılan parsellerin başlangıç toprağına ait Cd değerleri bitkiye yarayışlı fraksiyonlar (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda

çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) açısından sırasıyla 7, 0,1, 2,3, 2,7, 2,4, 3,2 ve 7,6 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda bitkiye yarayışlı formlarda tutulan Cd değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 8, 1, 10, 29, 37, 4 ve 40 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %16, %800, %321, %959, %1458, %13, %421 ve %555 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Cd değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %67, %37, %21, %11, %32 ve %19 artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Cd değerleri *Bacillus* M3 ajan uygulamasının yapıldığı parsellerden alınan toprak Cd değerleri ile karşılaştırıldığında 1 ve 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulaması sonucunda fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %89, %39, %23, %14, %35, %20, %21; %16, %44, %30, %25, %15, %41, %20, %21 oranlarında artışlar belirlenmiştir. *Bacillus* M3 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %6 oranında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %14, %32, %23, %42, %21 ve %24 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.7).

Kadmiyum ile kirletilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulaması yapılan parsellerin başlangıç toprağı Cd değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 8, 0,1, 2,3, 2,7, 2,4, 3,2, 7,6 ve 19 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin Cd değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 9, 1, 11, 29, 4, 45 ve 133 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası toprak kadmiyum değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %16, %800, %360, %976, %1606, %21, %490 ve %612 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. Toprak örneklerinin inkübasyon sonrası Cd değerleri kontrol grubu Cd değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %86, %36, %14, %10, %31, %12 ve %15 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerlerini EDTA şelat uygulaması yapılan parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd

değerleri ile karşılaştırıldığında 3 ve 6 mmol/kg EDTA doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %87, %39, %18, %14, %34, %15, %18; %16, %42, %41, %20, %17, %36, %18, %21 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 12 mmol/kg doz uygulaması yapılan parsellerden alınan toprak örneklerinin DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon ve değişebilir formlarında %6 ve %22 oranlarında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %33, %29, %46, %30 ve %30 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.8).

Cd ile kirlenilen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) şelat uygulaması yapılan parsellerin başlangıç toprağına ait Cd değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 7, 0,1, 2,3, 2,7, 2,4, 3,2, 8 ve 23 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin Cd değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 8, 0,8, 10, 27, 38, 4, 42 ve 151 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %16, %740, %329, %902, %1487, %13, %449 ve %562 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerleri kontrol grubu Cd değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %85, %32, %8, %4, %26, %5 ve %9 oranlarında artışlar belirlenmiştir. Toprak örneklerinin inkübasyon sonrası Cd değerleri HA şelat uygulaması yapılan gruba karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %87, %48, %17, %13, %33, %14, %18; %16, %81, %39, %18, %14, %34, %22, %21; %14, %88, %77, %90, %11, %82, %85 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.9).

Bor ile kirlenilen ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulamasının yapıldığı parsellerin başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla %0,3, %0,3, %5,7, %14,3, %27,4, %7,5, %53,4 ve %144 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin B değerleri

fraksiyon dağılımları sırasıyla %1, %0,3, %10, %37, %49, %31, %85 ve %281 ppm olarak tespit edilmiştir. Deneme parsellerinden alınan başlangıç ve inkübasyon sonrası toprak örneklerinin B değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında suda çözünebilir oranlarında %13 azalma diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %200, %76, %160, %79, %313, %59 ve %96 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri kontrol grubu B değerleri ile karşılaştırıldığında sırasıyla %56, %12, %17, %13, %9, %6, %4 ve %8 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulaması yapılan parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri ile karşılaştırılmıştır. *Bacillus* M3 1 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulaması yapılan parsellerden alınan örneklerin B değerlerinde fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %15, %29, %15, %12, %11, %5 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. *Bacillus* M3 2 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulama yapılan parsellerin B değerlerinde suda çözünebilir formunda %23 azalma olurken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %21, %17, %13, %19, %6 ve %12 oranlarında artış belirlenmiştir. *Bacillus* M3 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının suda çözünebilir formunda %6 oranında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımların'da sırasıyla %22, %8, %25, %21, %20, %7 ve %15 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.7).

Bor ile kirletilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değışebilir, karbonat bağılı, metal oksit bağılı, organik bağılı, silikat bağılı ve toplam) sırasıyla 0,4, 1,3, 6, 14, 27, 53 ve 111 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin B değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 1, 0,5, 11, 41, 55, 34, 106 ve 255 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %200, %73, %97, %192, %100, %356, %99 ve %129 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin B değerleri kontrol grubu B değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %56, %52, %19, %12, %10, %8, %11 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası alınan toprak

örneklerinin B değerleri EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulaması yapılan grup ile karşılaştırılmıştır. Karşılaştırmada 3 mmol/kg EDTA doz uygulaması yapılan parselin B değerlerinde fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %54, %28, %17, %14, %14, %11 ve %12 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri EDTA 6 mmol/kg doz uygulaması ile karşılaştırıldığında suda çözünebilir fraksiyonunda %4 azalma tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %24, %21, %17, %23, %25 ve %22 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 12 mmol/kg doz uygulaması değişebilir fraksiyon ile karşılaştırıldığında %54 oranında azalma diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %18, %33, %30, %28, %27 ve %28 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.8).

B ile kirletilen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) şelat uygulaması yapılan parselin başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,3, 0,3, 6, 14, 27, 8, 53 ve 144 ppm olarak tespit edilmiştir. Deneme parseline 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin B değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 1, 0,5, 11, 39, 51, 32, 99 ve 306 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında, inkübasyon sonrası topraklarda fraksiyon dağılımları sırasıyla %203, %60, %84, %172, %86, %325, %86 ve %113 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %55, %48, %12, %8, %4, %7, %9 ve %8 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerlerini HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulamasının yapıldığı parsellerden alınan toprak örnekleri B değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %75, %50, %17, %13, %10.5, %8, %13; %22, %52, %41, %18, %14, %21, %19, %19; %67, %38, %46, %63, %46, %76.5, %46, %53 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.9).

Yürütülen denemede 2009 yılında Pb, Cd ve B ile kirletilmiş alanlarda yetiştirilen kolza bitkisine uygulanan farklı ajan ve şelatlarla bağlı olarak topraktaki Pb, Cd ve B elementlerinin fraksiyon dağılımları Çizelge 4.10, 4.11 ve 4.12’de verilmiştir

Yürütülen çalışmada (2009 yılı) deneme parsellerine uygulanan Pb, Cd ve B kirletici elementleri toprakta farklı fraksiyonlarda (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı) tutulmaktadır. Kolza bitkisi ile uzaklaştırılması hedeflenen Pb, Cd ve B kirletici elementlerinin topraktan bitki aksamaları tarafından alınımını artırmak amacıyla *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarına bağlı olarak yapılan ıslah çalışması kirleticilerin toprak fraksiyonları ve ilgili fraksiyonlardaki değişiminin hangi düzeyde olduğunu ortaya koymaktadır

Çizelge 4.10. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben mikroorganizma uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2009 yılı)

	Başlangıç	İnkübasyon sonrası	Kontrol	Uygulamalar		
				MO1	MO2	MO3
Pb, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,23	0,69	0,46	0,57	0,80	0,91
Suda Çözünebilir	0,11	0,53	0,13	0,13	0,35	0,46
Değişebilir	8,00	18,99	16,22	18,08	18,89	20,91
Karbonat bağlı	21,82	55,77	50,89	49,57	48,51	44,10
Metal oksit bağlı	50,96	87,94	78,45	75,62	74,78	67,98
Organik bağlı	42,50	71,83	65,15	62,02	56,54	55,76
Silikat bağlı	121,57	135,73	132,79	131,34	130,80	128,99
Total	275,15	416,48	385,99	378,27	370,52	357,41
Cd, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	2,36	9,22	6,23	6,46	7,73	9,80
Suda Çözünebilir	0,12	1,04	0,35	0,12	0,58	0,81
Değişebilir	2,65	11,18	7,05	6,87	7,87	9,57
Karbonat bağlı	3,11	32,98	26,08	25,40	24,86	22,60
Metal oksit bağlı	2,77	43,12	38,45	37,07	36,65	33,32
Organik bağlı	3,69	4,15	2,83	2,69	2,46	2,42
Silikat bağlı	8,76	45,66	37,03	36,63	36,48	35,97
Total	26,27	172,00	139,21	135,45	135,60	130,36
B, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,34	1,01	0,45	0,68	0,79	0,79
Suda Çözünebilir	0,34	0,29	0,26	0,25	0,36	0,46
Değişebilir	6,41	11,30	9,35	7,98	8,91	10,35
Karbonat bağlı	16,09	41,94	36,49	35,54	34,78	31,62
Metal oksit bağlı	30,83	55,06	50,13	48,32	47,78	43,44
Organik bağlı	8,44	34,85	32,61	31,04	28,30	27,91
Silikat bağlı	60,09	95,46	91,40	90,41	90,03	88,79
Total	161,87	316,43	291,71	282,85	278,37	268,30

*MO1= 1 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml, *MO2= 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml, *MO3= 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml

Çizelge 4.11. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben EDTA uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2009 yılı)

	Başlangıç	İnkübasyon sonrası	Uygulamalar			
			Kontrol	EDTA 1	EDTA 2	EDTA 3
Pb, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,31	0,93	0,62	0,77	1,08	1,23
Suda Çöz.	0,13	0,69	0,17	0,16	0,43	0,97
Değişebilir	9,40	24,97	21,00	20,19	19,49	23,23
Karbonat bağlı	25,64	73,36	64,55	63,35	54,44	51,82
Metal oksit bağlı	59,88	115,68	101,57	97,65	94,26	79,88
Organik bağlı	49,94	93,31	83,31	80,09	77,31	65,52
Silikat bağlı	142,85	200,14	180,65	174,54	178,85	151,57
Total	294,86	520,56	462,25	446,61	435,14	382,08
Cd, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	2,36	12,02	8,11	8,41	10,06	12,77
Suda Çöz.	0,13	1,19	0,17	0,16	0,68	1,45
Değişebilir	3,03	13,93	8,86	8,52	8,23	10,92
Karbonat bağlı	3,55	38,23	32,78	31,51	30,42	25,78
Metal oksit bağlı	3,16	53,86	48,33	46,47	44,85	38,01
Organik bağlı	4,21	5,10	3,51	3,38	3,26	2,76
Silikat bağlı	10,00	58,96	52,18	50,16	48,42	41,04
Total	24,66	175,46	149,40	143,62	139,18	122,88
B, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,48	1,43	0,63	0,95	1,11	1,11
Suda Çöz.	0,40	0,68	0,34	0,32	0,71	1,06
Değişebilir	7,55	14,90	12,13	10,74	11,26	12,19
Karbonat bağlı	18,95	55,30	47,35	45,52	43,94	37,24
Metal oksit bağlı	36,31	72,59	65,05	62,53	60,36	51,16
Organik bağlı	9,94	45,37	41,79	38,85	34,81	32,87
Silikat bağlı	70,77	141,08	126,33	125,17	106,16	103,51
Total	147,44	337,97	300,15	290,05	263,52	243,83

*EDTA1= 3mmol/kg, *EDTA2= 6 mmol/kg, *EDTA3= 12 mmol/kg

Çizelge 4.12. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben humik asit uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2009 yılı)

	Başlangıç	İnkübasyon sonrası	Kontrol	Uygulamalar		
				HA 1	HA 2	HA 3
Pb, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,31	0,92	0,61	0,76	1,07	1,22
Suda Çözünebilir	0,14	0,66	0,18	0,35	0,60	0,83
Değişebilir	9,68	23,93	21,63	14,02	19,30	22,54
Karbonat bağlı	26,41	70,29	63,73	61,36	56,43	53,37
Metal oksit bağlı	61,66	110,83	104,63	94,58	93,38	82,26
Organik bağlı	51,43	89,40	83,05	77,57	76,59	67,47
Silikat bağlı	147,10	191,76	180,56	173,94	152,30	156,09
Total	332,95	546,88	509,69	473,81	447,73	429,69
Cd, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	2,52	9,88	6,67	6,92	8,28	10,50
Suda Çözünebilir	0,12	1,02	0,15	0,14	0,20	1,09
Değişebilir	2,80	11,98	8,19	6,19	7,31	11,30
Karbonat bağlı	3,28	32,87	30,30	27,39	27,04	23,82
Metal oksit bağlı	2,92	46,30	44,67	40,38	39,87	35,12
Organik bağlı	3,89	4,38	3,25	2,93	2,90	2,55
Silikat bağlı	9,24	50,69	48,23	43,60	39,40	37,92
Total	27,69	183,34	167,84	150,21	145,33	139,22
B, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,48	1,43	0,63	0,95	1,11	1,11
Suda Çözünebilir	0,43	0,69	0,36	0,18	0,32	0,57
Değişebilir	8,12	14,90	13,05	7,52	8,80	11,69
Karbonat bağlı	20,38	55,33	50,94	46,05	45,46	40,05
Metal oksit bağlı	39,05	72,64	69,98	63,26	62,45	55,02
Organik bağlı	10,69	45,40	42,11	40,64	35,85	35,35
Silikat bağlı	76,11	141,16	128,78	129,30	114,83	112,46
Total	205,02	437,24	404,28	380,07	354,60	337,92

*HA1= 500 mg/kg, *HA2= 1000 mg/kg, *HA3= 2000 mg/kg

Kurşun ile kirlenilen ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulaması yapılan parselin başlangıç toprağı Pb değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değışebilir, karbonat bağı, metal oksit bağı, organik bağı, silikat bağı ve toplam) sırasıyla 0,2, 0,1, 8, 22, 51, 43, 122 ve 275 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin Pb değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 0,7, 0,5, 19, 56, 88, 72, 135 ve 416 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında %200, %382, %137, %156, %73, %69, %12 ve %51 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Pb değerleri kontrol grubu Pb değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %76, %15, %9, %11, %9, %2 ve %7 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri *Bacillus* M3 ajan uygulamasının yapıldığı parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri ile fraksiyon dağılımları açısından değerlendirilmiştir. *Bacillus* M3 1 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %17, %76, %5, %11, %14, %13.7, %3 ve %9 oranlarında artışlar, 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulaması yapılan parsellerden alınan örneklerin DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %16 azalış tespit edilirken diğer fraksiyonlarında %34, %0,5, %13, %15, %21, %4 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. *Bacillus* M3 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonu ve değışebilir fraksiyonlarında %32 ve %10 oranlarında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyonlarında sırasıyla %13, %21, %23, %22, %5 ve %14 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.10).

Kurşun ile kirlenilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı Pb değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değışebilir, karbonat bağı, metal oksit bağı, organik bağı, silikat bağı ve toplam) sırasıyla 0,3, 0,1, 9, 26, 60, 50, 143 ve 295 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda mevcut formlarda tutulan Pb değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 0,9, 0,7, 25, 74, 116, 93, 200 ve 520 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden

alınan toprak örneklerinin Pb değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %200, %430, %165, %186, %93, %87, %40 ve %76 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri kontrol grubu Pb değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %75, %16, %12, %11, %10 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri EDTA uygulaması yapılan grup ile fraksiyon dağılımları açısından karşılaştırılmıştır. EDTA 3 mmol/kg doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %17, %77, %19, %14, %16, %14, %13 ve %14 oranlarında artışlar, EDTA 6 mmol/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %16 azalma tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %38, %22, %26, %19, %17, %11 ve %16 oranlarında artışlar ve EDTA 12 mmol/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonu ve suda çözünebilir fraksiyonlarında %32 ve %41 oranlarında azalışlar diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %7, %29, %31, %30, %24 ve %27 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.11).

Kurşun ile kirlenen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulaması yapılan parselin başlangıç toprağı Pb değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,3, 0,2, 10, 26, 62, 51, 147 ve 333 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta tutulan Pb değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 0,9, 0,7, 24, 70, 110, 89,192 ve 545 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %197, %371, %147, %166, %80, %74, %30 ve %64 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Pb değerleri kontrol grubu Pb değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %34, %73, %10, %9, %6, %7, %6 ve %7 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri HA uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında, 500 mg/kg HA doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %17, %47, %41, %13, %15, %13, %9 ve %13 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. HA 1000 mg/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %16 azalış tespit edilirken diğer fraksiyonlarında

sırasıyla %9, %19, %20, %16, %14, %21 ve %18 oranlarında artışlar belirlenmiştir. HA 2000 mg/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonu ve suda çözünebilir fraksiyonlarında %33 ve %26 oranlarında azalışlar, diğer fraksiyonlarında sırasıyla %6, %24, %26, %19 ve %21 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.12).

Kadmiyum ile kirletilen ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulaması yapılan parselin başlangıç toprağı Cd değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değışebilir, karbonat bağı, metal oksit bağı, organik bağı, silikat bağı ve toplam) sırasıyla 2,2, 0,1, 2,7, 3, 2,8, 4, 9 ve 26 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda alınan toprak örneklerinin Cd değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 9, 1, 11, 33, 43, 4, 46 ve 172 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %321, %766, %321, %960, %1456, %13, %421 ve %555 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerleri kontrol grubu Cd değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %66, %37, %21, %11, %32, %19 ve %19 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Cd değerleri *Bacillus* M3 ajan uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında 1 tekrarlamalı ve 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamalarında fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %89, %39, %23, %14, %35, %20, %21; %16, %44, %30, %15, %41, %20, %21 oranlarında artışlar belirlenmiştir. *Bacillus* M3 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %6 oranında azalma diğer fraksiyonlarında sırasıyla %22, %14, %32, %23, %42, %21 ve %24 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.10).

Kadmiyum ile kirletilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı Cd değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değışebilir, karbonat bağı, metal oksit bağı, organik bağı, silikat bağı ve toplam) sırasıyla 10, 0,1, 3, 3,6, 3, 4, 10 ve 25 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta Cd

değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 12, 1, 14, 38, 54, 5, 59 ve 175 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %16, %815, %359, %976, %1604, %21, %489 ve %611 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Cd değerleri kontrol grubu Cd değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %86, %36, %14, %10, %31, %12 ve %15 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Cd değerleri EDTA 3 ve 6 mmol/kg doz uygulamaları yapılan grup ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %87, %39, %18, %14, %34, %15, %18; %16, %43, %41, %20, %17, %36, %18, %21 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 12 mmol/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonu ve suda çözünebilir fraksiyonlarında %6 ve %22 oranlarında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyonlarında sırasıyla %22, %33, %29, %46, %30 ve %30 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.11).

Kadmiyum ile kirletilen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulaması yapılan parselin başlangıç toprağı, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) açısından değerlendirildiğinde toprakta tutulan Cd değerleri sırasıyla 9, 0,1, 2,8, 3,2, 2,9, 3,9, 9,2 ve 28 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin mevcut fraksiyonlarında tutulan Cd değerleri sırasıyla 10, 1, 12, 33, 46, 4, 51 ve 183 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %16, %750, %327, %902, %1485, %13, %448 ve %562 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %86, %48, %17, %13, %33, %14 ve %18 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Cd değerleri HA 500 ve 1000 mg/kg uygulaması yapılan grup ile fraksiyon dağılımları açısından değerlendirildiğinde sırasıyla %30, %86, %48, %17, %13, %33, %14, %18; %16, %80, %39, %18, %14, %22 ve %21 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. HA 2000 mg/kg doz

uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon ve suda çözünebilir fraksiyonlarında %6 ve %7 oranlarında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyonlarında sırasıyla %6, %28, %24, %42, %25 ve %24 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.12).

Bor ile kirletilen ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulaması yapılan parselin başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,3, 0,3, 6, 16, 31, 8, 60 ve 162 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta tutulan B değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 1, 0,3, 11, 42, 55, 35, 95 ve 316 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında suda çözünebilir fraksiyonda %15 oranında azalma olurken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %233, %77, %161, %79, %313, %59 ve %95 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri kontrol grubu B değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %55, %10, %17, %13, %9, %6, %4 ve %8 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri *Bacillus* M3 ajan uygulaması yapılan grup ile fraksiyon dağılımları açısından karşılaştırıldığında 1 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasında sırasıyla %33, %14, %29, %15, %12, %11, %5 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. *Bacillus* M3 2 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının suda çözünebilir fraksiyonunda %24 azalma olurken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %21, %17, %13, %19, %6 ve %12 artış ve 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 uygulamasının suda çözünebilir fraksiyonunda %59 oranında azalma tespit edilirken diğer fraksiyonlarında sırasıyla %22, %8, %25, %21, %20, %7 ve %15 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.10).

Bor ile kirletilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,5, 0,4, 8, 19, 36, 10, 71 ve 147 ppm olarak tespit

edilmiştir. 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda B değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 1,4, 0,7, 15, 55, 73, 45, 141 ve 337 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %198, %70, %97, %192, %100, %356, %99 ve %129 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin B değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %56, %50, %19, %14, %10, %8, %10.5 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin B değerleri EDTA uygulaması yapılan grubun B değerleri ile karşılaştırılmıştır. EDTA 3 mmol/kg doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %34, %53, %28, %14, %14, %11 ve %14 oranlarında, EDTA 6 mmol/kg doz uygulaması suda çözünebilir fraksiyon ile karşılaştırıldığında %4,4 azalma tespit edilirken diğer fraksiyonlarda sırasıyla %22, %24, %21, %17, %23, %25 ve %22 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 12 mmol/kg doz uygulaması suda çözünebilir fraksiyon ile karşılaştırıldığında %56 oranında azalma tespit edilmiş ve diğer fraksiyonlarında ise sırasıyla %22, %18, %33, %30, %28, %27 ve %28 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.11).

Bor ile kirletilen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,5, 0,4, 8, 20, 39, 10.7, 76 ve 205 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut fraksiyonlarda tutulan B değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 1,4, 0,7, 15, 55, 72.64, 45, 141 ve 437 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %198, %61, %84, %172, %86, %324, %86 ve %113 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri kontrol grubu B değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %56, %48, %12, %8, %4, %7, %9 ve %8 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin B değerleri HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulaması yapılan grup ile fraksiyon dağılımları açısından değerlendirildiğinde doz uygulamaları sırasıyla %34,

%74, %50, %17, %13, %11, %8; %13; %22, %54, %41, %18, %14, %21, %18,7, %18,9; %22, %17, %22, %28, %24, %22, %20, %22 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.12).

Yapılan denememde Pb, Cd ve B ile kirletilmiş alanlarda yetiştirilen kolza bitkisine uygulanan farklı ajan ve şelatlarla bağlı olarak topraktaki Pb, Cd ve B elementlerinin 2008-2009 yıllarına ait toprak element değerleri ortalamasının fraksiyon dağılımları Çizelge 4.13, 4.14 ve 4.15’de verilmiştir.

Yürütülen çalışmada (2008-2009 yıllarında) deneme parsellerine uygulanan Pb, Cd ve B kirletici elementleri toprakta farklı fraksiyonlarda (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı) tutulmaktadır. Kolza bitkisi ile uzaklaştırılması hedeflenen Pb, Cd ve B kirletici elementlerinin topraktan bitki aksamı tarafından alınımını artırmak amacıyla *Bacillus* M3, EDTA ve HA uygulamalarına bağlı olarak yapılan ıslah çalışması kirleticilerin toprak fraksiyonları ve ilgili fraksiyonlardaki değişiminin hangi düzeyde olduğunu ortaya koymaktadır

Çizelge 4.13. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben mikroorganizma uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008 ve 2009 yılları ortalaması)

	Başlangıç	İnkübasyon sonrası	Kontrol	Uygulamalar		
				Mikro 1	Mikro2	Mikro 3
				Pb, mg/kg		
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,21	0,64	0,43	0,54	0,75	0,86
Suda Çözünebilir	0,11	0,49	0,12	0,12	0,33	0,43
Değişebilir	7,50	17,80	15,21	16,95	17,71	19,60
Karbonat bağlı	20,46	52,29	47,72	46,48	45,49	41,35
Metal oksit bağlı	47,78	82,46	73,56	70,90	70,11	63,74
Organik bağlı	39,85	67,35	61,09	58,15	53,01	52,28
Silikat bağlı	113,98	127,27	124,51	123,15	122,64	120,95
Total	257,99	390,51	361,91	354,68	347,41	335,12
				Cd, mg/kg		
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	4,55	8,61	5,81	6,03	7,21	9,15
Suda Çözünebilir	0,11	0,97	0,32	0,11	0,54	0,75
Değişebilir	2,48	10,44	6,58	6,41	7,35	8,93
Karbonat bağlı	2,91	30,79	24,35	23,72	23,21	21,10
Metal oksit bağlı	2,58	40,26	35,90	34,61	34,22	31,11
Organik bağlı	3,44	3,88	2,64	2,51	2,29	2,26
Silikat bağlı	8,18	42,63	34,58	34,20	34,06	33,59
Total	24,53	160,59	129,97	126,46	126,60	121,71
				B, mg/kg		
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,32	0,96	0,43	0,64	0,74	0,74
Suda Çözünebilir	0,32	0,28	0,25	0,24	0,34	0,44
Değişebilir	6,06	10,67	8,83	7,54	8,42	9,78
Karbonat bağlı	15,20	39,61	34,46	33,56	32,85	29,86
Metal oksit bağlı	29,12	52,00	47,34	45,63	45,12	41,02
Organik bağlı	7,97	32,91	30,80	29,32	26,72	26,35
Silikat bağlı	56,75	90,14	86,31	85,37	85,02	83,84
Total	152,85	298,81	275,47	267,10	262,87	253,36

*Mikro1= 1 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10⁸ cfu/ml, *Mikro2= 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10⁸ cfu/ml, *Mikro3= 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10⁸ cfu/ml

Çizelge 4.14. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben EDTA uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008 ve 2009 yılları ortalaması)

	Uygulamalar					
	Başlangıç	İnkübasyon sonrası	Kontrol	EDTA 1	EDTA2	EDTA3
Pb, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,27	0,81	0,54	0,67	0,94	1,08
Suda Çözünebilir	0,12	0,61	0,15	0,14	0,37	0,84
Değişebilir	8,20	21,79	18,32	17,61	17,00	20,26
Karbonat bağlı	22,37	64,00	56,32	55,27	47,49	45,21
Metal oksit bağlı	52,24	100,92	88,61	85,19	82,23	69,69
Organik bağlı	43,57	81,40	72,68	69,87	67,45	57,16
Silikat bağlı	124,62	174,61	157,60	152,27	156,04	132,24
Total	257,25	454,16	403,28	389,63	379,63	333,34
Cd, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	9,12	10,58	7,14	7,40	8,86	11,24
Suda Çözünebilir	0,12	1,05	0,15	0,14	0,60	1,27
Değişebilir	2,66	12,26	7,80	7,50	7,24	9,61
Karbonat bağlı	3,13	33,65	28,85	27,74	26,77	22,69
Metal oksit bağlı	2,78	47,41	42,54	40,90	39,48	33,46
Organik bağlı	3,70	4,49	3,09	2,97	2,87	2,43
Silikat bağlı	8,80	51,89	45,93	44,15	42,62	36,12
Total	21,70	154,43	131,49	126,41	122,50	108,15
B, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,42	1,25	0,56	0,84	0,97	0,97
Suda Çözünebilir	0,35	0,60	0,30	0,28	0,62	0,93
Değişebilir	6,63	13,07	10,64	9,42	9,88	10,70
Karbonat bağlı	16,63	48,51	41,54	39,94	38,55	32,67
Metal oksit bağlı	31,86	63,68	57,06	54,86	52,96	44,88
Organik bağlı	8,72	39,80	36,66	34,08	30,54	28,83
Silikat bağlı	62,09	123,76	110,83	109,81	93,13	90,80
Total	129,34	296,49	263,31	254,45	231,18	213,91

*EDTA1= 3mmol/kg, *EDTA2= 6 mmol/kg, *EDTA3= 12 mmol/kg

Çizelge 4.15. Pb, Cd ve B element uygulamasını takiben HA uygulaması yapılan toprak örneklerine ait Pb, Cd ve B element fraksiyon dağılımı (2008 ve 2009 yılları ortalaması)

	Başlangıç	İnkübasyon sonrası	Kontrol	Uygulamalar		
				HA1	HA2	HA 3
Pb, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,26	0,79	0,53	0,66	0,92	1,05
Suda Çözünebilir	0,12	0,57	0,15	0,30	0,52	0,71
Değişebilir	8,34	20,62	18,64	12,08	16,63	19,42
Karbonat bağlı	22,75	60,57	54,91	52,87	48,62	45,98
Metal oksit bağlı	53,13	95,50	90,15	81,50	80,46	70,88
Organik bağlı	44,32	77,03	71,56	66,84	65,99	58,13
Silikat bağlı	126,75	165,23	155,58	149,88	131,23	134,49
Total	286,88	471,22	439,18	408,26	385,79	370,25
Cd, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	7,77	9,01	6,08	6,30	7,54	9,57
Suda Çözünebilir	0,11	0,93	0,14	0,13	0,18	1,00
Değişebilir	2,55	10,92	7,47	5,64	6,66	10,30
Karbonat bağlı	2,99	29,95	27,61	24,96	24,64	21,71
Metal oksit bağlı	2,66	42,20	40,72	36,81	36,34	32,01
Organik bağlı	3,54	3,99	2,96	2,67	2,64	2,33
Silikat bağlı	8,42	46,20	43,96	39,74	35,91	34,56
Total	25,24	167,10	152,98	136,91	132,46	126,89
B, mg/kg						
DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon	0,41	1,22	0,54	0,81	0,95	0,95
Suda Çözünebilir	0,36	0,58	0,31	0,15	0,28	0,49
Değişebilir	6,91	12,68	11,11	6,40	7,49	9,94
Karbonat bağlı	17,34	47,08	43,34	39,18	38,68	34,08
Metal oksit bağlı	33,23	61,80	59,54	53,82	53,14	46,81
Organik bağlı	9,09	38,62	35,83	34,58	30,50	30,07
Silikat bağlı	64,76	120,10	109,57	110,01	97,70	95,68
Total	174,43	372,01	343,96	323,37	301,69	287,51

*HA1= 500 mg/kg, *HA2= 1000, *HA3= 2000mg/kg

Kurşun ile kirlenilen ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) uygulaması yapılan parsellerin başlangıç toprak Pb değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,2, 0,1, 8, 21, 48, 40, 114 ve 258 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan Pb değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 0,6, 0,5, 18, 52, 82, 67, 127 ve 390 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri birbirleriyle karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %200, %371, %137, %156, %73, %69, %12 ve %51 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri kontrol grubu Pb değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %75, %15, %9, %11, %9, %2 ve %7 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında 1 tekrarlamalı uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %17, %76, %5, %11, %14, %14, %3 ve %9 oranlarında artışlar, 2 tekrarlamalı uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %17 oranında azalış diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %33, %1, %13, %15, %21, %4 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. *Bacillus* M3 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon ve değişebilir formlarında fraksiyon dağılımları sırasıyla %34 ve %12 oranlarında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %10, %21, %23, %22, %5 ve %14 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.13).

Kurşun ile kirlenilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulaması yapılan parsellerin başlangıç toprak Pb değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,3, 0,1, 8, 22, 52, 44, 125 ve 257 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan Pb değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 0,8, 0,6, 22, 64, 100, 81, 175 ve 454 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Pb değerleri birbirleri ile

karşılaştırdığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %167, %500, %175, %190, %92, %88, %40 ve %77 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Pb değerleri kontrol grubu Pb değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %75, %16, %12, %12, %11, %10 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri EDTA şelat uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında EDTA 3 mmol/kg doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %17, %77, %19, %14, %15, %14, %13 ve %14 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 6 mmol/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %16 azalış tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %38, %22, %26, %19, %17, %11 ve %16 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 12 mmol/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonu ve suda çözünebilir formlarında %33 ve %40 oranlarında azalışlar tespit edilirken diğer formlarında sırasıyla %7, %29, %31, %30, %24 ve %27 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.14).

Kurşun ile kirletilen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) şelat uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı Pb değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,3, 0,1, 8, 23, 53, 44, 127 ve 286 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Pb uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan Pb değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 0,8, 0,6, 21, 61, 96, 77, 165 ve 471 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak rneklerinin Pb değerleri karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %198, %375, %147, %166, %80, %74, %30 ve %64 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak rneklerinin Pb değerleri kontrol grubu Pb değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %34, %73, %10, %9, %6, %7, %6 ve %7 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Pb değerleri HA şelat uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında HA 500 mg/kg doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %17, %47, %41, %13, %15, %13, %9 ve %13 oranlarında artışlar, HA 1000 mg/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %16 oranında azalış tespit edilirken diğer formlarında

sırasıyla %9, %19, %20, %16, %14, %21 ve %18 oranlarında artışlar belirlenmiştir. HA 2000 mg/kg doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %25, %6, %24, %26, %25, %19 ve %21 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.15).

Kadmiyum ile kirletilen ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı Cd değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 5, 0,1, 2,5, 3, 2,6, 3,4, 8 ve 25 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan Cd değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 9, 1, 10, 31, 40, 4, 43 ve 161 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd değerleri karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %89, %781, %321, %959, %1457, %13, %421 ve %555 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerleri kontrol grubu Cd değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %67, %37, %21, %11, %32, %19 ve %19 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerleri *Bacillus* M3 ajan uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında 1 tekrarlamalı ve 2 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %89, %39, %23, %14, %35, %20, %21; %16, %44, %30, %25, %15, %41, %20, %21 oranlarında artışlar belirlenmiştir. *Bacillus* M3 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonunda %6 oranında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %14,4, %32, %23, %42, %21 ve %24 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.13).

Kadmiyum ile kirletilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı Cd değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 9, 0,1, 2,7, 3, 2,8, 3,7, 8,8 ve 22 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan Cd değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 11, 1, 12, 34, 47,

5, 60 ve 154 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd değerleri birbirleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %16, %808, %360, %977, %1605, %21, %490 ve %611 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %86, %36, %14, %10, %31, %12 ve %15 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerleri EDTA şelat uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında 3 ve 6 mmol/kg EDTA doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %87, %39, %18, %14, %34, %15, %18; %16, %43, %41, %20, %17, %36, %18, %21 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 12 mmol/kg doz uygulamasının DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyonu ve suda çözünebilir formlarında %6 ve %22 oranlarında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %33, %29, %46, %30 ve %30 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.14).

Kadmiyum ile kirletilen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı Cd değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 8, 0,1, 2,5, 3, 2,6, 3,5, 8 ve 25 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm Cd uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan Cd değerleri sırasıyla 9, 1, 11, 30, 42, 4, 46 ve 167 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin Cd değerleri birbirleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %16, %745, %328, %902, %1487, %13, %448 ve %562 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak örneklerinin Cd değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %85, %32, %8, %4, %26, %5 ve %9 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak Cd değerleri HA şelat uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında HA 500 ve 1000 mg/kg doz uygulamalarında fraksiyon dağılımları sırasıyla %30, %87, %48, %17, %13, %33, %14, %18; %16, %81, %39, %18, %14, %22, %21 oranlarında artışlar belirlenmiştir. HA 2000 mg/kg doz uygulamasında ise fraksiyon dağılımları sırasıyla %7, %11, %6, %28, %24, %50, %24 ve %24 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.15).

Bor ile kirletilen ve *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulaması yapılan parselin başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değışebilir, karbonat bağı, metal oksit bağı, organik bağı, silikat bağı ve toplam) sırasıyla 0,3, 0,3, 6, 15, 29, 8, 57 ve 152 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan B değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 1, 0,3, 11, 40, 52, 33, 90 ve 298 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri birbirleri ile karşılaştırıldığında suda çözünebilir formda %13 oranında azalma olurken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %200, %76, %161, %79, %313, %59 ve %96 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %55, %11, %17, %13, %9, %6, %4 ve %8 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri *Bacillus* M3 (1 tekrarlamalı, 2 tekrarlamalı ve 3 tekrarlamalı 10^8 cfu/ml) ajan uygulaması yapılan grup ile fraksiyon dağılımları açısından değerlendirildiğinde 1 tekrarlamalı uygulamada fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %15, %29, %15, %12, %11, %5 ve %11 oranlarında artışlar, 2 tekrarlamalı uygulamanın suda çözünebilir formunda %21 azalma olurken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %21, %17, %13, %19, %6 ve %12 artışlar belirlenmiştir. 3 tekrarlamalı *Bacillus* M3 10^8 cfu/ml uygulama yapılan grup ile karşılaştırıldığında suda çözünebilir formunda %57 oranında azalışlar tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %23, %8, %25, %21, %20, %7 ve %15 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.13).

Bor ile kirletilen ve EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) şelat uygulaması yapılan alanın başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değışebilir, karbonat bağı, metal oksit bağı, organik bağı, silikat bağı ve toplam) sırasıyla 0,4, 0,4, 7, 17, 32, 8.7, 62 ve 129 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan B değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 1, 0,6, 13, 48, 64, 40, 124 ve 296 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri birbirleri ile karşılaştırıldığında

fraksiyon dağılımları sırasıyla %198, %71, %97, %192, %100, %356, %99 ve %129 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri kontrol grubu ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %55, %50, %19, %14, %10, %8, %10.5 ve %11 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri EDTA (3, 6 ve 12 mmol/kg) uygulaması yapılan grup ile karşılaştırıldığında EDTA 3 mmol/kg doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %34, %53, %28, %18, %14, %11 ve %14 oranlarında artışlar, EDTA 6 mmol/kg doz uygulamasının B değerleri ile inkübasyon sonrası toprak B değerleri suda çözünebilir form açısından karşılaştırıldığında %4 azalma tespit edilirken diğer fraksiyon dağılımlarında sırasıyla %22, %24, %21, %17, %23, %25 ve %22 oranlarında artışlar belirlenmiştir. EDTA 12 mmol/kg doz uygulamasının B değerleri suda çözünebilir form B değerleri ile karşılaştırıldığında %55 oranında azalış tespit edilmiş ve diğer fraksiyon dağılımları ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %22, %18, %33, %30, %28, %27 ve %28 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.14).

B ile kirletilen ve HA (500, 1000 ve 2000 mg/kg) şelat uygulaması yapılan parselin başlangıç toprağı B değerleri, fraksiyon dağılımları (DTPA ekstrakte edilebilir fraksiyon, suda çözünebilir, değişebilir, karbonat bağlı, metal oksit bağlı, organik bağlı, silikat bağlı ve toplam) sırasıyla 0,4, 0,4, 7, 17, 33, 9, 65 ve 174 ppm olarak tespit edilmiştir. 100 ppm B uygulamasının 30 günlük inkübasyonu sonucunda toprakta mevcut formlarda tutulan B değerleri fraksiyon dağılımları sırasıyla 1, 0,6, 13, 47, 62, 39, 120 ve 372 ppm olarak tespit edilmiştir. Başlangıç ve inkübasyon sonrası parsellerden alınan toprak örneklerinin B değerleri birbirleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %198, %61, %84, %172, %86, %325, %86 ve %113 oranlarında artışlar tespit edilmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri kontrol grup ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %56, %48, %12, %8, %4, %7, %9 ve %8 oranlarında artışlar belirlenmiştir. İnkübasyon sonrası toprak B değerleri HA 500 mg/kg doz uygulamalarının yapıldığı parsellerden alınan toprak örnekleri B değerleri ile karşılaştırıldığında HA 500 mg/kg doz uygulamasında fraksiyon dağılımları sırasıyla %33, %74, %50, %17, %13, %11, %8 ve %13 oranlarında artışlar belirlenmiştir. HA 1000 ve 2000 mg/kg doz uygulamalarının B değerleri inkübasyon sonrası toprak B

değerleri ile karşılaştırıldığında fraksiyon dağılımları sırasıyla %22, %53, %41, %18, 1%4, %21, %19, %19; %41, %26, %31, %42, %33, %45, %31, %35 oranlarında artışlar tespit edilmiştir (Çizelge 4.15).

5. SONUÇ

Bu araştırmanın amacı ülkemizde ve tüm dünyada kimyasal gübreler, pestisitler, hormonlar, toprak düzenleyicileri, arıtma çamurları ve atık suların sulamada kullanılması, maden yatakları, endüstriyel fabrika işletmelerinin meydana getirdiği ağır metal yüklü ürünler aracılığı ile tarım topraklarına ilave edilen topraktaki hareket kabiliyeti sınırlı olan elementlerin zamanla birikerek tarımsal alanların verimli ve sürdürülebilir kullanılabilme limitlerini sınırladığı noktada bir çıkış sunmaktır. Ne yazık ki alışlagelmiş fiziksel ve kimyasal yöntemlerle kirletilmiş alanların temizlenmesi sorunu çok büyük parasal kaynakları gerektirmektedir. Bu nedenle Pb, Cd ve B ile kirletilmiş alanlarda hiperakümülatör bir bitki olan kolza bitkisi yetiştirilerek yeşil ıslah yöntemiyle daha az maliyet ile kirletilmiş alanların temizlenmesi amaçlanmıştır.

Elde edilen bulgulara göre Pb, Cd ve B elementlerinin uygulandığı alanların kolza bitkisi kullanılarak ıslah edilmesinde bu elementlerinin hareket kabiliyetlerini artırmak amacıyla *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamaları yapılmıştır. Uygulanan ajan ve şelatların verim üzerine etkisi kontrol grup ile karşılaştırıldığında Pb kirliliği bulunan alanlar için *Bacillus* M3 uygulaması yapılmış parsellerde %10 oranında artış sağlanırken, HA ve EDTA uygulamaları yapılmış parseller için sırasıyla %7 ve %41 oranlarında azalışa neden olduğu belirlenmiştir. Cd kirliliği bulunan alanlarda *Bacillus* M3 ve HA uygulaması yapılmış parsellerin veriminde %19 ve %12 oranlarında artış belirlenirken EDTA şelat uygulaması yapılmış parsellerde %33 oranında azalış belirlenmiştir. B ile kirletilmiş ve *Bacillus* M3 uygulaması yapılmış parsellerde %13 oranında verimde artış, HA ve EDTA uygulamaları yapılmış parsellerde sırasıyla %9 ve %30 oranlarında azalışlar tespit edilmiştir. Ayrıca kirlilik yaratılan alanlarda Pb, Cd ve B elementlerinin bitki tarafından alınımı artırmak amacıyla uygulanan ajan ve şelatların olumlu etkilerinin yanı sıra uygulanan şelatörlerin doz ve tekrarlamalarının artışına bağlı olarak verimde kontrole göre azalışlar tespit edilmiştir. Pb, Cd, B elementlerinin uygulandığı alanlarda bu elementlerin konsantrasyonlarının artırılarak bitki tarafından alınımı kolaylaştırmak için toprağa uygulanan *Bacillus* M3, HA ve EDTA uygulamalarının kolza bitkisinin kök, gövde ve tohum aksamalarının Pb, Cd, B

konsantrasyonları üzerlerine etkisi her iki yılda da istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Toprakta bulunan Pb, Cd ve B element içerikleri ve remediasyon parametreleri dikkate alındığında, bitki örneklerinin kök, gövde ve tohum aksamalarının bu elementleri alımında en etkin şelatör ve dozun 12 mmol/kg EDTA uygulaması olduğu belirlenmiştir. Kirletilmiş alanlardan Pb, Cd ve B elementlerinin toplam oranda uzaklaştırılmasında HA 500 mg/kg doz uygulamasının daha etkin olduğu tespit edilmiştir.

Kurşun, kadmiyum ve bor elementlerinin uygulandığı alanlarda kolza bitkisi yetiştirilerek toprak Pb, Cd ve B değerlerinin toprak kirlilik kontrol yönetmeliği kriterlerine uygun değerlere ulaşması için element sırasıyla 7 yıl, 60 yıl ve 5 yıllık bir hasat periyodu gerek duyulduğu belirlenmiştir. HA 500 mg/kg doz uygulaması ile kurşun kirliliği bulunan alanın ıslahı için 5 yıllık hasat periyoduna, kadmiyum kirliliği bulunan alanın ıslahı için 24 yıllık hasat periyoduna ve bor kirliliği bulunan alanın ıslahı için 2 yıllık hasat periyoduna gereksinim duyulabileceği tespit edilmiştir. Ayrıca bu yöntem (5 \$/ton) ile kimyasal ıslah yöntemleri için harcanan (500 \$/ton) maliyetten yaklaşık %100 daha düşük bir maliyet ile kirli alanların temizleneceği düşünülmektedir.

Bu çalışmada Pb, Cd ve B kirliliğine sahip alanların bitkiler aracılığıyla temizlenmesi hedeflenmiştir. Doğada Pb, Cd ve B gibi elementlerin birlikte bulunduğu kompleks kirliliğe sahip alanlar içinde benzer çalışmaların hiperakümülatör bitki olan kolza'nın kullanımı ile değerlendirilmesinin uygun olacağı kanaatindeyiz.

KAYNAKLAR

- Abou-Shanab, R.A., Angle, J.S., Chaney, R.L., 2003. Bacterial inoculants affecting nickel uptake by *Alyssum murale* from low, moderate and high Ni soils. *Soil Biology Biochemistry*, 38, 2882-2889.
- Abou-Shanab, RAI., Ghanem, K., Ghanem, N., Al-Kolaibe, A., 2008. The role of bacteria on heavy-metal extraction and uptake by plant growing on multi-metal-contaminated soils. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24, 253-262.
- Adesemoye, A.O., Torbert, H.A., Kloepper, J.W., 2010. Increased plant uptake of nitrogen from ¹⁵N-depleted fertilizer using plant growth-promoting rhizobacteria. *Applied Soil Ecology*, 46 (1), 54-58.
- Amico, E.D., Cavalca, L., Andreoni, V., 2008. Improvement of *Brassica napus* growth under cadmium stress by cadmium-resistant rhizobacteria. *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (1), 74-84.
- Angelova, V., Ivanov, K., Ivanova, R., 2007. Effect of chemical forms of lead, cadmium and zinc in polluted soils on their uptake by tobacco. *Journal of Plant Nutrition*, 27 (5), 757-773.
- Angin, I., Turan, M., Kettering, Q.M., Çakıcı, A. 2008. Humic acid addition enhances B and Pb phytoextraction by Vetiver Grass (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash). *Water Air Soil Pollution*, 188, 335–343.
- Anonymous, 1980. Soil Testing and Plant Analysis. Bull. 38/1. Food Agriculture Organization. Rome-Italy.
- Anonymous, 2010. Devlet istatistik enstitüsü iklim verileri. www.tuik.gov.tr/
- Antosiewicz, D.M., 1992. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 61, 281-299.
- AOAC (Association of Official Analytical Chemists-International) 2005. Official Methods of Analysis, 15th ed. AOAC-Int., Arlington, VA.
- Baker, A.J.M., Brooks, R.R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1, 811–826.
- Baycu, G., 2002. Phytochelatin biosynthesis and cadmium detoxification. *Journal of Cell and Molecular Biology*, 1, 45-55.
- Bellaloui, N., Brown, P.H., Dandekar, A., 1999. Manipulation of in vivo sorbitol production alters boron uptake and transport in tobacco. *Plant Physiology*, 119, 735-741.
- Bent, E., Breuil, C., Enebak, S., Chanway, C.P., 2002. Surface colonization of lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia* [Dougl. Engelm.] roots by *Pseudomonas fluorescens* and *Paenibacillus polymyxa* under gnotobiotic conditions. *Plant Soil*, 241, 187-196.
- Blaylock, M.J., Salt, D.E., Dushenkov, S., Zakhrova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Ensley, B.D., Raskin, I., 1997. Enhanced accumulation of Pb in *Indian mustard* by soil applied chelating agents. *Environment Science Technology*, 31, 860–865.
- Boddey, R.M., Giller, K.E., Cadisch, G., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., 1998. Contribution of biological nitrogen fixation to tropical agriculture: in actual and

- potential. In *Biological Nitrogen Fixation for the 21st Century*. Eds. Elmerich C. *et al.* pp. 599-604. Kluwer Academic Pub. The Netherlands.
- Bremner, J.M., 1996. Nitrogen-total. pp,1085–1121 *In: Methods of soil analysis. Part III. Chemical Methods* (Bartels, J.M., and J.M. Bigham eds.) 2nd Ed. ASA SSSA Publisher Agron. No: 5 Madison WI, USA.
- Brennan, R.F., Bolland, M.D.A., 2005. Canola takes up more cadmium and phosphorus from soil than spring wheat. *Journal of Plant Nutrition*, 28, 931-948.
- Brunetti, G., Farrag, K., Rovira, P.S., Nigro, F., Senesi, N., 2011. Greenhouse and field studies on Cr, Cu, Pb and Zn phytoextraction by *Brassica napus* from contaminated soils in the Apulia region, Southern Italy. *Geoderma*, 160, 517–523.
- Bucheli-Witschel, M., Egli, T., 2001. Environmental fate and microbial degradation of aminopolycarboxylic acids. *FEMS Microbiology Reviews*, 25, 69-106.
- Burdman, S., Jurkevitch, E., Okon, Y., 2000. Recent advances the use of plant Growth Promoting Rhizobacteria (PGPR) in agriculture. In *Microbiol Interactions in Agriculture and Forestry*. Subba, R.N., Dommergues, Y.R.(eds). Vol II Chp. 10: 29-250. Pub. Inc. UK.
- Canbolat, M., Bilen, S., Çakmakçı, R., Şahin, F., Aydın, A., 2006. Effect of plant growth promoting rhizobacteria and soil compaction on barley seedling growth, nutrient uptake, soil properties and rhizosphere microflora. *Biology Fertility Soils*, 42, 350-357.
- Carman, E.P., Crossman, T.L., Gatliff, E.G., 1998. Phytoremediation of fuel oil contaminated soil. *Journal of Soil Contamination*, 7 (4), 55-466.
- Carmody, P., Walton, G., 1998. Canola soil and climatic requirements in 'soil guide'. A Handbook for Understanding and Managing Agricultural Soils. (Ed G. Moore.) Bulletin 4343.
- Cataldo, D.A., Garland, T.R., Wildung, R.E., 1983. Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. *Plant Physiology*, 73, 844-848.
- Cataldo, D.A., McFadden, K.M., Garland, T.R., Wildung, R.E., 1988. Organic constituents and complexation of nickel (II), iron (III) cadmium (II) and plutonium (IV) in Soyabean xylem exudates. *Plant Physiology*, 86, 734–739.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S., Baker, A.J.M., 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinions in Biotechnology*, 8, 279-284.
- Chen, H., Cutright, T., 2001. EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr and Ni uptake by *Helianthus annuus*. *Chemosphere*, 45, 21-28.
- Chen, H.M., Zheng, C.R., Tu, C., 2000. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*, 41, 229-234.
- Chen, Y., Shen, Z., Li, X., 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria Zizanioides*) in the phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry*, 19, 1553-1565.
- Chen, Y.X., Lin, Q., Luo, Y.M., He, Y.F., Zhen, S.J., Yu, Y.L., Tian, G.M., Wong, M.H., 2003. The role of citric acid on the phyoremediation of heavy metal contaminated soil. *Chemosphere*, 50, 807–811.
- Cheng-Yuan, C., Hung-Lung, C., Zhao-Ji, S., Chu-Fang, W., 2005. A sequential extraction method measures the toxic metal content in fly ash from a municipal solid waste in cinerator. *Journal of the Chinese Chemical Society*, 52, 921-926.

- Collins, Y.E., Stotzky, G., 1989. Factors affecting the toxicity of heavy metals to microbes. Beveridge, T.J., Doyle, R.J., In *Metal Ions and Bacteria*, eds. pp. 31-90.
- Cui, S., Zhou, Q., Chao, L., 2007. Potential hyperaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in enduring plants distributed in an old smeltery, northeast China. *Environmental Geology*, 51, 1043-1048.
- Cunningham, S.D., Berti, W.R., Huang, J.W., 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnology*, 13, 393-397.
- Çakmakçı, R., 2005a. Bitki gelişiminde fosfat çözücü bakterilerin önemi. Selçuk Üniv. Ziraat Fakültesi Dergisi, 35, 93-108.
- Çakmakçı, R., 2005b. Bitki gelişimini teşvik eden rizobakterilerin tarımda kullanımı. Atatürk Üniv. Ziraat Fak. Derg., 36, 97-107.
- Çakmakçı, R., Dönmez, F., Aydın, A., Şahin, F., 2006a. Growth promotion of plants by plant growth promoting rhizobacteria under greenhouse and two different field soil conditions. *Soil Biology Biochemistry*, 38, 1482-1487.
- Çakmakçı, R., Kantar, F., Algur, Ö.F., 1999. Sugar beet and barley yield in relation to *Bacillus polymyxa* and *Bacillus megaterium* var. *phosphaticum* inoculation. *Journal Plant Nutrition Soil Science*, 162, 437-442.
- Çakmakçı, R., Kantar, F., Şahin, F., 2001. Effect of N₂-fixing bacterial inoculations on yield of sugar beet and barley. *Journal Plant Nutrition Soil Science*, 164, 527-531.
- Çakmakçı, R., Şahin, F., Kantar, F., 2006b. Serbest azot fikseri ve fosfat çözücü bakteri izolasyonu ve uygulamaları. Türkiye III. Organik Tarım Sempozyumu, Yalova.
- Darya, M., Chamber-Pérez, M.A., Palomaresa, A.J., Pajueloa, E., 2010. "In situ" phytostabilisation of heavy metal polluted soils using *Lupinus luteus* inoculated with metal resistant plant-growth promoting rhizobacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 177 (1-3), 323-330.
- De Freitas, J.R., 2000. Yield and N assimilation of winter wheat (*Triticum aestivum* L., var Norstar) inoculated with rhizobacteria. *Pedobiologia*, 44, 97-104.
- Denton, B. 2007. Advances in phytoremediation of heavy metals using plant growth promoting bacteria and fungi. *MMG 445 Basic Biotechnology eJournal*, 3, 1-5.
- Dobbelaere, S., Vanderleyden, J., Yaacov, O.Y., 2003. Plant growth promoting effects of diazotrophs in the rhizosphere. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22, 107-149.
- Dürüst, N., Dürüst, Y., Tuğrul, D., Zengin, M., 2004. Heavy metal contents of *pinus radiata* trees of Izmit (Turkey). *Asian Journal of Chemistry*, 16 (2), 1129-1134.
- Elisete, P.R., Luciana, S.R., Andre, L.M.D.O., Lucia, D.B.V., Regina, D.S.T.K., Segundo, U., Veronica, M.R., 2008. *Azospirillum amazonense* inoculation: Effects on growth, yield and N₂ fixation of rice (*Oryza sativa* L.). *Plant Soil*, 302, 249-261.
- Elles, M.P., Blaylock, M.P., 2000. Amendment optimization to enhance lead extractability from contaminated soils for phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 2, 75-89.
- EPA, 2000. Introduction to phytoremediation, EPA/600/R-99/107, National risk management research laboratory office of research and development U.S. environmental protection agency Cincinnati, Ohio 45268, USA.

- Evangelou, W.H.M., Dağhan, H., Schaeffer, A., 2004. The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. *Chemosphere*, 57, 207-213.
- FAO, 1990. Micronutrient. Assessment at the country leaves an international study. FAO Soils Bulletin 63. Rome.
- Farwell, A.J., Vesely, S., Nero, V., Rodriguez, H., Shah, S., Dixon D.G., Glick, B.R., 2006. The use of transgenic canola (*Brassica napus*) and plant growth-promoting bacteria to enhance plant biomass at a nickel-contaminated field site. *Plant Soil*, 288, 309–318.
- Gabos, M.B., Abreu, C.A., Coscione, A.R., 2009. EDTA assisted phytoremediation of a Pb contaminated soil: metal leaching and uptake by jack beans. *Scientia Agricola*, 66, 506-514.
- Gee, G.W., Hortage, K.H., 1986. Methods of soil analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods Second Edition *In*: (Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney eds). 2nd Ed., ASA SSSA Publisher, Agronomy. No:9 Madison, Wisconsin, USA.
- Geebelen, W., Vangronsveld, J., Adriano, D. C., Van Poucke, L.C., Clijsters, H., 2002. Effects of Pb–EDTA and EDTA on oxidative stress reactions and mineral uptake in *Phaseolus vulgaris*. *Plant Physiology*, 115 (3), 377–384.
- Ghosh, M., Singh, S.P.A., 2005. Comparative study of cadmium phytoextraction by accumulator and weed species. *Environmental Pollution*, 113, 365-371.
- Gizlenci, Ş., Dok, M., 2003. Ham yağ açığa çare “Kolza”. *Ekin Dergisi*, Sayı:23, Ankara.
- Glass, D.J., 1999. U.S. and international markets for phytoremediation, 1999–2000. Glass Associates, Needham, MA.
- Glick, B.R., Penrose, D.M., Li, J., 1998. A model for the lowering of plant ethylene concentrations by plant growth-promoting bacteria. *Journal of Theoretical Biology*, 190, 63–68.
- Gordon, M., Choe, N., Duffy, J., Ekuan, G., Heilman, P., Muiznieks, I., Newman, L., Ruszaj, M., Shurtleff, B.B., Strand, S., Wilmoth, J., 1997. Phytoremediation of trichloroethylene with hybrid poplars. *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*, 13, 177-185.
- Grcman, H., Vodnik, D., Velikonja, Botla. Š., Lestan, D., 2003. Ethylene diamine disuccinate as a new chelate for environmentally safe enhanced lead phytoextraction. *Journal Environmental Quality*, 32, 500-506.
- Greger, M., 1999. Metal availability and bioconcentration in plants. Heavy metal stress in plants from molecules to ecosystem. Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J., Springer-Verlag, Berlin. Pp: 1-27.
- Gregorio, D.S., Barbafieri, M., Lampis, S., Sanangelantoni, A.M., Tassi, E., Vallini, G., 2006. Combined application of Triton X-100 and *Sinorhizobium* sp. Pb002 inoculum for the improvement of lead phytoextraction by *Brassica juncea* in EDTA amended soil. *Chemosphere*, 63 (2), 293–299.
- Gupta, S., Nayek, S., Saha, R.N., Satpati, S., 2008. Assessment of heavy metal accumulation in macrophyte, agricultural soil, and crop plants adjacent to discharge zone of sponge iron factory. *Environmental Geology*, 55, 731–739
- Gutierrez Mañero, F.J., Ramos, B., Probanza, A., Mehrouachi, J., Tadeo, F.R., Talón, M., 2001. The plant-growth promoting rhizobacteria *Bacillus pumilus* and *Bacillus licheniformis* produce high amounts of physiologically active

- gibberellins. *Physiologia Plantarum*, 111, 206–211.
- Gür, N., Topdemir, A., Munzuroglu, Ö., Çobanoğlu, D., 2004. Ağır metal iyonlarının (Cu^{+2} , Pb^{+2} , Hg^{+2} , Cd^{+2}) Cliviasp bitkisi polenlerinin çimlenmesi ve tüp büyümesi üzerine etkileri. *Fırat Üniv. Fen ve Matematik Bilimleri Dergisi*, 16 (2), 177-182.
- Hakkı, E.E., Atalay, E., Babaoğlu M.B., Soylu, S., Durali D., Gezgin, S., 2005. Bitkilerde düşük ve yüksek bora toleransta tür içi ve türler arası farklılık. IVX. Ulusal Biyoteknoloji Kongresi, Eskişehir.
- Haktanır, K., Arcaç, S., 1998. Environmental Pollution (in Turkish). Ankara University Agriculture Faculty Publication no. 1503, text book no. 457.
- Hallberg, K.B., Johnson, D.B., 2005. Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine. *Science Total Environment*, 338, 53–66.
- Hart, J.J., Welch, R.M., Norvell, W.A., Sullivan, L.A., Kochian, L.V., 1998. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. *Plant Physiology*, 116, 1413–1420
- He, C.Q., Tan, G.E., Liang, X., Du, W., Chen, Y.L, Zhi, G.Y, Zhu, Y., 2010. Effect of Zn-tolerant bacterial strains on growth and Zn accumulation in *Orychophragmus violaceus*. *Applied Soil Ecology*, 44 (1), 1-5.
- Hovsepian, A., Greipsson, S., 2005. EDTA-enhanced phytoremediation of lead-contaminated soil by corn. *Journal of Plant Nutrition*, 28, 2037-2048
- Hu, H., Brown, P.H., 1994. Localization of boron in cell walls of squash and tobacco and its association with pectin. *Plant Physiology*, 105, 681-689.
- Hu, H., Brown, P.H., 1997. Absorption of boron by plant roots. *Plant and Soil*, 193, 49-58 .
- Huang, J.W., Chen, J., Berti, W.R., Cunnigham, S.D., 1997. Phytoremediation of lead contaminated soils role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science Technology*, 31, 800-806.
- Huang, J.W., Cunningham, S.D., 1996. Lead phytoextraction species variation in lead uptake an translocation. *New Phytology*, 134, 75-84.
- Idris, A., Inane, B., Hassan, M.N., 2004. Overview of waste disposal and landfills/dumps in Asian countries. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 16, 104–110.
- İpkin, S., Üras, A., 1990. Kışlık kolza araştırmaları projesi enstitü raporu. Akdeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü, Antalya.
- Jarvis, M.D., Leung, D.W.M, 2002. Chelated lead transport in *Pinus radiata* an ultrastructural study. *Environmental Experimental Botany*, 48, 21-32.
- Jiang L-H, Rassendren F, Spelta V, Surprenant A, North RA 2001. Amino acid residues involved in gating identified in the first membrane-spanning domain of the rat P2X2 receptor. *The Journal of Biological Chemistry*, 276, 14902–14908.
- John, M.K., Chuah, H.H., Neufeld, J.H., 1975. Application of improved azomethine-H method to the determination of boron in soils and plants. *Analytical Letters*, 8, 559-568.
- Jones, L.H.P., Clement, C.R., Hopper, M.J., 1973. Lead uptake from solution by perennial ryegrass and its transport from roots to shoots. *Plant Soil*, 38, 403-414.
- Juste, C., Mench, M., 1992. Long-term application of sewage sludge and its effects on metal uptake by crops. In: Adriano, D.C. (Ed.), *Biogeochemistry of Trace*

- Metals: Advances in-Trace Substances Research Lewis, Boca Raton, FL, pp. 159–193.
- Kacar, B., İnal, A., 2008. Bitki Analizleri, Nobel Yayın No:1241.
- Kao, P.H., Huang, C.C., Hseu, Z.Y., 2006. Response of microbial activities to heavy metals in a neutral loamy soil treated with biosolid. *Chemosphere*, 64, 63–70.
- Kayser, A., Wenger, K., Keller, A., Attinger, W., Felix, H.R., Gupta, S.K., Schulin, R., 2000. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd and Cu from calcareous soil: the use of NTA and sulfur amendments. *Environmental Science Technology*, 34, 1778–1783.
- Kennedy, C.D., Gonsalves, F.A.N., 1987. The action of divalent zinc, cadmium, mercury, copper and lead on the trans-root potential and efflux of excised roots, *Journal of Experimental Botany*, 38, 800-817.
- Kheir, S.B.E., Oubbih, J., Saidi, N., Bouabli, A., 2008. Uptake and fixation of Zn, Pb, and Cd by *Thlaspi caerulescens* application in the cases of old mines of Mibladen and Zaida (West of Morocco). *Arabian Journal of Geosciences*, 1, 87–95.
- Kim, S., Lim, H., Lee, I., 2009. Enhanced heavy metal phytoextraction by *Echinochloa crusgalli* using root exudates. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 109 (1), 47-50.
- Kisku, G.C., Barman, S.C., Bhargava, S.K., 2000. Contamination of soil and plants with potentially toxic elements irrigated with mixed industrial effluent and its impact on the environment. *Water Air Soil Pollution*, 120, 121-137.
- Kobayashi, M., Matoh, T., Azuma, J., 1997. Two chains of rhamnogalacturonan II are cross-linked by borate-diol ester bonds in higher plant cell walls. *Plant Physiology*, 110, 1017–1020.
- Kolsarıcı, Ö., 1986. Türkiye’de Bitkisel Yemelik Yağ Açığı ve Çözüm Yolları. *Ziraat Mühendisliği Dergisi*, 179, 41-44.
- Koopmans, G.F., Römkens, P.F.A.M., Fokkema, M.J., Song, J., Luo, Y.M., Japenga, J., Zhao, F.J., 2008. Feasibility of phytoextraction to remediate cadmium and zinc contaminated soils. *Environmental Pollution*, 156, 905-914.
- Kos, B., Lestan, D., 2003a. Influence of a biodegradable ([S, S]-EDDS) and non-degradable (EDTA) chelate and hydrogel modified soil water sorption capacity on Pb phytoextraction and leaching. *Plant and Soil*, 253, 403-411.
- Kos, B., Lestan, D., 2003b. Induced phytoextraction/soil washing of lead using biodegradable chelate and permeable barriers. *Environmental Science and Technology*, 37, 624-629.
- Kumar, K.V., Srivastava. S., Singh, N., Behl, H.M., 2009. Role of metal resistant plant growth promoting bacteria in ameliorating fly ash to the growth of *Brassica juncea*. *Journal Hazardous Materials*, 170, 51–57.
- Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I., 1995. Phytoextraction the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology*, 29, 1232-1238.
- Lai, H.Y., Chen, Z.S., 2005. The EDTA effect on phytoextraction of single and combined metals-contaminated soils using rainbow pink (*Dianthus chinensis*). *Chemosphere*, 60, 1062–1071.
- Li, H., McGrath, S.P., Zhao, F., 2008. Selenium uptake, translocation and speciation in wheat supplied with selenate or selenite. *New Phytologist*, 178, 92-102.

- Li, Z., Shuman, L.M., 1996. Redistribution of forms of zinc, cadmium and nickel in soils treated with EDTA. *Science of Total Environment*, 191, 95–107.
- Lim, T.T., Tay, J.H., Teh, C.I., 2002. Contamination time effect on lead and cadmium fractionation in a tropical coastal clay. *Environmental Quality*, 31, 806-812.
- Lindsay, W.L., Norwell, W.A. 1978. Development of DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese and Copper. *Soil Science Society of America*, 33, 49-54.
- Liu, D.H., Jiang, W.S., Hou. W.Q. 2001. Uptake and accumulation of copper by roots and shoots of maize (*Zea mays* L.). *Journal Environmental Science*, 13, 228-232.
- Liu, W.X., Liu, J.W., Wu, M.Z., Li, Y., Zhao, Y., Li, S.R., 2009. Accumulation and translocation of toxic heavy metals in winter wheat (*Triticum aestivum* L.) growing in agricultural soil of Zhengzhou, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 82, 343–347.
- Lockwood, M.P., 1976. Effects of pollutants on aquatic organisms. Cambridge University Press, Newyork.
- Lubben, S., Sauerbeck, D., 1991. The uptake and distribution of heavy metals by spring wheat. *Water, Air and Soil Pollution*, 58 (1), 239-247.
- Lucy, M., Reed, E., Glick, B.R., 2004. Applications of free living plant growth-promoting rhizobacteria. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 86, 1-25.
- Luo. C., Shen, Z., Li, X., 2005. Enhanced phytoextraction of Cu, Pb, Zn and Cd with EDTA and EDDS. *Chemosphere*, 59, 1–11.
- Ma, L.Q., Komar, K.M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., 2001. A fern that hyper-accumulates arsenic. *Nature*, 409, 579.
- Ma, Y., Rajkumar, M., Freitas, H., 2009. Improvement of plant growth and nickel uptake by nickel resistant-plant-growth promoting bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 166, 1154–1161.
- Machelett, B., Metz, R., Bergmann, H., 1993. Schwermetall-transferuntersuchungen an landwirtscha lichen und gärtnerischen Nutzpflanzen unter gleichen Anbaubedingungen. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 37, 579–582.
- Malik, R.N, Husain, S.Z., Nazir, I., 2010. Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, 42 (1), 291-301.
- Malkowski, E., Kita, A., Galas, W., Karez, W., Michael, K., 2002. Lead distribution in corn seedlings (*Zea mays* L.) and its effect on growth and the concentration of potassium and calcium. *Plant Growth Regulation*, 37, 69-76.
- Marchiol, L., Assolari, S., Sacco, P., Zerbi, G., 2004. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environmental Pollution*, 132, 21-27.
- Marques, P.G.C., Moreira, H., Rangel, O.S.S., Castro, M.L., 2009. Arsenic, lead and nickel accumulation in *Rubus ulmifolius* growing in contaminated soil in Portugal. *Journal of Hazardous Materials*, 165, 174–179.
- Marschner, H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. Academic Press. London, UK. 888 pp.
- Maywald, F., Weigel, H.J. 1997. Biochemistry and molecular biology of heavy metal accumulation in higher plants. *Landbauforsch Volkenrode*, 47, 103-126.
- McBride, M.S., 1994. Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, New York.

- McLean, E.O., 1982. Soil pH and lime requirement, pp,199-224. Methods of soil analysis. Part II. Chemical and microbiological properties In: (Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney eds). 2nd Ed., ASA SSSA Publisher, Agronomy. No: 9 Madison, Wisconsin, USA.
- Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M.J., Samson, D., Tack, F.M.G., 2005. Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere*, 58, 1011–1022.
- Mertens, D., 2005a. AOAC Official Method 922.02. Plants preparation of laboratory sample. Official Methods of Analysis, 18th edn. Horwitz, W., and G.W. Latimer, (Eds). Chapter 3, pp 1-2, AOAC-International Suite 500, 481. N F Avenue, Gaithersburg, Maryland 20877-2417, USA.
- Mertens, D., 2005b. AOAC Official Method 975.03. Metal in Plants and Pet Foods. Official Methods of Analysis, 18th edn. Horwitz, W., and G.W. Latimer, (Eds). Chapter 3, pp 3-4, AOAC-International Suite 500, 481. N F Avenue, Gaithersburg, Maryland 20877-2417, USA.
- Mishra, A., Choudhari, M.A., 1998. Amelioration of lead and mercury effects on germination and rice seedling growth by antioxidants. *Journal Plant Biology* 41, 469-473.
- Mun, H.W., Hoe, A.L., Koo, L.D., 2008. Assessment of Pb uptake, translocation and immobilization in kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.) for phytoremediation of sand tailings. *Journal of Environmental Sciences*, 20, 1341-1347.
- Nable, R.O., Banuelos, G.S., Paull, G., 1997. Boron toxicity, Plant and Soil, 193, 181-197. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 644–650.
- Naidu, R., Harter, R.D., 1998. Effect of different organic ligands on cadmium sorption by and extractability from soils. *Soil Science Society America Journal*, 62, 644–650.
- Nascimento, C.W.D., Amarasiriwardena, D., Xing, B., 2006. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. *Environmental Pollution*, 140, 114-123.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. Organic Matter, pp, 574-579. Methods of soil analysis. Part II. Chemical and microbiological properties In: (Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney eds.). 2nd Ed., ASA SSSA Publisher, Agronomy. No: 9 Madison, Wisconsin, USA.
- Nelson, R.E., 1982. Carbonate and Gypsum. pp, 191-197. Methods of soil analysis. Part II. Chemical and microbiological properties In: (Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney eds.). 2nd Ed., ASA SSSA Publisher, Agronomy. No: 9 Madison, Wisconsin, USA.
- Neugschwandtner, R.W., Tlustos, P., Komerek, M., Szakova, J., 2008. Phytoextraction of Pb and Cd from a contaminated agricultural soil using different EDTA applications regimes: Laboratory versus field scale measures of efficiency. *Geoderma*, 144, 446-454.
- Nowack, B., 2002. Environmental chemistry of aminopolycarboxylate chelating agents. *Environmental Science Technology*, 36, 4009–4016.
- Nriagu, J.O., Pacyna, J., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134-139
- Olsen, S.R., Sommers, L.E. 1982. Phosphorus. pp, 403-427. Methods of soil analysis. Part II. Chemical and microbiological properties In: (Page, A.L., R.H. Miller and

- D.R. Keeney eds.). 2nd Ed., ASA SSSA Publisher, Agronomy. No: 9 Madison, Wisconsin, USA.
- Özer, H., 1996. Farklı azotlu gübre seviyeleri ve ekim zamanlarının kolza (*Brassica napus* spp. *oleifera* L.) bitkisinin büyüme, verim, verim unsurları ve kalitesi üzerine etkisi. Doktora tezi, Atatürk Üni. Fen Bilimleri Enst. Tarla Bitkileri Anabilim Dalı, Erzurum.
- Öztürk, Ö., 2000. Bazı kışlık kolza çeşitlerinde farklı ekim zamanı ve sıra arası uygulamalarının verim, verim unsurları ve kalite üzerine etkileri. Doktora Tezi, Selçuk Üni. Fen Bilimleri Enst. Tarla Bitkileri Anabilim Dalı, Konya.
- Paiva, H.N., Carvaho, J.G., Siqueira, J.O., 2002. Índicede tranlocaçan de nutrientes em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e de ipe- roxo (*Tabebuia impetiginosa* Mart. Standl.) submetidas a doses crescentes de cadmio, níquel e chumbo. Revista Arvore, 26, 467-473.
- Pereira, B.F.F., Abreu, C.A., Romeiro, S., Lagoa, A.M.M.A., Paz-González, A., 2007. Pb-phytoextraction by maize in a Pb-EDTA treated oxisol. Scientia Agricola, 64, 52- 60.
- Przemeck, E., Haase, N.U., 1991. On the bonding of manganese, copper and cadmium to peptides of the xylem sap of plant roots. Water, Air and Soil Pollution, 57 (68), 569-577.
- Punz, W.F., Sieghardt, H., 1993. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. Environmental Experimental of Botany, 33, 85–98.
- Purakayastha, T.J., Viswanath, T., Bhadraray, S., Chhonkar, P.K., Adhikari, P.P., Suribabu, A., 2008. Phytoextraction of zinc, copper, nickel and lead from a contaminated soil by different species of *Brassica*. International Journal of Phytoremediation, 10, 61–72.
- Quartacci, M., Argilla, A., Baker, A., Navari-Izzo, F., 2005. Phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by Indian mustard. Chemosphere, 63, 918-925.
- Raskin, I., Smith, R.D., Salt, D.E., 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. Current Opinion in Biotechnology, 8, 221-226.
- Rhoades, J.D., 1982a. Cation Exchange Capacity . pp, 149-157. Methods of soil analysis. Part II. Chemical and microbiological properties In: (Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney eds.). 2nd Ed., ASA SSSA Publisher, Agronomy. No: 9 Madison, Wisconsin, USA.
- Rhoades, J.D., 1982b. Exchangeable Cations. Pp, 159-164. Methods of soil analysis. Part II. Chemical and microbiological properties In: (Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney eds.). 2nd Ed., ASA SSSA Publisher, Agronomy. No: 9 Madison, Wisconsin, USA.
- Robinson, B.H., Mills, T.M., Petit, D., Fung, L.E., Green, S.R., Clothier, B.E., 2000. Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. Plant Soil, 227, 301-306.
- Romeiro, S., Lagôa, A.M., Furlani, P.R., Abreu, C.A., Abreu, M.F., Erismann, N.M., 2006. Lead uptake and tolerance of de *Ricinus communis* L. Brazilian Journal of Plant Physiology, 18, 483-489.
- Rooney, C.P., 1999. Distribution and phytoavailability of lead in a soil contaminated with lead shot. Water Air Soil Pollution, 116, 534–548.

- Römken, P., Bouwman, L., Japenga, J., Draaisma, C., 2002. Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environmental Pollution*, 116, 109–121.
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, D., Chet, I., Raskin, I., 1995a. Phytoremediation a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnology* 13, 468–474.
- Salt, D.E., Prince, R.C., Pickering, I.J., Raskin, I., 1995b. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian Mustard. *Plant Physiology*, 109, 1427–1433.
- Santos, G.C.G., 2005. Comportamento de B, Zn, Cu, Mn, Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico. Piracicaba: USP/ESALQ, 150p. Tese (Doutorado).
- Santos, G.C.G.D., Rodella, A.A., Abreu, C.A., Coscione, A.R., 2010. Vegetable species for phytoextraction of boron, copper, lead, manganese and zinc from contaminated soil. *Science Agriculture*, 67 (6), 713-719.
- Saraswat, S., Rai, J.P.N., 2009. Phytoextraction potential of six plant species grown in multimetal contaminated soil. *Chemistry and Ecology*, 25 (1), 1-11.
- Saxena, P.K., Krishnaraj, S., Dan, T., Perras, M.R., Vettakkorumakankav, N.N., 1999. Phytoremediation of heavy metal contaminated and polluted soils, in: Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (Eds), *heavy metal stress in plants: from Molecules to Ecosystems*, Berlin, pp. 305-329.
- Schachtschabel, P., Blume, H.P., Hartge, K.H., Schwertmann, U., 1984. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart.
- Schwartz, C., Echevarria, G., Morel, J.L., 2003. Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. *Plant Soil*, 249, 27-35.
- Senden, M.H.M.N., Vander, M.A.J.G.M., Limborgh, J., Wolterbeek, H., 1992. Analysis of major tomato xylem organic acids and PTC-derivates of amino acids by RP-HPLC and UV detection. *Plant Soil*, 142, 81–89.
- Shanthaam, S., Mattoo, A.K., 1997. Enhancing biological nitrogen fixation: An appraisal of current and alternative technologies for N input into plants. *Plant Soil*, 194, 205-216.
- Shelp, B. J., Brown P.H., 1997. Boron mobility. *Plant and Soil*, 193, 85-101.
- Shen, Z.G., Li, X.D., Wang, C.C., Chen, H.M., Chua, H., 2002. Lead phytoextraction from contaminated soil with high biomass plant species. *Journal Environmental Quality*, 31, 1893–1900.
- Sheng, X.F., Jiang, C.Y., He, L.Y., 2008. Characterization of plant growth-promoting *Bacillus edaphicus* NBT and its effect on lead uptake by Indian mustard in a lead-amended soil. *Canadian Journal of Microbiology*, 54, 417–22.
- Sheng, X.F., Xia, J.J., 2006. Improvement of rape (*Brassica napus*) plant growth and cadmium uptake by cadmium-resistant bacteria. *Chemosphere*, 64 (6), 1036-42.
- Sieghardt, H., 1988. Schwermetall- und Nahrungsmittelhaltiger Halden im Raum Bleiberg in Karnten (Osterreich). II. Holzpfützen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk*, 151, 21-26.
- Singh, R., Singh, D.P., Kumar, N., Bhargava, S.K., Barman, S.C., 2010. Accumulation and translocation of heavy metals in soil and plants from fly ash contaminated area. *Journal of Environmental Biology*, 31, 421-430.

- Skoric, T.M.Z., Sekulic, P.D., Maksimovic, I.V., Seremesic, S., Ninkov, J.M., Milic, S.B., Vasin, J.R., 2010. Chelate-assisted phytoextraction Effect of EDTA and EDDS on copper uptake by *Brassica napus* L. Journal of the Serbian Chemical Society, 75 (9), 1279–1289.
- Solis-Domínguez, F.A., González-Chávez, M.C., Carrillo-González, R., Rodríguez-Vázquez, R., 2007. Accumulation and localization of cadmium in *Echinochloa polystachya* grown within a hydroponic system. Journal of Hazardous Materials, 141, 630–636.
- SPSS Inc., 2004. SPSS® 13.0 base user's guide. Upper Saddle River: Prentice Hall.
- Sriprang, R., Hayashi, M., Ono, H., Takagi, M., Hirata, K., Murooka, Y., 2003. Enhanced accumulation of Cd⁺² by a Mesorhizobium sp. transformed with a gene from *Arabidopsis thaliana* coding for phytochelatin synthase. Applied and Environmental Microbiology, 69, 1791–1796.
- Stajner, D., Kevresan, S., Gasic, O., Mimica-Dukic, N., Zongli, H., 1997. Nitrogen and *Azotobacter chroococcum* enhance oxidative stress tolerance in sugar beet. Biology Plant, 39, 441-445.
- Sudha, S.N., Jayakumar R., Sekar, V., 1999. Introduction and expression of the *cry1Ac* gene of *Bacillus thuringiensis* in a cereal-associated bacterium, *Bacillus polymyxa*. Current Microbiology, 38, 163-167.
- Sun, Y., Zhou, Q., Diao, C., 2008. Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. Bioresource Technology, 99, 1103–1110.
- Sun, Y., Zhou, Q., Xu, Y., Wang, L., Liang, X., 2011. The role of EDTA on cadmium phytoextraction in a cadmium-hyperaccumulator *Rorippa globosa*. Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology 3 (3), 45-51.
- Süzer, S., 1999. Kolza Tarımı. Edirne Tarım Dergisi, Sayı:12.
- Şahin, F., Çakmakçı, R., Kantar, F., 2004. Sugar beet and barley yields in relation to inoculation with N₂-fixing and phosphate solubilizing bacteria. Plant Soil, 265, 123-129.
- Tandy, S., Schulin, R., Nowach, B., 2006. The influence of EDDS on the uptake of heavy metals in hydroponically grown sunflowers. Chemosphere, 62, 1454–1463.
- Tessier, A., Campbell, P., Bisson, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, 51, 844.
- Thomas, P., 2001. Effect of moisture on canola growth. the grower's manual. <http://canola-council.org/production/moisteff.html>.
- Timmusk, S., Nicande, B., Granhall, U., Tillberg, E., 1999. Cytokinin production by *Paenibacillus polymyxa*. Soil Biology Biochemical, 31, 1847-1852.
- Toppi, S., Gabrielli, R., 1999. Response to cadmium in higher plants. Environmental and Experimental Botany, 41, 105-130.
- TOVEP, 1991. Türkiye Toprakları Verimlilik Envanteri. T.C. Tarım Orman ve Köy İşleri Bakanlığı. Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü.
- Turan, M., Angın, İ., 2004. Organic chelate assisted phytoextraction of B, Cd, Mo and Pb from contaminated soils using two agricultural crop species. Acta Agriculture Scandinavica Section B. Plant Soil Science, 54, 221-231.

- Turan, M., Estringu, A., 2007. Phytoremediation based on canola (*Brassica napus* L.) and Indian mustard (*Brassica juncea* L.) planted on spiked soil by aliquot amount of Cd, Cu, Pb and Zn. *Plant Soil Environment*, 1, 7–15.
- Umrania, V.V., 2006. Bioremediation of toxic heavy metals using acidothermophilic autotrophes. *Bioresource Technology*, 97, 1237–42.
- Usman, A.R.A., Mohamed, H.M., 2009. Effect of microbial inoculation and EDTA on the uptake and translocation of heavy metal by corn and sunflower. *Chemosphere*, 76, 893–899.
- Verma, S., Dubey, R.S., 2003. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Science*, 164, 645–655.
- Wagner, G.J., 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Advances in Agronomy*, 51, 173–212.
- Walker, J.M., Southworth, R.M., Rubin, A.B., 1997. US Protection Agency regulations and other stakeholder activities affecting the agricultural use of by-products and wastes. In: Rechcigl, J.E., MacKinnon, H.C. (Eds.), *Agricultural Uses of By-Products and Wastes*. American Chemical Society, Washington DC, pp. 28–40.
- Wani, P.A., Khan, M.S., Zaidi, A., 2008. Chromium-reducing and plant growth-promoting *Mesorhizobium* improves chickpea growth in chromium-amended soil. *Biotechnology Letters*, 30, 159–163.
- Watanabe, M.E., 1997. Phytoremediation on the brink of commercialization. *Environmental Science and Technology*, 31 (4), 182–186.
- Wenzel, W.W., Lombi, E., Adriano, D.C., 1999. Biogeochemical processes in the rhizosphere: role in phytoremediation of metal-polluted soils. In: Prasad, M.N.V. and Hagemeyer, J., Editors. *Heavy Metal Stress in Plants: from Molecules to Ecosystems*, Springer, New York, pp. 273–303.
- Wenzel, W.W., Unterbrunner, R., Sommer, P., Sacco, P., 2003. Chelate-assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and lysimeter experiments. *Plant and Soil*, 249, 83–96.
- Wu, C. S., Cheung, C.K., Luo, M.Y., Wong, H.M., 2005. Effects of inoculation of plant growth promoting rhizobacteria on metal uptake by *Brassica juncea*. *Environmental Pollution*, 140, 124–135.
- Wu, J., Hsu, F.C., Cunningham, S.D., 1999. Chelate-assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake, and translocation constraints. *Environmental Science Technology*, 33 (11), 1898–1904.
- Wu, L.H., Luo, Y.M., Xing, X.R., Christie, P., 2004. EDTA enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk. *Agricultural Ecosystem Environmental*, 102, 307–318.
- Xiong, Z.T., 1998. Lead uptake and effects on seed germination and plant growth in a Pb hyperaccumulator *Brassica Pekinensis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60, 285–291.
- Yıldız, N., 1996. Tarımsal faaliyetlerin toprak ekosistemi üzerine olumsuz etkileri. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*. 27 (2), 324–333.
- Yıldız, N., 2001. Toprak kirlenici bazı ağır metallerin (Zn, Cu, Cd, Pb, Co ve Ni) belirlenmesinde kullanılan yöntemler. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 32 (2), 207–213 Erzurum.

- Yıldız, N., 2005a. Response of tomato and corn plants to increasing Cd levels in nutrient culture. *Pakistan Journal of Botany*, 37 (3), 593-599.
- Yıldız, N., 2005b. Effects of Pb levels on growth and mineral contents of different corn cultivars grown in nutrient culture. *Bangladesh Journal Botany*, 34 (2), 91-94.
- Yıldız, N., 2008. Bitki beslenmesinin esasları ve bitkilerde beslenme bozukluğu belirtileri. Eser ofset matbaacılık, 1-304, Erzurum.
- Zahir, A.Z., Arshad, M., Frankenberger, W.T., 2004. Plant growth promoting rhizobacteria: Applications and perspectives in agriculture. *Advances Agronomy*, 81, 97-168.
- Zaidi, S., Usmani, S., Singh, B.R., Musarrat, J., 2006. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ-101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. *Chemosphere*, 64, 991-7.
- Zaier, H., Ghnaya, T., Rejeb, K.B., Lakhdar, A., Rejeb, S., Jernal, F., 2010. Effects of EDTA on phytoextraction of heavy metals (Zn, Mn and Pb) from sludge-amended soil with *Brassica napus*. *Bioresource Technology* 101, 3978-3983.
- Zhang, X., Xia, H., Li, Z., Gao, B., 2010. Potential of four forage grasses in remediation of Cd and Zn contaminated soils. *Bioresource Technology*, 101, 2063-2066.
- Zhang, Z.C., Gao, X., Qiu, B.S. 2008. Detection of phytochelatin in the hyperaccumulator *Sedum alfredii* exposed to cadmium and lead. *Phytochemistry*, 69, 911-918.
- Zhao, D., Osterhuis, D.M., 2002. Cotton carbon exchange, nonstructural carbohydrates, and boron distribution in tissues during development of boron deficiency. *Field Crops Research*, 78, 75-87.
- Zheng, L.J., Liu, X.M., Ursula, L.M., Peer, T., 2011. Effects of lead and EDTA-Assisted lead on biomass, lead uptake and mineral nutrients in *Lespedeza chinensis* and *Lespedeza davidii*. *Water Air Soil Pollution*, 220, 57-68.
- Zhou, Q.X., Song, Y.F., 2004. Remediation of contaminated soils principles and methods. Beijing, China Sciences Pres.
- Zhuang, P., Yang, Q.W., Wang, H.B., Shu, W.S., 2007. Phytoextraction of Heavy Metals by Eight Plant Species in the Field. *Water Air Soil Pollution*, 184, 235-242.
- Zhuang, P., Ye, Z.H., Lan, C.Y., Xie, Z.W., Shu, W.S. 2005. Chemically assisted phytoextraction of heavy metals contaminated soils using three plant species. *Plant Soil*, 276, 153-162.
- Zhuang, X.L., Chen, J., Shim, H., Bai, Z., 2007. New advances in plant growth-promoting rhizobacteria for bioremediation. *Environmental International*, 33, 406-413.

ÖZGEÇMİŞ

Erzurum'da 1979 yılında doğdu. İlk, orta, lise öğrenimini Erzurum'da tamamladı. 1997 yılında girdiği Ziraat Fakültesi Peyzaj Mimarlığı Bölümü'nden 2001 yılında mezun oldu. 2002-2005 yılları arasında, Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans öğrenimini bitirdi ve 2005 yılında aynı anabilim dalında doktora programına başladı. Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bölümünde 2006 yılından beri Araştırma Görevlisi olarak çalışmaktadır.