



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



Doktora Tezi

**BİYOKÖMÜRÜN ESKİ MADEN TEKNOSOLÜNDEKİ
POTANSİYEL TOKSİK METALLERİN HAREKETLİLİK VE
BİYOLOJİK ALINABİLİRLİĞİNE ETKİSİ**

Ibrahim ALIDOU ARZIKA

Biyoloji Anabilim Dalı

Botanik Programı

**DANIŞMAN
Prof. Dr. Gülriz BAYÇU KAHYAOĞLU**

**II. DANIŞMAN
Prof. Dr. Domenico MORABITO**

Haziran, 2019

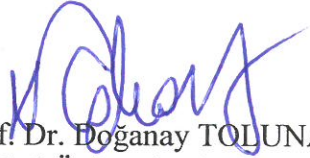
İSTANBUL

Bu çalışma, 28.06.2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Biyoloji Anabilim Dalı, Botanik Programında Doktora tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi



Prof. Dr. Gülriz BAYÇU KAHYAOĞLU (Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi



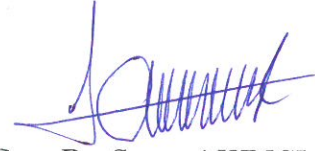
Prof. Dr. Doğanay TOLUNAY
İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Orman Fakültesi



Prof. Dr. Tamer ÖZCAN
İstanbul Üniversitesi
Fen Fakültesi



Prof. Dr. Ender MAKİNECİ
İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa
Orman Fakültesi



Doç. Dr. Şener AKINCI
Marmara Üniversitesi
Fen - Edebiyat Fakültesi



20.04.2016 tarihli Resmi Gazete’de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, İstanbul Üniversitesi’nin aboneli olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Fen Bilimleri Enstitüsü’nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun rapor alınmıştır.

ÖNSÖZ

Her şeyden önce, Türkiye'de kalmamı mümkün kılan Türkiye Bursları (YTB) 'na teşekkür etmek istiyorum. Türkiye ve Nijer gibi farklı ülkeler arasındaki akademik işbirliğini ve öğrenci değişimini sağlayan bu bursun çok faydalı olduğunu düşünüyorum. Gerek akademik bilginin aktarılması ve gerekse kültürel çeşitliliğin tanıtılması açısından büyük önem taşımaktadır.

Tez Danışmanım, **İstanbul Üniversitesi Öğretim Üyesi Prof. Dr. Gülriz Bayçu**'ya içten teşekkürlerimi sunarım. Bana her zaman yol gösteren İkinci Danışmanım, **Orléans Üniversitesi Öğretim Üyesi Prof. Dr. Domenico Morabito**'ya teşekkür ediyorum. Detaylı çalışmalarım için ihtiyaç duyduğum tüm olanakları sağladılar.

Bu tezde sunulan çalışma, **Erasmus** programının desteğiyle Fransa'da bulunduğum bir yıl süresince, Orléans Üniversitesi LBLGC laboratuvarının direktörü **Prof. Dr. Steve Tani**'nin laboratuvarlarını bana açmasıyla gerçekleştirildi.

Orléans Üniversitesi'nde bulunduğum süre içerisinde tavsiyelerini, yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen LBLGC laboratuvarının tüm üyelerine, özellikle **Dr. Sylvain Bourgerie, Florie Miard, Manhattan Lebrun** ve **Romain Nandillon**'a teşekkür etmek istiyorum.

Tez İzleme Komitesi üyelerinden İstanbul Üniversitesi Öğretim Üyesi **Prof. Dr. Tamer Özcan**'a ve Marmara Üniversitesi'nden **Prof. Dr. Şener Akıncı**'ya bana zaman ayırabildikleri, soruları ve önerileri ile ilerlememe katkı sağladıkları için teşekkür ederim.

Ayrıca, İstanbul Üniversitesi Biyoloji Bölümü Başkanı **Prof. Dr. Mahmut Çalışkan**, Biyoloji Bölümü Botanik Anabilim Dalı Başkanı **Prof. Dr. Gül Cevahir Öz**'e ve bana yardımcı olan tüm akademisyen ve diğer çalışanlara teşekkürlerimi sunarım.

Toprak örneklerinin analizinde destek olan, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Orman Fakültesi Öğretim Üyelerinden **Prof.Dr. Ömer Karaöz, Prof. Dr. Ender Makineci, Prof. Dr. Doğanay Tolunay** ve **Dr. Öğr. Üyesi Serdar Akburak**'a teşekkürü bir borç bilirim.

Laboratuvardaki arkadaşlarıma ve araştırmacılara verdikleri moral ve entelektüel destek için teşekkür ediyorum. Dersler ve sınavlarla ilgili yoğun programına rağmen, tezimin Türkçe çevirisinde bana yardım etmeyi kabul eden sevgili öğrenci arkadaşım **Mustafa Erkaya**'ya ve tercüme edilen tezdeki düzeltmelerin yapılmasında büyük yardımlarını gördüğüm **Uzm. Hilal Eroğlu** ve **Uzm. Seda Karadağ Kılınç** 'a teşekkür ederim.

Tüm aileme, değerli desteklerine, özellikle de **babama, anneme, karıma, erkek kardeşlerime, kız kardeşlerime** ve her zaman bana rehberlik etmek için orada olan amcam **Bontianti Abdou**'ya şükranlarımı sunarım.

Haziran 2019

Ibrahim ALIDOU ARZIKA

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ	iv
İÇİNDEKİLER.....	v
ŞEKİL LİSTESİ	x
TABLO LİSTESİ.....	xv
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ	xviii
ÖZET	xxi
SUMMARY	xxiii
1. GİRİŞ	1
2. GENEL KISIMLAR.....	6
2.1. TOPRAKLAR.....	6
2.1.1. Toprak Bileşenleri	6
2.1.1.1. Katı Faz	7
2.1.1.2. Sıvı Faz.....	7
2.1.1.3. Gaz Fazı	8
2.1.2. Topraktaki Kirletici Çeşitleri.....	8
2.1.3. Topraktaki Ağır Metaller.....	8
2.1.3.1. Kurşun (Pb)	10
2.1.3.2. Arsenik (As).....	11
2.1.4. Bazı Kavramların Tanımı	12
2.1.4.1. Kirlenmiş Toprak.....	12
2.1.4.2. Kirletilmiş Toprak	12
2.1.4.3. Teknosol	12
2.1.4.4. Hareketlilik.....	13
2.1.4.5. Biyo-alınabilirlik	13
2.1.5. Topraktaki Metalik İz Elementlerin Belirlenmesi	13
2.1.6. Potansiyel Toksik Elementlerin Hareketliliğiyle İlişkili Toprak Elementleri.....	13
2.1.6.1. Primer Mineraller	13
2.1.6.2. Sekonder Mineraller.....	15
2.1.6.3. Organik Madde	16

2.1.7.	Metallerin Toprakta Tutulma ve Serbest Bırakılma Mekanizmaları.....	16
2.1.8.	Potansiyel Toksik Elementlerin Toprak Hareketliliğini Etkileyen Parametreler.....	17
2.1.8.1.	Toprak Reaksiyonu (pH)	17
2.1.8.2.	Redoks Potansiyeli	18
2.1.8.3.	Biyolojik Aktivite	18
2.1.9.	Biyokömür.....	19
2.1.9.1.	Biyokömürün Tarihçesi	19
2.1.9.2.	Biyokömürün Tanımları	20
2.1.9.3.	Biyokömür Üretimi.....	20
2.1.9.4.	Biyokömürün Fiziko-kimyasal Özellikleri.....	23
2.1.9.5.	Biyokömür Kullanan Sektörler.....	25
2.1.9.6.	Biyokömürün Toprak Verimliliğine Etkisi.....	26
2.1.9.7.	Enerji Kaynağı Olarak Biyokömür	27
2.1.9.8.	Biyokömür ve Küresel Isınmanın Azaltılması	27
2.1.9.9.	Kirlenmiş Toprak Yönetiminde Bir Araç Olarak Biyokömür.....	28
2.1.10.	Kirlenmiş Yerlerin Arıtım Teknikleri.....	30
2.1.10.1.	Fitoremediasyon.....	32
2.1.11.	Model Türler.....	35
2.1.11.1.	<i>Ailanthus altissima</i> (Miller) Swingle.....	35
2.1.11.2.	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.....	38
3.	MALZEME VE YÖNTEM.....	42
3.1.	TOPRAK ÖRNEKLERİNİN ALINDIĞI PONTGIBAUD MADENİ.....	42
3.2.	BİTKİSEL MATERYALLERİN HAZIRLANMASI: TOHUM TOPLAMA	43
3.3.	KULLANILAN BİYOKÖMÜR.....	46
3.4.	KULLANILAN KOMPOST	46
3.5.	BİYOKÖMÜR VE KOMPOST ANALİZİ	47
3.6.	BİRİNCİ UYGULAMA	48
3.6.1.	Bitkisel Materyal: <i>Ailanthus altissima</i> (Miller) Swingle Tohumlarının Çimlendirilmesi	48
3.6.2.	Yetiştirme Koşulları	49
3.6.3.	Toprak Tekstürünün Belirlenmesi	50
3.6.4.	Toprak Gözenek Suyu Analizi	51
3.6.5.	Toprağın Su Tutma Kapasitesi	53
3.6.6.	Bitki Büyümesi, Hasat, Bitki Organlarında As ve Pb Analizleri	53

3.6.7.	Verilerin İstatistiksel Analizi.....	56
3.6.8.	Birinci Mezokozm Uygulama Planı	57
3.7.	İKİNCİ UYGULAMA.....	58
3.7.1.	<i>Robinia pseudoacacia</i> Tohumlarının Çimlendirilmesi	58
3.7.2.	Biyokömür ve Kompost	58
3.7.3.	Test Koşulları	58
3.7.4.	Toprak Gözenek Suyu Analizi	59
3.7.5.	Bitki Büyümesi	60
3.7.6.	Bitki Hasatı, Bitki Organlarında As ve Pb Analizleri	61
3.7.7.	Fotoğraf ve Şekil Analizi.....	64
3.7.8.	İstatistiksel Analiz	65
3.7.9.	İkinci Mezokozm Uygulama Planı	67
3.8.	ÜÇÜNCÜ UYGULAMA	68
3.8.1.	Deneysel Substratın Hazırlanması.....	68
3.8.2.	Osmokot Solüsyonunun Hazırlanması	69
3.8.3.	Bitki Malzemesinin Hazırlanması	69
3.8.4.	Toprak Gözenek Suyu Analizi	70
3.8.5.	Bitki Hasatı ve Analizi	70
3.8.5.1.	<i>Adım 1: Farklı Partilerin Hazırlanması</i>	70
3.8.5.2.	<i>Adım 2: Metalik İz Elementlerin Bitkilerde Dağılımı</i>	72
3.8.5.3.	<i>Adım 3: Kökte Adsorbe Edilmiş Pb ve As Tayini (Sadece Bölüm 3 için (Pontgibaud + kompost + biyokömür + osmokot))</i>	73
3.8.6.	Translokasyon Faktörü (TF) Belirlenmesi	73
3.8.7.	Biyoakümülyasyon Faktörü (BF) Belirlenmesi.....	74
3.8.8.	Üçüncü Mezokozm Uygulama Planı.....	75
4.	BULGULAR.....	76
4.1.	BİRİNCİ UYGULAMA	76
4.1.1.	Biyokömürün ve Kompostun Fiziko-kimyasal Özellikleri	76
4.1.2.	Toprak Tekstürünün Belirlenmesi	77
4.1.3.	Toprağın Kimyasal Özellikleri	78
4.1.4.	Toprak Gözenek Suyunun Kimyasal Özellikleri.....	79
4.1.5.	Toprak Gözenek Suyundaki Pb ve As Konsantrasyonu (mg l ⁻¹).....	80
4.1.6.	Bitki Büyümesi	82
4.1.7.	Bitkilerin Kuru Ağırlığı (g)	82

4.1.8.	<i>Ailanthus altissima</i> Bitkisinin Farklı Organlarında Pb Konsantrasyonu (mg kg ⁻¹)	84
4.1.9.	<i>Ailanthus altissima</i> Bitkisinin Farklı Organlarında As Konsantrasyonu (mg kg ⁻¹)	86
4.2.	İKİNCİ UYGULAMA	88
4.2.1.	Toprağın ve İyileştiricilerin Özellikleri	88
4.2.2.	Toprak Analizi	89
4.2.3.	Toprak Gözenek Suyu Analizi	89
4.2.4.	Toprak Gözenek Suyundaki Pb ve As Konsantrasyonu	91
4.2.5.	Bitki Büyümesi	92
4.2.6.	Bitkilerin Kuru Ağırlıkları	93
4.2.7.	<i>Robinia pseudoacacia</i> Morfolojisi Üzerindeki Uygulama Etkilerinin İstatistiksel Değerlendirmesi	94
4.2.8.	Organların Pb Konsantrasyonları	99
4.2.9.	Organların As Konsantrasyonları	101
4.3.	ÜÇÜNCÜ UYGULAMA	103
4.3.1.	Gübre Osmokot Bileşimi	103
4.3.2.	Toprak Gözenek Suyu Kimyasal Özellikleri	104
4.3.2.1.	Toprak Reaksiyonu (pH)	104
4.3.2.2.	EC (Elektriksel İletkenlik)	105
4.3.3.	Toprak Gözenek Suyundaki As ve Pb Konsantrasyonları	105
4.3.4.	Kuru Ağırlık Biyokütlesi	107
4.3.5.	<i>Ailanthus altissima</i> 'nın Farklı Organlarında As Konsantrasyonu	108
4.3.6.	<i>Ailanthus altissima</i> 'nın Farklı Organlarında Pb Konsantrasyonu	109
4.3.7.	Translokasyon Faktörü (TF)	110
4.3.8.	Biyoakümülyasyon Faktörü (BF)	111
4.3.9.	Köklerde Absorplanan ve Adsorbe Edilen As Konsantrasyonu (osm+)	111
4.3.10.	Köklerde Absorplanan ve Adsorbe Edilen Pb Konsantrasyonu (osm+)	112
5.	TARTIŞMA VE SONUÇ	114
5.1.	TARTIŞMA	114
5.1.1.	Kirlenmiş Topraklarda İyileştiricilerin Rolü	114
5.1.2.	Biyokömür ve Kompostun Toprak ve Toprak Gözenek Suyunun Fiziko-Kimyasal Özelliklerine Etkisi	114
5.1.3.	İyileştiricilerin Toprak Mikroorganizmalarına Etkisi (EK 3.1 bakınız)	118
5.1.4.	Bitkilerin Biyokütle Üretiminde Biyokömür ve Kompostun Etkileri	118
5.1.5.	Farklı Bitkilerin Farklı Organlarında Pb ve As Konsantrasyonları	120

5.2. SONUÇ	123
KAYNAKLAR.....	125
EKLER	138
EK 1: BİRİNCİ MEZOKOZM	138
EK 2: İKİNCİ MEZOKOZM.....	139
EK 3: ÜÇÜNCÜ MEZOKOZM	140
ÖZGEÇMİŞ	147



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Periyodik element tablosu.....	10
Şekil 2.2: Temel olarak toprakta ağır metal tutma ve salınımının fiziko-kimyasal mekanizmaları (Manceau ve diğ., 2002, Deschamps ve diğ., 2006).....	17
Şekil 2.3: Piroliz santrifüj reaktörü (PSR) (Bruun ve diğ., 2011).....	22
Şekil 2.4: Yavaş piroliz tarafından üretilen odun kaynaklı bir biyokömürün makro gözenekliliğini gösteren taramalı elektron mikroskobu (SEM) görüntüsü: Biyokömür örnekleri krom kaplanmış ve bir FEI Quanta 200 çevre taramalı elektron mikroskobu (ESEM) üzerinde 20kV ışın enerjisi ile görüntülenmiştir (Lehmann ve Joseph, 2009).....	23
Şekil 2.5: Sıcaklığın biyokömür özelliklerine etkisi (Nanda ve diğ., 2016).....	24
Şekil 2.6: Biyokömürün kullanıldığı sektörler.....	26
Şekil 2.7: Biyokömür ve ağır metaller arasındaki etkileşim mekanizmaları (Li ve diğ., 2017).....	29
Şekil 2.8: Kirlenmiş saha arıtma sürecinin farklı teknikleri (Rudolph, 2011).....	31
Şekil 2.9: Bazı farklı fitoremediasyon teknikleri (Pilon-Smits, 2005).	33
Şekil 2.10: Çiçeklenme dönemindeki bir <i>Ailanthus altissima</i> dalı ve tohum içeren meyve örneği (Britton ve Brown, 1913).....	37
Şekil 2.11: Çiçeklenme dönemindeki bir <i>Robinia pseudoacacia</i> dalı, yaprak ve tohum içeren meyve örneği (R.Jancel, Fiches descriptives).....	38
Şekil 3.1: Pontgibaud Madeni'nin genel görünümü ve toprak (Teknosol) örneği alınan bölge (Clermont Ferrand-Fransa).	42
Şekil 3.2: Pontgibaud bölgesinin pH, EC, [Pb] ve [As] değerlerinin haritalanması (Romain 2019).....	43
Şekil 3.3: <i>Ailanthus altissima</i> (Lokasyon: Fatih, İstanbul).	44
Şekil 3.4: <i>Ailanthus altissima</i> tohumları.	44
Şekil 3.5: <i>Robinia pseudoacacia</i> (Lokasyon: İstanbul Üniversitesi, Botanik Bahçesi).	45
Şekil 3.6: <i>Robinia pseudoacacia</i> tohumları.	45

Şekil 3.7: Kullanılan biyokömür örnekleri (LW: yumuşak odun biyokömürü, HW: sert odun biyokömürü ve PW: çam odunu biyokömürü).	46
Şekil 3.8: Kullanılan ticari kompost (Scotts Fransa SAS).	47
Şekil 3.9: <i>Ailanthus altissima</i> 'da perlit üzerinde tohum çimlendirilmesi (ilk gün).	48
Şekil 3.10: Çimlenen ve gelişen <i>Ailanthus altissima</i> fideleri (29 gün sonra).	49
Şekil 3.11: Farklı koşullardaki multipot örnekleri (400 ml).	50
Şekil 3.12: Toprak tekstürü belirleme prosedürü.	51
Şekil 3.13: Toprak gözenek suyu analizi (Rhizon®, model MOM, Rhizosphere Research Products, Wageningen, Netherlands).	52
Şekil 3.14: pH ölçüm cihazı (pH metre, FE20 / EL20, Mettler-Toledo AG 2007).	52
Şekil 3.15: Elektriksel iletkenlik ölçüm cihazı (CDM210 CONDUCTIVITY METER, Meter Lab®).	52
Şekil 3.16: 36 gün sonra hasat edilen <i>Ailanthus altissima</i> bitkileri, Teknosol (P); P + %5 kompost (PC); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW) ve PPW +%5 kompost (PPWC).	54
Şekil 3.17: Mikrodalga Fırın (Multiwave ECO, Anton Paar).	55
Şekil 3.18: ICP-AES (Plazma Atomik Emisyon Spektroskopisi- ULTIMA 2, HORIBA, Labcompare, San Francisco, California).	56
Şekil 3.19: Birinci mezokozm deneyinin şeması.	57
Şekil 3.20: <i>Robinia pseudoacacia</i> deneyi bitki örnekleri. P= kirli toprak (Teknosol) koşulu, PB= P+ %5 sert odun biyokömürü, PC= P+ %5 kompost ve PBC= P+ %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost.	59
Şekil 3.21: Gözenek suyu analizinden bir kesit (Rhizon®, model MOM, Rhizosphere Research Products, Wageningen, Netherlands).	60
Şekil 3.22: Haftalık bitki büyümesi ölçümleri.	61
Şekil 3.23: Farklı uygulamalarda, 71 gün sonra hasat edilen <i>Robinia pseudoacacia</i> bitkileri. P= kirli toprak (Teknosol) koşulu, PB= P+ %5 sert odun biyokömürü, PC= P+ %5 kompost ve PBC= P+ %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost.	62
Şekil 3.24: Farklı uygulamalarda, 71 gün sonra hasat edilen <i>Robinia pseudoacacia</i> kökleri ve köklerde gelişen nodüller. P= kirli toprak (Teknosol) koşulu, PB= P+ %5 sert odun biyokömürü, PC= P+ %5 kompost ve PBC= P+ %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost.	63

Şekil 3.25: İkinci mezokozm deneyinin şeması.	67
Şekil 3.26: Karışık toprak örnekleri (kirli toprak (Teknosol) + %5 sert ağaç biyokömürü + %5 kompost).	68
Şekil 3.27: Kullanılan osmokot gübresi.	69
Şekil 3.28: Uygulama grubu (toplam n=80; osm+ (n=40) ve osm- (n=40); Fransa'da INRA seraları).	70
Şekil 3.29: Farklı uygulamalarda, 109 gün sonra hasat edilen <i>Ailanthus altissima</i> bitkileri (osm- = kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost ve osm+ = kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost + osmokot).	71
Şekil 3.30: Farklı uygulamalarda, 109 gün sonra deney hasat edilen <i>Ailanthus altissima</i> bitkileri örnek (osm- = kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost ve osm+ = kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost + osmokot).	72
Şekil 3.31: Üçüncü mezokozm deneyinin şeması.	75
Şekil 4.1: Farklı uygulamalarda 36 gün sonra <i>Ailanthus altissima</i> bitkilerinin büyümesi L (cm): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler, uygulama grupları arasında anlamlı bir fark olmadığını göstermektedir ($p < 0,05$) (n= 10).	82
Şekil 4.2: 36 gün süreyle farklı koşulda yetiştirilen <i>Ailanthus altissima</i> organlarının kuru ağırlıkları (g): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) (n = 5-8).	83
Şekil 4.3: 36 gün süreyle farklı koşulda yetiştirilen <i>Ailanthus altissima</i> organlarındaki Pb konsantrasyonu (mg kg^{-1}): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) (n = 5-8).	85
Şekil 4.4: 36 gün süreyle farklı koşulda yetiştirilen <i>Ailanthus altissima</i> organlarındaki As konsantrasyonu (mg kg^{-1}): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) (n = 5-8).	87

- Şekil 4.5:** 71 gün süreyle farklı uygulamalarda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* bitkilerinin büyümesi L (cm): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olmadığını göstermektedir. (p <0,05) (n=4 ± SE). 93
- Şekil 4.6:** 71 gün süreyle farklı koşulda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* organlarının kuru ağırlıkları (g): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları organlar arasında anlamlı bir farklılık olmadığını göstermektedir (p <0,05) (n=4 ± SE). 94
- Şekil 4.7:** *Robinia pseudoacacia* türünde dört farklı uygulama için ayırt edici fonksiyon analizi. Teknosol kirli toprak (P); Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). 98
- Şekil 4.8:** 71 gün süreyle farklı koşulda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* organlarındaki Pb konsantrasyonu (mg kg⁻¹): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 Kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir (p <0,05) (n=4 ± SE). 100
- Şekil 4.9:** 71 gün süreyle farklı koşulda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* organlarındaki Pb konsantrasyonu (mg kg⁻¹): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. (p <0,05) (n=4 ± SE). 102
- Şekil 4.10:** 109 günlük osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot) uygulamalarından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen pH değerleri. Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. (p <0,05) (n=5 ± SE). 104
- Şekil 4.11:** 109 günlük osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot) uygulamalarından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen EC değerleri. Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir fark olmadığını göstermektedir. (p <0,05) (n=5 ± SE). 105
- Şekil 4.12:** 109 günlük osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot) uygulamalarından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen As konsantrasyonları (mg l⁻¹). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir (p <0,05) (n=3 ± SE). 106

- Şekil 4.13:** 109 günlük osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot) uygulamalarından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen Pb konsantrasyonları (mg l^{-1}). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=3 \pm \text{SE}$). 107
- Şekil 4.14:** 109 gün süreyle iki farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarının kuru ağırlıkları (g): osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm \text{SE}$). 108
- Şekil 4.15:** 109 gün süreyle iki farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarındaki As konsantrasyonu (mg kg^{-1}): osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=4 \pm \text{SE}$). 109
- Şekil 4.16:** 109 gün süreyle iki farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarındaki Pb konsantrasyonu (mg kg^{-1}): osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. ($p < 0,05$) ($n=4 \pm \text{SE}$). 110
- Şekil 4.17:** 109 gün süreyle osm+ uygulamasında yetiştirilen *Ailanthus altissima* köklerinde absorplanan ve adsorbe edilen As konsantrasyonu (mg kg^{-1}): Total (absorbe ve adsorbe edilen As konsantrasyonu, yıkanmayan kökler); CaCl_2 , EDTA ve HCl ile yıkanan kökler. Harfler kimyasal reaktifler arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm \text{SE}$). 112
- Şekil 4.18:** 109 gün süreyle osm+ uygulamasında yetiştirilen *Ailanthus altissima* köklerinde absorplanan ve adsorbe edilen Pb konsantrasyonu (mg kg^{-1}): Total (absorbe ve adsorbe edilen As konsantrasyonu, yıkanmayan kökler); CaCl_2 , EDTA ve HCl ile yıkanan kökler. Harfler kimyasal reaktifler arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm \text{SE}$). 113

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1: Toprak mineral elementlerinin boyutlarına ve çaplarına göre sınıflandırılması (Duchaufour 2001).	7
Tablo 2.2: Kurşunun kimyasal özellikleri (Galvez-Cloutier ve Lefrançois, 2005).	11
Tablo 2.3: Arseniğin fiziko-kimyasal özellikleri (Quemeneur, 2008; La Rocca ve diğ., 2010).	12
Tablo 2.4: Kayaçlara göre oluşan minerallerin cinsi.	14
Tablo 2.5: Biyokömürün sözlüklerde bulunan bazı tanımları.	20
Tablo 2.6: Farklı piroliz işlemleriyle elde edilen kuru odun esaslı ürün verimi (Mohan ve diğ., 2006).	21
Tablo 2.7: Farklı hammaddelerden yapılan biyokömürlerin aynı piroliz sıcaklığındaki (600 °C) fiziko-kimyasal özellikleri (Rées, 2014).	25
Tablo 2.8: <i>Ailanthus altissima</i> 'nın klasik sınıflandırılması (Lisan, 2011).	36
Tablo 2.9: <i>Robinia pseudoacacia</i> 'nın klasik sınıflandırılması.	39
Tablo 3.1: Su tutma kapasitesinin belirlenmesi (Karaöz, 1989).	53
Tablo 3.2: Dört farklı uygulama ile yetiştirilen <i>Robinia pseudoacacia</i> bitki organlarında biyokütle oranları: Teknosol kirli toprak (P), P + %5 sert odun biyokömürü (PB), P + %5 kompost (PC) and P + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC).	65
Tablo 4.1: Biyokömürün ve kompostun fiziko-kimyasal özellikleri, pH, EC = elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$), STK = su tutma kapasitesi (%). LW = yumuşak odun biyokömürü; HW = sert odun biyokömürü; PW = çam odunu biyokömürü. Harfler anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n = 5$). *: bu parametreler için tekrarlamaya yapılmamıştır ve ND: analizi yapılmamıştır.	77
Tablo 4.2: Toprakların tekstür analizi: Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol +%5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW +%5 kompost (PHWC); PPW +%5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC).	77
Tablo 4.3: Toprağın kimyasal özellikleri (pH, elektriksel iletkenlik (EC) ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ve su tutma kapasitesi (STK (%)): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol +%5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW +%5 kompost (PHWC); teknoşol +%5 çam odunu biyokömürü	

(PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. ($p < 0,05$) ($n = 5$). 79

Tablo 4.4: Toprak gözenek suyunun (TGS) kimyasal özellikleri (pH ve elektriksel iletkenlik (EC) ($\mu\text{S cm}^{-1}$): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). pH ve EC başlangıçta (T0) ve deney sonunda (T36) (T36-B: bitkisiz saksı; T36+B: bitkili saksı) ölçülmüştür. Küçük harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. Büyük harfler ise T0 ile T36 arasındaki anlamlı farklılığı belirtmektedir ($p < 0,05$) ($n = 3$). 80

Tablo 4.5: Toprak gözenek suyundaki Pb ve As konsantrasyonları (mg l^{-1}): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Pb ve As konsantrasyonu başlangıçta (T0) ve deney sonunda (T36) (T36-B: bitkisiz saksı; T36+B: bitkili saksı) şeklinde ölçülmüştür. Küçük harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. Büyük harfler ise T0 ile T36 arasındaki anlamlı farklılığı belirtmektedir ($p < 0,05$) ($n = 3$). 81

Tablo 4.6: Biyokömür, kompost ve toprak fiziko-kimyasal özellikleri, pH, EC = elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$), STK = su tutma kapasitesi (%) ve spesifik alan değeri, toplam gözenek hacmi ve ortalama gözenek çapı. B = sert odun biyokömürü. Harfler anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm \text{SE}$). * : bu parametreler için tekrarlamaya yapılmamıştır ve ND: analizi yapılmamıştır. 88

Tablo 4.7: Toprağın kimyasal özellikleri, pH, EC = elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ve STK = su tutma kapasitesi (%): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=3 \pm \text{SE}$). 89

Tablo 4.8: Toprak gözenek suyunun kimyasal özellikleri, pH ve EC = elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). pH ve EC başlangıçta (T0) ve deney sonunda (T71) (T71-P: bitkisiz saksılar ve T71+P: bitkili saksılar) ölçülmüştür. Küçük harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. Büyük harfler ise T0 ile T71 arasındaki anlamlı farklılığı belirtmektedir. ($p < 0,05$) ($n=3 \pm \text{SE}$). 90

Tablo 4.9: Toprak gözenek suyundaki Pb ve As konsantrasyonları (mg l^{-1}): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Pb ve As konsantrasyonu başlangıçta (T0) ve deney sonunda (TF= T71) şeklinde ölçülmüştür. Küçük harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir

farklılık olduğunu göstermektedir. Büyük harfler ise T0 ile TF arasındaki anlamlı farklılığı belirtmektedir. ($p < 0,05$) ($n=3 \pm SE$).....92

Tablo 4.10: *Robinia pseudoacacia* türünün 6 morfolojik parametresinin korelasyon matrisi (Pearson). RMAR: (Ratio between mass of the aerial part and the root part= Toprak üstü kısmının kütlesi ile kök kısmı arasındaki oran), RSAR: (Ratio between the size of the aerial part and the root part= Toprak üstü kısmının boyutu ile kök kısmı arasındaki oran), GRS: (Size Growth rate = boyut büyüme oranı), GRM: (Mass growth rate=kütle büyüme oranı), FPR: (Fourrier power according to the shape of the root part= kök kısmının şekline göre Fourier gücü), FPA: (Fourrier power according to the shape of the aerial part= Toprak üstü kısmının şekline göre Fourier gücü).....95

Tablo 4.11: *Robinia pseudoacacia* türünde Mahalanobis Çifti araştırmalarında kullanılan uygulamalar arasındaki mesafeler. Teknosol kirli toprak (P); Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). 96

Tablo 4.12: *Robinia pseudoacacia* türünde Fisher yönteminin araştırmalarda kullanılan uygulamalar arasındaki mesafeleri. Teknosol kirli toprak (P); Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). 96

Tablo 4.13: *Robinia pseudoacacia* Wilks' Lambda testi (R.a.o yaklaşımı).....97

Tablo 4.14: *Robinia pseudoacacia* özgün değerlerinin farklılık oranı (Eigen values of the discrimination rate).....99

Tablo 4.15: Ticari gübrenin kimyasal bileşimi.....103

Tablo 4.16: Üç farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* bitkisinde Pb ve As Translokasyon Faktörü (TF). P (Teknosol kirli toprak), osm- (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler uygulamalar arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm SE$). 111

Tablo 4.17: Üç farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* bitkilerinin Pb ve As Biyoakümüülasyon Faktörü (BF). P (Teknosol kirli toprak), osm- (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler uygulamalar arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm SE$).....111

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
Ag	: Gümüş
Al	: Alüminyum
As	: Arsenik
Au	: Altın
B	: Bor
Bi	: Bizmut
C	: Karbon
Cd	: Kadmiyum
Co	: Kobalt
Cu	: Bakır
Cr	: Krom
CrO₄²⁻	: Kromat iyonu
Fe	: Demir
HAsO₃⁻	: Hidrojen arsenit iyonu
HAsO₄²⁻	: Hidrojen arsenat iyonu
HCl	: Hidroklorik asit
HCrO₄⁻	: Hidrojen kromat iyonu
HSeO₃⁻	: Hidrojen selenit iyonu
H₂AsO₄⁻	: Dihidrojen arsenit iyonu
Hg	: Civa
HNO₃	: Nitrik asit
K₂O	: Potasyum oksit
MgO	: Magnezyum oksit
Mn	: Manganez
Mo	: Molibden
N	: Azot
Ni	: Nikel
No	: Nobelyum
Pb	: Kurşun
Pt	: Platin

P₂O₅	: Fosforik anhidrik
Sb	: Antimon
Se	: Selenyum
Sn	: Kalay
Ti	: Titanyum
Tl	: Talyum
U	: Uranyum
V	: Vanadium
Zn	: Çinko
Zr	: Zirkonyum

Kısaltmalar	Açıklama
C	: Kompost
°C	: Santigrat derece
CEC	: Katyon değişim kapasitesi
CFPn%	: Fourier gücünün kümülatif yüzdesi
CFU	: Koloni oluşturan birim
C/kg	: Kilogram başına karbon
DFA	: Diskriminant fonksiyon analizi
EC	: Elektriksel iletkenlik
FP	: Fourier gücü
FPA	: Toprak üstü bölümüne göre Fourier gücü
FPR	: Kök bölümüne göre Fourier gücü
g	: Gram
GRM	: Kütlesel büyüme oranı
GRS	: Boyutsal büyüme oranı
ICP-AES	: Plazma Atomik Emisyon Spektroskopisi
LBGC	: Laboratoire Biologique des Ligneux de Grandes Cultures
KA	: Kuru ağırlık
mg kg⁻¹	: Kilogram başına miligram
mg l⁻¹	: Litre başına miligram
mg	: Miligram
MİE	: Metalik iz element
ml	: Mililitre

MPa	: Megapaskal
mS	: Milisiemens
LW	: Yumuşak odun biyokömürü
HW	: Sert odun biyokömürü
PW	: Çam odunu biyokömürü
P	: Kirli toprak (Teknosol)
PB	: Kirli toprak + sert odun biyokömürü
PC	: Kirli toprak + kompost
pH	: Hidrojen potansiyeli
PTE	: Potansiyel toksik element
RMAR	: Toprak üstü bölümünün kütlesi ile kök kütlesi arasındaki oran
RSAR	: Toprak üstü bölümünün boyutu ile kök boyutu arasındaki oran
SMD	: Squared Mahanobis Distance (Kare Mahanobis Mesafe)
STK	: Su tutma kapasitesi
TGS	: Toprak gözenek suyu
T0	: Deneyin başlangıcı
TF	: Deneyin sonu
TOK	: Topraktaki organik karbon
TOM	: Topraktaki organik madde
$\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$	: Saniyede metrekareye mikromol
μl	: Mikrolitre

ÖZET

DOKTORA TEZİ

BİYOKÖMÜRÜN ESKİ MADEN TEKNOSOLÜNDEKİ POTANSİYEL TOKSİK METALLERİN HAREKETLİLİK VE BİYOLOJİK ALINABİLİRLİĞİNE ETKİSİ

Ibrahim ALIDOU ARZIKA

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman : Prof. Dr. Gülriz BAYÇU KAHYAOĞLU

II. Danışman : Prof. Dr. Domenico MORABITO

Endüstri ve madencilik faaliyetlerinden kaynaklanan metal(loid)lerle toprağın kirlenmesi en önemli çevre sorunlarından biridir. Nitekim, metal(loid)ler bozunmazlar ve topraklarda yüksek konsantrasyonlarda birikerek ekosistem üzerinde zararlı etkilere (örn. biyoçeşitlilik kaybı) neden olabilirler. Ayrıca, hayvanlar ve insanlar tarafından temasları ve yanlışlıkla tüketilmeleri sağlık sorunlarına yol açabilir; enzim bileşenlerini değiştirerek fonksiyon kaybına neden olabilirler ve bazı metal(loid)ler kanserojendir. Sonuç olarak, bu tür kirliliklerin etkisini azaltmak için fiziksel veya kimyasal bazlı yöntemler doğrultusunda temizleyici teknikler geliştirilmiştir. Ancak geliştirilen bu teknikler pahalıdır ve normal işleyen biyolojik toprak aktivitelerine zarar verebilir. Fitoremediasyon, düşük maliyetli bir alternatif ve çevre dostu bir teknik olarak toprak metal(loid)lerinin *in situ* mevcudiyetini kontrol etmek için spesifik bitkileri ve ilgili biyotayı kullanan bir iyileştirme metodudur. Bununla birlikte, asidik pH ve yüksek metal konsantrasyonları gibi toprağın bazı fiziko-kimyasal özellikleri nedeniyle bitkisel iyileştirme tekniğinin kurulması zor olabilir. Bu nedenle, toprak şartlarının geliştirilmesi ve fitoremediasyon uygulamalarına uygun hale getirilmesi için iyileştiricilerin uygulanması gerekir. Muhtemel iyileştiriciler arasında, biyokütle pirolizinin ürünü olan biyokömür, son yıllarda toprak verimliliğine olan yararlı etkileri nedeniyle ve aynı zamanda bir metal(loid) sorbent olarak da dikkat çekmektedir. Bu çalışmada, yüksek düzeylerdeki As (539 mg kg⁻¹) ve Pb (11453 mg kg⁻¹) ile kirlenmiş olan eski bir maden (Pontgibaud / Fransa) Teknosolü üzerinde biyokömürün etkilerinin araştırılması amaçlanmıştır. Bu anlamda değerlendirilen üç ana etmen:

(i) toprağın fiziko-kimyasal özellikleri; (ii) metal(loid)lerin topraktaki hareketliliği ve biyoyararlanımı; (iii) toleranslı türlerden olan *Ailanthus altissima* ve *Robinia pseudoacacia*'nın iyileştirici uygulanmış kirli toprakta fitoremediasyon kapasitesi. Teknosol (P) kullanılarak üç farklı mezokozm deneyi yürütülmüştür: (i) %5 üç farklı hammaddeden (yumuşak odun (LW), sert odun (HW) ve çam ağacı odunu (PW)) elde edilen biyokömür ve %5 kompostun (C) ayrı ayrı veya birlikte uygulanması, (ii) %5 sert odun biyokömürü (B) ve %5 kompostun ayrı ayrı veya birlikte uygulanması, (iii) %5 sert odun biyokömürü + %5 kompostun birlikte uygulanması, bu grupların osmoksuz (osm-) ve osmoksuz (osm+) olarak ayrılması. Test edilen model türler olarak, birinci ve üçüncü mezokozmda *Ailanthus altissima*, ikinci mezokozmda ise *Robinia pseudoacacia* bitkileri seçilmiştir. Toprak gözenek suyunda temel kimyasal parametreler ve metal(loid) konsantrasyonları ölçülmüştür. Ayrıca, aynı toprak örneklerinde toprak mikroorganizmalarının analizi yapılmıştır. Ek olarak; iki bitki türü için de büyüme, organların kuru ağırlığı ve metal(loid) konsantrasyonları ile bitkilerdeki dağılımları belirlenmiştir. Sonuçlar, %5 biyokömür ve %5 kompostun Teknosole eklenmesinin toprak pH'ını (1-3 birim) artırdığını; elektrik iletkenliğini, su tutma kapasitesini ve esas olarak Pb hareketliliğini (%89-% 99 oranında) ve toprak gözenek suyunda alınabilirliğini azaltarak toprak koşullarını iyileştirdiğini göstermiştir. Ancak, As konsantrasyonunun kullanılan bu iyileştiricilerle azalmadığı tespit edilmiştir. Ayrıca, osmokot eklenmesi ile toprak bakteri florasında belirgin farklılıklar saptanmıştır. Aktinomisetler, Mikobakterler, Enterobakter ve Azotobakter gruplarına ait mikroorganizmalarda önemli artışlara neden olmuş, toprak gözenek suyundaki Pb ve As konsantrasyonlarında sırasıyla hafif bir artış ve azalmalar meydana gelmiştir (mezokozm 3). Osmokot uygulandığında daha iyi hale gelen sert ağaç odun (HWC) biyokömürü *Ailanthus altissima*'nın büyümesini (mezokozm 1) sağlayan en iyi iyileştiricidir (mezokozm 3). Ancak *Robinia pseudoacacia*, bitki biyokütlesi üretimi yönünden bu iyileştiricilerden etkilenmemiştir (mezokozm 2). Pb ve As'ın en yüksek konsantrasyonları ve dağılımları öncelikle kök sisteminde ve daha sonra gövde ve yapraklarda belirlendi. Bununla birlikte, bitkilerdeki Pb birikimi As'e göre önemli derecede yüksek bulunmuştur. Bitki köklerinin yıkanması için kullanılan reaktifler (CaCl₂, EDTA ve HCl) sonucunda elde edilen verilere göre, kökler üzerinde adsorbe edilen Pb'un EDTA yöntemi ile CaCl₂ ve HCl'den çok daha fazla temizlenebilir olduğu kaydedilmiştir. As için üç çözeltinin de aynı etkiye sahip olduğu belirlenmiştir. Verilerimiz, kirlenmiş topraktaki biyokömür ve kompost uygulamasının toprağın asitliğini azaltarak toprak durumunu iyileştirdiğini, Pb immobilizasyonu için etkili bir şekilde kullanılabileceğini ve böylece biyoyararlanımını azaltabileceğini açıkça göstermiştir. Son olarak, osmokot çözeltisi uygulamasının, fitoremediasyon kapsamında kullanılabilecek aday türler için önemli kriterlerden biri olan bitki biyokütlesi üretiminde en verimli yöntem olduğu ortaya konulmuştur.

Haziran 2019, 171. sayfa.

Anahtar kelimeler: *Ailanthus altissima*, Biyokömür, Metal(loid), Maden toprağı, *Robinia pseudoacacia*.

SUMMARY

Ph.D. THESIS

EFFECT OF BIOCHAR ON THE MOBILITY AND BIOAVAILABILITY OF POTENTIAL TOXIC METALS IN A FORMER MINE TECHNOSOL

Ibrahim ALIDOU ARZIKA

İstanbul University

Institute of Graduate Studies in Sciences

Department of Biology

Supervisor : Prof. Dr. Gülriz BAYÇU KAHYAOĞLU

Co-Supervisor: Prof. Dr. Domenico MORABITO

Soil contamination by metal(loid)s from industry and mining activities is one of the most important environmental problems. Indeed, metal(loid)s are not degradable and can accumulate in soils with high concentrations may cause harmful effects on the ecosystem (e.g. loss of biodiversity). In addition, their contact and accidental consumption by animals and humans can cause health problems: by changing enzyme constituents they may cause loss of function, and some metal(loid)s are considered carcinogenic. Consequently, clean-up techniques such as physical or chemical methods have been developed to reduce the impact of pollution in the soil. However, these techniques are expensive and disturb the normal biological soil activities. One low-cost alternative and environmental friendly remediation technique is phytoremediation, which uses specific plants and the associated biota to control soil metal(loid)s availability *in situ*. Moreover, plant establishment can be difficult due to the soil physico-chemical properties such as acidic pH and environmental phytotoxicity. Thus, amendments need to be applied to improve the soil conditions and phytoremediation applications. Among possible amendments, biochar, the product of biomass pyrolysis, is gathering attention in recent years because of its beneficial effects on soil fertility but also for its ability as metal(loid)s sorbent. In this research, we aimed to investigate the effects of biochar on the technosol collected from a former mine (Pontgibaud/France) which was polluted by high levels of As (539 mg kg⁻¹) and Pb (11453 mg

kg⁻¹). For this purpose, we evaluated three main factors: (i) soil physico-chemical properties; (ii) metal(loid)s mobility and bioavailability in the soil; (iii) phytoremediation ability of tolerant *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* plants in the context of amended contaminated soil. Three different mesocosm experiments were conducted by using technosol (P) amended with (i) 5% three different biochar derived from lightwood (LW), hardwood (HW) and pinewood (PW) and 5% compost (C) separately or in combination, (ii) 5% biochar hardwood (B) and 5% compost separately or in combination, (iii) 5% biochar hardwood in combination with 5% compost + with osmocote (osm+) or without osmocote (osm-). The tested species were *Ailanthus altissima* in the first and third mesocosm and *Robinia pseudoacacia* for the second mesocosm. Metal(loid) concentrations and the main chemical parameters were measured in soil pore water. Moreover, analysis of soil microorganisms were carried out in the same soil samples. Additionally, plant growth, dry weight of the organs and metal(loid)s concentration and distribution were determined for the two plant species. Our results showed that, 5% biochar and 5% compost additions to the Technosol have improved soil conditions by increasing soil pH (1-3 unit), electrical conductivity, water holding capacity and also reduced mainly Pb mobility (by 89 to 99%) and availability in the soil pore water; but As concentration was not diminished by the amendments used. Osmocote addition has also increased soil bacterial flora with a significant increase for microorganisms belong to Actinomycetes, Mycobacteria, Enterobacter and Azotobacter groups, and induced a slight increase and decrease of Pb and As concentrations in soil pore water, respectively (mesocosm 3). Hardwood biochar associated to compost (HWC), allowed the best *Ailanthus altissima* growth (mesocosm 1) and became better when osmocote was applied (mesocosm 3). But *Robinia pseudoacacia* plant biomass production was not affected by these amendments (mesocosm 2). The highest concentration and distribution of Pb or As was determined in the root system following the stems and leaves. However, the accumulation of Pb by plants was significantly more important than As. Usage of reagents (CaCl₂, EDTA and HCl) to wash plant root systems have shown that the Pb adsorbed on the roots was very leachable by EDTA than CaCl₂ and HCl; whereas these three solutions had the same effect on As. It was obtained that the application of biochar and compost on the contaminated soil improved soil condition by decreasing its acidity and can be used successfully to immobilize Pb by reducing its bioavailability for plants. Lastly, application of osmocote solution is highly effective for the production of plant biomass, which is an essential criteria for the good candidate species in phytoremediation.

June 2019, 171. pages.

Keywords: *Ailanthus altissima*, Biochar, Metal(loid)s, Mining soil, *Robinia pseudoacacia*.

1. GİRİŞ

Metal(loid)ler; siyanürler, mineral yağlar, klorlu hidrokarbonlar ve fenollerini içeren çevresel kirleticiler olarak genellikle endüstriye, trafiğe, atık depolama alanlarına, su taşıtlarına ve madencilik işletmelerine yakın yerlerde bulunurlar. Bu kirleticiler farklı özelliklere sahip olabilirler ve çözünürlük, biyoyararlılık, dağılma potansiyeli veya kanserojen özelliğine bağlı olarak farklı etkiler gösterebilirler (Panagos ve diğ., 2013). Kirlenmiş alanlarda toprak kirliliğinin ekosistemler, su, bitkiler, hayvanlar ve insanlar için potansiyel riskler oluşturduğu doğrulanmıştır.

Metal(loid)ler, yer kabuğunun doğal bileşenleridir; kayalarda cevher olarak bulunurlar; örneğin arsenik, sülfür, alüminyum oksit veya mangan oksit, bazı antropojenik faaliyetlerden sonra önemli bir kirlilik sebebi haline gelebilir. Bu metal(loid)lerin ana antropojenik kaynakları aktif veya terk edilmiş madencilik alanlardır (Duruibe ve diğ., 2007). Madencilik işlemlerinden sonra ortamda artık madde olarak kalırlar ya da su ve rüzgâr erozyonuyla daha uzun mesafelere taşınırlar. Toprağın bu tür elementlerle kirlenmesi, çevre ve insan sağlığı için önemli riskler doğurur. Dünya çapındaki toprakları düşündüğümüzde %50'den fazlası metal(loid)ler tarafından kirlenmiştir (Khalid ve diğ., 2016). Metal(loid)ler arsenik, kadmiyum, kurşun, civa, nikel, çinko vb. elementleri içerirler (Duruibe ve diğ., 2007; Panagos ve diğ., 2013).

Bu elementler arasında arsenik (As), yaşamın her alanında ve çevrenin her yerinde çok zehirli bir elementtir. Arsenik, metaller ve ametaller arası özelliklere sahip olan kristal yapılu bir metalloiddir. Melanoz ve keratoz gibi önemli insan hastalıklarından bazıları As nedenlidir (Singh ve diğ., 2015). Ahmad ve diğ. (2015), As'ın kanserojen niteliğinden de bahsetmiştir. Bu element, fosfat analogu olarak temel hücresel süreçleri engelleyebilir (Ali ve diğ., 2013). Kurşun (Pb) solunum veya deri teması yoluyla insan vücudu tarafından absorbe edilebilir. Daha sonra kan akışına geçer ve metabolik yolları ve fizyolojiyi bozarak hücresel fonksiyonları değiştirir (Amara ve diğ., 2016). Pb ayrıca enzim aktivitesine de müdahale ederek metaloenzimlerde temel metal iyonlarını değiştirir (Sharma ve Agrawal, 2005).

Günümüzde, kirlenmiş toprakların bitki biyoçeşitliliği ve gelişiminde sürdürülebilir bir kaynak oluşturabilmesi amacıyla fitoyönetim (phytomanagement) üzerinde çalışmalar başlatılmıştır. Fitoyönetim, topraktaki metal atıkları kontrol etmek için toprak-bitki sistemlerinin

manipölasyonunu karakterize ederek, derin kök sistemi ve yüksek biyokütle sayesinde hızlı büyüyen bitkilerin kullanımıyla mevcut alanların iyileştirilmesini ve ekolojik avantajların en üst düzeye yükseltilerek oluşabilecek risklerin en aza indirgenmesini hedefler (Tack ve Meers, 2010; Evangelou ve diğ., 2015). Baker (1981), bazı bitkilerin ortamda bulunan yüksek metal konsantrasyonlarını çeşitli mekanizmalarla tolere edebildiğini bildirmiştir. Bu bitkiler tolerans mekanizmalarına göre Eksklüder (dışında bırakan), İndikatör (gösterge) ve Akümülatör (biriktiren) türler olarak ayrılırlar. Eksklüder bitkilerde gerek kök gerekse gövdedeki metal konsantrasyonu ortamdaki ya da substrattaki belli bir konsantrasyona kadar düşük tutulur, ancak sonra yükselebilir. Metal alımında bir düzenleme olmadığından, sadece kökten gövdeye taşınma sınırlanarak kontrol altına alınabilir. İndikatör bitkilerde ortamdaki metalin alımı ve topraküstü bölümlere taşınması düzenlidir. Pasif taşınmanın da etkili olduğu bu bitkilerde metal konsantrasyonu substrattaki konsantrasyonu yansıtmaktadır. Akümülatör bitkilerde ise belirgin fizyolojik özellikler bulunur. Ortamdaki metal konsantrasyonundan çok daha fazlasını aktif olarak biriktirebilirler. Bu bitkilerde gerek metal alımı gerekse taşınması denge içerisinde devam eder, ancak birikim köklerde çok daha fazladır. Bitkilerdeki bu özellikler bitki türü, metal konsantrasyonu ve türü ile ortam koşullarına bağlı olarak da değişim gösterebilir (Bayçu, 1995; Chibuike ve Obiora, 2014; Eroğlu, 2019). Son senelerdeki çalışmalarla gündeme gelen Hiperakümülatör bitkiler ise gövdelerinde biriktirdikleri çok yüksek metal konsantrasyonları ile dikkat çekmektedir (Kramer, U., 2010; Kürüm-Gevrek, 2016).

Fitoremediasyon bitki ve mikroorganizmaların kullanımıyla, kirletici maddelerin çevreden temizlenmesi için potansiyel bir araç olarak ortaya çıkmıştır (Tack ve Meers, 2010). Dünyanın birçok bölgesinde aşırı miktarda biyo-alınabilir metaloid varlığı, farklı çevresel sorunlara yol açmaktadır. Toprak kirlenmesinin olumsuz etkilerinden dolayı, fitoremediasyon tekniklerine olan bilimsel ilgi büyük ölçüde artmıştır. Metaller ile kirlenmiş toprakların fitoremediasyonu için fitostabilizasyon veya fitoekstraksiyon teknikleri kullanılabilir. Fitostabilizasyon kapasitesine sahip bitki türleri, partiküle bağlı kirleticilerin, rüzgar erozyonu ile dağılmasını ve sulara sızmasını azaltabilir ve kirleticilerin gıda zincirine transferini en aza indirebilirler (Collins ve diğ., 2006). Bu bitkiler, absorpsiyon, adsorpsiyon (yüzeyde tutma) veya çökeltme yoluyla kirletici metalleri immobilize ederler. Bu sayede kirletici maddelerin biyo-alınabilirliği ve sızma azaltılır (Barcelo ve Poschenrieder, 2003). Metal biyo-alınabilirliğinin azaltılması bitki büyümesini, bitki sağlığını ve üretkenliğini artırabilir (Ma ve diğ., 2011; Evangelou ve diğ., 2015). Fitoekstraksiyonda, toprak partiküllerinin rüzgar erozyonu veya su sızması yoluyla

taşınmasını önlemek için toprağı kolayca kaplayabilecek dayanıklı ve hızlı büyüyen bitki türleri ile çorak alanların yeniden bitkilendirilmesi sağlanabilir. Bununla birlikte, bu bitkilerin kirlenmiş alanlarda kolonize edilmesi için toprak koşullarının iyileştirilmesi gerekebilir (Barcelo ve Poschenrieder, 2003).

Toprak iyileştiricileri, toprağın genel işleyişi için verimliliğinin korunmasında fiziksel, biyolojik ve kimyasal bileşenleri aracılığıyla önemli roller oynarlar. Maden alanları için farklı remediasyon seçenekleri arasında iyileştiricilerin kullanımı, çevre dostu, ekonomik ve *in-situ* kimyasal stabilizasyon ile metal(loid)lerin biyoyararlanımının azaltılmasını ve ekolojik restorasyona uygun hale gelmesini sağlar (Prasad ve diğ., 2018). Bu strateji, özellikle terkedilmiş maden alanları için önemli olan “Yardımcı Fitostabilizasyon” olarak sınıflandırılabilir (Galende ve diğ., 2014a). İyileştiricilerin uygulanması toprak fizikokimyasal özelliklerinin geliştirilmesi, bitki yetiştirilmesinde gerekli besin kaynaklarının sağlanması, toprağın biyolojik aktivitesi ve metallerin immobilizasyonu konularında faydalıdır (Galende ve diğ., 2014; Wang ve diğ., 2017).

Biyokömür, organik malzemelerin (ormancılık ve tarımsal atıklar, gübre vb.) pirolizinin katı ürünüdür ve biyokömürün kullanımı, kirlenmiş topraklarda metallerin biyo-alınabilirliği üzerinde etkili bir araç olarak ortaya çıkmıştır (Lu ve diğ., 2017). Paz-Ferreiro ve diğ. (2014)'e göre, biyokömürün özellikleri, piroliz sıcaklığı koşulları, parçacık büyüklüğü ve hammadde türü gibi çeşitli faktörlere bağlıdır. Yüksek organik karbon içeriği, hammaddeye ve kullanılan imalat yöntemlerine bağlı olarak %30 ile %90 arasında değişebilen biyokömürün en önemli özelliklerinden biridir (Ok ve diğ., 2016; Barrow, 2012, Allaire ve Lange, 2013). Biyokömür kararlı bir üründür (Kuppusamy ve diğ., 2016) ve bazı materyallerde bulunan karbonun yaklaşık %50'si piroliz işlemi ile korunur. Çoğu biyokömür, mikro gözenekli bir yapıya, geniş yüzey alanına, alkali pH'a ve aktif organik fonksiyonel gruplara sahiptir (Paz-Ferreiro ve diğ., 2014; Lu ve diğ., 2017; Tan ve diğ., 2017). Toprak redoks potansiyeli ve pH, metallerin biyo-alınabilirliğini belirleyen temel faktörlerdir, bu nedenle, çoğu biyokömür, güçlü bir adsorpsiyon afinitesine ve yüksek katyon değişim kapasitesine sahiptir (Blanc, 2013).

Toprakta bir iyileştirici olarak biyokömür uygulamasının toprak özellikleri üzerinde birçok faydası vardır: (i) toprak mikroorganizma aktivitesinin artışı (Lehmann ve diğ., 2011; Paz-Ferreiro ve diğ., 2014), (ii) karbon tutulması arttıkça sera gazı emisyonlarının azaltılması (Verheijen ve diğ., 2010, Paz-Ferreiro ve diğ., 2014), (iii) metal(loid)lerin hareketliliği,

yararlanılabilirliği ve TGS konsantrasyonlarının azaltılması (Houben ve diğ., 2013; Houben ve Sonnet, 2015, Rees ve diğ., 2015, Lomaglio ve diğ., 2016, Jiang ve diğ., 2012, Lu ve diğ., 2017, Egene ve diğ., 2018, Gaso ve diğ., 2012, Paz-Ferreiro ve diğ., 2014), (iv) toprak pH'ı, EC, DOK (Çözünmemiş organik karbon), OM (Organik madde), STK (Su tutma kapasitesi) artışı (Hossain ve diğ., 2010, Masulili ve diğ., 2012; Nigussie ve diğ., 2012, Marks ve diğ., 2014, Jiang ve diğ., 2012, Molnar ve diğ., 2016), ve (v) bitki biyokütlesinde artış (Masulili ve diğ., 2010) (pirinç), Uzoma ve diğ., 2011) (mısır), Zheng ve diğ., 2013 (buğday), Lebrun ve diğ., 2017, 2018 (Salix), Wang ve diğ., 2014 (*Malus hypehensis*).

Bu tezin amacı, Teknosoldeki metal(loid)lerin mobilitesi ve biyolojik alınabilirliğinde biyokömürün rolünü belirlemektir. Çalışma, özellikle kurşun (Pb (11453 mg kg⁻¹)) ve arsenik (As (539,06 mg kg⁻¹)) ile kontamine olmuş bir Teknosolde yapılmıştır. %5 oranında üç farklı biyokömür uygulanmış ve model bitki olarak iki odunsu tür (*Ailanthus altissima* ve *Robinia pseudoacacia*) kullanılmıştır. Buna göre, oluşturulan hipotezler aşağıda belirtilmiştir:

- Biyokömür, topraktaki metal(loid)lerin mobilitesini etkileyerek bitkiler tarafından alınabilirliğini değiştirir mi?
- Biyokömür, Pb ve As ile kirlenmiş topraklarda, *Ailanthus altissima* ve *Robinia pseudoacacia* türleri kullanılarak remediasyona yardımcı olur mu?

Tezimizde, topraklarda biyokömürün kullanımı, arazi restorasyonu için kullanılabilecek farklı düzenleme süreçleri ve çalışılan türlere ait literatür bilgisi verilmiştir:

Öncelikle, Pb ve As ile kirlenmiş, biyokömür ve kompost ile iyileştirilmiş teknosol üzerinde iki farklı odunsu türün kültür ortamı oluşturulmuş, 3 farklı mezokozm deneyi kurulmuştur. 1. mezokozm deneyinde, *Ailanthus altissima* türüne yumuşak odun (LW), çam odunu (PW) ve sert odun (HW)) olmak üzere üç farklı biyokömür, 2. mezokozm deneyinde, *Robinia pseudoacacia* türüne yalnızca sert odun biyokömürü ve kompost uygulanmıştır. 3. mezokozm deneyinde ise, sert biyokömür+ kompost içeren teknosolde yetiştirilen *Ailanthus altissima* daha sonra osmokotlu ve osmokotsuz ortamda büyümeye bırakılmıştır. Hasat sırasında kimyasal kelatörler (EDTA, CaCl₂ ve HCl) kullanılarak, kökler tarafından adsorbe edilen ve absorplanan Pb ve As konsantrasyonları belirlenmiştir.

Çalışmamızda, 3 farklı mezokozm deneyinde biyokömürün;

(i) metalik iz elementlerin mobilitesi ve biyo-alınabilirliği üzerindeki olası etkisini araştırmak; (ii) kirlenmiş topraklarda yetiştirilen bu bitkilerde fitostabilizasyon (kökler) ve fitoekstraksiyon (toprak řt) kapasitesini spesifik olarak değerlendirmek; (iii) bitki büyümesi ve gelişimindeki rolünü daha iyi kavrayabilmek amaçlanmıştır.



2. GENEL KISIMLAR

2.1.TOPRAKLAR

Toprak, anakayanın fiziksel olarak parçalanması ve kimyasal ayrışma sonucunda gevşemesiyle oluşan anamateryalin topraklaşması ile meydana gelir ve karasal yaşamın desteğidir (Kantarcı, 2000). Toprağın oluşumunda etkili olan en önemli beş faktör, yeryüzü şekli, iklim, anakaya, canlılar ve zamandır. Bu faktörler toprak gelişiminde devamlı ve dinamik etkiler gösterirler (Kantarcı, 2000). Dünya'nın farklı bölgelerinde farklı fiziko-kimyasal özellikler gösteren toprak türleri bulunmaktadır ve önemli doğal kaynaklarımızdandır (Soutter ve Musy, 1993; Sherameti ve Varma, 2010). Birleşmiş Milletler'e göre, topraklar dünyadaki biyolojik çeşitliliğin yarısından fazlasına ev sahipliği yapmakla birlikte, insanlığın besin ihtiyacının %94'ünü karşılamaktadır. Bu nedenle ekolojik (Osman, 2013), sosyal, ekonomik, besleyici ve daha birçok rolleri bulunmaktadır (USDA ve NRCS, 2010). Bitkilerin besinlerini elde etmeleri, normal olarak gelişmelerine ve çevrenin korunmasına etkili bir şekilde katkıda bulunmalarına olanak sağlayan topraklardır. Bununla birlikte, başka yerlerdeki diğer maddeler, topraktaki düzenleyici standartları aşan önemli miktarlarda bulunduğunda, toprağın kirlendiği ve bu kirliliğin bitki örtüsünü tehlikeye soktuğu ve bir bütün olarak ekolojik dengeyi bozduğu söylenmektedir.

2.1.1. Toprak Bileşenleri

Toprak çeşitli bölümlerden oluşan, birbiriyle dinamik bir şekilde etkileşime giren gaz, sıvı ve katı fazların birleşiminden oluşan bir ortamdır (Osman, 2013). Gözenekler adı verilen birçok boşluğun bulunduğu katı bir matristen oluşan taneli, gözenekli malzemelerdir. Sıvı ve gaz fazları, katı parçacıklar arasındaki gözenekleri işgal eder ve toplam toprak hacminin %30 ila %60'ını oluşturur. Gözeneklerin eşdeğer çaplarına bağlı olarak, toprak gözenekleri, kaba kısım (taş $d > 20$ mm, çakıl $d = 20-2$ mm), ince kısım çapı 2 mm'den küçük olan kısım olup kum ($d = 2-0,02$ mm), toz ($d = 0,02-0,002$ mm) ve kil ($d < 0,002$) boyutundaki maddelerden ve ince toprak adını alır (Kantarcı, 2000).

2.1.1.1. Katı Faz

Sıvı transfer işlemlerinin yapıldığı ve canlı organizmaların geliştiği alanlardaki boşlukların hacmini ve yapısını tanımlar. Birçok fiziko-kimyasal reaksiyonun olduğu bölgedir. Katı faz, iki bileşen türünden oluşur, biri mineral kısmı (taş, çakıllar, kum, toz ve kil) diğeri ise organik kısımdır. Mineral fraksiyon, toprağın kaynaklandığı temel malzemelerin (anakaya, rüzgar, su veya yerçekimine dayanan kolüviyum) bileşimini ve oluşum olayını yansıtırken, organik fraksiyon bitkilerin ayrışmasıyla oluşan ana kaynağı temsil eder (Soutter ve Musy, 1993).

Topraklarda, mineral fraksiyonun çoğu partikül, boyut ve şekil açısından farklı değişken kompozisyonlarda bulunur. Bu nedenle, uluslararası standartlar ile mineral elementlerin boyutlarına veya çaplarına göre sınıflandırılmasına izin verilmiştir (Tablo 2.1).

Tablo 2.1: Toprak mineral elementlerinin boyutlarına ve çaplarına göre sınıflandırılması (Duchaufour 2001).

İri taneli elementler	Çakıl taşları ve çakıllar	$d > 2$ mm olan kısımlar
İnce toprak	Kalın kum	2 mm ile 0,2 mm arasında
	İnce Kum	0,2 mm ile 50 μ m arasında
	Kalın alüvyon	50 μ m ile 20 μ m arasında
	İnce alüvyon	20 μ m ile 2 μ m arasında
	Kil	$d < 2$ μ m olanlar

2.1.1.2. Sıvı Faz

Toprağın sıvı fazı veya çözeltisi, kayanın farklılaşması, organik maddelerin mineralleşmesi ve insan girdileri (örn. gübre) nedeniyle birçok çözünen madde içeren sudur toprağın sıvı kısmını kapsamaktadır. Aslında, toprağın bu kısmından, bitkinin gelişimi için gerekli besinleri alması söz konusudur (Calvet, 2003).

2.1.1.3. Gaz Fazı

Prensip olarak bu aşama sadece doymamış topraklarda bulunur. Bununla birlikte, doymuş olduğu düşünülen topraklarda bile küçük hava kabarcıkları vardır, çünkü mükemmel doygunluğa ulaşmak zordur. Gaz halindeki bu faz veya toprak atmosferi birçok değişimin gerçekleştiği yerdir. Esas olarak oksijen gibi, köklerin ve toprak mikroorganizmalarının solunumunu düzenleyen gazlar içerir ve ayrıca topraktaki yabancı yaşam aktivitesinden gelen CO₂, CH₄ ve H₂ gibi ayrılmış gazlar bulunur. Böylece, biyolojik aktivitesi çok yüksek olan topraklarda, dış atmosferden çok daha fazla CO₂ vardır.

2.1.2. Topraktaki Kirletici Çeşitleri

Genel olarak doğadaki kirleticiler, organik veya inorganik olarak bulunabilirler (Çınar, 2013). Ancak her ikisi de belli bir eşiğin üzerindeki konsantrasyonda çevreye zararlıdır. İnorganik kirleticilerin sınıfı temel olarak ağır metallerden, metaloidlerden ve iz elementlerden oluşur. Bu grubun sorunu biyolojik olarak parçalanamayacakları gerçeğiyle bağlantılıdır. Organik kirleticilere gelince, bunlar çoğunlukla hidrokarbonlar ve bitki ıslah ürünleridir (pestisitler ve herbisitler); zararlı olsalar da toprak mikroorganizmalarının biyolojik aktiviteleri ile zamanla biyolojik olarak parçalanabilirler. İkinci gruba ek olarak, topraklarda bulunan diğer organik kirleticiler de aşağıdaki dört aileye ayrılırlar: poliklorlu bifeniller (PCB'ler), polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH'lar), poliklorodibenzodiyoksinler (PCDD'ler), poliklorodibenzo-furanlar (PCDF'ler) ve uçucu organik bileşiklerdir VOC (Barriuso ve diğ., 1996).

2.1.3. Topraktaki Ağır Metaller

Ağır metaller genellikle metal iz elementler (MİE), toksik metaller, mikro besinler olarak adlandırılırlar. Alkali toprak elementleri hariç 5 g/cm³'den daha büyük bir yoğunluğa sahip ağır metaller olarak tanımlanırlar (Galvez-Cloutier ve diğ., 2005). Ag, As, Au, Bi, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, No, Pb, Pt, Sb, Sn, Ti, Tl, U, V, Zn ve Zr gibi elementlerdir (Schulze ve diğ., 2002). Toprağı oluşturan anakayanın jeokimyasal yapısı ve antropojenik girdiler (endüstriyel faaliyetler, madencilik, araç trafiği vb) bu elementlerin konsantrasyonunda önemli yer tutar. Gübre ve pestisitlerin kullanımı da tarımsal toprakların kirlenmesine önemli ölçüde katkıda bulunur (Rées, 2014). Doğal formların içeriği, kuvars kumlarından (aşırı düşük konsantrasyonlarda) veya kalker, marn ve şist tortularından (yüksek konsantrasyonlarda) oluşup oluşmadığına göre değişir.

Bununla birlikte, toprakta bulunan en yaygın ağır metaller kadmiyum, manganez, kobalt, krom, bakır, kurşun, civa, nikel ve çinkodur (Lumière ve diğ., 2001).

Dinamik bir bakış açısından, topraktaki ağır metaller iki faz arasında dağılma eğilimindedir; toprağın farklı mineral ve organik fraksiyonlarında yayıldıkları katı fazda ve düşük oranda oldukları toprak çözeltisini temsil eden sıvı fazda bulunmaktadır. Topraklardaki ağır metaller belli bir konsantrasyona ulaşmadan kirletici sayılmaz, çünkü toprakta düşük konsantrasyondaki elementlerin bir kısmı organizmalar için önemlidir; örneğin, Fe eksikliği bitkileri olumsuz etkiler ve yapraklarda kloroz meydana getirebilir, ancak yüksek Fe konsantrasyonları da toksik etkiler gösterebilir. Pb, Cd, Hg gibi bazı elementler ise organizmalar için gerekli değildir ve çok düşük konsantrasyonlarda dahi toksiktirler (Schulze ve diğ., 2002). Literatürde öncelikli kirleticiler olarak 13 ağır metal tanımlanmıştır; antimon (Sb), gümüş (Ag), arsenik (As), berilyum (Be), kadmiyum (Cd), krom (Cr), bakır (Cu), civa (Hg), nikel (Ni), kurşun (Pb), selenyum (Se), talyum (Tl) ve çinko (Zn). Laboratuvar analizlerinde civa (Hg) ve bazı metaller (Pb, Cd, Cu, Zn, Ni ve Cr) olarak bilinen 6 metal de dahil olmak üzere bu 13 metal arasında 7 tanesi, toprak kirlenmesinde ana rolü oynar (Galvez-Cloutier ve diğ., 2005).

Sposito'ya (1989) göre, topraktaki metalik iz element konsantrasyonu derinlik ile değişmektedir. Antropojenik girdilerden MİE toprağın yüzeyinde birikme eğilimindedir ve konsantrasyonları derinlikle azalır, öte yandan özellikle metalik elementler bakımından zengin anakayalardan oluşan topraklarda derinlik arttıkça MİE içeriği artar.

PERİYODİK TABLO

	IA																IIA										IIIA										IVA										VA										VIA										VIIA										VIIIA																																																																																																																																																																		
1	H																																																																												He																																																																																																																																																																		
2	Li																Be																				B										C										N										O										F										Ne																																																																																																																																																								
3	Na																Mg										IIIB										IVB										VB										VIB										VIIB										—										VIIIB										—										IB										IIB																				Al										Si										P										S										Cl										Ar																																																				
4	K																Ca										Sc										Ti										V										Cr										Mn										Fe										Co										Ni										Cu										Zn										Ga										Ge										As										Se										Br										Kr																																																														
5	Rb																Sr										Y										Zr										Nb										Mo										Tc										Ru										Rh										Pd										Ag										Cd										In										Sn										Sb										Te										I										Xe																																																														
6	Cs																Ba										*La										Hf										Ta										W										Re										Os										Ir										Pt										Au										Hg										Tl										Pb										Bi										Po										At										Rn																																																														
7	Fr																Ra										+Ac										Rf										Ha										Sg										Ns										Hs										Mt										110										111										112										113																																																																																																																
Lantanitler																Ce																Pr																Nd																Pm																Sm																Eu																Gd																Tb																Dy																Ho																Er																Tm																Yb																Lu															
Aktinitler																Th																Pa																U																Np																Pu																Am																Cm																Bk																Cf																Es																Fm																Md																No																Lr															

Şekil 2.1: Periyodik element tablosu

2.1.3.1. Kurşun (Pb)

2.1.3.1.1. Genel Bilgiler

Kurşun etimolojik olarak, Latince'de 'sıvı gümüş' anlamında olan 'plumbum' kelimesinden gelmektedir. Kurşun, metal ailesinin bir üyesidir. Periyodik tabloda, Talyum (Tl) ve Bizmut (Bi) arasındaki 6. satırda ve Kalay (Sn) ile Flerovium (Fl) arasındaki 14. sütunda yer almaktadır.

Kurşun doğal bir elementtir, ancak nadiren serbest formdadır ve organik formunun aksine esas olarak inorganik formda bulunur (Amara ve diğ., 2016). Ağırlıklı olarak otomotiv akü imalatında, ayrıca aynı zamanda yakıt ve boyalarda da kullanılır (Galvez-Cloutier ve Lefrançois, 2005). Topraklarda kurşun doğal olarak ya da antropojenik faaliyetler (katı endüstriyel atıklar, kurşun cevheri madenciliği, batarya geri dönüşümü vb) nedeniyle birikebilir.

2.1.3.1.2. Pb'nin Topraktaki Hareketliliği

Bazı minerallere yüksek afinitesi olması nedeniyle topraktaki hareket kabiliyeti düşük bir metaldir. Bununla birlikte, kurşun hareketliliği ortamdaki katyonik rekabet ile veya inorganik

(Cl^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) ve organik (hümik ve fulvik asitler) ligandları (Galvez-Cloutier ve Lefrançois, 2005) içeren komplekslerin oluşumları ile desteklenebilir. Organik madde bakımından zengin yüzey horizonlarında birikme eğilimindedir; kurşun sülfid oluşturmak için sülfid ile birleşir ve topraktaki kil veya manganez oksitler tarafından emilir (Amara ve diğ., 2016). Toprakta kurşun hareketliliği ve biyo-alınabilirlik, toprak dokusu, pH ve organik madde içeriği gibi bazı faktörlerden etkilenebilir. Kurşun hareketliliği $\text{pH} < 5$ 'te artabilir.

Tablo 2.2: Kurşunun kimyasal özellikleri (Galvez-Cloutier ve Lefrançois, 2005).

Metal	Kurşun (Pb)
Atom kütlesi (g mol^{-1})	207,2
Yoğunluk	11,34
Atomik yarıçapı (Å)	1,20
İyonik türler	2+
Dağılım katsayısı (Kd) (ml g^{-1})	7 640'e 4,5 [$4,6 \pm 1,7$]

2.1.3.2. Arsenik (As)

2.1.3.2.1. Genel Bilgiler

Yerkabuğunda en bol bulunan 20. element olan arsenik (Marie, 2010), Periyodik Tabloda 5A grubuna ait bir metaloidtir (Quemeneur, 2008). Topraklardaki varlığı anakaya yapısı ve Çevrede genellikle As (+III) ve As (+V) şeklinde bulunur. As (0) nadirdir, As (-III) ise sadece indirgeyici ortamlarda yer alır. İnsan faaliyetlerinden kaynaklanmaktadır. 4 farklı oksidasyon durumunda ortaya çıkabilir: Metalik As (0), Üç Değerli As (-III), Üç Değerli As (+III) ve Beş Değerli As (+V) (Lescure, 2015; Marie, 2010; Li ve diğ., 2017). Çevrede genellikle As (+III) ve As (+V) formlarında bulunur (Quemeneur, 2008). As (0) nadirdir, As (-III) ise sadece indirgeyici ortamlarda görülür (Chatain, 2004).

2.1.3.2.2. Topraktaki As Hareketliliği

Arsenik'in toprakta hareket kabiliyeti çok sınırlıdır. Pb ve diğer katyonik metallerin (Cu, Zn, Cd vb.) aksine, çözeltide bir oksi-anyon olarak bulunur. As'nin topraktaki hareketliliği toprak pH'ındaki artışla yükselir ve Fe, Al, Mn oksit ve oksihidroksit gibi topraklarda anyon değişim

bölgesine bağlanabilir (Beesley ve diğ., 2011). İnorganik arsenat (AsV) ve arsenit (AsIII), doğal sudaki baskın arsenik formudur ve AsIII, AsV'den daha toksik ve hareketlidir (Li ve diğ., 2017).

Tablo 2.3: Arseniğin fiziko-kimyasal özellikleri (Quemeneur, 2008; La Rocca ve diğ., 2010).

Atomik Sembolü	As
Atom numarası	33
Atom kütlesi (g mol ⁻¹)	74,9216
Elektronik konfigürasyonu	[Ar]3d ¹⁰ 4s ² 4p ³
Süblimleşme noktası (°C)	603
20°C'de yoğunluğu (g cm ⁻³)	5,73
Valens (Değerlik)	-3, 0, +3 et +5
Atom yarıçapı (pm)	125
Çözünürlük (mg l ⁻¹)	Çözünmez

2.1.4. Bazı Kavramların Tanımı

2.1.4.1. Kirlenmiş Toprak

Kirlenmiş toprak, yapay olarak herhangi bir seviyede görülmesi muhtemel tehlikeli bir maddenin bulunduğu toprak olarak tanımlanır (Augustin ve Darmendrail, 2000).

2.1.4.2. Kirletilmiş Toprak

Potansiyel olarak tehlikeli kirletici maddelerin, standartların belirlediği sınır değerlere ulaşan bir içerikle doğrudan veya dolaylı olarak görüldüğü topraktır. Bu maddenin toprakta bulunması, insanlar veya çevre için rahatsız edicidir veya uzun vadede riske neden olabilir (Jeannot ve diğ., 2001). Bu durumlar çoğu zaman geçmiş atık bertaraf uygulamalarından kaynaklanır ve aynı zamanda, bilinçli ya da bilinçsiz tahribat ile kimyasal sızıntılara bağlıdır. Bazı topraklarda kirlenme, uzun yıllar devam eden atmosferik emisyonlar nedeniyle de meydana gelebilir (Rudolph, 2011).

2.1.4.3. Teknosol

Teknosoller, teknolojik malzemeler tarafından baskın veya kuvvetli bir şekilde etkilenmiş topraklardır. Örneğin; atıklardan elde edilen topraklar (maden atıkları, çamur, çöplükler, kül ve

küller). İnsan faaliyetleriyle, doğrudan veya dolaylı olarak, üretilirler ve çoğunlukla kentsel ve endüstriyel alanlarda bulunurlar (Huot ve diğ., 2013).

2.1.4.4. Hareketlilik

Bir elemanın bir kimyasal formdan diğerine hareket etme, bir noktadan diğerine göç etme veya faz değiştirme yeteneği ile tanımlanır (Lebourg ve diğ., 1996).

2.1.4.5. Biyo-alınabilirlik

Bir kirleticinin organizmalar üzerindeki toksik etkisi, kirleticinin topraktaki toplam konsantrasyonuna ve biyolojik olarak alınabilirliğine bağlı olacaktır. Genel olarak, bir organizma tarafından gerçekten emilecek olan kirleticinin fraksiyonunu tanımlayan bu biyo-alınabilirlik parametresidir (Feidt ve diğ., 2014). Böylece biyo-alınabilirlik, bir elementin toprağın herhangi bir bölümünden canlı bir varlığa geçme yeteneği olarak tanımlanır (Leleyter ve diğ., 2005).

2.1.5. Topraktaki Metalik İz Elementlerin Belirlenmesi

Hareketlilik ve biyo-alınabilirlik, MİE'nin kirli topraklardaki davranışının anlaşılmasını sağlayan iki kavramdır. MİE'nin topraklardaki biyo-alınabilirliği genel olarak hareketliliğine ve iyonik şekline bağlanmaktadır. Ek olarak, bir toprak elemanın biyo-alınabilirliği ve hareketliliği, bir elementin toprağın farklı bölümlerindeki dağılımının veya bu farklı bölmelerde bulunduğu kimyasal durumun özelliklerine bağlıdır (Lebourg ve diğ., 1996). Bu nedenle, bir elementin hareketliliği, toprakta baskın olan belirli sayıda fiziko-kimyasal parametre ile değişebilir. Element hareketli olursa, biyolojik alınabilirliği ile birlikte çevreye yayılma riski de artabilir. Dolayısıyla bu hareketlilik olgusunun topraktaki ağır metaller için önemli sonuçları (yeraltı sularına sızması, bitkiler tarafından alınması) bulunmaktadır. Tüm bu işlemler kirleticilerin besin zincirine girmesine neden olmaktadır.

2.1.6. Potansiyel Toksik Elementlerin Hareketliliğiyle İlişkili Toprak Elementleri

2.1.6.1. Primer Mineraller

Nemli ve ılık iklim koşullarında, anakayanın fiziksel parçalanma sürecinden sonra meydana gelen toprak bileşenleridir. Kuvars, feldispat, mika, kalsit ve silikat gibi primer mineralleri

oluştururlar ve orijinal kayanın türüne bağlıdırlar. Nitekim, değiştirilemez olarak kabul edilen kuvars, çoğu kaya ve toprakta en önemli unsurdur; silikat ise, toprakta doğal olarak bulunan demir, magnezyum ve sıklıkla kalsiyum gibi bazı primer elementlerin salınmasına izin verir (Duchaufour, 2001). Minerallerin çoğu yapısal özellikleri dolayısıyla, boyutsal olarak yalnızca metalik iz elementlerine karşı çok düşük reaktivite gösterir (Kabata-Pendias ve Pendias, 2001; Ferret, 2012).

Tablo 2.4: Kayaçlara göre oluşan minerallerin cinsi.

	Bazı primer mineraller	Oluşumu	Bazı sekonder mineraller
Magmatik Kayalar	Kuvars, Olivin, piroksenler, amfiboller mikalar (biyotit, muskovit) feldspatlar (plajiyoklaz, ortez)	Kristalize silikat Silis, kaynak	Kil, Demir oksihidroksitler: goetit, hematit, alüminyum oksihidroksitleri (gibbsit), magnezyum, silikon.
Sedimenter (Tortul) Kayalar	Kalsit (Kalsiyum Karbonatlar), Dolomit Jips (alçı taşı), Kuvars, mikalar , Feldspatlar	Silis silikatlar karbonatlar	Kil, Demir oksihidroksitler: goetit, hematit, Alüminyum oksidihidroksitleri (gibbsit), magnezyum, silikon.
Metamorfik Kayaçlar	Kuvars, mikalar, (biyotit, muskovit), feldispat (plajiyoklaz, ortez) Kalsit (Kalsiyum Karbonatlar), Dolomit		Kil, Demir oksihidroksitler: goetit, hematit, Alüminyum oksidihidroksitleri (gibbsit), magnezyum, silikon.

2.1.6.2. Sekonder Mineraller

Bunlar esas olarak hidroliz ve primer minerallerin neoformasyonu olan kimyasal bir değişim sürecinin sonucudur. Toprakta bulunan başlıca sekonder mineraller şunlardır:

2.1.6.2.1. Killer

Toprağın doğası, topraktaki potansiyel toksik element (PTE) türünün belirlenmesinde önemli bir rol oynayabilir ve toprağın bileşimine göre değişiklik gösterebilir. Antoniadis ve diğ. (2017)'ne göre, metalik iz elementlerin tutunma kapasitesi killi topraklarda kumlu topraklardan daha yüksektir. Bu, kil minerallerinin 800 m²/g'ye kadar geniş spesifik yüzeylere, büyük katyon değişim kapasitelerine (Deschamps ve diğ., 2006; Martignier, 2017) ve negatif yüküne (Duchaufour, 2001) bağlı olarak açıklanabilir. Örneğin, kil kolloidleri her 1cmolc.kg⁻¹'lık toprak için; 1036 mg Pb, 1002,9 mg Hg, 562,1 mg Cd, 326,9 mg Zn, 317,8 mg Cu ve 173,3 mg Cr (III)'u adsorpsiyonla tutabilmektedir (Duchaufour, 2001).

2.1.6.2.2. Oksitler ve Hidroksitler

Oksihidroksitler, mineral değişimi sırasında indirgenen veya karmaşık formda toprak matrisine salınan elementlerdir (Martignier, 2017). Killer ile birlikte, değişim kompleksinin önemli bir bölümünü oluştururlar (Duchaufour, 2001). Oksijen ve hidroksil grubu (OH⁻) ile birleşen birtakım elementler (metaller ve metaloidler), oksitler ve hidroksitlerin bulunduğu grupta sınıflandırılan minerallerdir (Universalis).

Bununla birlikte MİE'nin davranışlarıyla olan ilişkilerinde en önemlisi toprakta çeşitli mineral formlarında bulunan demir (Fe) ve manganez (Mn) oksitlerdir. Fe ve Mn oksitler MİE için yüksek bir emme kapasitesine sahiptir (Kapata-Pendias ve Pendias, 1984) ve toprakta iyi bir arsenik stabilizatörü olarak bilinir (Deschamps ve diğ., 2006).

2.1.6.2.3. Karbonatlar

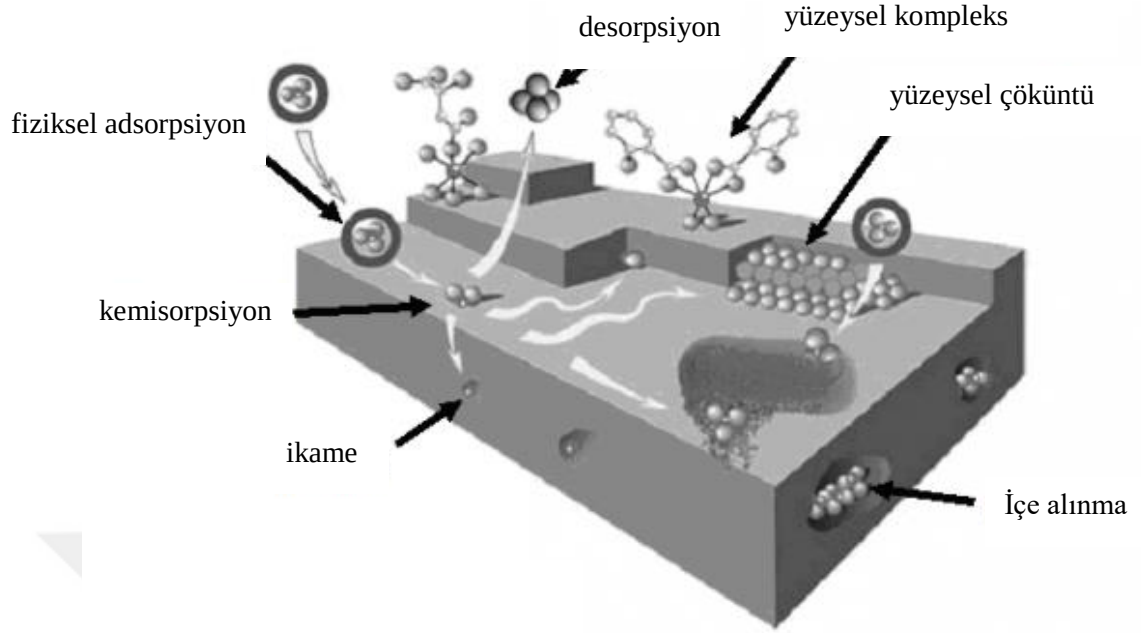
Karbonatlar genellikle hemen hemen tüm toprak çözeltilerinde baskın katyonlardır. Topraktaki en yaygın ve hareketli kalsiyum karbonat formu kalsittir. Kalsit toprak pH'ı üzerinde önemli bir etkiye sahiptir, dolayısıyla MİE'nin davranışını etkiler (Kabata-Pendias ve diğ., 1984).

2.1.6.3. Organik Madde

Toprak organik maddesi (TOM), canlı ve ölü 2 fraksiyondan oluşur. Canlı kısım temel olarak toprak faunası, bitki kökleri ve toprak mikroflorası vb. ve organik kalıntıların ölü kısımlarından az ya da çok az ayrışır (Duchaufour, 2001). Toprak organik maddesinin fiziksel, kimyasal ve biyolojik birçok fonksiyonu vardır. Fiziksel fonksiyonlar; uyum, havalandırma, su hareketi ve buharlaşma ve ısı iletkenliğin azalması ile sonuçlanır. Kimyasal fonksiyon; iyon değişimi, tamponlama, kelatlama ve topraktaki maddenin translokasyonunun arttırılmasını içerir. Biyolojik fonksiyon ise toprak organizmaları için besin ve besin deposu olarak iş görür (Osman, 2013). Toprakda bulunan organik maddelerin toprağın yapısal özelliklerine de birçok faydası vardır; Toprağın KDK'sinin %20'den %70'e yükseltilmesi (Kabata-Pendias, 2011), eser elementlerin çoğunun adsorpsiyon ile kirlenmiş topraklarda ağır metal tutma kapasitesini arttırması (Antoniadis ve diğ., 2017; Kabata-Pendias, 2011), ve topraktaki karbon salınımına önemli ölçüde katkıda bulunması bunlar arasındadır (Osman, 2013).

2.1.7. Metallerin Toprakta Tutulma ve Serbest Bırakılma Mekanizmaları

Topraktaki tüm kolloidler, değişebilir formda katyonları tutabilen negatif yüklerle kompleksler oluşturur (Duchaufour, 2001). Bu kompleks, sıvı faz ile toprağın katı matrisi arasındaki değişimleri gerçekleştirme yeteneğine sahiptir (Remon 2006). Metallerin topraklarda tutulması ve serbest bırakılması genellikle birkaç fiziko-kimyasal mekanizmayı içerir: spesifik olmayan adsorpsiyon (veya iyon değişimi), spesifik adsorpsiyon (veya yüzey karmaşıklığı), organik madde, çökeltme ve birlikte çökeltme (kompleks hale gelme) (Gadras, 2000).



Şekil 2.2: Temel olarak toprakta ağır metal tutma ve salınımının fiziko-kimyasal mekanizmaları (Manceau ve diğ., 2002, Deschamps ve diğ., 2006).

2.1.8. Potansiyel Toksik Elementlerin Toprak Hareketliliğini Etkileyen Parametreler

Çevrede bulunan PTE'nin biyo-alınabilir formları esas olarak arsenik (As (V) için H_2AsO_4^- ve As (III) için HAsO_3^-), krom (Cr (VI) ve Cr^{3+} için CrO_4^{2-}), kadmiyum (Cd^{2+}), Bakır (Cu^{2+}), manganez (Mn^{2+}), cıva (Hg^{2+}), nikel (Ni^{2+}), kurşun (Pb^{2+}), selenyum (HSeO_3) ve çinko (Zn^{2+}) içerir (Antoniadis ve diğ., 2017). Tüm bu elementlerin topraktaki hareketliliği pH, redoks potansiyeli ve biyolojik aktivite gibi bir dizi parametreden etkilenir:

2.1.8.1. Toprak Reaksiyonu (pH)

Toprak pH'ı, toprakta PTE'nin çeşitlenmesini etkileyen, yani hareketlilik ve biyoyararlanımı etkileyen temel fiziko-kimyasal parametrelerden biridir (Hlavackova, 2005). Toprak pH'ı hem çökeltilerin çözünürlüğünü hem de çözelti içerisindeki komplekslerin stabilitesini, aynı zamanda da metallerin elektrostatik etkileşimler yoluyla katıların yüzeyinde tutulmasını etkiler (Rees, 2014). Düşük bir pH değeri, metal tuzlarını ve tutma fazlarını eriterek hareketlilik ve PTE'nin mevcudiyetinde bir artışa yol açar, böylece katyonik türlerin desorpsiyon ve anyonik türler için ise adsorpsiyon sağlanmış olur. Bu kirlenmiş topraklar üzerine yapılan birçok

çalışmada kanıtlanmıştır (Deschamps ve diğ., 2006). Asidik bir ortamda, H^+ protonları değişimin olabildiği bölgeleri işgal eder ve toprağın katı fazının farklı bileşenleri üzerinde adsorbe edilen türler toprak çözeltisine salınır (Chatain, 2004). Antoniadias ve diğ. (2017) 'ne göre; toprak pH'ındaki artış, metallerin hidroliz reaksiyonlarının artışıyla kaynaklanır, bu da kolloidal yüzeylerde metal emilimini ve elektronegatif yükleri artırır. Bunu organik maddenin çözünmesi ve daha fazla çözünür organometalik kompleks oluşumu izler (Chaignon, 2001, Remon, 2006). Böylece toprağın emici kompleksini oluşturan kolloidal yüzeylerin elektronegatif yükü arttıkça, katyonik türlerin tutunma kapasitesi artar. Toprak çözeltisi ve emici kompleksin değiştirilebilir iyonları arasındaki mevcut denge nedeniyle; toprak çözeltisinin bileşimindeki herhangi bir farklılık, yapılan değişim sırasında bu dengede bir değişikliğe neden olur. Kompleksin içindeki bazı iyonlar desorpsiyona uğrar ve daha önce adsorbe edilecek olan çözeltideki diğer iyonların yerini alacak çözeltiye geçer (Duchaufour, 2001). Bununla birlikte, her bir metal için hareketliliğinin keskin bir şekilde arttığı bir pH eşiği (threshold model) vardır (Pb, pH = 4; Zn, pH = 5,5; Cd; pH = 6) (Homburg ve Brummer, 1988; Duchaufour, 2001).

2.1.8.2. Redoks Potansiyeli

Redoks potansiyeli, bir sistemdeki elektronların kimyasal potansiyelini veya kullanılabilirliğini ifade eder (Galvez-Cloutier ve diğ., 2005). Böylece, kimyasal reaksiyonun bir sonucu olarak elektron kazanıldığında (değer kaybı) ve bunun sonucu olarak bir elektron kaybolduğunda oksitlenme olur ve oksitlendiğinde bir element azalır. Bazen oksidasyon durumlarını değiştirmek veya dolaylı olarak metalleri tutabilecek mineral oksitlerin çözünürlüğünü değiştirmek suretiyle metallerin topraktaki hareketliliği doğrudan etkilenebilir (Rees, 2014). Örneğin, Cr^{3+} daha hareketli ve toksik olan Cr^{6+} 'ye doğrudan okside olabilir (Remon, 2006), Cu^+ 'in Cu^{2+} 'ye oksidasyonu da benzer şekildedir.

2.1.8.3. Biyolojik Aktivite

Toprak şimdiye kadar tanımlanmış hayvan ve bitki türlerinin %25'ini doğrudan etkiler. Toprağın biyolojik aktivitesi çevrede bulunan mikroorganizmaların aktivitesi sonucunda ortaya çıkar. Toprağın içinde meydana gelen çeşitli fiziko-kimyasal işlemlerin alanı da kendisidir. Lehmann ve Joseph'e (2009) göre, toprak mikrobiyal aktivitesi toprak fonksiyonunu ve bunun sonucu olarak mahsulün büyümesini ve verimini güçlü bir şekilde etkiler. Bu organizmalar

toprak verimliliği, su kalitesi, gıda kalitesi ve hava temizliğinin artmasını sağlar (Rudolph, 2011). Örneğin, toprak mikroorganizmalarının biyolojik aktivitesi, bazı bileşiklerin oksidasyon seviyelerini değiştirerek, topraktaki davranışlarını değiştirecek olan element döngüsü üzerinde önemli bir etkiye sahip olabilir (Chatain, 2004). Bazı bakteriyel mikroorganizmalar As (III)'ü As (V)'e okside edebilme yeteneğine sahiptir.

2.1.9. Biyokömür

Biyokömür, biyo ön eki ile kömür (char) kelimesinin birleşiminden meydana gelmiştir (Abiven, 2011; Wayne, 2012). Akademik çalışmalarda giderek daha fazla önem kazanan biyokömür kavramı, bazı bilimsel topluluklar tarafından, topraklarda karbon depolanmasını artırmayı ve sonuç olarak atmosferdeki CO₂ konsantrasyonunu düşürmeyi amaçlayan bir tarımsal yönetim türü olarak önerilmiştir (Verheijen ve diğ., 2010). Buna ek olarak, biyokömür toprak verimliliğini artırma (Ok ve diğ., 2016), kation değişim kapasitesini artırma (Atkison ve diğ., 2010) ve toprak suyunu tutma (Duong ve diğ., 2017) yeteneği sayesinde topraklarda önemli değişiklikler sağlayabilir.

2.1.9.1. Biyokömürün Tarihçesi

Biyokömürün kökeni, Terra Preta de Indio (Portekizce'deki Hintlilerin karanlık dünyası) olarak bilinen, Brezilya'nın Amazon bölgesinin kara toprağının geçmişine dayanıyor. Toprağın bu siyah rengi, yüksek karbon içeriğine bağlıdır (Wayne, 2012). Etrafında bulunan topraklara göre (20 ila 30 g C/kg), daha çok karbon içeren (150 g C/kg) bir toprak parçasıdır (Ok ve diğ., 2016). Tarımsal verimi artırmak için olağanüstü özelliklere sahip olan bu tür toprağın keşfi, toplumu teşvik eden böyle bir toprağa ulaşmak için ortaya konan dönüşüm süreçlerinin özgünlüğü hakkında yapılan bilimsel araştırmalar belirleyici bir noktaya ulaşmıştır. Araştırmacıların yaptıkları çalışmalar neticesinde bu yapının yüzyıllar boyunca toprağa gömülü organik malzemelerin yavaşça yanmasından kaynaklanabileceği sonucuna varmışlardır.

2.1.9.2. Biyokömürün Tanımları

Farklı araştırmalarda ele alınan biyokömür tanımları aşağıdaki tabloda verilmiştir.

Tablo 2.5: Biyokömürün sözlüklerde bulunan bazı tanımları.

Tanımı	Referans
Biyokömür, piroliz adı verilen bir işlemle çok az oksijenli veya az oksijenli bir ortamda belirli bir miktar biyokütlenin ısıtılmasından sonra elde edilen bir üründür.	Rapport Banque Mondiale, 2014.
Biyokömür, her tür biyoküttele (odun, bitkiler, tarımsal kalıntılar, hayvan kumu ...) pirolizle (oksijenin tükenmiş bir atmosfer altında termal bozunması) üretilen kömür olarak tanımlanır.	Rees and Morel, 2012.
Biyokütle (hammadde) düşük oksijen konsantrasyonu altında 300 ila 1000 °C arasındaki sıcaklıklara ısıtıldığında oluşan stabil karbon bileşiği "Biyokömür" olarak adlandırılır.	Verheijen ve diğ., 2010.
Biyokömür; odun, gübre veya yapraklar gibi biyokütlenin, az miktarda veya hiç mevcut hava olmadan kapalı bir kapta ısıtıldığında elde edilen karbon bakımından zengin üründür.	Lehmann ve Joseph, 2009.
Biyokömür, biyokütlenin oksijenle sınırlı koşullar altında ve nispeten düşük sıcaklıklarda (<700°C) pirolizi sırasında üretilen siyah bir karbondur.	Ralebisto-Senior ve Orr, 2016.

2.1.9.3. Biyokömür Üretimi

Günümüzde, biyokömür üretim teknikleri piroliz (yavaş ve hızlı), gazlaştırma ve karbonizasyondur. Ancak en sık kullanılan üretim süreci yavaş pirolizdir. Bu üretim yöntemleri arasındaki fark sıcaklık koşullarında, reaktördeki biyokütlenin kalma süresinde (Nanda ve diğ., 2016) ve elde edilen nihai üründe yatmaktadır. Örneğin, karbonizasyon için, piroliz, değişken sıcaklıklarda (300-500 °C), farklı sürelerde ve oksijen yokluğunda gerçekleştirilir; organik maddeler, yaklaşık 1 ila 2 MPa (Ok ve diğ., 2016) yüksek hava basıncı varlığında, gazlaştırmaya ulaşıncaya tutuşturulur; düşük hava akımı koşullarında ve 1200 °C'ye kadar

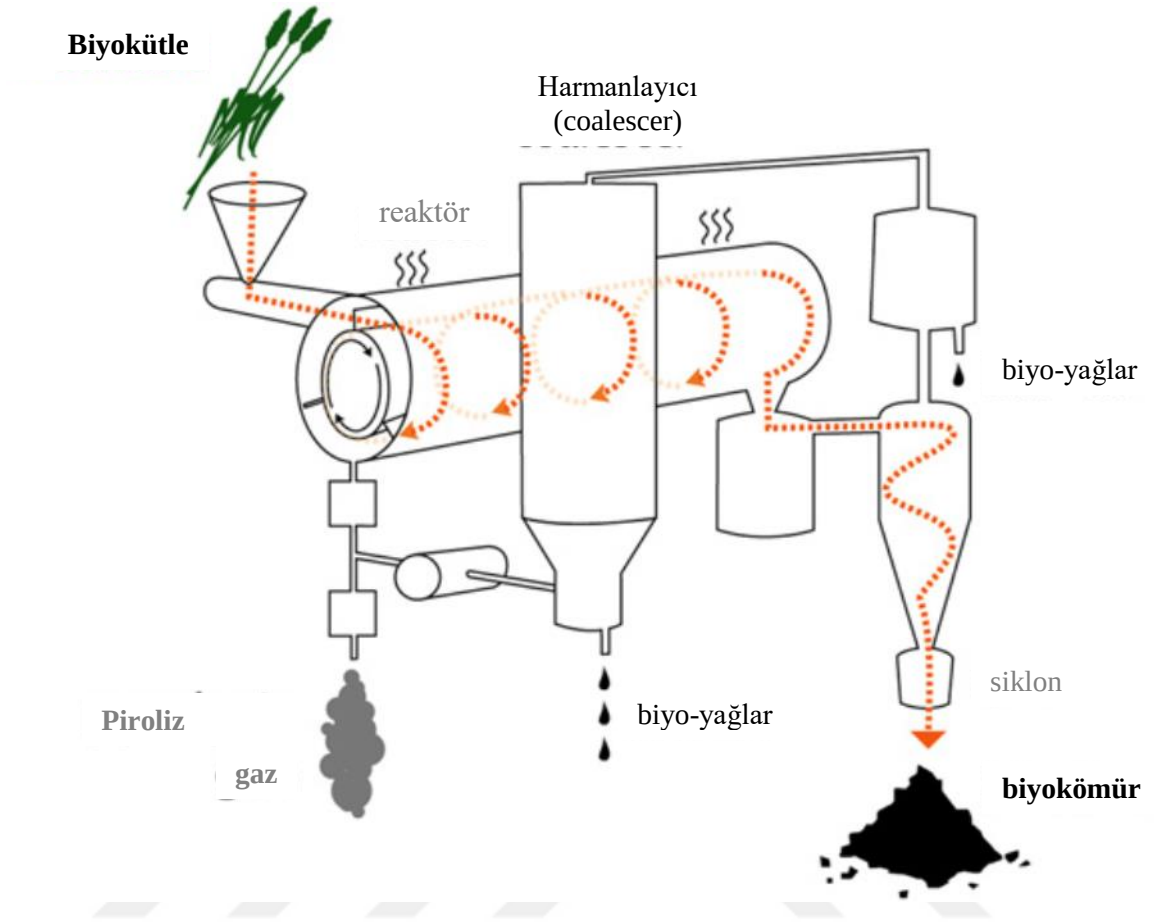
sıcaklıkta kapalı bir ortamda tutulur (Naisse, 2014). Üretim metotlarındaki bu farklılıklar, elde edilen biyokömür ve verim (Tablo 2.6) 'daki özelliklerin farklılıklarından kaynaklanmaktadır.

Brewer ve diğ., (2011) yavaş ve hızlı piroliz ve gazlaştırılma yöntemleriyle üç farklı biyokütle ile karakterize edilen 17 biyokömür içinden, toprak iyileştirme özellikleri ve kullanım potansiyeli açısından uygun 4 biyokömür seçmiştir. Ayrıca, yavaş ve hızlı piroliz yoluyla üretilen biyokömürün gazlaşma yoluna kıyasla daha iyi bir stabilitesi olduğunu ifade etmişlerdir. Piroliz sırasında, biyokütlerde bulunan kararsız karbon, yüksek oranda stabil siyah karbona dönüşür ve toprakta binlerce yıl kalabilir (Pudasaini ve diğ., 2012). Organik bileşiklerin parçalanması ayrıca piroliz sıcaklığı ile de değişkenlik gösterir, örneğin biyokütlerde bulunan hemiselüloz 200- 260 °C; selüloz 240-350 °C ve lignin 280-500 °C sıcaklıkları arasında parçalanır (Blanc, 2013, Dawine ve diğ., 2009).

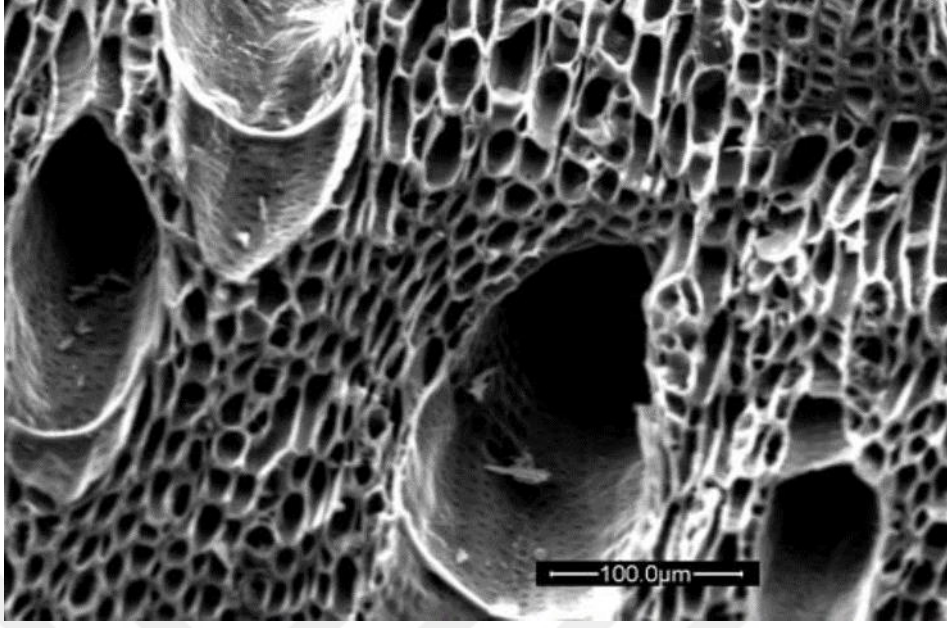
Biyokömür üretiminin, enerji ya da yakıt olarak kullanılabilen diğer sıvı (biyo-yaglar) ya da gaz (syngaz) ürünlerinin sentezini de oluşturduğu bilinmektedir. Genel olarak, piroliz türü son ürünün ihtiyacına göre seçilebilir, örneğin biyokömür üretimini en üst düzeye çıkarmak için yavaş piroliz, akaryakıt üretimini ve gaz yakıt için gazlaştırmayı en üst düzeye çıkarmak için hızlı piroliz uygulanır (Criscuoli, 2016).

Tablo 2.6: Farklı piroliz işlemleriyle elde edilen kuru odun esaslı ürün verimi (Mohan ve diğ., 2006).

İşlem	Ürün Verimi (%)		
	Sıvı	Kömür (Katı)	Gaz
Hızlı piroliz	75	12	13
Karbonlaştırma	30	35	35
Gazlaştırma	5	10	85



Şekil 2.3: Piroliz santrifüj reaktörü (PSR) (Bruun ve diğ., 2011).



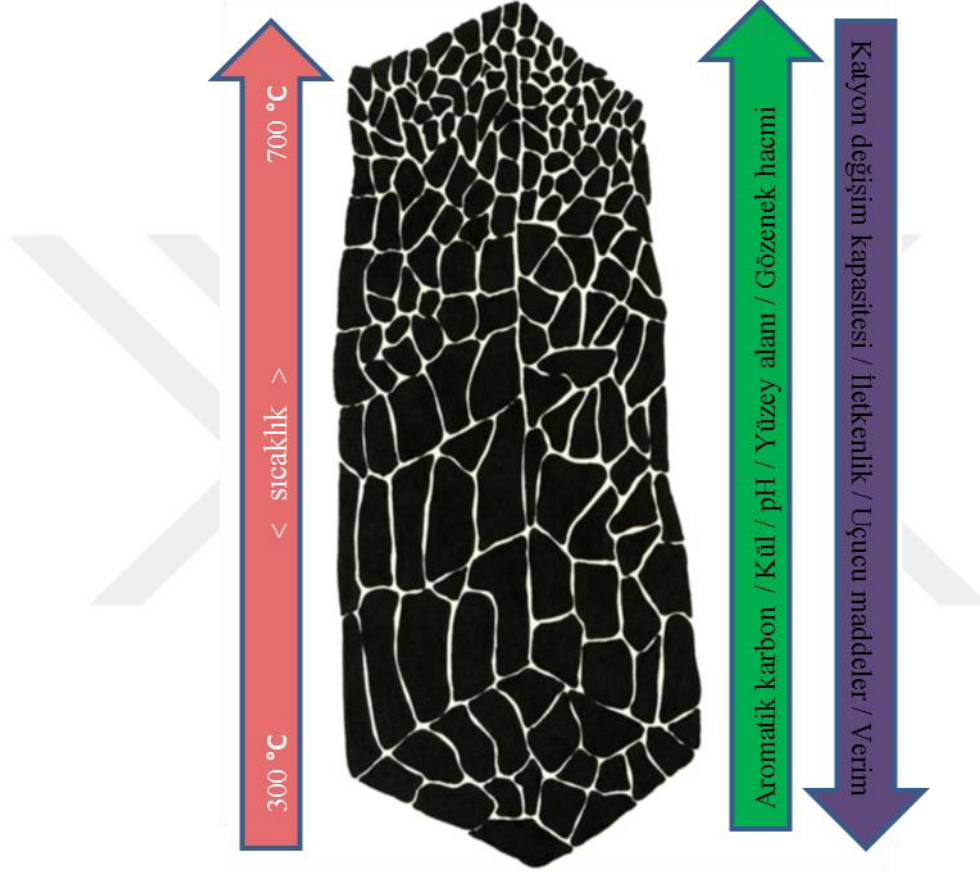
Şekil 2.4: Yavaş piroliz tarafından üretilen odun kaynaklı bir biyokömürün makro gözenekliliğini gösteren taramalı elektron mikroskobu (SEM) görüntüsü: Biyokömür örnekleri krom kaplanmış ve bir FEI Quanta 200 çevre taramalı elektron mikroskobu (ESEM) üzerinde 20kV ışın enerjisi ile görüntülenmiştir (Lehmann ve Joseph, 2009).

2.1.9.4. Biyokömürün Fiziko-kimyasal Özellikleri

Biyokömür üretiminde kullanılan hammaddelerin çok çeşitli olmasından dolayı, biyokömürün net kimyasal bileşimini tanımlamak kolay değildir. Yine de, elde edilen son ürünün kalitesinde rol oynayan belirli faktörlerden bahsedilebilir. Biyokömürün fiziko-kimyasal özelliklerini etkileyen ana faktörler reaktörün türü, reaksiyonun süresi, pirolizin sıcaklığı ve biyokütlenin doğası yani üretim için kullanılan hammaddeler ile ilişkilidir (Rees ve Morel, 2012).

Biyokömür, hammaddeye ve üretim yöntemine bağlı olarak %30 ila %90 arasında değişen oranlarda, karbon içeren, dolayısı ile karbon yönünden zengin bir materyaldir (Allaire ve Lange, 2013). Bazı malzemelerde bulunan karbonun yaklaşık %50'si piroliz işlemiyle tutulur (Blanc, 2013). Verheijen ve diğ. (2010), biyokömür içindeki karbon bileşenlerinin, toprakta 100-1000 yıl arasında kalabileceğini veya bir organik maddeden 10-1000 kat arasında daha kalıcı olabileceğini göstermişlerdir. Biyokömür esas olarak aromatik bileşiklerden oluşur ve çok geniş bir spesifik yüzey alanına sahiptir (Blanc, 2013). Allaire ve Lange (2013)'e göre, yüksek sıcaklık biyokömürün her parçasında daha fazla mikro gözenek oluşmasına ve dolayısıyla değişim yüzeyinin artmasına neden olmaktadır. Nanda ve diğ. (2016), sıcaklığın

biyokömür özellikleri üzerinde meydana getirdiği etkileri anlamak amacıyla aynı biyokütle için yapılan bazı çalışmaları derlemiştir (Şekil 2.4). Bu çalışmalarda, piroliz sıcaklığında 300 °C ila 700 °C aralığındaki bir artış, biyokömür içindeki aromatik karbon, kül, pH, gözenek hacmi ve gaz üretimi oranında bir artışa yol açarken, kation değişim kapasitesinde, iletkenliğinde, uçucu bileşik verimi ile biyokömür veriminde ise bir azalmaya yol açmıştır.



Şekil 2.5: Sıcaklığın biyokömür özelliklerine etkisi (Nanda ve diğ., 2016).

Biyokömürün fiziko-kimyasal özelliklerinin değişkenliği üretimi için kullanılan malzemelere bağlıdır (Tablo 2.7). Biyokömürler, hammaddelerindeki bu değişkenlik nedeniyle, hidrofilik, hidrofobik, asidik, nötr veya bazik özellikler gösterebilirler ve bu özelliklerin her biri toprak çözeltisindeki maddelerle reaksiyona girme yeteneklerine katkıda bulunur (Atkison ve diğ., 2010). Biyokömürün, biyokütlenin doğası ile bağlantılı heterojen özellikleri, toprağın gereksinimlerine göre en iyi niteliklere sahip standart bir biyokömür geliştirme fırsatı da sunmaktadır (Verheijen ve diğ., 2010). İçerik, spesifik yüzey alanı, partikül dağılımı ve

gözenek büyüklüğü gibi biyokömür karakteristikleri, biyokömürün toprak işlevleri üzerindeki etkilerini belirleyen kimyasal ve fiziksel stabilizasyon mekanizmalarıdır.

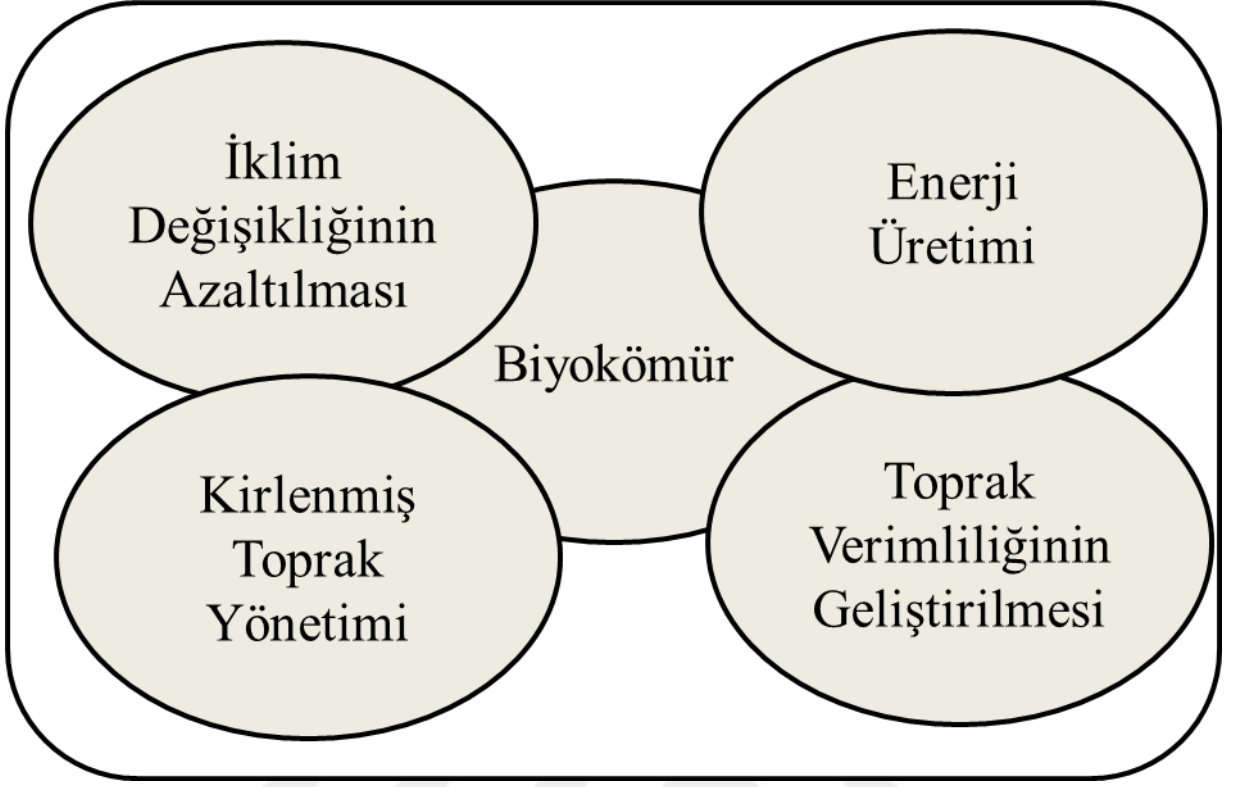
Tablo 2.7: Farklı hammaddelerden yapılan biyokömürlerin aynı piroliz sıcaklığındaki (600 °C) fiziko-kimyasal özellikleri (Rées, 2014).

Hammadde	Piroliz sıcaklığı (°C)	C (%)	Kül (%)	pH	CEC (mol kg ⁻¹)	H/C	S _{BET} (m ² g ⁻¹)
Meşe odunu	600	88	1,3	6,4	7,6	0,33	642
Mısır artıkları	600	71	16,7	9,4	25,2	0,39	527
Kümes hayvanı atıkları	600	24	55,8	10,3	58,7	0,18	94

S_{BET}: CO₂ absorpsiyonu kullanılarak yapılan BET (Brunauer Emmett and Teller) metodu ile spesifik yüzey ölçümü

2.1.9.5. Biyokömür Kullanan Sektörler

Biyokömür günümüzde dünyadaki çeşitli sektörlerde kullanılmaktadır. Bu ürünün keşfi, çeşitli alanlarda büyük ilgi görmüştür. Kara toprak anlamındaki "Terra Petra"ya atıfta bulunan tarım biliminde, tarım yapılan toprakların kalitesini arttırmak ve daha iyi verim alabilmek için geliştirme amaçlı; ayrıca toprakta karbonu tutma kabiliyeti bulunması nedeniyle iklim değişikliğiyle mücadele aracı olarak çevre koruma sektöründe kullanılır. Bunun yanı sıra kirlenmiş toprakların ıslahı için ve ayrıca tıp alanı ile biyoenerji üretim sektörlerinde de kullanımı mevcuttur.



Şekil 2.6: Biyokömürün kullanıldığı sektörler.

2.1.9.6. Biyokömürün Toprak Verimliliğine Etkisi

İyileştirici madde olarak toprağa biyokömür eklenmesi toprağın fiziko-kimyasal parametrelerinde belirgin değişimlere neden olmaktadır. Doğanın fiziksel sistemi üzerindeki etkisi; gözenek büyüklüğü dağılımı, kütle yüzey alanı, parçacık büyüklüğü dağılımı, yoğunluk ve dolgu yoluyla; yapı, derinlik, doku, gözeneklilik ve tutarlılığı etkileyen önemli faktörler olabilir (Lehmann ve Joseph, 2009). Toprak kimyasal parametrelerinin değişimi için, literatürde de değinildiği gibi, toprak pH'ında bir değişim, elektrik iletkenliğini arttırma, toprak su tutma kapasitesi ile katyon değişim kapasitesinde artış, topraktaki besin elementlerinin biyo-alınabilirliğinde artış sağladığı belirlenmiştir. Tüm bu parametrelerin birleşimi; toprak verimliliğini arttırmada, bitki gelişimini iyileştirmede ve verimi arttırmak için uygun bir ortam yaratılmasında önemli rol oynamaktadır. Biyokömür, ihtiyaç duyduğu besin maddelerini doğrudan sağlayarak veya topraktaki besin maddelerini dolaylı olarak koruyarak ve süzülme (leaching) yoluyla oluşacak kaybı azaltarak ürün verimliliğini artırabilir (Marks, 2013). Topraktaki besin maddelerinin biyokömür ile tutulması kısmen, katyonların tutulmasına izin

veren biyokömür yüzey kimyası veya üretim sırasında ortaya çıkan yüksek oranda su tutma kapasitesi sağlayan gözenekli yapısından kaynaklanmıştır (Al-Wabel ve diğ., 2015) ve bu işlemle besinlerin tutulması maksimuma ulaşmaktadır. Biyokömürün gözenekliliği aynı zamanda mikrobiyal yaşam alanı ve predator organizmalardan korunma görevi de sağlamaktadır (Ladygina ve Rineau, 2013).

2.1.9.7. Enerji Kaynağı Olarak Biyokömür

Biyokömür, organik malzemelerin termokimyasal dönüşümünde sıcaklığın önemli rol oynadığı ve biyo-yag ile gazlar gibi yan ürünlerle birlikte oluşan bir üründür (Nanda ve diğ., 2016). Pirolizden elde edilen biyokömür ile biyo-yag ve gaz ürününün verimi, çalışma koşullarının durumuna bağlıdır. Örneğin hızlı ve ani piroliz ile yüksek biyo-yag elde edilebilir (ara sıcaklık, daha hızlı ısıtma oranları ve kısa süreli) (Nanda ve diğ., 2016). Pirolizden sonra çıkan bu biyo-yag ürünü elektrik üretimine hizmet edebilir (Mohan ve diğ., 2006).

2.1.9.8. Biyokömür ve Küresel Isınmanın Azaltılması

İklim değişikliği; atmosferik sera gazı emisyonlarının artmasından kaynaklanır ve gezegenimizdeki yıkıcı etkilerin ana nedenlerinden biridir. Sanayi, maden çıkarma, araç taşımacılığı gibi insan faaliyetlerinin artmasının bir sonucudur. Bu farklı faaliyetler, atmosferdeki CO₂ ve diğer sera gazı salınımından sorumludur. Bu nedenle, iklim değişikliği ile ekolojik olarak mücadele etmek için, biyolojik iyileştirici ve toprak iyileştiricisi olarak biyokömür kullanılması olası çözümlerden biri olabilir. Biyokömür organik malzemeden elde edilen karbon bakımından zengin bir üründür. Literatürde toprak verimliliğini arttırmak için etkili bir iyileştirici olarak gösterilmiştir. Birçok çalışma, toprağa biyokömür eklenmesinin N₂O emisyonunu azaltarak etki edebileceğini göstermiştir (Sohi ve diğ., 2010) ve bu işlem topraktan metan alımının artmasına yardımcı olmaktadır (Lehmann ve Joseph, 2009). Gözenek yapısı, yüzey kimyası ve biyokömürün içeriğinde bulunan aktif karbon bu olaydan sorumlu olmalıdır. Bu maddeler doğal gazlar ve hidrojen gibi gazlar için adsorpsiyon yetenekleri ile bilinirler (Nanda ve diğ., 2016).

İklim değişikliğinin azaltılması stratejisi olarak biyokömürün ana mekanizmaları, bu maddenin uzun vadeli bir karbon tutma potansiyeline dayanacaktır (Bruckman ve diğ., 2016).

2.1.9.9. Kirlenmiş Toprak Yönetiminde Bir Araç Olarak Biyokömür

2.1.9.9.1. Topraktaki ağır metal ve biyokömür arasındaki etkileşim mekanizması

Bazı iyileştiriciler topraktaki ağır metalleri adsorpsiyon ile tutar (Deschamps ve diğ., 2006). Bu değişiklikler karakteristik yüzey alanı, gözeneklilik, pH, yüzey yükü, fonksiyonel gruplar ve mineral bileşenlerine sahip olan biyokömürü içerir (Li ve diğ., 2017). Ayrıca, bu özelliklerin her biri, topraktaki biyokömür ve ağır metaller arasındaki etkileşimde özel bir role sahiptir.

Bununla birlikte topraktaki tüm biyokömürler aynı etkiye sahip değildir. Bu, esas olarak bir biyokömürün diğerine bağlı olan biyokömürel spesifik özellikleri ile açıklanabilir. Biyokömür karakteristiği, hammaddenin türü, partikül büyüklüğü, pirolizin sıcaklığı ve pirolizin koşulları gibi çeşitli parametrelerden etkilenebilir (Paz-Ferreiro ve diğ., 2014). Örneğin, yüksek sıcaklıkta üretilen biyokömürler; yüksek yüzey alanına, duyarlılığa, pH ve mineral içeriğine, ancak daha az fonksiyonel gruplara sahiptir (Li ve diğ., 2017). Daha sonra, belirli özelliklere sahip tipik bir biyokömür, toprak fonksiyonlarını etkilemede, aynı özelliklere sahip olmayandan daha etkili olabilir.

Biyokömürün kirlenmiş topraklardaki etkisi, ağır metallerin toprakta immobilizasyonu (hareketsizliği) ile sonuçlanır. Bu immobilizasyon, katyonik metaller (Cd^{2+} , Pb^{2+} ve Hg^{2+}) ile biyokömür yüzey negatif yükleri arasında veya anyonik metaller (HAsO_4^{2-} ve HCrO_4^-) ile biyokömür yüzey pozitif yükü arasında elektrostatik bir etkileşimin varlığı ile açıklanabilir.

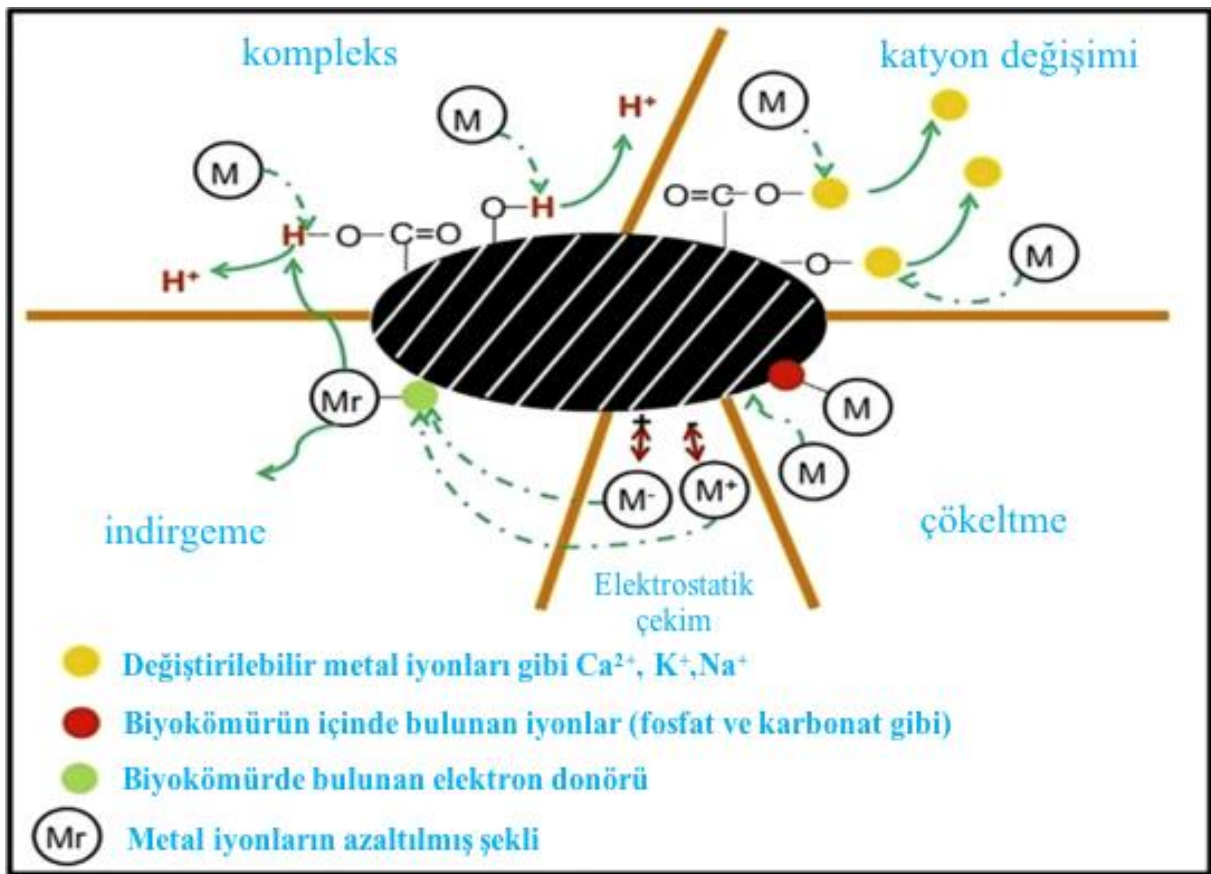
Biyokömürün mineral fazları, özellikle karbonatlar ve fosfatlar da bu süreçte rol oynayabilir. Biyokömür yüzeyinde metallerin çökmesini veya birlikte çökmesini indüklemeye meyillidirler (Rées ve diğ., 2013). Ayrıca biyokömür ile bağlantılı metaller ve katyonlar arasındaki değişim yoluyla biyokömür içinde mevcut olan farklı fonksiyonel gruplarla ağır metallerin bir kompleksleşmesi de olabilir (Paz-Ferreiro ve diğ., 2014).

Bu immobilizasyon ile biyokömür toprakta ağır metallerin biyo-alınabilirliğini, çöktürme ve redoks reaksiyonu ile düşürür (Ok ve diğ., 2016).

Eklenmesinden sonra toprak pH'sının artmasına katkıda bulunan biyokömür alkalinitesi, toprakta bulunan ağır metallerin düşük konsantrasyonundan kısmen sorumludur. Remon (2006) tarafından yapılan araştırmaya göre, toprak pH'ındaki azalma, toprak pH'ının artmasıyla azalan

ağır metal hareketliliğini arttırmaktadır. Bu fenomen, metallerin toprak katı partikülüne adsorpsiyonu ve desorpsiyonundan kaynaklanmaktadır. Toprak pH'ının artması ayrıca toprakta ağır metallerin çökmesine neden olmuştur (Hlavackova 2005).

Oksijen fonksiyonel grubu gibi biyokömürü oluşturan bileşikler ayrıca asit ve düşük organik C topraklarında muhtemelen Pb (II) ve Cu (II) 'nin ağır metallerini dengelemeye izin verir (Ok ve diğ., 2016; Uchimiya ve diğ., 2011).



Şekil 2.7: Biyokömür ve ağır metaller arasındaki etkileşim mekanizmaları (Li ve diğ., 2017).

2.1.9.9.2. Topraklardaki ağır metal ıslahında biyokömürün etkisi

Ağır metal kirleticilerin mobilitesi ve biyo-alınabilirliği toprak özelliklerine, özellikle pH, kation değişim kapasitesi (KDK) ve toplam organik karbon (TOK) içeriğine bağlıdır (Uchimiya ve diğ., 2012a). Tarımda, organik değişiklikler her zaman, toprak verimliliğinde iyileşme ve bitki veriminin artırılmasını içeren toprak özelliklerini etkilemek için kullanılmıştır. Literatürde yapılan bazı araştırmalara göre ağır metaller ile kirlenmiş toprağı düzeltmek için

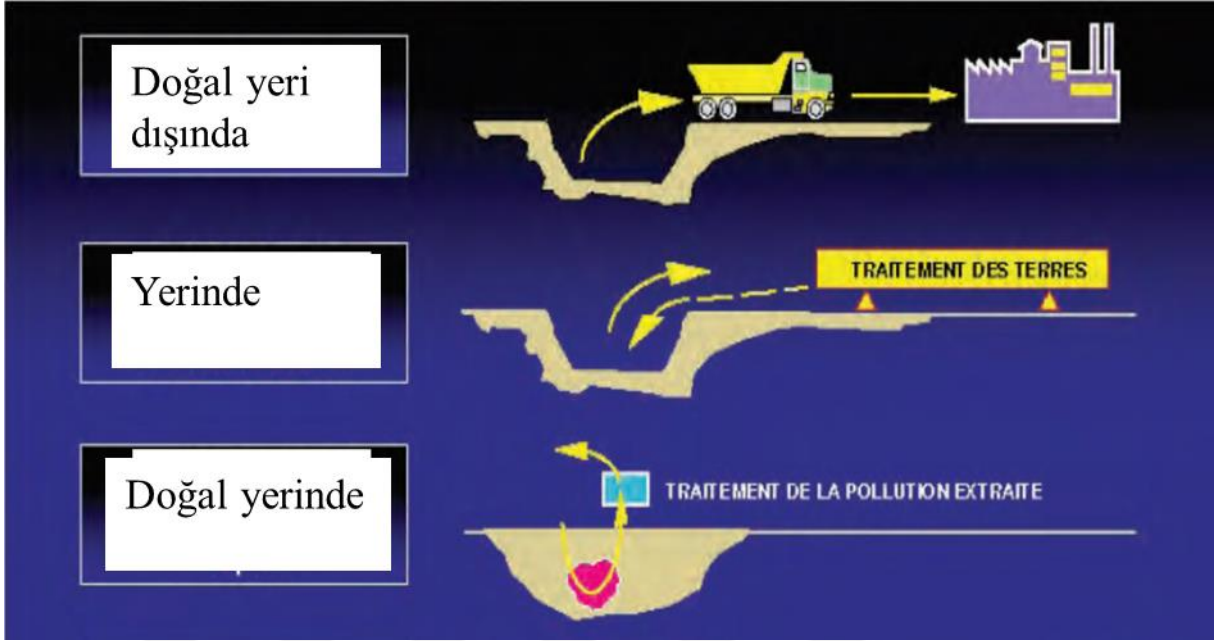
biyokömür kullanımının etkinliği gösterilmiştir (Beesley ve diğ., 2011; Houben ve diğ., 2013 ve Nanda ve diğ., 2016). Biyokömürün topraktaki ağır metalleri azaltma potansiyeli olduğu biliniyordu, (Paz-Ferreiro ve diğ., 2014). Ancak biyokömürün toprak ağır metalleri üzerindeki etkisi, toprakta bulunan elementlere göre immobilizasyon veya mobilizasyon etkisi ile ilişkilidir (Rées, 2014).

Trakal ve diğ., (2011), aynı hammaddeden oluşmuş kirli ve kirli olmayan iki farklı biyokömürün metal ile kontamine olmuş toprakta Cd, Cu, Pb ve Zn'nin emilim davranışları üzerindeki etkilerini araştırdı. Yazarlar, her iki biyokömür ilavesinin toprakta Cu ve Pb'nin emilim etkinliğini arttırdığını ancak Cd ve Zn için etkili olmadığını bildirdi. Ağır metalin biyokömür üzerindeki emilim yeteneği, esasen, Li ve diğ., (2017) tarafından tarif edilen biyokömürün farklı özelliklerine dayanır; bu durum piroliz sıcaklığından etkilenebilir.

Madenle kirlenmiş toprakta Cd, Pb ve Zn'nun alınabilir konsantrasyonlarındaki azalış, 700°C'de üretilen şeker kamışı samanı türevli biyokömür kullanılarak gözlemlenmiş, bu durum *Canavalia ensiformis* ve *Mucuna aterrima* bitkilerinin metal alımını da azaltmıştır (Puga ve diğ., 2015). Bu azalma biyokömürün toprak pH'sı üzerindeki etkisi ile açıklanabilir. Çünkü artış durumunda, toprak-biyokömür sisteminde daha fazla ağır metalin tutulmasına neden olacaktır (Uchimiya ve diğ., 2012a).

2.1.10. Kirlenmiş Yerlerin Arıtım Teknikleri

Operasyonun yerine bağlı olarak, kirli sahaların arıtım yöntemleri 3 kategoride sınıflandırılabilir: Doğal yeri dışında (*ex-situ*), yerinde (*on-site*) ve doğal yerinde (*in situ*).



Şekil 2.8: Kirli sahada arıtma sürecinin farklı teknikleri (Rudolph, 2011).

- *Ex-situ yöntemi:* Bu durumda toprak kazılır ve özel bir arıtma istasyonuna taşınır. Kazı alanındaki alan kirlenmemiş toprakla veya işlenmiş toprakla doldurulabilir.
- *On-site yöntemi:* Kazılan toprak, işlem için hazırlanmış bir alanda sahada arıtılır. İşlemden sonra toprak tekrar yerine konur.
- *In-situ yöntem:* In-situ yöntemde, işlem toprağı kazmadan yerinde uygulanır.

Yukarıda belirtilen üç yöntem ile kirli bölgelerde kullanılan teknik uygulamalar; mekanik, kimyasal ve biyolojik yollarla yapılabilir. Topraktaki kirleticilerin türüne bağlı olarak, işlemin etkisi (i) kirleticilerin su yollarına dağılmasını ve yeraltı sularının kirlenmesini önlemek adına toksik maddelerin hareketsiz hale getirilmesi için stabilizasyonu, (ii) kirleticilerin bitkiler tarafından tahrip edildiği veya kirleticiyi toprakta parçalayabilen bakterilerin katılmasıyla bozunma sağlanması (organik kirleticiler için), ve (iii) kirleticinin yok edilecek topraktan çıkarıldığı veya bir geri dönüşüm zincirini takip ettiği bir özütleme şeklinde olabilir.

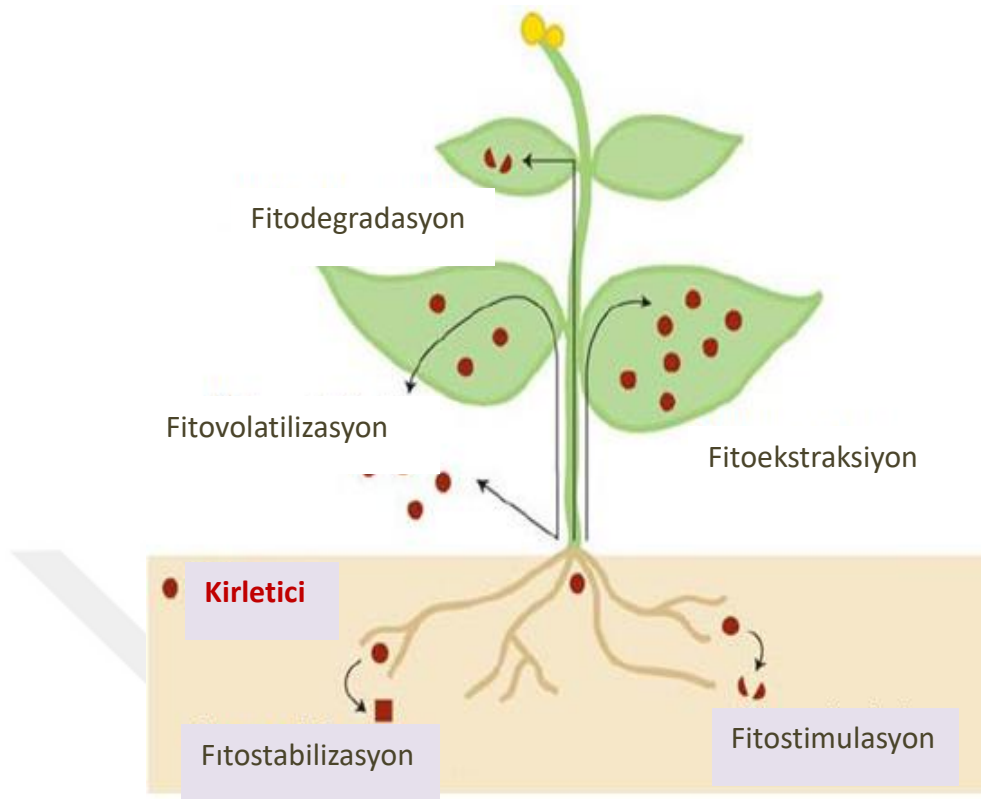
Ekolojik bir bakış açısına göre, bu geleneksel yöntemlerin uygulanması hiç tatmin edici değildir ve özellikle ekonomik olarak çok pahalıdır (Rudolph, 2011). Bu nedenle, bilim adamları arasındaki bilimsel tartışma, kirlenmiş toprakların işlenmesi ve geri kazanılması sürecinde ekolojik ve ekonomik bir alternatif olarak kirleticileri tolere edebilen bitkilerin kullanımına yönelmiştir. Bu tekniğe "Fitoremediasyon" denir.

2.1.10.1. Fitoremediasyon

Bitkileri toprak, su veya havadaki organik veya inorganik kirleticileri azaltmak, indirmek veya stabilize etmek için kullanan bir işlemdir. Bu teknik, toprak kirliliği ile ilişkili ekotoksikolojik risklerin azaltılmasına yardımcı olabilir. Fitoremediasyon, toksik metallerin, tehlikeli atıkların ve kirletici maddelerin topraktan uzaklaştırılması için çevre dostu alternatif bir yöntem sunar (Mohanty ve diğ. 2010).

Bununla birlikte, fitoremediasyon uygulamaları temelde bitkiler, toprak ve toprak mikroorganizmaları arasındaki etkileşime dayanır (Rudolph, 2011). Böylece metallerin bitki tarafından emilmesi ve birikmesi, element konsantrasyonuna, biyo-alınabilirliğe, hareketliliğe, toprak özelliklerine, sıcaklığa ve bitki türlerine bağlı olarak değişebilir (Kabata-Pendias ve Pendias 1992; Prasad, 2008; Baycu ve diğ., 2015). Ağır metallerle kirlenmiş toprakların başarılı bir şekilde rehabilite edilmesi için bitkilerin, sağlıklı ve gelişmiş bir kök yapısına, yüksek kök ve sürgün biyokütlesine sahip olmasına dayanır. Ayrıca, besin zincirine kirleticilerin geçişini en aza indirmek için köklerden akümüle edilen toksik maddelerin sürgünlere iletimini kısıtlayarak etkisiz hale getirmelidir (Wenzel, 2009; Karami ve diğ., 2011; Brennan ve diğ., 2014). Kirlenmiş bir toprakta bitki yetiştirilmesi sorunlu olabilir ve bu açıdan destekleyici olarak iyileştiricilerin özellikle organik malzemelerin kullanımı, biyokütle verimini artırabilir ve bitkilerin sağlıklı bir şekilde yetişmelerine yardımcı olur (Clemente ve diğ., 2012; Brennan ve diğ., 2014).

Fitoremediasyon uygulamaları, kirleticilerin niteliğine ve etki mekanizmalarına bağlı olarak çeşitli teknikleri kapsar.



Şekil 2.9: Bazı farklı fitoremediasyon teknikleri (Pilon-Smits, 2005).

Fitostabilizasyon (Fito-sabitleme): Bu yöntem Fito-restorasyon veya *in-situ* immobilizasyon olarak da adlandırılır (Morel ve diğ., 2006). Bu teknik, toleranslı bitkilerin kirleticiyi sabitlemesine ve topraktaki hareketliliğini azaltmasını sağlar (Mohanty ve diğ., 2010). Bu fitoremediasyon yöntemi, kirlenmiş metalleri yerinde sabitleme ve etkisiz hale getirmede en iyi alternatif olmakla birlikte, kirleticilerin dağılmasını ve yeraltı sularına geçişini engellenmesini hedefler. Metallerin toprakta sabitlenmesinin ana mekanizması, bitki köklerinin toprakta infüzyonunu ve dolaylı olarak erozyonunun önlenmesini (Prasad ve diğ., 2011), metallerin bitki köklerinde birikmesinin önlenmesini (Baycu ve diğ., 2015), ayrıca rizosferde de oluşabilecek emilim veya çöküntü durumlarının önlenmesini içerir (Morel ve diğ., 2006).

Fitoekstraksiyon (Fito-özütleme (Bitkisel özütleme)): Bitkinin kirleticiyi kök sistemi tarafından topraktan emdiği ve toprak üstü kısımlarına (sürgünler ve yapraklar) aktardığı işlemdir. Fitoekstraksiyon yöntemi, aynı zamanda fito-birikim (Mohanty ve diğ., 2010), fito-emilim, fito-ayırışım olarak da adlandırılır (Mukhopadhyay ve diğ., 2010). Tekniğin başarısı için, türlerin seçimi genellikle toprak üstü kısımlarında yüksek biyokütle verimliliği

olan yüksek miktarda metal biriktirebilen türlere dayanır. Bu bitkiler, hiperakümülatör olarak sınıflandırılır. Hiperakümülatör bitkiler, spesifik inorganik maddeye bağlı olarak en az 1000 mg kg⁻¹ (%0,1 dokunun kuru ağırlığı) veya 10000 mg kg⁻¹ (%1) miktarına kadar metal biriktirebilen bitkiler olarak tanımlanmıştır (Tsao ve Banks, 2003). Tüm hiperakümülatörler, topraktaki herhangi bir elementi akümüle etmek için farklı stratejiler sergiler. Bu, bitkilerin elementlere tolerans derecelerinin farklı olmasından kaynaklanır. Kirleticilerin toprağa tekrar girmesini önlemek için, bitkilerin sürgünleri kurutulmalı ve yakılmalıdır. Bunun sonucunda kül, iyi koşullar altında depolanmalı veya metalurjide metal geri kazanımı için kullanılmalıdır.

Fitodegradasyon (Fito-indirgeme): Bu yöntem genellikle topraktaki organik kirleticilerin temizlenmesinde kullanılır. Organik kirleticileri azaltmak için gerekli enzimleri üretebilen bitki türleri bu yöntem için uygunluk gösterir. Bitki ve toprak mikroorganizmaları arasındaki ilişkilerin belirlenmesi fitodegradasyon için büyük önem taşır. Bitkiler tarafından salınan kök eksüdası (sızıntı sıvısı) toprak mikroorganizmaları için besin maddesi olarak işlev görür ve gelişimlerini artırır. Toprak mikroorganizmaları, topraktaki organik kirleticilerin parçalanmasında önemli bir rol oynar. Kirleticileri bitkilerin kolayca absorbe edebileceği formlara dönüştürebilir.

Fitovolatilizasyon (Fito-uçuculaştırma): Bitkilerin kirletici maddeleri topraktan alması, uçucu forma dönüştürmesi ve bitkilerin stomaları yoluyla atmosfere aktarması işlemidir (Mukhopadhyay ve diğ., 2010). Selenyum (Se) ve Cıva (Hg), bitkiler tarafından alınabilen ve uçucu hale getirilebilen metallerin birer örneğidir (Prasad ve diğ., 2011).

2.1.11. Model Türler

Tez kapsamında yapılan araştırmalar için model bitkiler olarak *Alanthus altissima* (Miller) Swingle ve *Robinia pseudoacacia* L. türleri seçilmiştir.

2.1.11.1. *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle

2.1.11.1.1. Genel özellikler

Ailanthus altissima, genel ismiyle Kokarağaç veya Cennet ağacı, Simaroubaceae familyasına ait yaprak döken bir ağaç türüdür. Tayvan, kuzeydoğu ve orta Çin'de doğal olarak yetişir. Türün, menşei dışındaki ülkelere yayılımı ilk olarak Kore ve Japonya'nın güney bölgelerine doğru gerçekleşmiştir. Ayrıca, *A. altissima* türünün bu bölgelerden de orjinlendiği düşünülmektedir; Çin'de bile, Qinghai, Ningxia ve Sincan gibi bölgelerde orijinal aralığının ötesine geçmiştir. Çin ve Avrupa'dan 1740'larda (Lisan, 2011) Cheron d'Incarville tarafından 1751'de Pekin'den Londra'ya ve Paris'e ilk tohumları götürülmüştür (Kowarik ve Saumel, 2007). Bu ağacın bir süs bitkisi olarak yetiştirilmesi 18. yüzyılın ikinci yarısında gerçekleşmiştir. Caddeleri doğrusal olarak hizalamak ve şehir parklarındaki ıhlamur ağaçlarını değiştirmek için 1786'da Fransa'da çoğaltılmaya başlanmıştır, aynı zamanda ipekböceği *Philosamia cynthia ricini*'nin (Dury) yetiştiriciliği için ekilmiştir. (Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux- Ulusal Botanik Korumacılığı Federasyonu). *A. altissima* hızla, özellikle kaldırım kenarında büyütülen popüler bir süs ağacı haline geldi ve 1840 yılında çoğu fidanlıkta mevcuttu (Tela Botanica).

Ağaç, 1890'lı yıllarda Kaliforniya'ya Çinli göçmenler tarafından yayılmaya başladı. Bununla birlikte, bahçıvanlar ağacın mide bulandırıcı kokusundan dolayı hızla azaltmaya başladı.

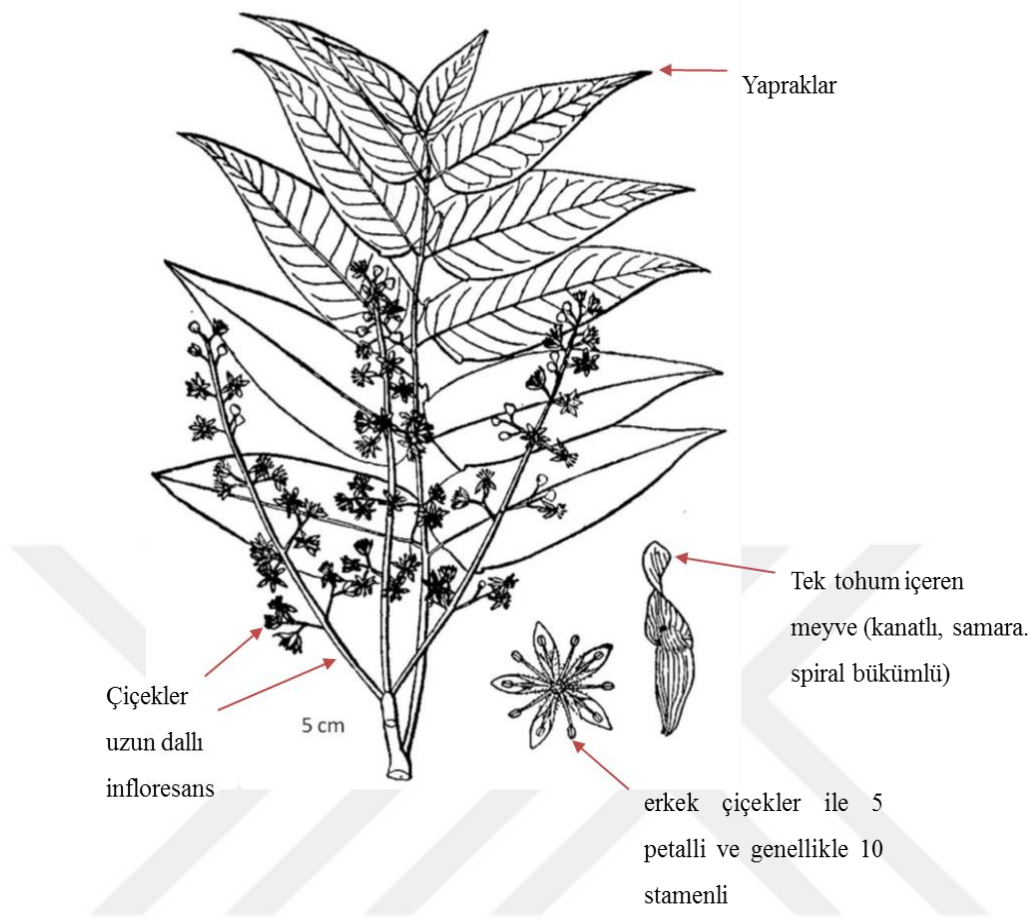
2.1.11.1.2. Sistematiik

Tablo 2.8: *Ailanthus altissima*'nın klasik sınıflandırılması (Lisan, 2011).

Alem	<i>Plantae</i>
Altalem	<i>Tracheobionta</i>
Bölüm	<i>Magnoliophyta</i>
Sınıf	<i>Magnoliopsida</i>
Altsınıf	<i>Rosidae</i>
Takım	<i>Sapindales</i>
Aile	<i>Simaroubaceae</i>
Cins	<i>Ailanthus</i>
Tür	<i>Ailanthus altissima</i>

2.1.11.1.3. Yayılımı

Ailanthus cinsi aktif olarak tohum, ve kök kısımları ile yayılım gösterir. Samara meyve yapısına sahip olan bu tür, hafif ve rüzgarı yakalamayı kolaylaştıran kanatlı yapıları sayesinde rüzgar ile dağılıma iyi adapte edilmiş tohumları sayesinde yayılır.



Şekil 2.10: Çiçeklenme dönemindeki bir *Ailanthus altissima* dalı ve tohum içeren meyve örneği (Britton ve Brown, 1913).

2.1.11.1.4. Kirlenmiş toprak bağlamında *Ailanthus altissima*

Ailanthus altissima (Miller) Swingle, Simaroubaceae familyasından, verimli olmayan topraklarda ve zayıf toprak koşullarında kolayca büyüeyebilen bir süs ağacıdır. Asidik, alkali, tuzlu ve kurak toprak koşullarını tolere edebilir (Kowarik ve Säumel, 2007; Filippou ve diğ., 2014) ve daha önce bozulmuş toprakların ıslahı için, özellikle kurak bölgelerde stres adaptasyon kapasitesine bağlı olarak erozyonun önlenmesi için kullanılmıştır (Kowarik ve Säumel, 2007; Ranieri ve diğ., 2014). Ayrıca, toprak ve havadaki yüksek düzeylerde metal kirliliğini (Cd, Pb vb.) tolere edebilme kabiliyetine sahiptir (Bayçu ve Önal, 1993; Bayçu, 1995; Hu ve diğ., 2014; Gatti, 2008; Ranieri ve diğ., 2014; Samuilov ve diğ., 2014).

2.1.11.2. *Robinia pseudoacacia* L.

2.1.11.2.1. Genel özellikler

Robinia, kuzeydoğu Amerika'ya özgü bir ağaçtır (Moiroud ve Capellano, 1982). 1601 yılında, doğa bilimci Carl von Linné tarafından cins adı verilmiş ve Fransız botanikçi Jean Robin tarafından Fransa'ya tanıtılmıştır.

Spesifik epitet, yalancı akasya (psödoakasya), "dört mevsim Mimoza" dahil olmak üzere *Acacia* cinsinin türleriyle olan benzerliğini gösterir.

Robinia pseudoacacia yerel olarak "akasya", "yalancı akasya" veya "robinia" şeklinde isimlendirilmiştir. İngilizce'de siyah akasya (black locust), Almanca'da Robinie veya Akazienbaum, İspanyolca'da robinia ve İtalyanca'da akasya veya robinia olarak adlandırılır. Türkçe karşılığı ise “Beyaz Çiçekli Yalancı Akasya” olarak tanımlanmıştır (Fauna ve Flora).



Şekil 2.11: Çiçeklenme dönemindeki bir *Robinia pseudoacacia* dalı, yaprak ve tohum içeren meyve örneği (R.Jancel, Fiches descriptives).

2.1.11.2.2. Sistematik

Robinia cinsinin, Kuzey Amerika kökenli 4 türü vardır. Bunlar:

Robinia hispida,

Robinia neomexicana,

Robinia viscosa,

ve *Robinia pseudoacacia* olarak adlandırılmış olan ve çalışmamızda kullanmış olduğumuz türdür.

Tablo 2.9: *Robinia pseudoacacia* 'nın klasik sınıflandırılması.

Alem	<i>Plantae</i>
Altalem	<i>Tracheobionta</i>
Bölüm	<i>Magnoliophyta</i>
Sınıf	<i>Magnoliopsida</i>
Altsınıf	<i>Rosidae</i>
Takım	<i>Fabales</i>
Aile	<i>Fabaceae</i>
Cins	<i>Robinia</i>
Tür	<i>Robinia pseudoacacia</i>

2.1.11.2.3. Yayılımı

Çelikleme veya tohum ekimiyle çoğaltılabilirler. Ancak tohum ekimiyle çoğaltma yöntemi en iyi yoldur. Ekim tekniğinde, tohum embriyosunun suyu alabilmesi, çimlenmeye başlaması ve

tohum kabuğunu geçirgen yapmak için genellikle çeşitli tohum ön işlemlerinin bir kombinasyonu gerekir. Ve bu iki şekilde yapılabilir:

Birinci metod

İlk yöntem, tohumları ısıya dayanıklı bir kaba koymak ve üzerlerine 70-80 °C sıcaklıkta su koymak ve 12-24 saat arasında bekletmektir. Başarılı bir şekilde ön işleme tabi tutulmuş tohumlar önceki boyutlarının yaklaşık 3 katı kadar şişmiş olacaktırlar. Diğer ön işlemlerden zarar görmemesi için şişmiş tohumlar temizlenir. Bunlar hemen ekilebilir.

İkinci Metod

Tohum tabakasını, tohumun kenarını bir bıçak veya eğe ile keserek veya çentikleyerek hatta ince zımpara kağıdı tabakaları arasında ovalayarak fiziksel olarak delme işleminden oluşur. Bütün bu yöntemler tohum kabuğunu delmek için kullanılabilir. Bunu yaptıktan sonra, tohumları 12-24 saat boyunca soğuk suya batırıldığında ve başarılı bir şekilde işlenen tohumlar suyu çekmiş ve büyük ölçüde şişmiş olur. Tüm tohumları, zayıf kalanları bile ekildiğinde, daha sonra çimlenebilirler (belki yıllar sonra), Tohumların çok uzun bir ömrü vardır ve alanda uzun yıllar boyunca canlı kalabilir.

2.1.11.2.4. Kirlenmiş toprak bağlamında *Robinia pseudoacacia*

Robinia pseudoacacia. L, Fabaceae familyasından heliofilik (güneş ışığını seven) bir ağaçtır. Ekolojik olarak *Robinia pseudoacacia* toprağın doğası açısından talepkar bir bitki sayılmaz, fakat aşırı kireçtaşı veya kilde verimli olmaz, ayrıca tuzluluğa tolerans göstermez. Kuraklığa ve hava kirliliğine dayanıklı bir ağaç türüdür. Aksoy ve diğ. (2000), kentsel ortamlarda metal birikimiyle ilgili olarak yürüttükleri bir çalışmada, yüzeysel toprak örnekleri ve ayrıca biyomonitör bitki olarak kullandıkları *Robinia pseudoacacia* türünün yıkanmış ve yıkanmamış yapraklarında Pb, Cd, Cu ve Zn konsantrasyonlarını belirlemişlerdir. Araştırmacılar, ağır metallerin yıkanmamış yapraklarda daha yüksek konsantrasyonlarda bulunduğunu, ancak bu durumun kirlenici türüne ve endüstriye olan uzaklığına göre değiştiğini ifade etmişlerdir. Bu nedenlerden dolayı yazarlar *Robinia pseudoacacia*'nın ağır metallerin biyolojik olarak izlenmesi yönünden faydalı olabileceğini bildirmişlerdir. Benzer araştırmalarda (Çelik ve diğ., 2005; Bayçu ve diğ., 2006), İstanbul'un kentsel bölgelerindeki yaprak döken ağaçların yapraklarında ölçülen Cd, Pb, Zn ve Ni konsantrasyonlarının mevsimsel değişimleri izlenmiştir.

Bir başka çalışmada, sulu çözeltideki Pb (II)'yi etkin bir şekilde alabilen Robinia yapraklarının biyosorpsiyon potansiyeline sahip olduğu ifade edilmiştir (Zolgharnein ve diğ., 2008). Karayollarında meydana gelen trafik kirliliğiyle ilgili yapılan önceki çalışmalar baz alınarak, yaprakları ve kabuğunda yüksek düzeyde ağır metal biriktirebilme kapasitesinden dolayı *R. pseudoacacia* bitkisi en iyi biyoindikatör tür olarak seçilmiştir (Samecka-Cymerman ve diğ., 2009).

Robinia, yüksek atmosferik sıcaklıklarda topraktan daha fazla Cd ve Pb alarak fitoremediasyon verimini artırabilir. Yükselen sıcaklık, toprak rizosferindeki mikrobiyal ve enzimatik aktiviteleri uyarak bitki köklerine bir avantaj sağlar ve ağır metallere karşı direnci artırır (Huang ve diğ., 2016). Daha önceki çalışmalar da sıcaklık yükselmesinin Cd ve Pb ile kontamine olmuş topraklarda *Robinia pseudoacacia* fidelerinin gövde ve yapraklarında metal birikimini göstermiştir (Zhao ve diğ., 2016). Jia ve diğ. (2014) tarafından yapılan bir araştırmada, yüksek CO₂ altında Cd ve Pb alımının artması, *Robinia pseudoacacia* bitkilerinin ağır metalle kirlenmiş toprakların fitoremediasyonunda kullanılabileceği ve yüksek seviyede metalle kirlenmiş topraklarda ise fitostabilizasyon için kullanılabileme kapasitesine sahip olabileceği rapor edilmiştir (Pourrut ve diğ., 20011).

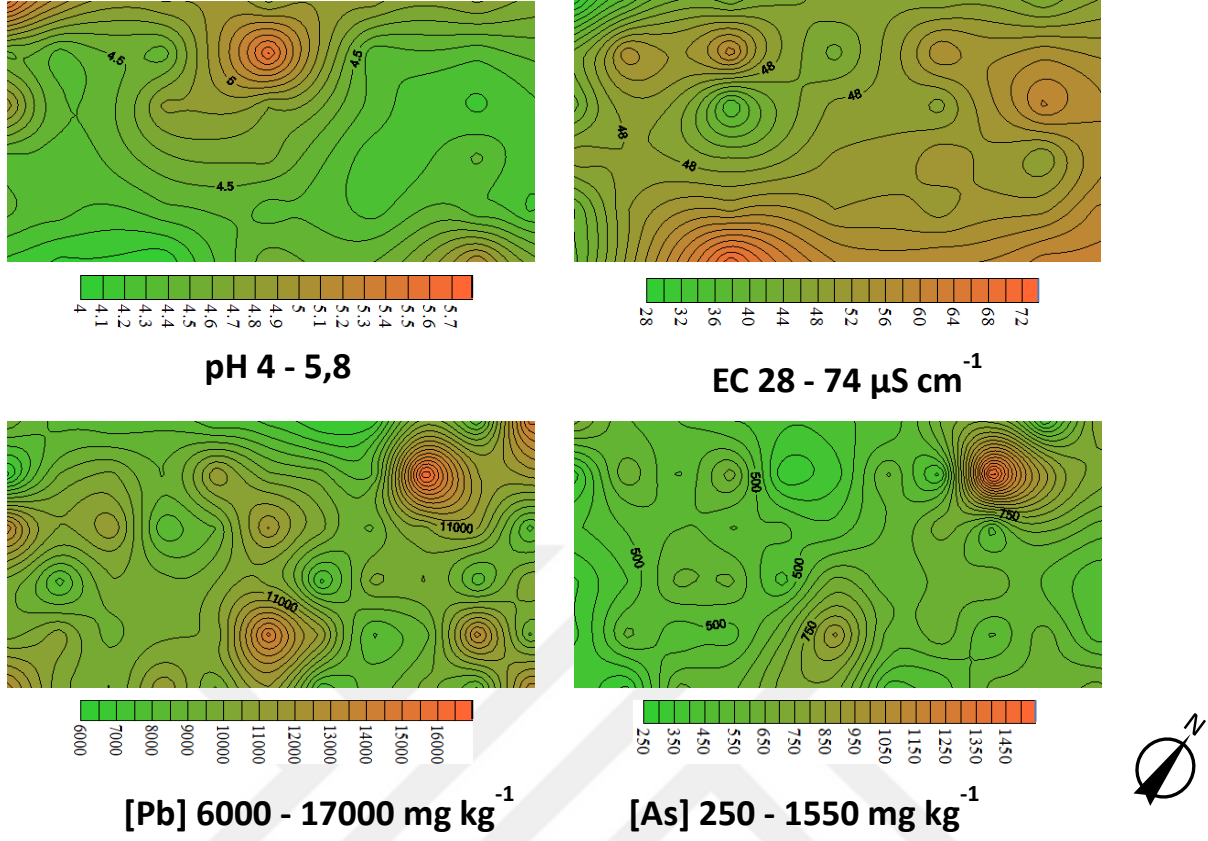
3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. TOPRAK ÖRNEKLERİNİN ALINDIĞI PONTGIBAUD MADENİ

Teknosol örneği, 1897'den beri kullanılmayan ve on dokuzuncu yüzyıl boyunca Avrupa'nın en büyük madencilik ve metalurji bölgelerinden biri olan Pontgibaud (Fransa)'da bulunan eski bir gümüş-kurşun madeni çıkarma sahasından (0-20 cm derinlik) alındı (GPS koordinatları: 45°49'59 " Kuzey ve 2°51'04" Doğu). Teknosol, As ($539,06 \pm 0,01 \text{ mg kg}^{-1}$) ve Pb ($11453,63 \pm 0,18 \text{ mg kg}^{-1}$) içeren kumlu-asidik yapıdaydı (Lebrun ve diğ., 2017).



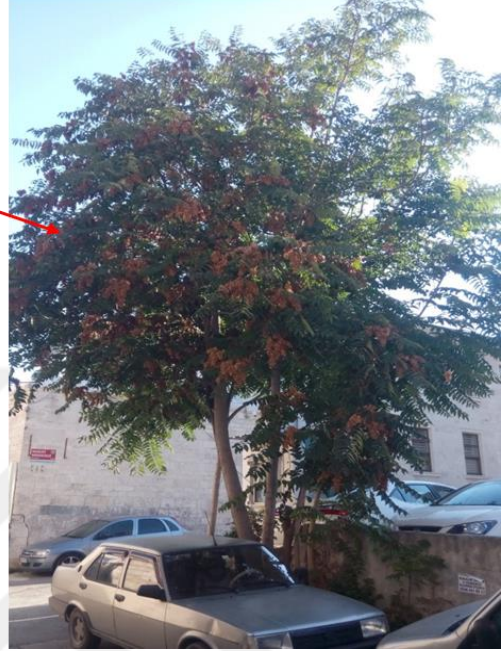
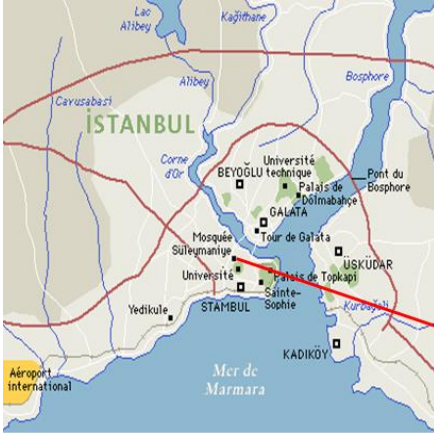
Şekil 3.1: Pontgibaud Madeni'nin genel görünümü ve toprak (Teknosol) örneği alınan bölge (Clermont Ferrand-Fransa).



Şekil 3.2: Pontgibaud bölgesinin pH, EC, [Pb] ve [As] değerlerinin haritalanması (Romain 2019).

3.2. BİTKİSEL MATERYALLERİN HAZIRLANMASI: TOHUM TOPLAMA

Ailanthus altissima (Miller) Swingle (Kokarağaç) tohumları İstanbul kent içi yol kenarlarında yetişen bir ağaçtan ve *Robinia pseudoacacia* L. (Yalancı Akasya) tohumları ise İstanbul Üniversitesi Botanik Bahçesinde bulunan bir ağaçtan Temmuz-Ağustos 2016 tarihlerinde toplandı. Örnekler önce güneş altında kurutuldu ve dikkatlice temizlenerek tohumlar çıkarıldı. Bu işlemten sonra toplanan tohumlar 4°C'de cam kaplarda saklandı.



Şekil 3.3: *Ailanthus altissima* (Lokasyon: Fatih, İstanbul).



Şekil 3.4: *Ailanthus altissima* tohumları.



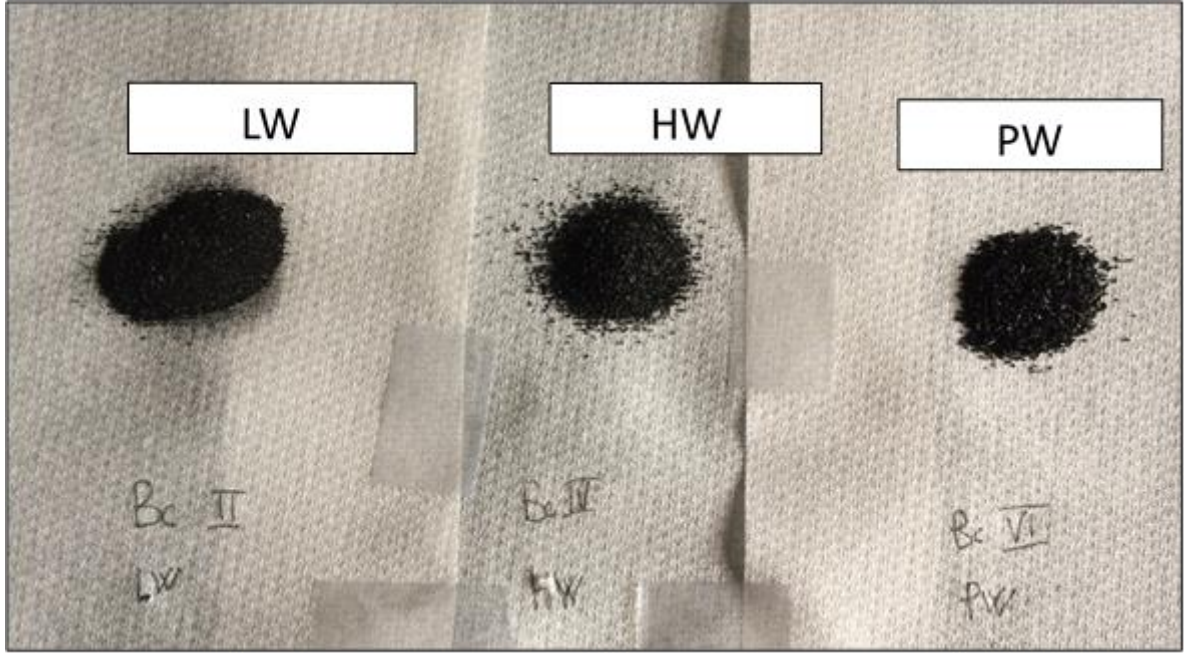
Şekil 3.5: *Robinia pseudoacacia* (Lokasyon: İstanbul Üniversitesi, Botanik Bahçesi).



Şekil 3.6: *Robinia pseudoacacia* tohumları.

3.3. KULLANILAN BİYOKÖMÜR

Araştırmada kullanılan biyokömür tipleri: Huş ağacı (*Betula*: LW) biyokütlesinden elde edilmiş yumuşak odun; Meşe ve Kayın ağaçlarının biyokütlesinden elde edilen sert odun (*Quercus*, *Fagus*: HW); Çam ağacı biyokütlesinden oluşan çam odunu (*Pinus*: PW). Biyokömür, 500 °C'lik yavaş piroliz (La Carbonerie, Crissey (Fransa)) ile elde edildi ve granülometrik ölçüm 0,2 ile 0,4 mm arasında bulundu.



Şekil 3.7: Kullanılan biyokömür örnekleri (LW: yumuşak odun biyokömürü, HW: sert odun biyokömürü ve PW: çam odunu biyokömürü).

3.4. KULLANILAN KOMPOST

Kompost, hemen her türlü organik atığın bir araya getirilerek çürütülmesi sonucu elde edilen doğal bir gübredir. Bitki yetiştirmek için kullanılacak olan toprağın yapısını zenginleştirmek ve düzenlemek için kullanılır. Toprağın daha iyi hava almasını, daha iyi işlenebilmesini ve su tutma kabiliyetini artırır.

Araştırmamızda kullanılan ticari kompostun içeriği aşağıdaki gibidir:

%22 organik madde, %38 kuru madde, 0,7 total azot (N), 0,5 organik N, %0,4 Fosforik anhidrit (P_2O_5), Potasyum oksit (K_2O) ve C / N = 15 (Scotts France SAS).



Şekil 3.8: Kullanılan ticari kompost (Scotts Fransa SAS).

3.5. BİYOKÖMÜR VE KOMPOST ANALİZİ

Biyokömür ve Kompost pH ve EC değerleri, 4 saat boyunca damıtılmış suda (1: 7 katı: sıvı oranı) çalkalamadan sonra ölçülmüştür. pH bir pH metre kullanılarak (FE20/EL20, Metler Toledo AG 2007, ABD) ve EC bir kondüktometre kullanılarak ölçülmüştür (CDM 210, Radiometer Analytical, Villeurbanne, France). Lebrun ve diğ (2018a) çalışmalarına göre su tutma kapasitesi (STK*) belirlenmiş ve aşağıdaki gibi hesaplanmıştır:

$$STK(\%) = \frac{\text{Doymuş ağırlık} - \text{Kurutulmuş ağırlık}}{\text{Kurutulmuş ağırlık}} \times 100$$

STK: Su Tutma Kapasitesi

Biyokömür spesifik alanı, toplam gözenek hacmi ve ortalama gözenek çapları, bir Belsorp Mini II (Micro Trace Bel; LMI, Villeurbanne-France) kullanılarak BET ölçümleriyle belirlenmiştir.

3.6. BİRİNCİ UYGULAMA

3.6.1. Bitkisel Materyal: *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle Tohumlarının Çimlendirilmesi

Ailanthus altissima (Miller) Swingle tohumları, Orleans Üniversitesi (Fransa) LBLGC mezokosm laboratuvarında 22°C sıcaklık ve 16 saat gündüz- 8 saat gece periyotlarında olmak üzere perlit üzerinde çimlendirildi. Çimlenme işlemi sırasında üçer saksı kullanıldı ve her saksıya ortalama 50 adet tohum konuldu. Çimlenmeden önce tohumlar iki saat boyunca su içinde bekletilerek şişmeleri sağlandı.

16 günlük tohumlar, bir hafta boyunca 166 ml/gün besleyici solüsyon (0,85 % Osmokot® (Scotts France SAS)) ile sulandı; bu besleyici çözelti, 42,77g öğütülmüş osmokot granüllerinin su ile 5L'ye seyreltilmesi sonucunda elde edilmiştir.



Şekil 3.9: *Ailanthus altissima*'da perlit üzerinde tohum çimlendirilmesi (ilk gün).



Şekil 3.10: Çimlenen ve gelişen *Ailanthus altissima* fideleri (29 gün sonra).

3.6.2. Yetiştirme Koşulları

Maden alanından toplanan toprak örnekleri kurutuldu ve 2 mm'lik elekten geçirildi. Deney koşulları aşağıdaki şekilde 8 farklı uygulama olarak geliştirildi:

- (i) P: Kirli maden toprağı (Teknosol)
- (ii) PLW: Kirli maden toprağı + %5 LW biyokömür
- (iii) PHW: Kirli maden toprağı + %5 HW biyokömür
- (iv) PPW: Kirli maden toprağı + %5 PW biyokömür
- (v) PC: Kirli maden toprağı + %5 kompost
- (vi) PLWC: Kirli maden toprağı + %5 LW biyokömür + %5 kompost
- (vii) PHWC: Kirli maden toprağı + %5 HW biyokömür + %5 kompost
- (viii) PPWC: Kirli maden toprağı + %5 PW biyokömür + %5 kompost

Toprak karışımları 0,4L (87 x 11,3mm) boyutlarındaki saksılara yaklaşık 350 g, sadece kirli toprak ise 520 g şeklinde konulmuştur. Her koşul için 13'er saksı hazırlandı; bunlardan 10 saksı bitkili 3 saksı ise bitkisiz hazırlandı.



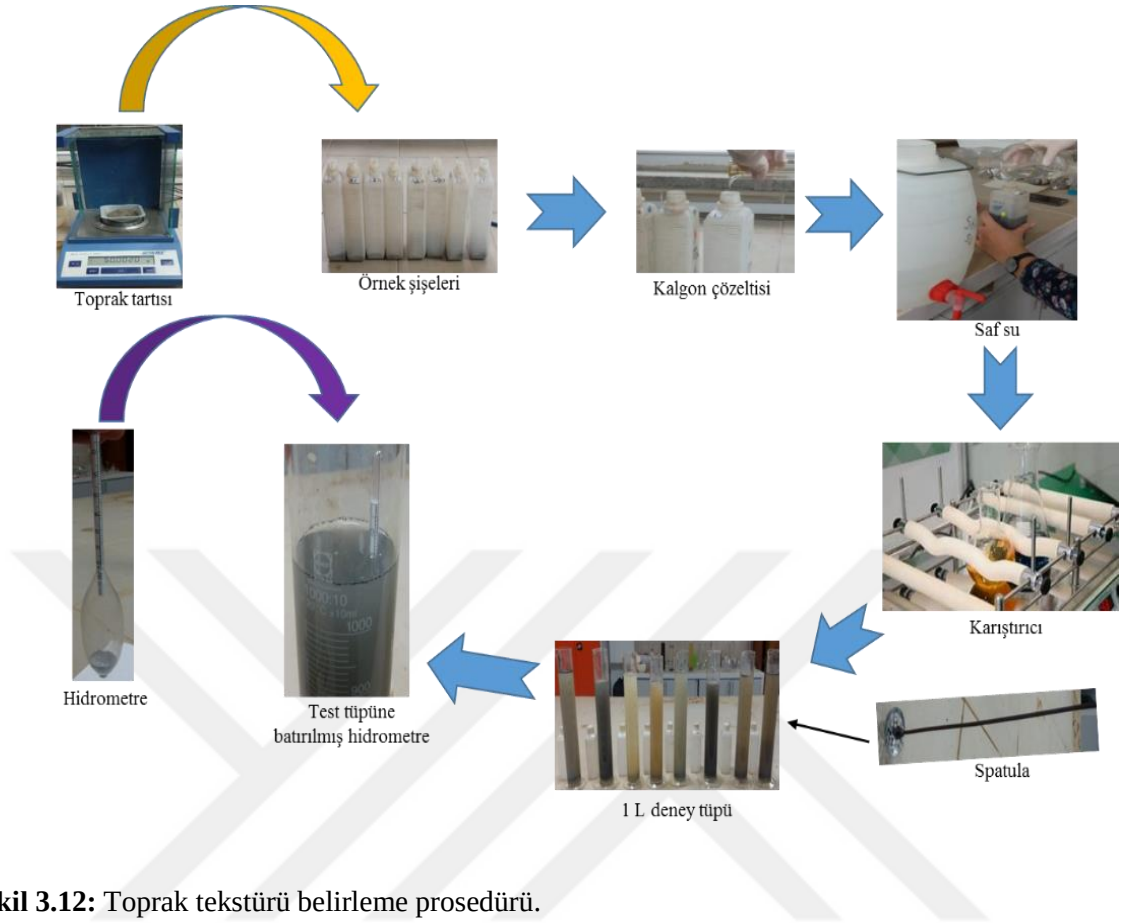
Şekil 3.11: Farklı koşullardaki multipot örnekleri (400 ml).

3.6.3. Toprak Tekstürünün Belirlenmesi

2 mm'lik elekten geçirilmiş kuru toprak örneklerinden 50 g tartıldı, 0,5 L'lik özel şişelere aktarılan topraklara 15 ml %5 kalgon çözeltisi ve 400 ml saf su eklendi. Şişeler iyice kapatıldı ve karıştırıcı bir cihaz yardımı ile 2 saat boyunca karıştırıldı. Şişeler 24 saat dinlenmeye bırakıldı ve daha sonra içerikleri 1 L'lik test tüplerine aktarılarak saf su ile litreye tamamlandı.

Tekstür belirleme prosedürü aşağıdaki gibidir (Karaöz, 1989):

- ✓ Bir spatula yardımıyla uygulama içerikleri manuel olarak karıştırıldı
- ✓ Karışım 4 dakika 48 saniye süreyle bekletildi
- ✓ Toprak tekstürünü belirleyebilmek için test tüpünün içine bir hidrometre konuldu
- ✓ Toprak örneklerinin özellikleri hidrometre cetveli ile belirlendi
- ✓ Ölçüm sırasındaki sıcaklık 20 °C olarak kaydedildi



Şekil 3.12: Toprak tekstürü belirleme prosedürü.

3.6.4. Toprak Gözenek Suyu Analizi

3 bitkisiz ve 3 bitkili olmak üzere farklı koşullarda hazırlanan saksılarda toprak gözenek suyu analizlerinin yapılabilmesi için örnekler alındı (Rhizon®, model MOM, Rhizosphere Research Products, Wageningen, The Netherlands). Toprak gözenek suyundaki 20 ml olarak alınan gözenek suyu örneklerinde pH (pH metre, FE20 / EL20, Mettler-Toledo AG 2007) ve elektriksel iletkenlik (EC) (CDM210 CONDUCTIVITY METER, Meter Lab®) doğrudan ölçüldü. Toplanan gözenek suyundaki Pb ve As konsantrasyonu deneyin başında ve sonunda 83,3 µl HNO₃ ile asitleştirilerek ölçüldü (ICP-AES, Plazma Atomik Emisyon Spektroskopisi; ULTIMA 2, HORIBA, Labcompare, San Francisco, ABD) (Sylvain ve diğ., 2016).



Şekil 3.13: Toprak gözenek suyu analizi (Rhizon®, model MOM, Rhizosphere Research Products, Wageningen, Netherlands).



Şekil 3.14: pH ölçüm cihazı (pH metre, FE20 / EL20, Mettler-Toledo AG 2007).



Şekil 3.15: Elektriksel iletkenlik ölçüm cihazı (CDM210 CONDUCTIVITY METER, Meter Lab®).

3.6.5. Toprağın Su Tutma Kapasitesi

Toprağın su tutma kapasitesi aşağıdaki protokole göre belirlendi:

- 40 g kuru toprak, dibi delikli şişelere konuldu.
- 1 saat boyunca su kabına yerleştirildikten sonra su ile tamamen doyuruldu.
- Yarım saat sonra delikli şişedeki su süzölmeye bırakıldı ve toprak ağırlıkları ölçüldü (su ile doymuş toprak miktarı).
- Toprak örnekleri 105°C sıcaklıkta ağırlıkları sabitleşinceye kadar etüvde kurutuldu ve tekrar tartıldı (mutlak kuru toprak ağırlığı).

Toprağın su tutma kapasitesi (STK) aşağıdaki formüle göre hesaplandı:

Tablo 3.1: Su tutma kapasitesinin belirlenmesi (Karaöz, 1989).

Örnek	Delikli şişe darası (gr) A	Delikli şişe + su ile doymuş toprak (gr) B	Su ile doymuş toprak miktarı (gr) C=B-A	Mutlak kuru toprak (gr) D	Kaybolan nem miktarı (gr) E=C-D	Maksimum su tutma kapasitesi STK (%) $STK = \frac{E * 100}{D}$

3.6.6. Bitki Büyümesi, Hasat, Bitki Organlarında As ve Pb Analizleri

36 günlük deney sonunda *Ailanthus altissima* bitkileri hasat edildi, önce musluk suyu ile sonra distile su ile yıkandı. Bitki organları yaprak, gövde, kök şeklinde ayrıldı ve örnekler 72 saat süre ile 60°C sıcaklıktaki etüvde ağırlıkları sabitleşinceye kadar kurutuldu ve bitkilerin kuru ağırlıkları kaydedildi.



Şekil 3.16: 36 gün sonra hasat edilen *Ailanthus altissima* bitkileri, Teknosol (P); P + %5 kompost (PC); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW) ve PPW +%5 kompost (PPWC).

Aşağıdaki deneysel aşamalar sonucunda bitki organlarındaki As ve Pb miktarları belirlenmiştir:

- (1) Kuru bitki örnekleri shredder cihazı ile ayrı ayrı öğütülmüştür (Model A11 BS000, IKA, Germany).
- (2) Öğütülmüş kuru bitki örneklerinden 200 mg tartılmış ve 6 ml %70'lik nitrik asit ile 3 ml %37'lik hidroklorik asit içeren teflon tüpler içerisinde 180°C sıcaklığa ayarlanan mikrodalga fırın (Multiwave ECO, Anton Paar) koşullarında 45 dakika boyunca bitki kısımları yaşı olarak yakılmıştır.
- (3) Yaşı olarak yakılan örnekler deiyonize su ile 50 ml'ye seyreltilmiş ve 0,45 µm filtre ile süzülerek ICP-AES ölçümlerine hazırlanmıştır.



Şekil 3.17: Mikrodalga Fırın (Multiwave ECO, Anton Paar).



Şekil 3.18: ICP-AES (Plazma Atomik Emisyon Spektroskopi- ULTIMA 2, HORIBA, Labcompare, San Francisco, California).

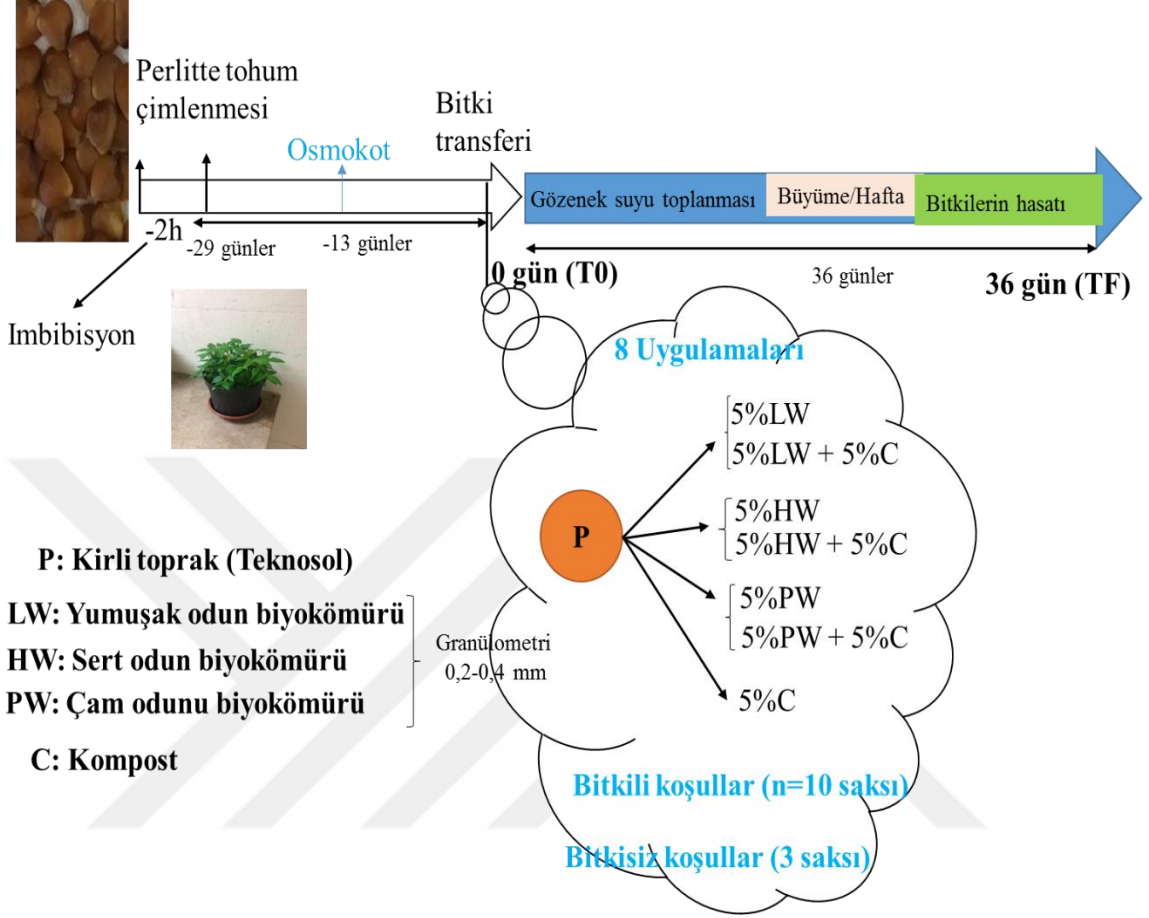
3.6.7. Verilerin İstatistiksel Analizi

Elde edilen veriler, Logiciel RGui (3.3.2) (R Development Core Team, 2009) kullanılarak istatistiksel olarak analiz edilmiştir. Tüm veriler için Shapiro-Wilk normallik testi yapılmış ve Bartlett testi ile de varyansların homojenliği test edilmiştir.

Bartlett testi p-değerine göre:

- (1) $P > 0,05$ değişkenler tek yönlü ANOVA kullanılarak test edildi.
- (2) $P < 0,05$ değişkenler Kruskal Wallis kullanılarak test edildi.

3.6.8. Birinci Mezokozm Uygulama Planı



Şekil 3.19: Birinci mezokozm deneyinin şeması.

3.7. İKİNCİ UYGULAMA

3.7.1. *Robinia pseudoacacia* Tohumlarının Çimlendirilmesi

Toplam 200 adet tohum, 2 saat boyunca suda bırakıldıktan sonra çimlendirilmek üzere saksılara ekildi. Orleans Üniversitesi LBLGC Laboratuvarı Büyüme odasındaki koşullar, 16 saat gün ışığı ($800 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) ve $22 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ sıcaklık şeklindeydi. Fideler haftada üç kez sulandı ve günlük olarak gelişimleri gözlemlendi.

3.7.2. Biyokömür ve Kompost

Diğer türden farklı olarak, meşe ve kayın biyokütlesinden elde edilmiş sert ağaç biyokömürü (B) ve ticari kompost gübre kullanılmıştır. Biyokömür, $500 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 'lik yavaş piroliz (La Carbonerie, Crissey (Fransa)) ile elde edilmiştir ve granülometrik ölçümü 0,2 ile 0,4 mm arasındadır.

3.7.3. Test Koşulları

Toprak örneği kurutuldu ve 2 mm'lik elekten geçirildi. Dört farklı uygulama yapıldı: (i) Pontgibaud Teknosolü (P), (ii) %5 biyokömür odunu (B) ile iyileştirilmiş Teknosol (PB), (iii) %5 kompost (C) ile iyileştirilmiş Teknosol (PC) ve (iv) %5 biyokömür odunu ve %5 kompost (PBC) ile iyileştirilmiş Teknosol. Her işlem karışımının yaklaşık 350 g'ı, 0,4L (8,7 x 11,3 cm) saksılara eklendi ve her koşul için, 5 saksı hazırlandı, içlerinden 4 tanesi, genç *Robinia pseudoacacia* fidesi ile bitkilendirildi ve 1 saksı bitkisiz bırakıldı. Farklı uygulamaların kimyasal parametreleri pH ve elektriksel iletkenlikleri (EC), biyokömür ve kompost analizi yukarıda açıklandığı gibi ölçüldü (Bölüm 3.6.4).



Şekil 3.20: *Robinia pseudoacacia* deneyi bitki örnekleri. P= kirli toprak (Teknosol) koşulu, PB= P+ %5 sert odun biyokömürü, PC= P+ %5 kompost ve PBC= P+ %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost.

3.7.4. Toprak Gözenek Suyu Analizi

Toprak kimyasal parametrelerini karakterize etmek için aşağıdaki prosedürler kullanılmıştır. *Robinia pseudoacacia*'nın genç fideleri farklı test koşullarına sahip dört saksıya (3 bitkili saksı ve 1 bitkisiz saksı) transfer edilmeden önce, toprak gözenek sularını ölçmek amacıyla toprak nemi örnekleyicileri ile örnekler alındı (Rhizon®) (model MOM, Rhizosphere Research Products, Wageningen, Netherlands). Gözenek suyundaki pH, EC, As ve Pb ölçüm metotları için önceki bölümlere bakınız (Bölüm 3.6.4.).



Şekil 3.21: Gözenek suyu analizinden bir kesit (Rhizon®, model MOM, Rhizosphere Research Products, Wageningen, Netherlands).

3.7.5. Bitki Büyümesi

19 gün sonra, genç fideler, farklı uygulama koşullarına transfer edildi (T0= Başlangıç süresi, n=4 uygulama). Bitkiler günlük olarak gözlemlendi ve iki günde bir sulandı; büyüme parametresi haftalık olarak ölçüldü.

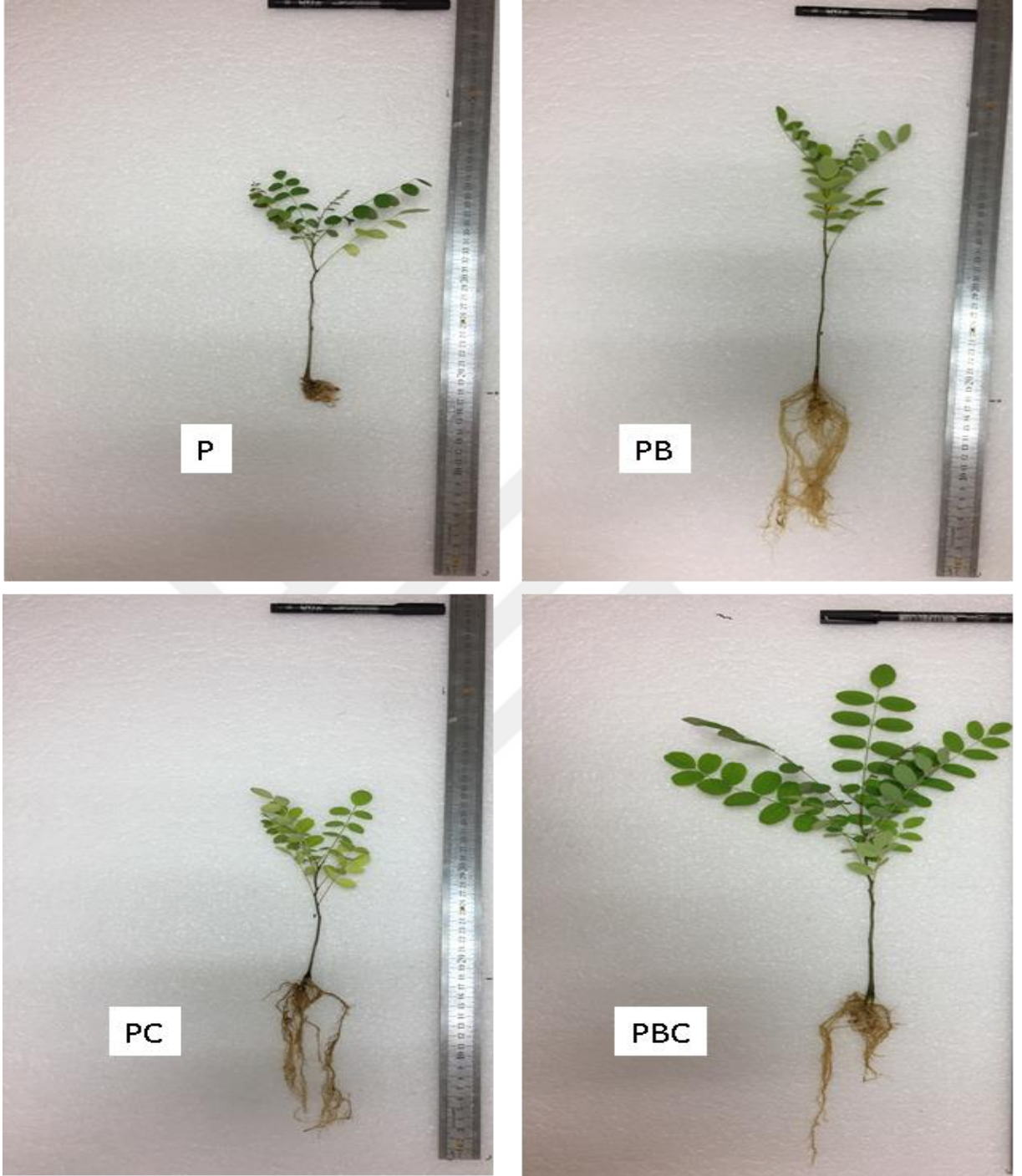


Şekil 3.22: Haftalık bitki büyümesi ölçümleri.

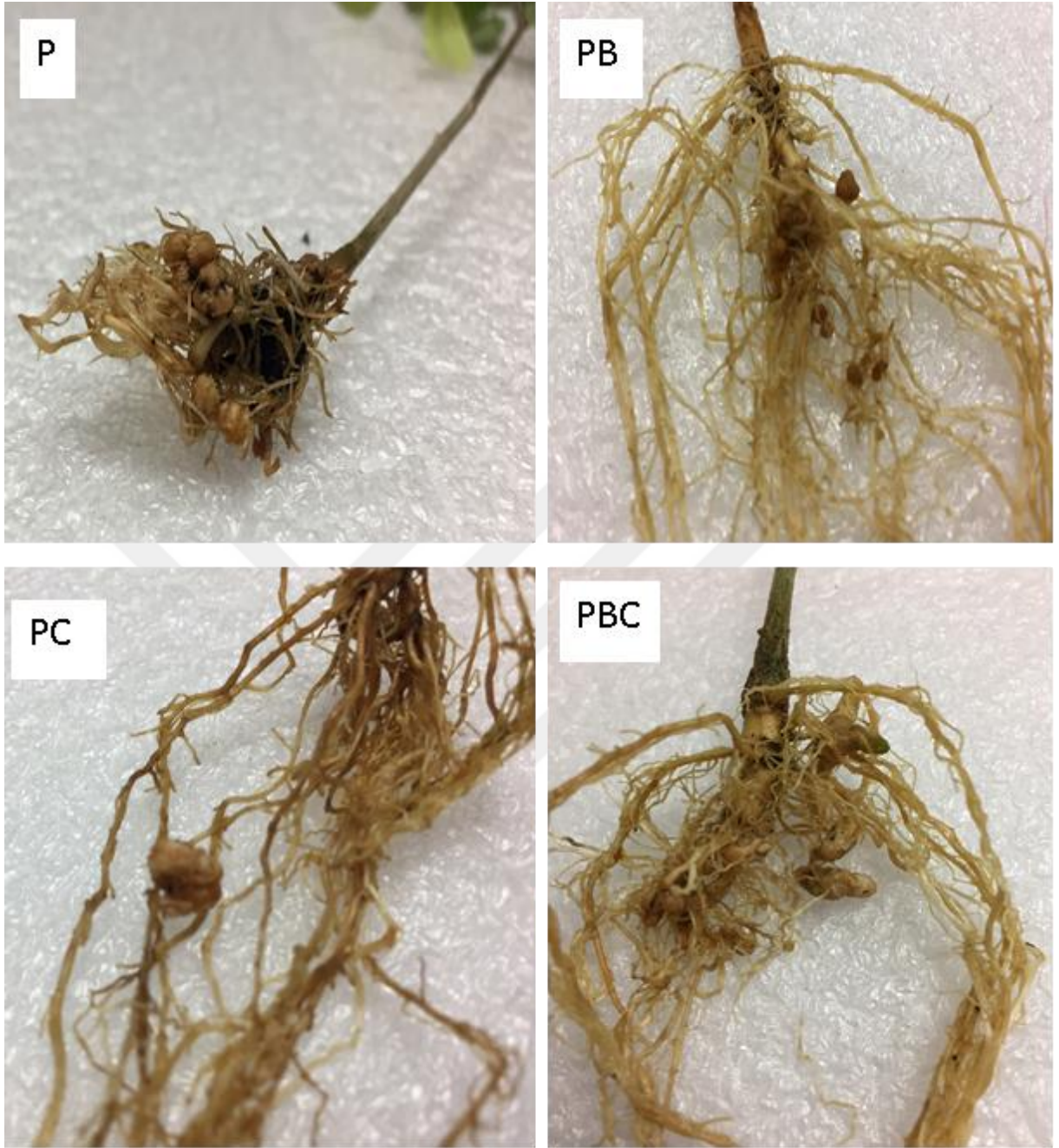
3.7.6. Bitki Hasatı, Bitki Organlarında As ve Pb Analizleri

71 gün sonra (TF = 71), bitkiler hasat edildi ve önce musluk suyuyla sonra distile suyla yıkandı. Farklı organlara bölünüp (yaprak, gövde, kök) fotoğraflandı ve örnekler daha sonra 60°C'de bir fırında 72 saat kurutuldu; farklı organların kuru kütleleri tartıldı.

Çeşitli organlardaki As ve Pb tayini için aşağıdaki prosedürler uygulanmıştır: (1) kuru malzemelerin helezonlu bir öğütücü kullanılarak öğütülmesi , (2) 6 ml %70 nitrik asit ve 3 ml %37 hidroklorik asit ile mikrodalga fırında (Multiwave ECO, Anton Paar) 200 - 210 mg kuru malzemenin 180 °C'de 45 dakika boyunca mineralizasyonu (180 °C'de 15 dakika boyunca sıcaklık artışı 180 °C'de 15 dakika ısıtma, 15 dakika boyunca sıcaklığın düşüşü) , (3) mineralli numuneler, damıtılmış suyla 50 ml'lik bir son hacme kadar seyreltildi. Çözelti 0,45 simge kullan nitroselüloz filtreden geçirildi; As ve Pb ölçümleri ICP-AES ile yapıldı.



Şekil 3.23: Farklı uygulamalarda, 71 gün sonra hasat edilen *Robinia pseudoacacia* bitkileri. P= kirlı toprak (Teknosol) koşulu, PB= P+ %5 sert odun biyokömürü, PC= P+ %5 kompost ve PBC= P+ %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost.



Şekil 3.24: Farklı uygulamalarda, 71 gün sonra hasat edilen *Robinia pseudoacacia* kökleri ve köklerde gelişen nodüller. P= kirli toprak (Teknosol) koşulu, PB= P+ %5 sert odun biyokömürü, PC= P+ %5 kompost ve PBC= P+ %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost.

3.7.7. Fotoğraf ve Şekil Analizi

İşlem gören *Robinia pseudoacacia* uygulamalarının gövde ve kök bölümleri kamera ile fotoğraflandı (çözünürlük 12 megapixels). Her görüntü bir veritabanında değerlendirildi, daha sonra, Fourier tanımlayıcıları (Shape Ver. 1.3 programı) kullanılarak şekil analizi yapıldı. Shape Ver 1.3: Her işlenen fotoğraf için 20 uyumlu fotoğraf yaratan bir yazılım programıdır. (Her fotoğraf farklı bir iyileştirme tekniğini temsil ediyor). Uyumlama 4 yardımcı etmeden (Fourier Katsayıları) (A, B, C ve D) oluşur, her yardımcı etmen, X ve Y eksenlerinde ikili görüntünün izdüşüm değerlerine karşılık gelir. Şekil yazılımı, Fourier Gücünü (FP), Fourier Gücünün yüzdesini (% FP) ve Fourier Gücünün kümülatif yüzdesini (CFPn% kümülatif) hesaplamaya izin verir. Çalışılan örneğin silüetinin daha iyi bir şekilde betimlenmesi için yeterli sayıda harmonik (veri), ortalama Fourier Gücünün (%CPFn) kümülatif yüzdesinin %99,99'una eşit bir değer için elde edilir.

Tablo 3.2: Dört farklı uygulama ile yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* bitki organlarında biyokütle oranları: Teknosol kirli toprak (P), P + %5 sert odun biyokömürü (PB), P + %5 kompost (PC) and P + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC).

Kısaltma	Değişken	Tanım
RMAR	Toprak üstü bölümünün kütlesi ile kök kısmı arasındaki oran	Toprak üstü bölümünün kuru kütlesi / Kök kuru kütlesi
RSAR	Toprak üstü bölümünün boyutu ile kök boyutu arasındaki oran	Toprak üstü bölümünün boyutu / Kök boyutu
GRS	Boyutsal büyüme oranı	Bitki boyutunda artış / birim bitki kütlesi / Zaman
GRM	Kütlesel büyüme oranı	Bitki kütlesinde artış / birim bitki kütlesi / Zaman
FPR*	Kök bölümüne göre Fourier gücü	$FPR = \frac{A_{n^2} + B_{n^2} + C_{n^2} + D_{n^2}}{2}$
FPA*	Toprak üstü bölümüne göre Fourier gücü	$FPA = \frac{A_{n^2} + B_{n^2} + C_{n^2} + D_{n^2}}{2}$

3.7.8. İstatistiksel Analiz

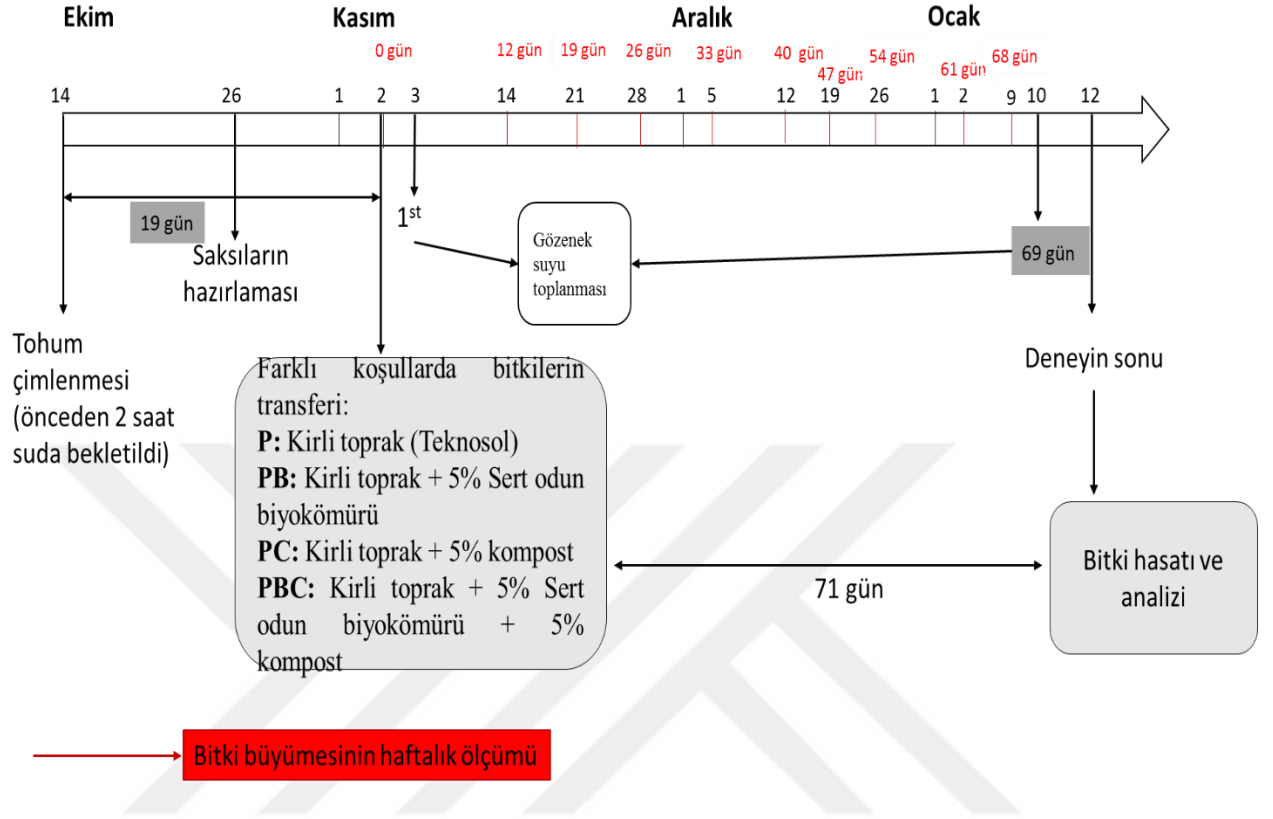
Toplanan veriler istatistiksel olarak R yazılımı (sürüm 3.3.2) kullanılarak analiz edildi (R Development Core Team, 2009). Tüm verilerin normalliği Shapiro testi kullanılarak ve değişkenliğin homojenliği Bartlett testi kullanılarak test edilmiştir. Toprak gözenek suyu fiziko-kimyasal parametreleri için, zaman, bitki etkileri ve uygulama arasındaki fark, sırasıyla bir Anova testi (normal veriler için) veya bir Kruskal testi (normal olmayan veriler için), ardından bir post-hoc testi, TukeyHSD veya eşdeğeri olarak Wilcox kullanılarak değerlendirildi.

Kullanılan farklı topraklar arasındaki fark ve benzerliği değerlendirmek için ikinci bir istatistiksel analiz yapıldı. Pearson korelasyon katsayısına dayanarak en açıklayıcı değişkenleri belirlemek için, en az korelasyonlu değişkenler analizde tutuldu, en çok korelasyon içinde olan değişkenler analizden çıkarıldı. Bu çalışmada sürgünlerin kütlesi ile kökler arasındaki oran, sürgünlerin büyüklüğü ile kökler arasındaki oran, Boyut Büyüme oranı, çalışma sırasında Kütle büyüme oranı, Kök şekline göre Fourier gücü, anten kısmı şekline göre Fourier gücü ve bu değişkenler arasındaki tüm iki yönlü etkileşimleri değerlendirdi. Bu hesaplamalar 'XLSTAT' (2010) yazılımı kullanılarak yapıldı.

Analizin üçüncü aşaması olarak, seçilen değişkenler, gözlenen gruplar arasındaki farklılıkları ve benzerlikleri göstermek; aralarında var olan değişkenliği optimize etmek ve böylece Squared Mahalanobis mesafeleri'ne (SMD) dayalı bir morfolojik mesafe matrisi elde etmek için bir ayırt edici fonksiyon analizine (DFA) dahil edildi. Bu analizde, tüm parametrelerin aynı anda işlenmesini sağlayan çok değişkenli analiz yaptık. Araştırmada kullanılan farklı uygulama arasındaki değişkenleri değerlendirmek için kullanılan faktoriyel grafik tasarımları bireylerin ve değişkenlerin görselleştirilmesine izin verdi. Bu analizler 'XLSTAT' (2010) yazılımı kullanılarak yapıldı.



3.7.9. İkinci Mezokozm Uygulama Planı



Şekil 3.25: İkinci mezokozm deneyinin şeması.

3.8. ÜÇÜNCÜ UYGULAMA

3.8.1. Deneysel Substratın Hazırlanması

Bu deney sırasında, bitkilerin ekilmesi için kullanılan substrat, daha önce kullanılmış olan kirli Pontgibaud (P) Teknosolundan oluşur. Bu kirlenmiş toprak, önceki deneylerde (0,2-0,4 mm) kullanılan sert odun biyo-granülometresinden 0,1–0,2 mm farklı olarak aynı kompostun (C) %5'i ve %5 sert ağaç biyokömürü (HW) granülometrisi ile iyileştirildi. Bunu için karışımın 1,3 kg'ı, 65g kil içeren 1,6 L kaplara yerleştirildi. Toplam 80 saksı hazırlandı.



Şekil 3.26: Karışık toprak örnekleri (kirli toprak (Teknosol) + %5 sert ağaç biyokömürü + %5 kompost).

3.8.2. Osmokot Solüsyonunun Hazırlanması

Osmokot bostancılıkta kullanılan ticari bir organik gübredir. Deneyimizde 40 g osmokot tanesi öğütüldü ve 0,5L suya eklendi. Karışım birkaç dakika karıştırıldı ve son hacim 5L 'ye tamamlandı.



Şekil 3.27: Kullanılan osmokot gübresi.

3.8.3. Bitki Malzemesinin Hazırlanması

Önceki deneylerde olduğu gibi, 29 gün sonra *Ailanthus altissima* tohumları perlit üzerinde filizlendirildi ve elde edilen fideler, bu amaç için hazırlanan substratı içeren 80 saksıya aktarıldı. Saksı başına bir fide yerleştirildi; n=80. Seradaki mezokozm koşullarında substrat üzerinde 42 günlük fide kültüründen sonra, deneysel saksıların yarısına (n=40) bitki başına 100 ml osmokot besin çözeltisi verildi. Bu osmokot çözeltisi öğütülmüş osmokot tanelerinden hazırlandı (1 litrede 8,55g). Bu gübrenin kullanımına bağlı olarak 2 uygulama prosedürü takip edildi: Her ikisi de n=40 bitkiden oluşan, osmokotlu (Osm +) ve osmokotsuz (Osm-) uygulamalar hazırlandı. Listelenen iki uygulamaya ek olarak, perlit ile yetiştirilen fideler için de osmokot çözeltisinden yararlanılmıştır.



Şekil 3.28: Uygulama grubu (toplam n=80; osm+ (n=40) ve osm- (n=40); Fransa’da INRA seraları).

3.8.4. Toprak Gözenek Suyu Analizi

İlgili iki işlemin her birinin beş farklı saksısından beş gözenek suyu örneği alınmıştır (toplama işlemi ve miktarları için önceki deneylere bakınız). Bu gözenek suları, toprak çözeltisindeki pH, elektriksel iletkenlik (EC), Pb ve As metal konsantrasyonlarının ölçümü için kullanılmıştır.

3.8.5. Bitki Hasatı ve Analizi

109 günlük bitkiler, deney sonunda hasat edilmiştir.

3.8.5.1. Adım 1: Farklı Partilerin Hazırlanması

Hasat edilen bitkiler, uygulamalara göre gruplandırılmıştır:

- Perlit + Osmokot uygulamasındaki 4 bitkiden oluşan ilk bölüm (**Parti 1**),
- Kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost (Osm-) uygulamasındaki 10 bitkiden oluşan ikinci bölüm (**Parti 2**);
- Kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost + Osmokot (Osm +) uygulamasındaki 25 bitkiden oluşan üçüncü bölüm (**Parti 3**).

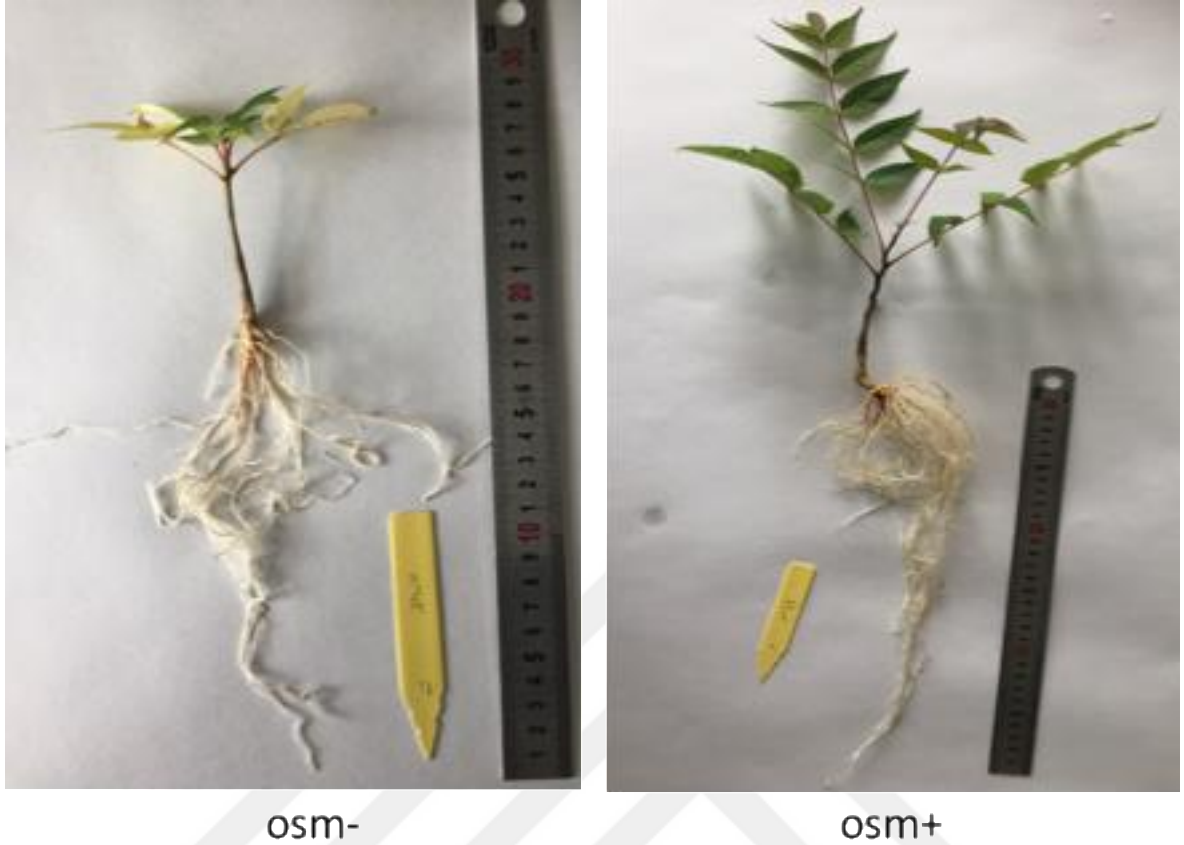


osm-



osm+

Şekil 3.29: Farklı uygulamalarda, 109 gün sonra hasat edilen *Ailanthus altissima* bitkileri (osm- = kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost ve osm+ = kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost + osmokot).



Şekil 3.30: Farklı uygulamalarda, 109 gün sonra deney hasat edilen *Ailanthus altissima* bitkileri örnek (osm- = kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost ve osm+ = kirli toprak (Teknosol) + biyokömür + kompost + osmokot).

3.8.5.2. Adım 2: Metalik İz Elementlerin Bitkilerde Dağılımı

Uygulama başına 5 bitkinin kök, gövde ve yaprakları alındı. Bitkinin kuru kütlesinin belirlenmesi için kurutma işlemi yapıldı (72 saat) ve ardından ICP ile MİE için mineralizasyon işlemleri yapıldı (sadece Bölüm 2 ve 3 için). Perlit ortamında yetişen bitkilerin yaprakları toplandı ve ikiye bölüme ayrıldı. Kurutulan örnek grubu kuru ağırlık hesaplamaları ile metal analizleri için kullanıldı; yaprakların diğer kısmı ise yapraklar taze olarak tartıldı ve ilerideki analizler için -20 °C'de saklandı.

**3.8.5.3. Adım 3: Kökte Adsorbe Edilmiş Pb ve As Tayini (Sadece Bölüm 3 için
(Pontgibaud + kompost + biyokömür + osmokot))**

Metalloidlerin potansiyel fraksiyonlarının topraktaki önemini değerlendirebilmek amacıyla, Osm+ uygulamasında yetiştirilen bitkilerin kökleri 3 farklı kimyasal reaktif ile yıkanmıştır:

- (i) 0,05 M CaCl_2
- (ii) 20 mM EDTA
- (iii) 0,01 mM HCl

Uygulama için, Bölüm 3'ten 15 bitki kullanıldı, kök ve toprak üstü kısımları toplandı ve distile suyla durulandı. Aşağıdaki prosedüre göre 3 reaktif çözelti (CaCl_2 , EDTA ve HCl) hazırlandı ve köklere adsorbe olmuş Pb ve As metalloidlerini belirleyebilmek için kökler bu çözeltilerle yıkandı.

- 0,05M CaCl_2 ile yıkama

Beş kök sistemi 0,05 M CaCl_2 ile yıkandı ve sonra distile suyla durulandı. CaCl_2 çözeltisi kullanılmadan önce ETM'yi ölçmek için köklerin bir kısmı geri toplandı (Her numune ICP-AES için kurutulmuştur).

- 20 mM EDTA ile yıkama

Beş kök sistemi 20 mM'lik EDTA çözeltisine 30 dakika yerleştirildi ve sonra distile suyla durulandı. EDTA çözeltisi kullanılmadan önce ETM'yi ölçmek için köklerin bir kısmı geri toplandı (Her numune ICP-AES için kurutulmuştur).

- 0,01 mM HCl ile yıkama

Beş kök sistemi, 0,01 mM HCl çözeltisi ile yıkandı ve daha sonra distile suyla durulandı. HCl çözeltisi kullanılmadan önce ETM'yi ölçmek için köklerin bir kısmı geri toplandı (Her numune ICP-AES için kurutulmuştur).

3.8.6. Translokasyon Faktörü (TF) Belirlenmesi

Translokasyon faktörü (veya mobilizasyon oranı), bitkilerin bir elementi kökten toprak üstü organlarına doğru taşıyabilme yeteneğinin bir göstergesidir (Constantineau, 2014).

Rezvani ve diğ. (2011); köklerden sürgünlere Translokasyon Faktörünü (TF) aşağıdaki formülle belirlemiştir:

$$TF = \frac{C_{\text{sürgün}}}{C_{\text{kök}}}$$

"C_{sürgün}", bitkinin sürgün kısmındaki metal konsantrasyonu

"C_{kök}" kökteki metal konsantrasyonu.

TF<1 Bitkiler metal stresi altında ancak üst bölümlere metal taşınması az,

TF>1 Bitkiler kirleticiyi tolere eder, kökten sürgüne metal taşınır, genellikle hiperakümülatör bitkilerdir (Antoniadis et al., 2017).

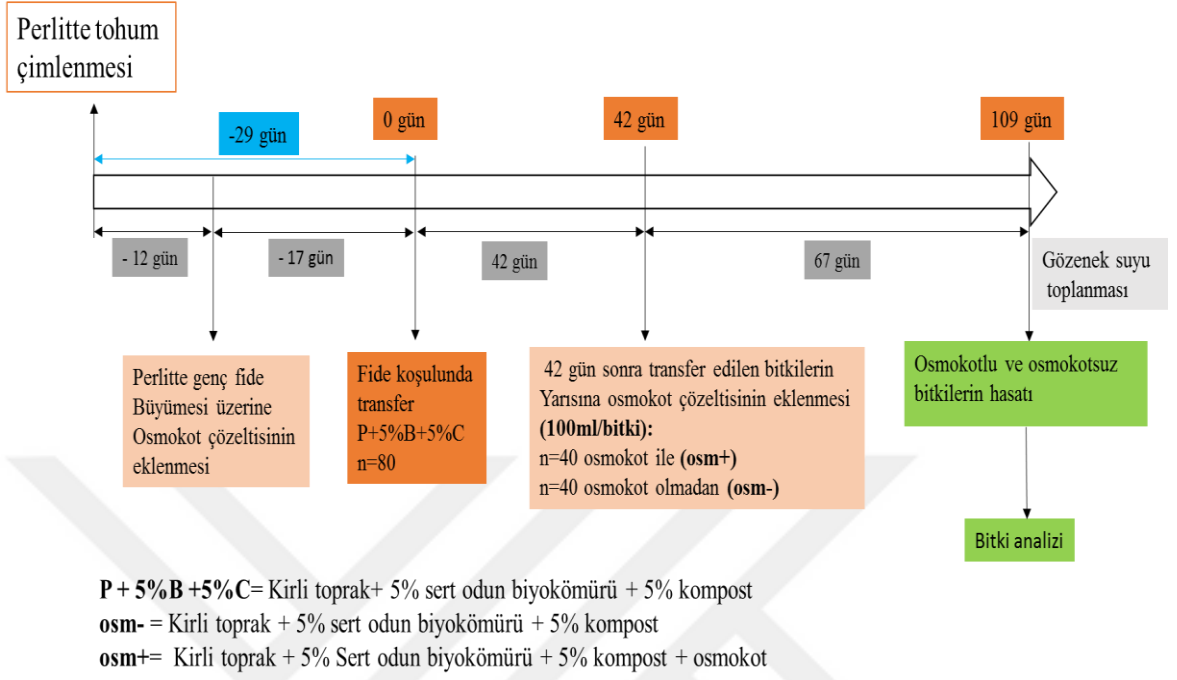
3.8.7. Biyoakümülyasyon Faktörü (BF) Belirlenmesi

Biyoakümülyasyon Faktörü (BF), topraktan bitkiye element hareketliliğinin endeksini karakterize eden bir parametredir. Bu endekse genellikle Transfer Katsayısı denir (Antoniadiaz ve diğ., 2017) ve aşağıdaki formülle hesaplanır:

$$BF = \frac{C_p}{C_s}$$

C_p sürgünlerdeki konsantrasyonunu, C_s topraktaki element konsantrasyonunu ifade eder.

3.8.8. Üçüncü Mezokozm Uygulama Planı



Şekil 3.31: Üçüncü mezokozm deneyinin şeması.

4. BULGULAR

4.1. BİRİNCİ UYGULAMA

4.1.1. Biyokömürün ve Kompostun Fiziko-kimyasal Özellikleri

Deneyde kullanılan biyokömürler, alkali bir pH'a sahip olmakla birlikte, ölçülen değerler farklı biyokömür ana stokları için önemli ölçüde değişkenlik göstermiştir; yumuşak odun biyokömürü (LW) için 9,56, sert odun biyokömürü (HW) için 8,98, çam odunu biyokömürü (PW) için 8,25 pH'a karşılık geldiği belirlenmiştir. Aynı şekilde EC biyokömürler arasında önemli ölçüde farklılıklar göstermiş ve sırasıyla LW, HW ve PW için $849 \mu\text{S cm}^{-1}$ $432 \mu\text{S cm}^{-1}$ ve $496 \mu\text{S cm}^{-1}$ değerlerine sahip olduğu bulunmuştur (Tablo 4.1). Su tutma kapasitesine (STK) göre, biyokömürler arasında önemli ölçüde farklılıklar içeren, iki grup belirlendi: en yüksek STK %308 ile PW'ye karşılık gelirken, LW ve HW 1,6 kat daha düşük değerlere sahiptir. Biyokömür türüne göre, BET (Brunauer Emmett and Teller) ölçümleri (Tablo 4.1) parametrelerde değişkenlik göstermiştir. En yüksek spesifik alan, LW ($251,42 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) iken, HW ve PW, sırasıyla 6 ve 12 kat daha düşük spesifik bir alana sahiptir. Benzer şekilde, LW, sırasıyla HW ve PW değerlerinden 4 ve 9 kat daha yüksek bir değer olan $0,1486 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ toplam gözenek hacmine sahiptir. Son olarak, HW ve PW için ortalama gözenek çapı yaklaşık $3,27 \text{ nm}$ 'ye karşılık gelirken, LW için değer $2,36 \text{ nm}$ 'dir. Kompost ile ilgili olarak, en yüksek EC değerini gösteren LW'ye göre %6 daha düşük olan $801 \mu\text{S cm}^{-1}$ 'e eşit bir EC değeri saptandı (pH:7,4). Ayrıca kompostun STK değeri, en düşük değere sahip biyokömürler olan LW ve HW için ölçülenin 3,7 katından daha düşük bulunmuştur.

Tablo 4.1: Biyokömürün ve kompostun fiziko-kimyasal özellikleri, pH, EC = elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$), STK = su tutma kapasitesi (%). LW = yumuşak odun biyokömürü; HW = sert odun biyokömürü; PW = çam odunu biyokömürü. Harfler anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n = 5$). *: bu parametreler için tekrarlamaya yapılmamıştır ve ND: analizi yapılmamıştır.

	LW	HW	PW	Kompost
pH	9,56 $\pm$ 0,01 a	8,98 $\pm$ 0,02 b	8,25 $\pm$ 0,01 c	7,4 $\pm$ 0,02 d
EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	849 $\pm$ 4 a	432 $\pm$ 2 d	496 $\pm$ 2 c	801 $\pm$ 24 b
STK (%)	194 $\pm$ 2 b	183 $\pm$ 3 b	308 $\pm$ 4 a	51 $\pm$ 1 c
Spesifik alan ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$) *	251,42	43,91	21,24	ND
Toplam gözenek hacmi ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$) *	0,1486	0,0364	0,0171	ND
Ortalama gözenek çapı (nm) *	2,36	3,32	3,22	ND

4.1.2. Toprak Tekstürünün Belirlenmesi

Toprak örneklerinin tekstür analizi sonuçlarına göre, Teknosol toprağı esas olarak kumlu bir yapıya sahiptir. Topraktaki kum yüzdesi yaklaşık %98 bulunmuştur. Toz ve kil oranı ise çok düşüktür. Biyokömür veya kompost gibi iyileştiricilerin uygulanması teknoşol yapısını etkilememiştir.

Tablo 4.2: Toprakların tekstür analizi: Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol +%5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW +%5 kompost (PHWC); PPW +%5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC).

Toprak Örneği	%kum	%toz	%kil
P	98,168	1	0,832
PLW	98,368	1	0,632
PHW	97,968	1,4	0,632
PC	98,368	0,6	1,032
PPWC	98,368	1,4	0,232
PLWC	98,168	1,4	0,432
PHWC	98,368	1	0,632

kum + toz + kil = 100 toprak

4.1.3. Toprağın Kimyasal Özellikleri

Teknosolün ilk pH'ı asidik (4,66) seviyede ölçüldü bununla birlikte, düşük elektriksel iletkenliğe ($73,42 \mu\text{S cm}^{-1}$) ve %24'lük bir su tutma kapasitesine sahip olduğu belirlendi (Tablo 4.2). %5 oranında biyokömür veya kompost uygulaması, Teknosolün fiziko-kimyasal özellikleri üzerinde pozitif bir etkiye neden olmuştur. LW, HW, PW ve kompost sırasıyla 1,45; 1,95; 0,7 ve 1,36 birim pH artışına neden oldu. %5'lik bir kompost ve %5'lik biyokömürün eklenmesi sistematik olarak, toprak pH'ı artışına ve sadece biyokömürle yapılan benzer işlemle karşılaştırıldığında, PHWC ve PPWC için sırasıyla 1-1,7 ünite arasında artışa sebep olmuştur.

EC (elektriksel iletkenlik) ile ilgili olarak, hem PLW hem de PHW uygulamaları P'ye kıyasla ($73,42 \mu\text{S cm}^{-1}$) 2,6 kat artışa neden olurken, PPW için anlamlı bir fark gözlenmemiştir. Tek başına eklenen kompost (PC), EC'yi etkilemezken, PLW, PHW ve PPW uygulamalarına eklendiğinde, farklı sonuçlar gözlemlendi: PLW için 1,29 kat azalma belirlenirken, PHW için bir etki görülmedi. PPW içinse 2,17 kat artış gözlemlendi. STK değeri %31,65 olan P'ye, iyileştirici olarak PW eklendiğinde bu değer %7,15 artmıştır. Üstelik %5C'nin PPW'ye eklenmesi, ek bir %4,33'lük STK artışı da sağlamıştır. Kompost, P'ye eklendiğinde, %1,42'lik bir STK artışı fark edilirken, HW ve LW'nin P'ye eklenmesi, sırasıyla %3,35 ve %4,56 STK artışına neden olmuştur. PLW ve PHW'ye C ilavesi, yaklaşık olarak %2,32 ve %2,82 daha fazla STK artışına neden olmuştur.

Tablo 4.3: Toprağın kimyasal özellikleri (pH, elektriksel iletkenlik (EC) ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ve su tutma kapasitesi (STK (%)): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol +%5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW +%5 kompost (PHWC); teknoşol +%5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW +%5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. ($p < 0,05$) ($n = 5$).

	P	PLW	PLWC	PHW	PHWC	PPW	PPWC	PC
pH	4,66 $\pm$ 0,11 g	6,11 $\pm$ 0,05 e	7,30 $\pm$ 0,06 b	6,61 $\pm$ 0,10 d	7,66 $\pm$ 0,03 a	5,40 $\pm$ 0,02 f	7,07 $\pm$ 0,05 c	6,02 $\pm$ 0,04 e
EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	73,42 $\pm$ 0,30 d	188,90 $\pm$ 1,80 a	154,82 $\pm$ 2,03 c	195,20 $\pm$ 4,90 a	212,74 $\pm$ 11,60 a	75,42 $\pm$ 0,80 d	163,52 $\pm$ 1,23 b	72,92 $\pm$ 1,86 d
STK (%)	31,65 $\pm$ 0,70 e	36,21 $\pm$ 0,41 c	38,53 $\pm$ 0,42 b	35,00 $\pm$ 0,12 d	37,82 $\pm$ 0,46 b	38,80 $\pm$ 0,32 b	43,13 $\pm$ 0,49 a	33,07 $\pm$ 2,55 de

4.1.4. Toprak Gözenek Suyunun Kimyasal Özellikleri

T0'da toprak gözenek suyunun (TGS) pH ve elektriksel iletkenliği Pontgibaud Teknosol (P) (pH (4,83) ve EC (372,72 $\mu\text{S cm}^{-1}$)) ile karşılaştırıldığında anlamlı bir farklılık gösterdiği tespit edilmiştir (Tablo 4.3). Aslında, üç farklı biyokömür (%5), kompost (%5) veya her iki iyileştiricinin karışımının birlikte uygulanması, ortalama 2,5 pH'lık bir artışa neden olmuştur. EC ile ilgili olarak, P'ye biyokömür ilavesi, sırasıyla PLW, PHW ve PPW için 2 kat, 2,7 kat ve 1,7 kat artışa neden olmuştur. %5'lik kompostun biyokömür ile bir kez daha EC artışına neden olduğu bulunmuştur. Dolayısıyla, PLWC ve PPWC, sadece biyokömür eklenen P'den 2 kat daha yüksek EC'ye sahip olurken, PHWC için artış yaklaşık 1,3 kat olmuştur.

Bitkisiz saksılarda (T36-B) yürütülen deneylerden elde edilen sonuçlara göre (T36), pH sadece PPW uygulaması için 0,8 birim artış gösterirken, EC tüm uygulamalar için sırasıyla P'ye 422, PLW'ye 847, PLWC'ye 171, PHW'ye 906, PHWC'ye 476, PPW'ye 436, PPWC'ye 490 ve PC için 114 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 'ye karşılık gelen bir artış göstermiştir.

TGS üzerindeki bitki etkisi (T36+B) ile ilgili olarak, sadece PLW ve PHW için pH 0,2 birimlik bir azalma ile önemli ölçüde etkilendiği görülmüştür. P ve PLWC uygulamaları için, bitkisiz saksılar (T36-B) ile karşılaştırıldığında fark olmamasına rağmen, T0'a kıyasla 1,3 birim artış ve 0,4 birim azalma gözlenmiştir. Aynı şekilde, T36'daki bitkisiz saksılarla karşılaştırıldığında PLW, PLWC, PHW, PPW ve PC için bitkili saksıdaki elektriksel iletkenlik (EC) 187, 554, 135, 248, 314 $\mu\text{S cm}^{-1}$ oranında azalmıştır.

Tablo 4.4: Toprak gözenek suyunun (TGS) kimyasal özellikleri (pH ve elektriksel iletkenlik (EC) ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). pH ve EC başlangıçta (T0) ve deney sonunda (T36) (T36-B: bitkisiz saksı; T36+B: bitkili saksı) ölçülmüştür. Küçük harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. Büyük harfler ise T0 ile T36 arasındaki anlamlı farklılığı belirtmektedir ($p < 0,05$) ($n = 3$).

		P		PLW		PLWC		PHW		PHWC		PPW		PPWC		PC	
pH	T0	4,83 $\pm$ 0,12 e	B	7,42 $\pm$ 0,03 c	A	7,96 $\pm$ 0,04 a	A	7,56 $\pm$ 0,03 b	A	7,82 $\pm$ 0,06 a	A	6,57 $\pm$ 0,08 d	B	7,50 $\pm$ 0,07 bc	A	6,76 $\pm$ 0,23 d	A
	T36-B	5,23 $\pm$ 0,40 e	AB	7,40 $\pm$ 0,04 c	A	7,80 $\pm$ 0,06 a	AB	7,50 $\pm$ 0,04 bc	A	7,80 $\pm$ 0,06 a	A	7,40 $\pm$ 0,07 c	A	7,62 $\pm$ 0,05 abd	A	7,08 $\pm$ 0,20 cd	A
	T36+B	6,12 $\pm$ 0,40 gh	A	7,21 $\pm$ 0,05 ge	B	7,60 $\pm$ 0,11 ac	B	7,28 $\pm$ 0,13 cef	B	7,73 $\pm$ 0,10 ab	A	7,10 $\pm$ 0,10 dfgi	A	7,43 $\pm$ 0,01 bcd	A	6,81 $\pm$ 0,11 hi	A
EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	T0	372,72 $\pm$ 9,30 g	B	778,72 $\pm$ 14,08 e	C	1605,05 $\pm$ 27,42 a	B	998,22 $\pm$ 19,26 d	C	1295,06 $\pm$ 27,11 c	B	653 $\pm$ 12,20 f	C	1450,72 $\pm$ 25,90 b	B	1494,11 $\pm$ 25,80 b	B
	T36-B	794,11 $\pm$ 25,40 d	A	1625,55 $\pm$ 41,84 b	A	1776,22 $\pm$ 52,31 a	A	1814,70 $\pm$ 23,22 a	A	1771,11 $\pm$ 52,60 a	A	1089,22 $\pm$ 25,43 c	A	1940,22 $\pm$ 79,41 a	A	1608,33 $\pm$ 46,70 b	A
	T36+B	818,33 $\pm$ 13,21 d	A	1438,44 $\pm$ 48,60 c	B	1222,44 $\pm$ 94,20 bc	C	1679,55 $\pm$ 33,30 a	B	1674,33 $\pm$ 76,20 a	A	841,22 $\pm$ 67,63 d	B	1695,22 $\pm$ 63,52 a	A	1294,11 $\pm$ 31,60 b	C

4.1.5. Toprak Gözenek Suyundaki Pb ve As Konsantrasyonu (mg l^{-1})

Toprak gözenek suyunun Pb konsantrasyonunun uygulamalara göre anlamlı olarak bazı farklılıklar içerdiği bulunmuştur ($p < 0,05$). T0'da, en yüksek değer, Teknosol uygulamasında, 48 mg l^{-1} Pb konsantrasyonu ile gözlenmiştir. Tek başına ya da Teknosolle kombine edilmiş

olarak bir arada yapılan iyileştirmelerin uygulanması TGS'deki Pb konsantrasyonunu %83-99 düşürmüştür (Tablo 4.5).

36 günlük Teknosol uygulamasından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen [Pb] T0' göre gerek bitkili gereksiz bitkisiz uygulamalarda 3 kat azaldı. Son olarak, 36. günde, sadece PPW uygulaması ile toprak gözenek suyunda [Pb] azaldığı belirlendi. Bu veri, 0,64 mg l⁻¹ değerine ulaştı ve T0'da diğer iki biyokömürün tek başına uygulanması ile elde edilen ortalama değerlere karşılık geldi.

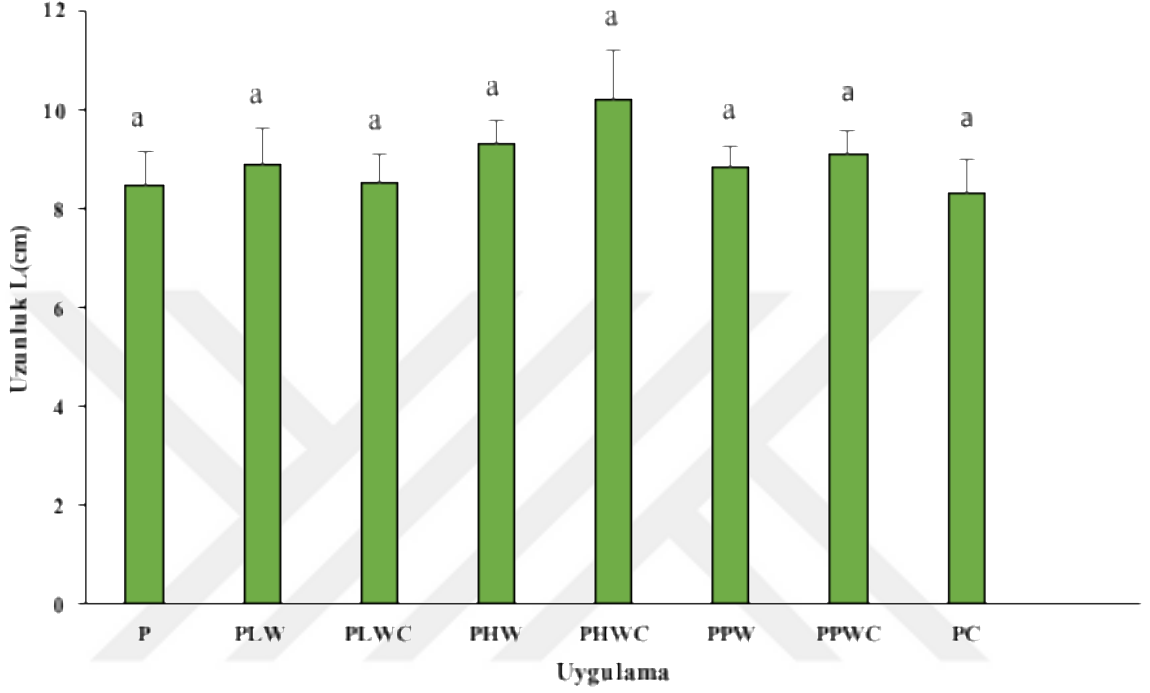
T0'da tek başına veya P ile kombinasyon halinde bulunan ve konsantrasyonu yaklaşık 0,03 mg l⁻¹ olan biyokömür veya kompost, toprak gözenek suyundaki As üzerinde hiçbir etki göstermemiştir. 36. günde, PLWC hariç bitkisiz tüm uygulamalarda [As] önemli bir düşüş gösterdi. PHWC için 0,008 mg l⁻¹ ve PLW veya PPW için 0 mg l⁻¹ arasında değerler bulundu. Bitkili topraklarda (T36+B) yürütülen 36 günlük uygulamadan sonra toprak gözenek suyundaki [As] konsantrasyonu T0'a göre önemli ölçüde düşük bulunmuştur.

Tablo 4.5: Toprak gözenek suyundaki Pb ve As konsantrasyonları (mg l⁻¹): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol +%5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol +%5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Pb ve As konsantrasyonu başlangıçta (T0) ve deney sonunda (T36) (T36-B: bitkisiz saksı; T36+B: bitkili saksı) şeklinde ölçülmüştür. Küçük harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. Büyük harfler ise T0 ile T36 arasındaki anlamlı farklılığı belirtmektedir (p < 0,05) (n = 3).

	Zaman	P		PLW		PLWC		PHW		PHWC		PPW		PPWC		PC	
Pb (mg l ⁻¹)	T0	48 ± 11,31 a	A	0,63 ± 0.10 b	A	0,14 ± 0,3 c	A	0,63 ± 0,03 b	A	0,17 ± 0.02 c	A	7,75 ± 0,63 d	A	0,19 ± 0,05 c	A	5,10 ± 2,15 bcd	A
	T36-B	16,80 ± 1,60 a	B	0,55 ± 0,03 bc	A	0,25 ± 0,04 c	A	0,66 ± 0,07 b	A	0,38 ± 0,02 cd	B	0,64 ± 0,09 bd	B	0,41 ± 0,06 bc	A	0,70 ± 0,28 bc	A
	T36+B	14,55 ± 5,09 a	B	0,70 ± 0,09 b	A	0,24 ± 0,03 c	A	0,77 ± 0,06 b	A	0,52 ± 0,04 b	C	1,16 ± 0,09 d	B	0,53 ± 0,07 b	A	1,46 ± 0,60 bcd	A
As (mg l ⁻¹)	T0	0,03 ± 0,003 a	A	0.03 ± 0,001 a	A	0,04 ± 0,002 a	A	0,03 ± 0,001 a	A	0,05 ± 0,003	A	0,03 ± 0,002 a	A	0,03 ± 0,007 a	A	0,02 ± 0,009 a	A
	T36-B	0,005 ± 0,005 bd	B	0 ab	B	0,002 ± 0,001 ad	A	0,0004 ± 0,0005 a	B	0,008 ± 0,001 b	B	0 bc	B	0,005 ± 0,001 bd	B	0,0004 ± 0,0006 ac	B
	T36+B	0,0003 ± 0,0002 a	C	0 a	B	0,003 ± 0,004 a	B	0 a	C	0 a	C	0 a	B	0,007 ± 0,008 a	AB	0,120 ± 0,005 a	A

4.1.6. Bitki Büyümesi

36 gün sonra, tüm uygulamalardaki bitki uzunlukları Teknosol (P) ile karşılaştırıldığında istatistiksel olarak bir fark göstermemiştir (Şekil 4.1).



Şekil 4.1: Farklı uygulamalarda 36 gün sonra *Ailanthus altissima* bitkilerinin büyümesi L (cm): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler, uygulama grupları arasında anlamlı bir fark olmadığını göstermektedir ($p < 0,05$) ($n = 10$).

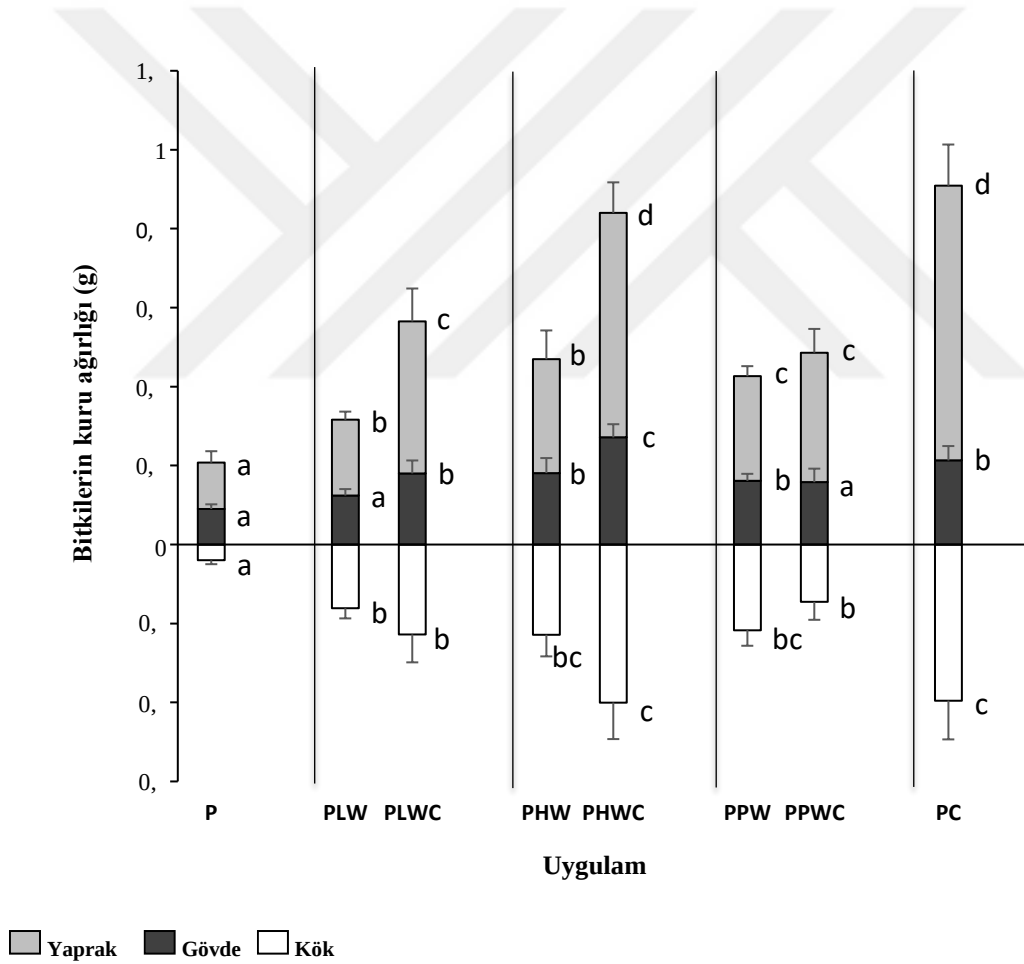
4.1.7. Bitkilerin Kuru Ağırlığı (g)

Tüm uygulamalarda, kök, gövde ve yaprakların kuru ağırlığı (KA), P ile karşılaştırıldığında önemli ölçüde artmış olup, bu oranlar T36'da, sırasıyla kök, gövde ve yapraklar için 0,040 g, 0,090 g ve 0,117 g'dır (Şekil 4.2).

Net bir şekilde, biyokömür yaprak kuru ağırlıklarını PLW, PHW ve PPW için sırasıyla, 1,6; 2,5 ve 2,3 kat; kök kuru ağırlıklarını ise PLW, PHW ve PPW için sırasıyla, 3,5; 5 ve 4,7 kat artırmıştır. Kompostla ilgili olarak, P (PC)'ye tek başına eklendiğinde, kök, gövde ve

yapraklar için en yüksek KA elde edilmiş, değerler sırasıyla 0,395 g, 0,213 g ve 0,695 g olarak ölçülmüştür.

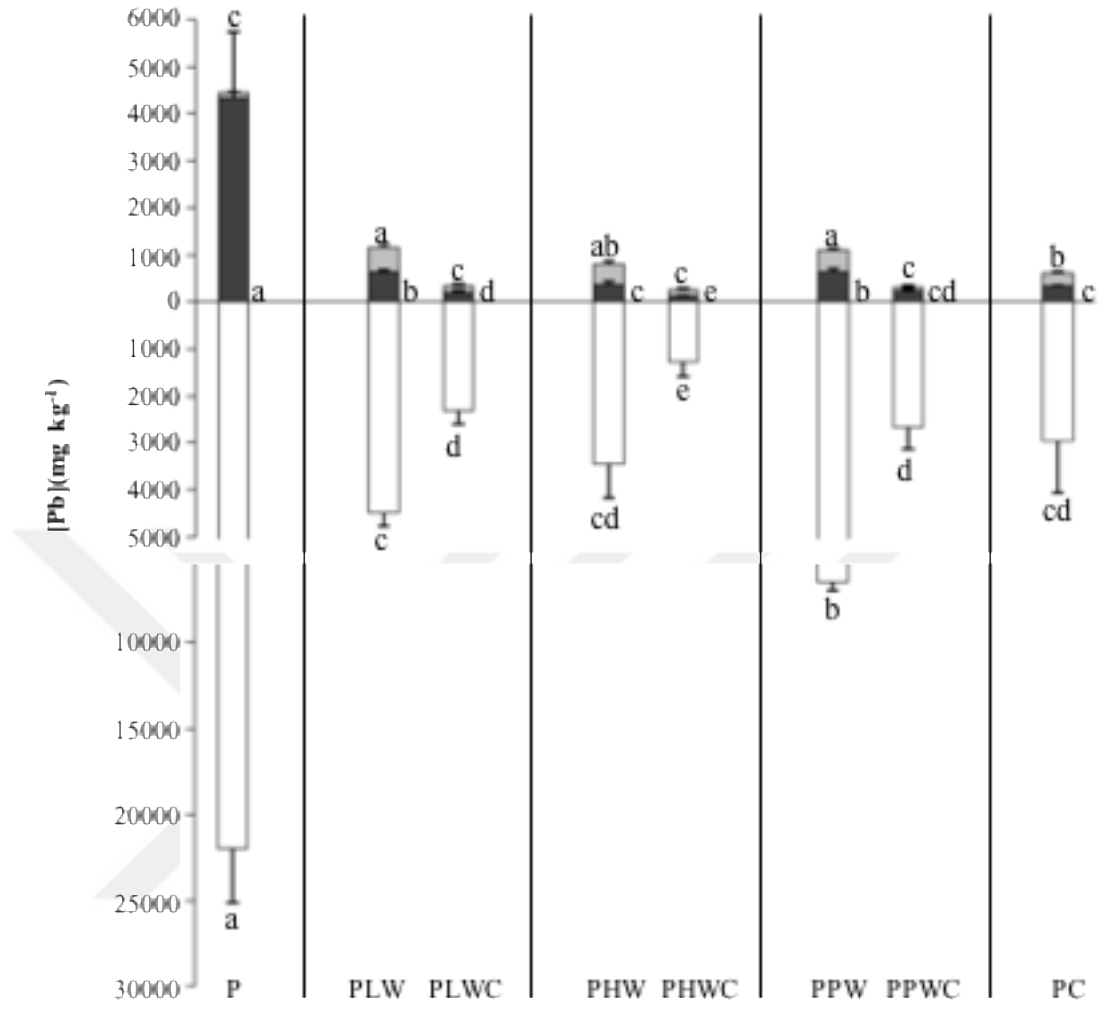
Ayrıca, kompost biyokömürle ilişkili olduğunda, tek başına biyokömür ile yapılan uygulamaya kıyasla kök ve gövde kuru ağırlığında önemli bir etki gözlenmezken, yaprak kuru ağırlığında sadece PLWC ve PHWC için önemli bir iyileşme olduğu gözlenmiştir. Her iki uygulamada kompost kullanımı, kompost uygulanmayan gruplara göre 2 kat daha fazla kuru ağırlık artışını teşvik etmiştir. PC uygulaması için PHWC grubundan elde edilen verilerle benzer sonuçlar göstermiştir.



Şekil 4.2: 36 gün süreyle farklı koşullarda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarının kuru ağırlıkları (g): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n = 5-8$).

4.1.8. *Ailanthus altissima* Bitkisinin Farklı Organlarında Pb Konsantrasyonu (mg kg⁻¹)

ICP analizine göre, Pb konsantrasyonları her zaman köklerde; gövde ve yapraklara kıyasla daha yüksek bulundu (Şekil 4.3). Ayrıca, tek başına veya P kompostu ile kombinasyon halinde uygulanan tüm biyokömürler, kök ve gövdedeki [Pb] değerini azaltmıştır. 36 gün süreyle P'de yetişen *Ailanthus altissima*'nın kök, gövde ve yapraklarında [Pb] sırasıyla 22024 mg kg⁻¹, 4339 mg kg⁻¹ ve 96 mg kg⁻¹ olarak ölçüldü. Kullanılan biyokömürlerle, kökteki [Pb], P'ye oranla yaklaşık 4,6 kat azalmıştır. Ek olarak, kompost farklı biyokömürlere eklendiğinde, bu azalma yaklaşık 10 kata ulaştı. Gövde için, biyokömür tek başına veya kompostla birlikte uygulandığında, sırasıyla ortalama 547 mg kg⁻¹ ve 177 mg kg⁻¹ miktarında [Pb] değerini azaltmıştır. Tam tersine, biyokömür P'ye tek başına eklendiğinde, yapraklarda [Pb] 'nin 4,8 katlık bir artışını gördük, buna karşın biyokömür ile P kompostun beraber uygulanması, P ye göre önemli ölçüde farklılık göstermeyen biyokömürün tek başına eklenmesine kıyasla daha fazla [Pb] azalmasına izin verdiğini tespit ettik. PC için [Pb] değerleri sırasıyla, köklerde, 2955 mg kg⁻¹ (P'den 7,5 kat daha az), gövdelerde 320 mg kg⁻¹ (P'den 13,5 kat daha az) ve yapraklarda 295 mg kg⁻¹ (P'den 3 kat daha yüksek) olarak ölçülmüştür.



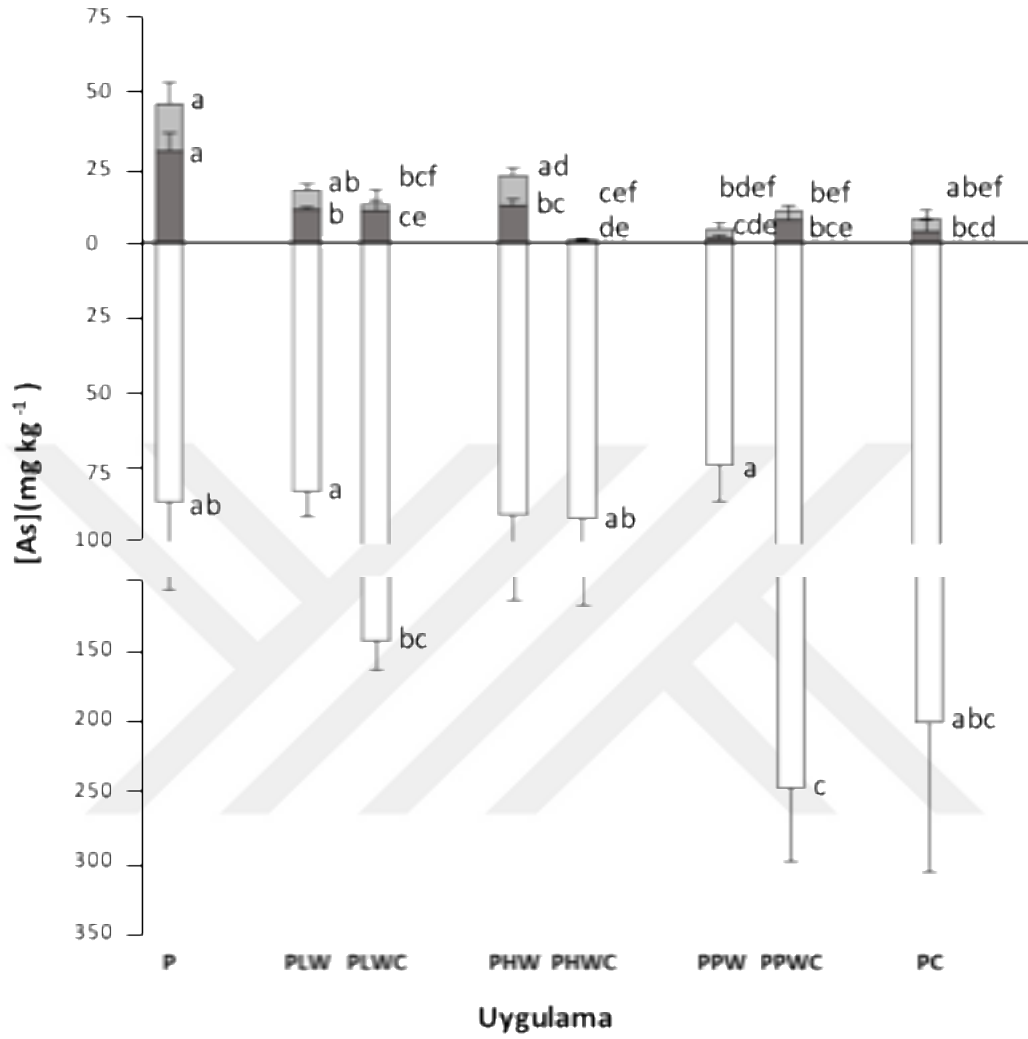
Uygulama

■ Yaprak ■ Gövde □ Kök

Şekil 4.3: 36 gün süreyle farklı koşullarda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarındaki Pb konsantrasyonu (mg kg^{-1}): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n = 5-8$).

4.1.9. *Ailanthus altissima* Bitkisinin Farklı Organlarında As Konsantrasyonu (mg kg⁻¹)

As konsantrasyonu en yüksek köklerde 82 ile 247 mg kg⁻¹ aralığında bulunmakla birlikte, gövdelerde (0,3-30 mg kg⁻¹) ve yapraklarda (0,7-15 mg kg⁻¹) daha düşük konsantrasyonlarda ölçülmüştür (Şekil 4.4). Kök sistemi için, sadece PPWC, P'ye kıyasla 3 kat [As] artış gösterirken, tek başına biyokömür veya kompost uygulaması kökleri önemli ölçüde etkilememiştir [As]. Gövde için, biyokömür ya da kompostun tek başına ya da P ile kombinasyonu halinde, PLW, PLWC ve PHW için As konsantrasyonunun 3 kat azaldığı gözlenmiştir. Kompost (C) PHW eklendiğinde gövdelerdeki As konsantrasyonunun P uygulamasındaki değerden 10 kat daha az olduğu belirlenmiştir. PPW ve PPWC için, [As] azalması ise sırasıyla 21,5 ve 3,8 kat bulunmuştur. Son olarak, yapraklar için, P'ye kıyasla PLW ve PHW uygulamaları için [As] 'de anlamlı bir fark gözlenmedi. Ancak kompost PLW ve PHW'ye eklendiğinde [As] azaldı ve sırasıyla 2 mg kg⁻¹ ve 0,7 mg kg⁻¹ değerlerine ulaştı. PPW ve PPWC değerleri, P (3 mg kg⁻¹) ile karşılaştırıldığında As konsantrasyonunun 5 kat daha azaldığı gözlemlendi. Kompost iyileştirmesi için, [As] yaklaşık 4 mg kg⁻¹ idi ve P için elde edilen değerlerden önemli ölçüde düşüktü.



■ Yaprak ■ Gövde □ Kök

Şekil 4.4: 36 gün süreyle farklı koşullarda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarındaki As konsantrasyonu (mg kg^{-1}): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + %5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n = 5-8$).

4.2. İKİNCİ UYGULAMA

4.2.1. Toprağın ve İyileştiricilerin Özellikleri

Bu deneyde (Tablo 4.5), kullanılan biyokömür, kompost ve teknosol pH değerleri sırasıyla bazık (8,98), nötr (7,4) ve asidik (4,66) olarak ölçüldü. Elektriksel iletkenlik (EC) değerlerinin, biyokömür ve kompost için sırasıyla 6 ve 11 kat daha yüksek olduğu bulundu ancak her iki iyileştirici ile karşılaştırıldığında, Teknosolde ($73,42 \mu\text{S cm}^{-1}$) en düşük seviyeye sahip olduğu gözlemlendi. Su tutma kapasitesi de biyokömür (%183) için teknosolden (%24,03) daha yüksekti ancak kompost için bir sonuç elde edilemedi. Sadece BET ölçümlerinin yapıldığı biyokömüre göre (Tablo 4.5), spesifik alan değeri $43,91 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, toplam gözenek hacmi $0,0364 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ ve ortalama gözenek çapı $3,32 \text{ nm}$ olarak bulundu.

Tablo 4.6: Biyokömür, kompost ve toprak fiziko-kimyasal özellikleri, pH, EC = elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$), STK = su tutma kapasitesi (%) ve spesifik alan değeri, toplam gözenek hacmi ve ortalama gözenek çapı. B = sert odun biyokömürü. Harfler anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm \text{SE}$). * : bu parametreler için tekrarlamaya yapılmamıştır ve ND: analizi yapılmamıştır.

	Biyokömür (B)	Kompost (C)	Toprak (Teknosol (P))
pH	$8,98 \pm 0,02 \text{ c}$	$7,4 \pm 0,03 \text{ b}$	$4,66 \pm 0,002 \text{ a}$
EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	$432,00 \pm 2 \text{ b}$	$801,00 \pm 3 \text{ c}$	$73,42 \pm 2 \text{ a}$
STK (%)	$183,00 \pm 3 \text{ b}$	ND	$24,03 \pm 2 \text{ a}$
Spesifik alan ($\text{m}^2 \text{ g}^{-1}$)	43,91	ND	ND
Toplam gözenek hacmi ($\text{cm}^3 \text{ g}^{-1}$)	0,0364	ND	ND
Ortalama gözenek çapı (nm)	3,32	ND	ND

4.2.2. Toprak Analizi

%5 oranında biyokömür veya kompost uygulaması, kirli toprak (Teknosol P) fiziko-kimyasal özellikleri üzerinde olumlu bir etkiye yol açtı (Tablo 4.6). pH, sırasıyla biyokömür için 1,95 birim ve kompost için 1,36 birim arttı. Bu artışa karşılık biyokömür ve kompost %5 oranında eklendi. Bu eklentilerin Teknosol üzerinde 3 birime denk geldiği bulundu. İyileştirici olarak sadece biyokömürün, EC'yi yaklaşık 2,6 kat arttırdığı ve her iki iyileştirici aynı anda kullanıldığında ise 2,8 kat yükseldiği görüldü. Ancak tek başına kompost uygulaması önemli bir farklılığa neden olmadı. P'deki uygulanan her iki iyileştirici de, STK'yi sadece PC ve PBC için sırasıyla %22,73 ve %26,61 birimlere yükseltti.

Tablo 4.7: Toprağın kimyasal özellikleri, pH, EC = elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ve STK = su tutma kapasitesi (%): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=3 \pm \text{SE}$).

	P	PB	PC	PBC
pH	4,66 $\pm$ 0,11 a	6,61 $\pm$ 0,10 c	6,02 $\pm$ 0,04 b	7,66 $\pm$ 0,03 d
EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	73,42 $\pm$ 0,30 a	195,20 $\pm$ 4,90 b	72,92 $\pm$ 1,86 a	212,74 $\pm$ 11,60 c
STK (%)	33,83 $\pm$ 0,33 a	33,19 $\pm$ 0,24 a	56,56 $\pm$ 0,85 b	60,44 $\pm$ 1,00 c

4.2.3. Toprak Gözenek Suyu Analizi

Toprak gözenek suyunun pH değerleri ve EC analizlerinin sonuçları test edilen dört uygulama arasında önemli bir fark göstermiştir (Tablo 4.7). T0'da iyileştirici olarak P'ye biyokömür veya kompost uygulaması TGS'de pH ve EC'de önemli bir artışa neden olmuştur (Tablo 4.7), ancak bu artışlar iyileştirici türüne göre değişmiştir. pH, biyokömür ve kompost için sırasıyla 0,89 ve 1,88 birim artmıştır; Her iki iyileştirici 2,19 birim olarak ölçülmüştür. Biyokömür ve kompost

için EC değerleri sırasıyla 2,85 ve 2,65 kat artmış ve her iki iyileştirici kombinasyonu için de 3,44 kat artış görülmüştür.

Bu parametreler üzerindeki bitki ve zaman etkilerini değerlendirmek için, toplanan toprak gözenek suyu deney sonunda bir başka ölçüm için kullanılmıştır (Tablo 4.7). Tüm gruplarda aynı uygulamada T0 ve TF arasında yeni bir pH ve EC artışı göstermiştir; pH, P için 0,2 birim, PC ve PBC için 0,9 birim ve PB için 2 birim artmıştır. Ancak, TF'de, bu pH artışı, PBC uygulaması dışındaki bitkili (TF+P) ve bitkisiz (TF-P) durumlar arasında anlamlı değildi. EC durumunda, artış P için 2,91 kat; PB için 1,31; PC için 1,75 ve PBC için 1,45 olmuştur. TF'de, bitkili ve bitkisiz koşullarda test edilen dört uygulama arasında önemli bir pH ve EC farkı gözlemlendi. Bitkisiz koşullar için pH, PB için yaklaşık 1,46 birim, PC için 1,4 ve PBC için 1,82 birim arttı ve PB, PC ile PBC için bitkili koşullarda sırasıyla 1,95; 1,77 ve 1,95 birim arttı.

Tablo 4.8: Toprak gözenek suyunun kimyasal özellikleri, pH ve EC = elektriksel iletkenlik ($\mu\text{S cm}^{-1}$): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). pH ve EC başlangıçta (T0) ve deney sonunda (T71) (T71-P: bitkisiz saksılar ve T71+P: bitkili saksılar) ölçülmüştür. Küçük harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. Büyük harfler ise T0 ile T71 arasındaki anlamlı farklılığı belirtmektedir. ($p < 0,05$) ($n=3 \pm \text{SE}$).

	Zaman	P		PB		PC		PBC	
pH	T0	4,52 $\pm$ 0,50 a	A	5,41 $\pm$ 0,70 b	A	6,40 $\pm$ 0,10 c	A	6,71 $\pm$ 0,08 d	A
	TF-P	5,89 $\pm$ 0,07 a	B	7,35 $\pm$ 0,11 b	B	7,29 $\pm$ 0,05 b	B	7,71 $\pm$ 0,02 c	C
	TF+P	5,53 $\pm$ 0,20 a	B	7,48 $\pm$ 0,05 b	B	7,30 $\pm$ 0,04 b	B	7,48 $\pm$ 0,05 b	B
EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	T0	457,33 $\pm$ 23,40 a	A	1306,93 $\pm$ 41,10 b	A	1214,60 $\pm$ 32,41 b	A	1573,80 $\pm$ 48,16 c	A
	TF-P	1177,70 $\pm$ 2,94 a	B	1809,00 $\pm$ 11,38 c	B	1753,70 $\pm$ 14,72 b	B	2556,33 $\pm$ 13,68 d	C
	TF+P	1490,83 $\pm$ 14,96 a	C	1633,00 $\pm$ 103,70 a	B	2515,83 $\pm$ 86,70 c	C	2026,92 $\pm$ 48,34 b	B

4.2.4. Toprak Gözenek Suyundaki Pb ve As Konsantrasyonu

T0 ve TF'de Pb ve As konsantrasyonlarının sadece vejetatif koşullarda toplanan TGS'de ölçülebilmektedir.

Toprakta ölçülen gözenek suyundaki Pb konsantrasyonu, uygulamalara göre farklılık gösterdi (Tablo 4.8). T0'da, en yüksek Pb konsantrasyon değeri, Teknosol uygulamasında gözlemlendi (P) ($34,73 \text{ mg l}^{-1}$). %5 biyokömür veya %5 kompostun tek başına veya P ile kombinasyon halinde uygulanması, TGS'de Pb konsantrasyonunu %98'den %99'a düşürdü. 71 gün sonra (TF), iyileştirici kullanılmadan yapılan teknoşol uygulamasında (P) toplanan TGS'de Pb konsantrasyonunun 3 kat azaldığı, ancak diğer üç bitki uygulamasında (PB, PC ve PBC) önemli bir fark gözlemlenmedi.

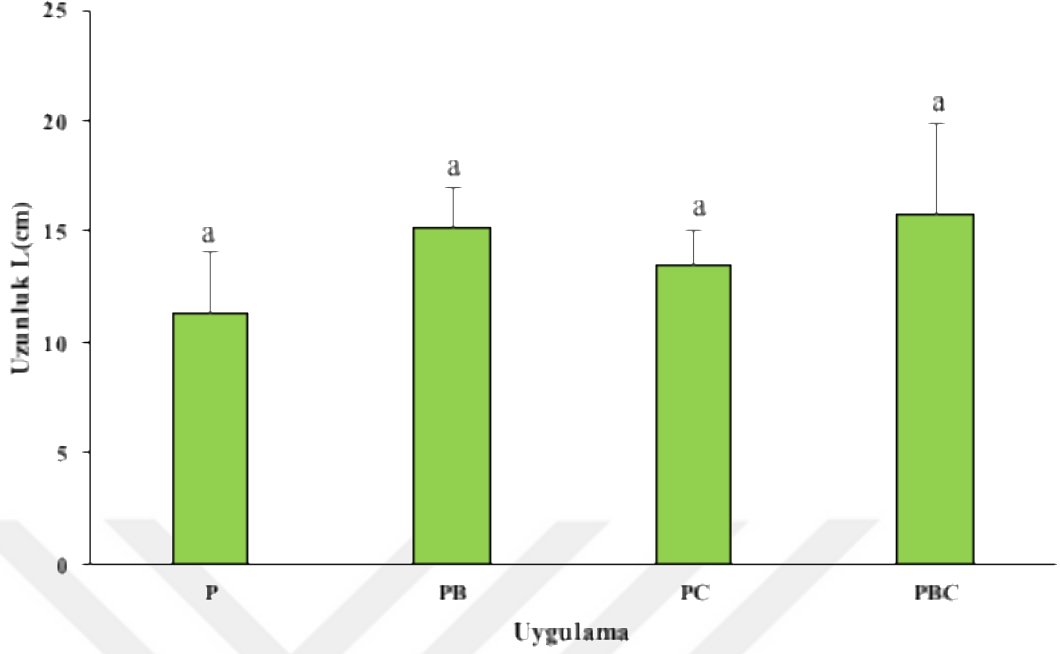
T0'da P'ye %5 biyokömür uygulamasının, TGS'de As konsantrasyonu üzerinde hiçbir etkisi yoktu; bu konsantrasyon, yaklaşık $0,01 \text{ mg l}^{-1}$ 'dir (Tablo 4.8), ancak %5 kompost, tek başına veya biyokömür ile kombinasyon halinde uygulanınca, TGS'de As'ın biraz yükselmesine neden oldu. En yüksek As konsantrasyonu PC'de $1,24 \text{ mg l}^{-1}$, PBC'ile yaklaşık $0,67 \text{ mg l}^{-1}$ olarak gözlemlendi. TF'de As konsantrasyonu, PC uygulaması ve PBC'de yarı yarıya düştü, diğer iki uygulamada değişmedi. TF için, As konsantrasyonu test edilen dört uygulama arasında önemli ölçüde farklıydı.

Tablo 4.9: Toprak gözenek suyundaki Pb ve As konsantrasyonları (mg l^{-1}): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Pb ve As konsantrasyonu başlangıçta (T0) ve deney sonunda (TF= T71) şeklinde ölçülmüştür. Küçük harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. Büyük harfler ise T0 ile TF arasındaki anlamlı farklılığı belirtmektedir. ($p < 0,05$) ($n=3 \pm \text{SE}$).

	Zaman	P		PB		PC		PBC	
Pb (mg l^{-1})	T0	34,730 $\pm$ 3,760 b	B	0,670 $\pm$ 0,130 a	A	0,590 $\pm$ 0,060 a	A	0,390 $\pm$ 0,060 a	A
	TF	11,130 $\pm$ 2,300 b	A	0,730 $\pm$ 0,050 a	A	0,230 $\pm$ 0,140 a	A	0,260 $\pm$ 0,010 a	A
As (mg l^{-1})	T0	0,010 $\pm$ 0,004 a	A	0,000 $\pm$ 0,004 a	A	1,240 $\pm$ 0,140 b	B	0,670 $\pm$ 0,150 c	B
	TF	0,005 $\pm$ 0,006 a	A	0,000 $\pm$ 0,000 a	A	0,340 $\pm$ 0,230 b	A	0,260 $\pm$ 0,050 b	A

4.2.5. Bitki Büyümesi

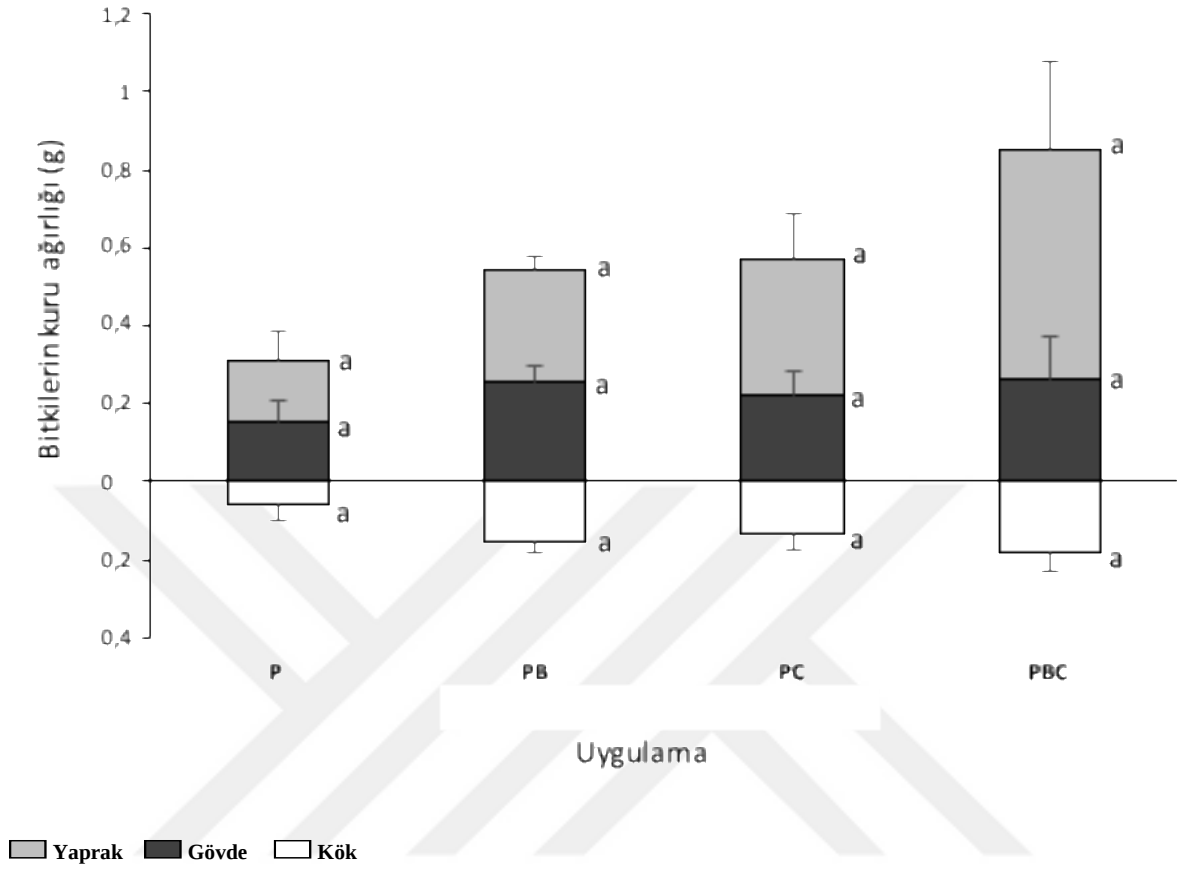
Deneyin sonunda (71 gün sonra), tüm uygulamalarda bitki uzunluklarının haftalık ölçümleri; P ile karşılaştırıldığında istatistiksel yönden hiçbir farklılık göstermemiştir (Şekil 4.5).



Şekil 4.5: 71 gün süreyle farklı uygulamalarda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* bitkilerinin büyümesi L (cm): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olmadığını göstermektedir. ($p < 0,05$) ($n=4 \pm SE$).

4.2.6. Bitkilerin Kuru Ağırlıkları

Dikkate alınacak uygulamalardan bağımsız olarak, 71 günlük *Robinia pseudoacacia* bitkisinin fideleri belli bir erişkinliğe ulaştıktan sonra kök, gövde ve yapraklara ayrılarak hasat edildi. Bu organların kuru ağırlık sonuçlarının istatistiksel analizi, dört uygulama ile test edilen üç organın (yaprak, gövde ve kök) verileri kendi içlerinde kıyaslandığında istatistiksel bir farklılık göstermedikleri bulundu (Şekil 4.6). Bu nedenle, bu deney sırasında, farklı olarak %5 biyokömür veya %5 kompostun dahil edilmesi veya her ikisinin de kirli Teknosol ile kombinasyon halinde kullanımı *Robinia pseudoacacia* türlerinin biyokütle üretimine bir etkisi olmadığı görülmüştür.



Şekil 4.6: 71 gün süreyle farklı koşullarda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* organlarının kuru ağırlıkları (g): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları organlar arasında anlamlı bir farklılık olmadığını göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=4 \pm SE$).

4.2.7. *Robinia pseudoacacia* Morfolojisi Üzerindeki Uygulama Etkilerinin İstatistiksel Değerlendirmesi

Pearson yöntemi ile istatistiksel ilişkiler incelendiğinde, farklı parametreler arasında, bir yandan FPA ile diğer taraftan GRS, GRM ve RMAR arasında, ayrıca FPR ve RMAR ve son olarak da RMAR ve FPA arasında anlamlı bir bağlantı bulunmadığı görülmüştür (Tablo 4.10). Öte yandan, RSAR verileri, incelenen tüm değişkenlerle istatistiksel analizin ikinci bölümünden sapmasına izin veren oldukça anlamlı bir korelasyon göstermiştir.

Tablo 4.10: *Robinia pseudoacacia* türünün 6 morfolojik parametresinin korelasyon matrisi (Pearson).
 RMAR: (Ratio between mass of the aerial part and the root part= Toprak üstü kısmının kütlesi ile kök kısmı arasındaki oran), RSAR: (Ratio between the size of the aerial part and the root part= Toprak üstü kısmının boyutu ile kök kısmı arasındaki oran), GRS: (Size Growth rate = boyut büyüme oranı), GRM: (Mass growth rate=kütle büyüme oranı), FPR: (Fourrier power according to the shape of the root part= kök kısmının şekline göre Fourier gücü), FPA: (Fourrier power according to the shape of the aerial part= Toprak üstü kısmının şekline göre Fourier gücü).

Değişkenler	RMAR	RSAR	GRS	GRM	FPR	FPA
RMAR	1	0,707	-0,559	0,393	0,439	0,316
RSAR		1	-0,593	0,571	0,714	0,613
GRS			1	-0,556	-0,541	-0,358
GRM				1	0,816	0,822
FPR					1	0,957
FPA						1

Kalın yazılmış değerler 0'dan anlamlı alfa=0,05 seviyesine kadar farklıdır.

Mahalanobis ve Fisher Matrislerinin mesafeleri ile, *Robinia pseudoacacia*'ya uygulanan farklı test uygulamaları arasındaki mesafeleri açıklandı (Tablo 4.10 ve 4.11). Mahalanobis ve Fisher mesafelerinin benzer sonuçlar verdiği görülmüştür. Üç işlem arasındaki mesafeler için verilen değerler (P, PB ve PBC) daha yüksek bulunmakla birlikte, bu farklılıklar net bir şekilde tespit edilmiştir.

Tablo 4.11: *Robinia pseudoacacia* türünde Mahalanobis Çifti araştırmalarında kullanılan uygulamalar arasındaki mesafeler. Teknosol kirli toprak (P); Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC).

	P	PB	PC	PBC
P	0	39,096	12,733	26,415
PB		0	13,604	12,993
PC			0	3,128
PBC				0

En düşük mesafe PC ile PBC arasındaki mesafede, en yüksek P ve PB arasında kaydedildi.

Tablo 4.12: *Robinia pseudoacacia* türünde Fisher yönteminin araştırmalarda kullanılan uygulamalar arasındaki mesafeleri. Teknosol kirli toprak (P); Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC).

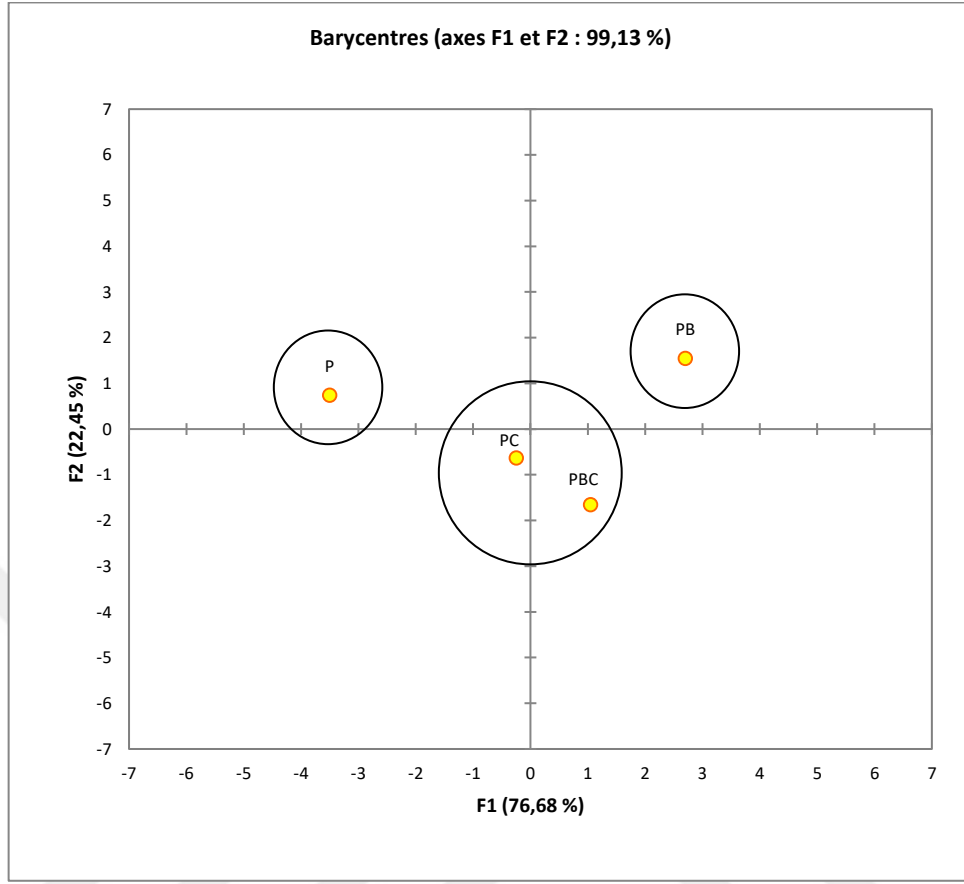
	P	PB	PC	PBC
PG	0	21,720	7,074	14,675
PB		0	7,558	7,218
PC			0	1,738
PBC				0

Farklı morfolojik parametreler üzerinde yapılan Wilks's Lambda testi (R.a.o yaklaşımı), test edilen uygulamalar arasında istatistiksel olarak anlamlı farkların varlığını ortaya koydu ($P < 0,001$) (Tablo 4.12).

Tablo 4.13: *Robinia pseudoacacia* Wilks' Lambda testi (R.a.o yaklaşımı).

Lambda	0,039
F (gözlenen değer)	7,610
F (Kritik değer)	2,291
DDL1	9
DDL2	24
p-değeri	< 0,0001
Alfa	0,05

Ayrt Edici İşlev Analizi (DFA), bireylerin iki birinci eksen (F1 ve F2) üzerindeki projeksiyonunu göstermiştir (Şekil 4.7). Aslında, bu iki diskriminant eksenini sırasıyla toplam varyansın sırasıyla %22,453 ve %76,682'sini açıkladı ve toplam varyansın %99,135'ini oluşturdu (Tablo 4.13). *Robinia pseudoacacia*'nın morfolojik parametrelerinin DFA'sı, PC ve PBC'nin a priori gruplandırmasının uygun olduğunu gösterdi; ve bu iki uygulama koşulunun, çalışılan bitkilerin morfolojik özellikleri üzerinde aynı etkiye sahip olduğunu göstermekle birlikte, çalışılan parametrelerin çoğunun doğru bir şekilde atandığını göstermiştir (%99,135) (Şekil 4.7).



Şekil 4.7: *Robinia pseudoacacia* türünde dört farklı uygulama için ayırt edici fonksiyon analizi. Teknosol kirli toprak (P); Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol kirli toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC).

Tablo 4.14: *Robinia pseudoacacia* özgün değerlerinin farklılık oranı (Eigen values of the discrimination rate).

	F1	F2	F3
Eigen değeri	6,899	2,020	0,078
Ayırt etme (Discrimination) (%)	76,682	22,453	0,865
% Toplam	76,682	99,135	100,000

İlk eksen F1 P ve PB'yi ayırırken, PC ve PBC F1 ekseninin yarı planına yerleştirildi. Eksen F2 için, test edilen dört uygulamanın ayrılması zaten iki grupta oluşturulmuştu: P ve PB, F2 ekseninin üzerine yerleştirilirken, PC ve PBC eksenin altına yerleştirildi (Şekil 4.7).

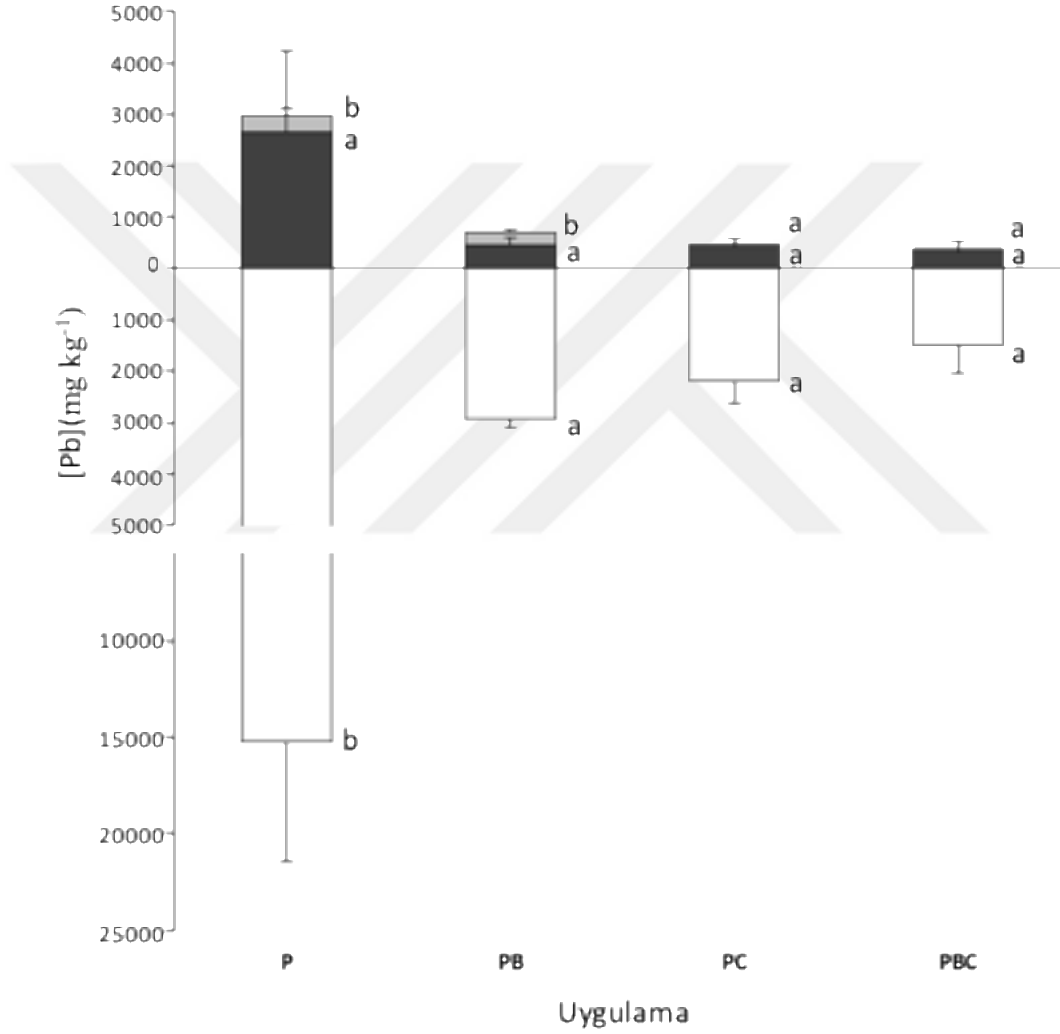
Yukarıda sunulan sonuçlar doğrultusunda, burada test edilen 4 uygulamanın, kök ve toprak üstü kısımlarına ve diğer değişkenlere dayalı morfolojik parametrelere göre açıkça ayırt edilebileceğini göstermiştir.

PC, P ve PB ile aynı mesafeyi korurken; PC, Mahalanobis ve Fisher'ın P ve PB ile karşılaştırıldığında PBC'ye göre çok küçük bir mesafe sağladı.

4.2.8. Organların Pb Konsantrasyonları

Robinia pseudoacacia bitkisinin kök ve toprak üstü organlarından belli oranda alınan kuru materyalin mineralizasyonu ile elde edilen sıvı çözeltilerinden ölçülen ICP analizlerinin sonuçları aşağıda belirtilmiştir (Şekil 4.8). Sırasıyla %5 biyokömür, %5 kompost veya her ikisinin kombinasyonunun dahil edilmesiyle, bitkilerin farklı organlarında test edilen dört uygulama ile Pb konsantrasyonu arasında önemli istatistiksel bir fark olduğu gösterilmiştir. Yaprak kısmındaki Pb konsantrasyonu, uygulamalara göre iki grupta sınıflandırılmıştır. Bir grupta P ve PB tarafından, diğerinde ise PC ve PBC tarafından anlamlı bir farklılık göstermediği tespit edilmiştir. Bununla birlikte, gövde verilerinde de önemli bir fark gözlenmedi. Kökteki sistem PB'de Pb konsantrasyonunun 5,2 kat azaldığını gösteriyor; yani burada PC ve PBC ile

P'ye göre anlamlı farklılık oluşturmuyordu. Dolayısıyla Pb konsantrasyonu bir organdan diğerine değişmiştir. Genel olarak, en yüksek Pb konsantrasyonları, sırasıyla bitkilerin köklerinde, ardından gövdelerinde ve en düşük seviyede yapraklarında tespit edilmiştir. Nitekim, en yüksek Pb konsantrasyonu iyileştirici kullanılmadan Teknosol uygulaması uygulanarak (P) büyüyen bitki köklerinde görülmüştür (15206 mg kg^{-1}). Bitki gövdesinde Pb için (458 mg kg^{-1}) ve yapraklarında P için (323 mg kg^{-1}) değerleri elde edilmiştir.

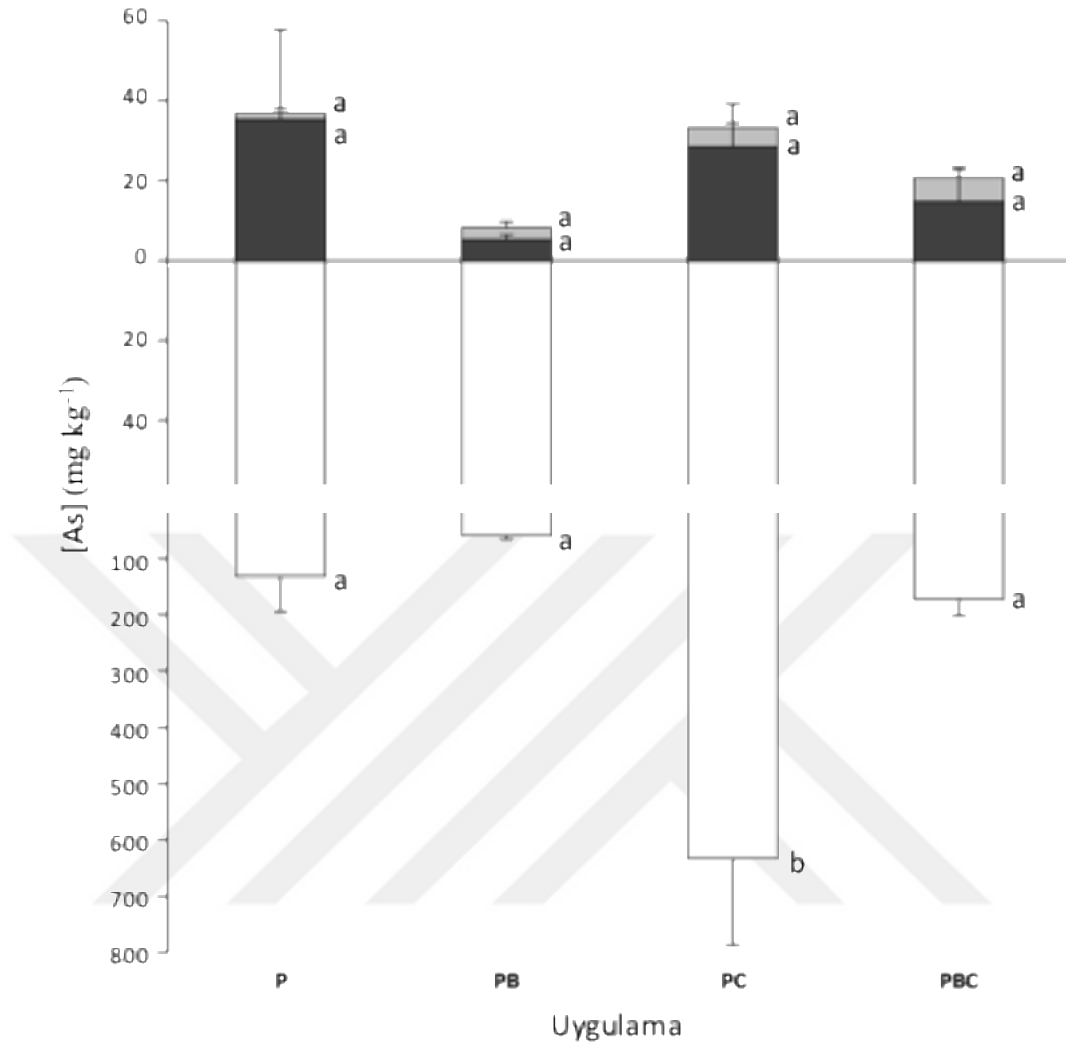


■ Yaprak ■ Gövde □ Kök

Şekil 4.8: 71 gün süreyle farklı koşulda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* organlarındaki Pb konsantrasyonu (mg kg^{-1}): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 Kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=4 \pm \text{SE}$).

4.2.9. Organların As Konsantrasyonları

Robinia pseudoacacia türlerinde As konsantrasyonunun tespiti köklerde önemli bir farklılık göstermiştir; PC ve diğer üç farklı uygulama arasında As konsantrasyon seviyelerinde önemli ölçüde farklılık görülmedi (Şekil 4.9). Pb ile aynı şekilde, en yüksek As konsantrasyonu, PC için 633 mg kg^{-1} ve P, PB ve PBC için sırasıyla yaklaşık 133; 60 ve 172 mg kg^{-1} arasında değişen veriler bitki kök sisteminde bulundu. Test edilen uygulamalar ne olursa olsun, gövde ve yapraklardaki ölçülen As konsantrasyonları, tüm uygulamalar için önemli bir farklılık göstermedi. Pb ile kıyaslandığında, toprak üstü organlarındaki konsantrasyonun çok düşük seviyede bulunmasıyla birlikte, tek başına veya kombinasyon halinde %5 biyokömür ve %5 kompost uygulanmaları, test edilen farklı işlemler doğrultusunda As konsantrasyonunu etkilemediği tespit edilmiştir. İyileştirici etkisi sadece PC substratı üzerinde yetiştirilen bitki köklerinde gözlenmiştir, buradaki As konsantrasyonları, P'ye kıyasla anlamlı derecede daha yüksektir.



■ Yaprak ■ Gövde □ Kök

Şekil 4.9: 71 gün süreyle farklı koşulda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* organlarındaki Pb konsantrasyonu (mg kg⁻¹): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. (p < 0,05) (n=4 ± SE).

4.3. ÜÇÜNCÜ UYGULAMA

4.3.1. Gübre Osmokot Bileşimi

Osmokote, tuzlu suda ve doymuş toprak koşullarında iyi performans gösteren (Kusler, 1990), ticari yavaş salınan bir gübredir (Leith ve Al Masoom, 2012).

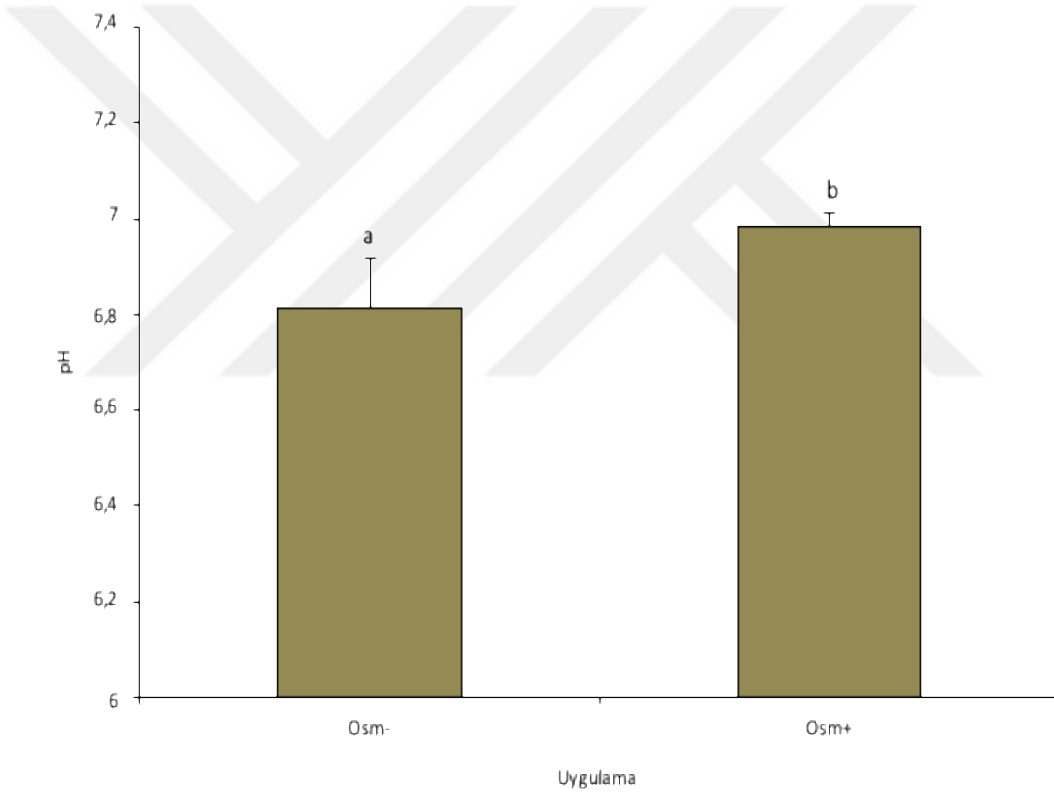
Tablo 4.15: Ticari gübrenin kimyasal bileşimi

Osmokot bileşimi
Oligoelement içeren NPK (Mg) gübre karışımı
%7,7 nitrik ve %9,3 amonyak içeriğinden kaynaklanan toplam %17 azot
Nötr amonyum sitratta çözünmüş %9 Fosforik anhidrit (P_2O_5)
Suda çözünür %11 Potasyum oksit (K_2O)
Toplam %2 Magnezyum oksit (MgO)
Toplam %0,01 Bor (B)
%0,025 Toplam bakır (Cu) (suda çözünebilen 0,017% dahil)
Toplam %0,22 ve %0,033'ü EDTA ile şelatlı, aynı zamanda suda çözünür demir (Fe)
Toplam %0,03 Manganez (Mn)
Toplam %0,010 Molibden (Mo)
Toplam %0,008 Çinko (Zn)
pH =6,5

4.3.2. Toprak Gözenek Suyu Kimyasal Özellikleri

4.3.2.1. Toprak Reaksiyonu (pH)

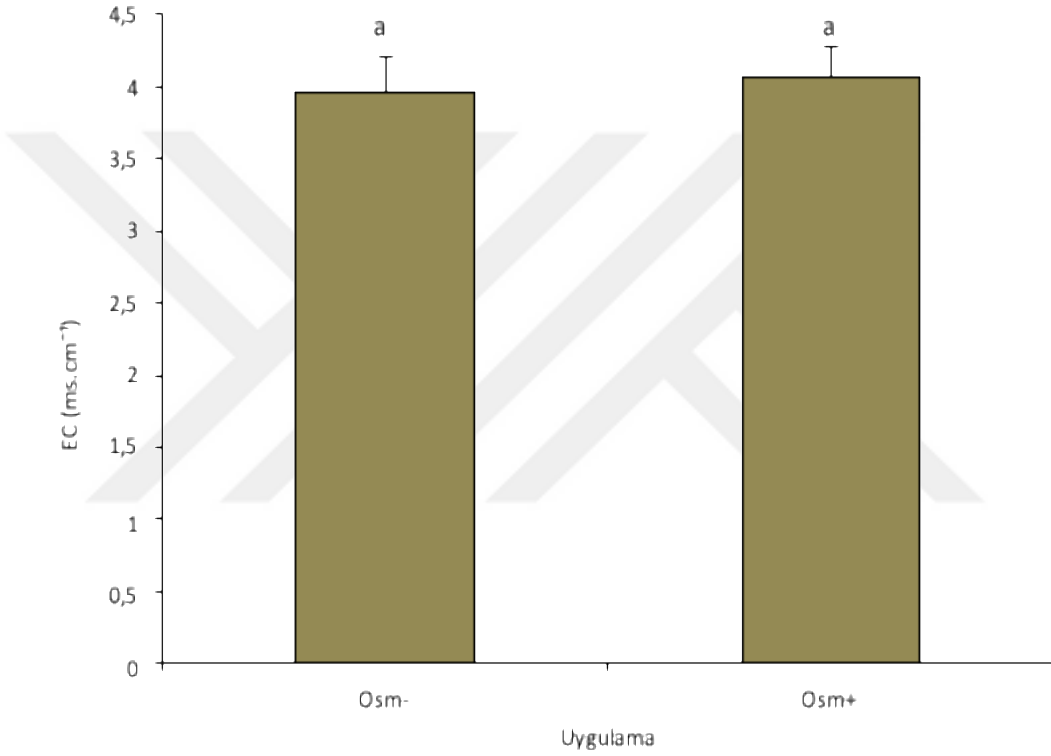
Teknosol + biyokömür + kompost uygulamasında osmokot çözeltisinin eklenmesine cevaben, osmokot içeren ve içermeyen her iki uygulamanın da pH'ında farklar gözlenmiştir (Şekil 4.10). Osmokot ilavesiyle pH anlamlı derecede artmıştır. İyileştiriciler olmadan tek başına Teknosol ile karşılaştırıldığında, her iki iyileştiriciyle de Teknosol üzerinde kompost ve biyokömür kullanılması toprak pH'ını artırır (Teknosol pH'ı için önceki çalışmalara mezokosm 1 ve 2 bakınız).



Şekil 4.10: 109 günlük osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot) uygulamalarından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen pH değerleri. Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. ($p < 0,05$) ($n=5 \pm SE$).

4.3.2.2. EC (Elektriksel İletkenlik)

Toprağa osmokot çözeltisinin eklenmesi, toprak çözeltisindeki elektriksel iletkenliği etkilememiştir (Şekil 4.11). Osmokotlu (osm+) ve osmokotsuz (osm-) iki uygulama arasında EC'nin anlamlı bir farklılığı yoktur. Ancak, biyokömür veya kompost gibi iyileştiricilerin uygulanması, kirlenmemiş toprağa kıyasla kirlenmiş toprağın EC'si üzerinde olumlu bir etki göstermiştir (bkz. Birinci ve İkinci Uygulamalar).

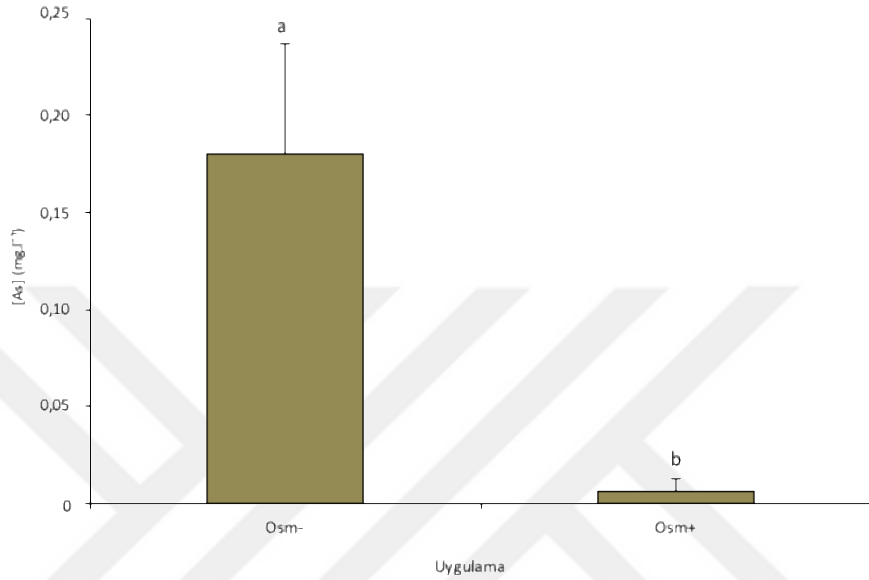


Şekil 4.11: 109 günlük osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot) uygulamalarından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen EC değerleri. Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir fark olmadığını göstermektedir. ($p < 0,05$) ($n=5 \pm SE$).

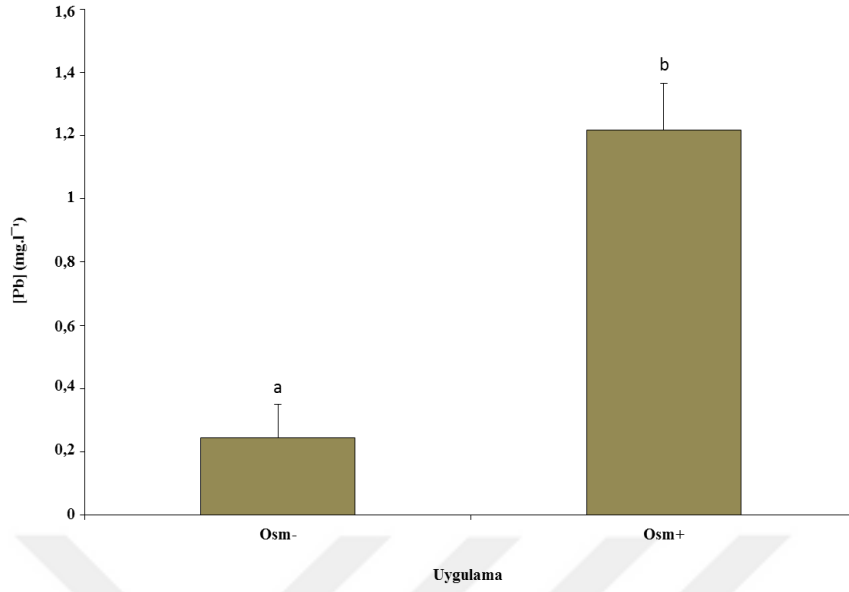
4.3.3. Toprak Gözenek Suyundaki As ve Pb Konsantrasyonları

Toprak gözenek suyundaki As ve Pb konsantrasyonları, test edilen iki uygulama (osm- ve osm+) arasında önemli ölçüde farklılık göstermiştir. Osmokot çözeltisinin eklenmesi, osmokotsuz (osm-) işleme kıyasla, toprak gözenek suyundaki As konsantrasyonunun düşmesine neden olmuştur (Şekil 4.12). Toprak gözenek suyunda en yüksek As konsantrasyonu

yaklaşık $0,18 \text{ mg l}^{-1}$ idi. Ancak, As'ten farklı olarak, osmokot uygulamasıyla toprak gözenek suyundaki Pb konsantrasyonunda artış meydana gelmiştir (Şekil 4.13). Toprak gözenek suyunda osm+ uygulamasından sonra belirlenen en yüksek Pb konsantrasyonu $1,22 \text{ mg l}^{-1}$ olarak belirlenmiştir.



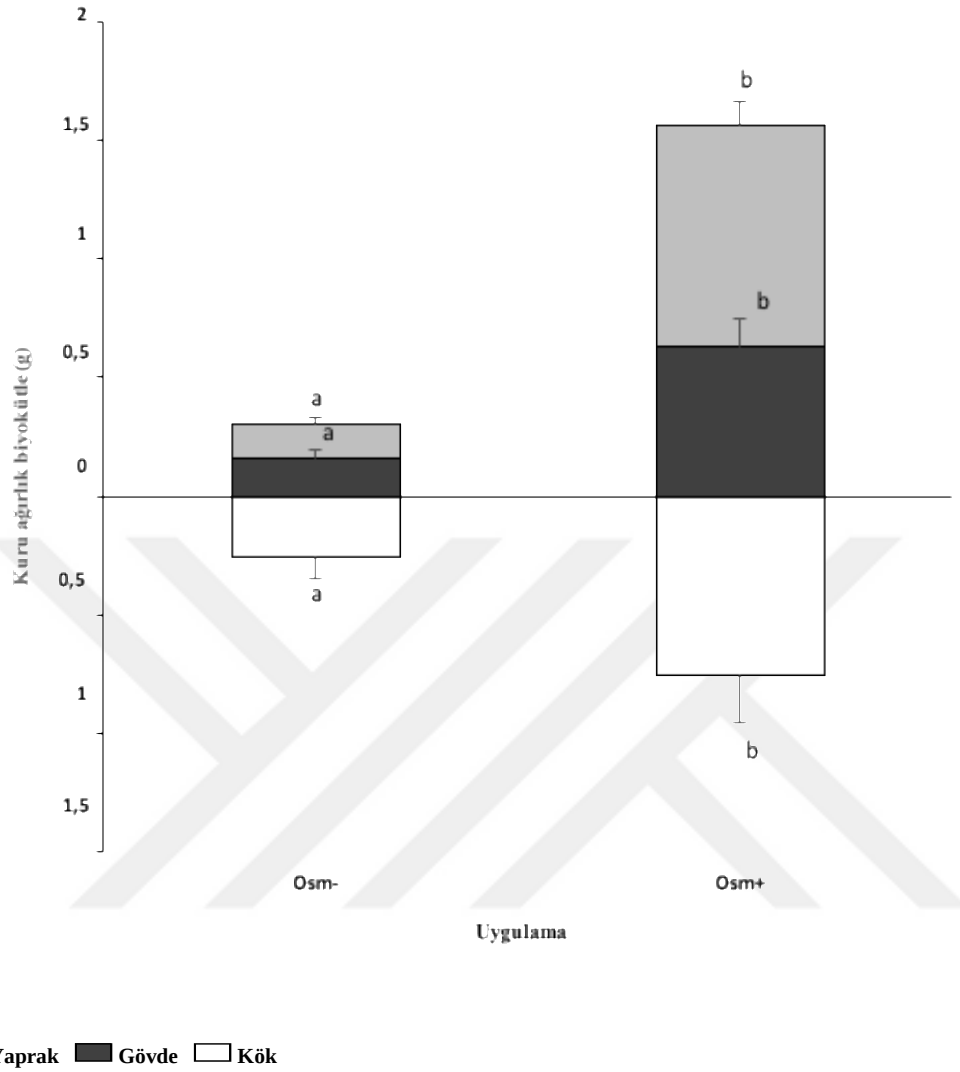
Şekil 4.12: 109 günlük osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot) uygulamalarından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen As konsantrasyonları (mg l^{-1}). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=3 \pm \text{SE}$).



Şekil 4.13: 109 günlük osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot) uygulamalarından sonra toprak gözenek suyunda belirlenen Pb konsantrasyonları (mg l⁻¹). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=3 \pm SE$).

4.3.4. Kuru Ağırlık Biyokütlesi

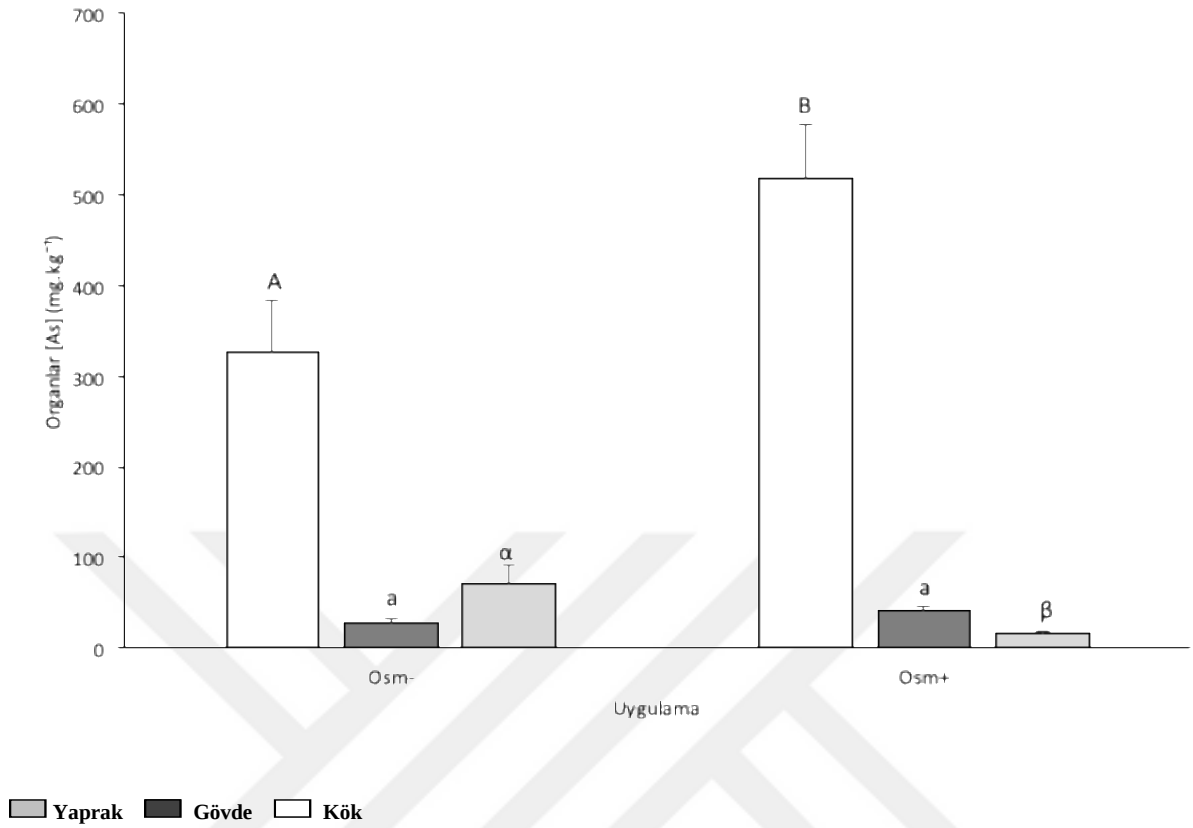
Ailanthus altissima bitkilerinin kuru ağırlık biyokütlelerinde osmokotsuz (osm-) ve osmokotlu (osm+) uygulamalardan sonra önemli farklılıklar meydana geldiği belirlenmiştir (Şekil 4.14). Osmokot çözeltisinin uygulanması, osmokot (osm-) olmadan yapılan uygulamaya kıyasla, her üç organın (yapraklar, gövdeler ve kökler) biyokütle üretimini arttırmıştır.



Şekil 4.14: 109 gün süreyle iki farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarının kuru ağırlıkları (g): osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm SE$).

4.3.5. *Ailanthus altissima*'nın Farklı Organlarında As Konsantrasyonu

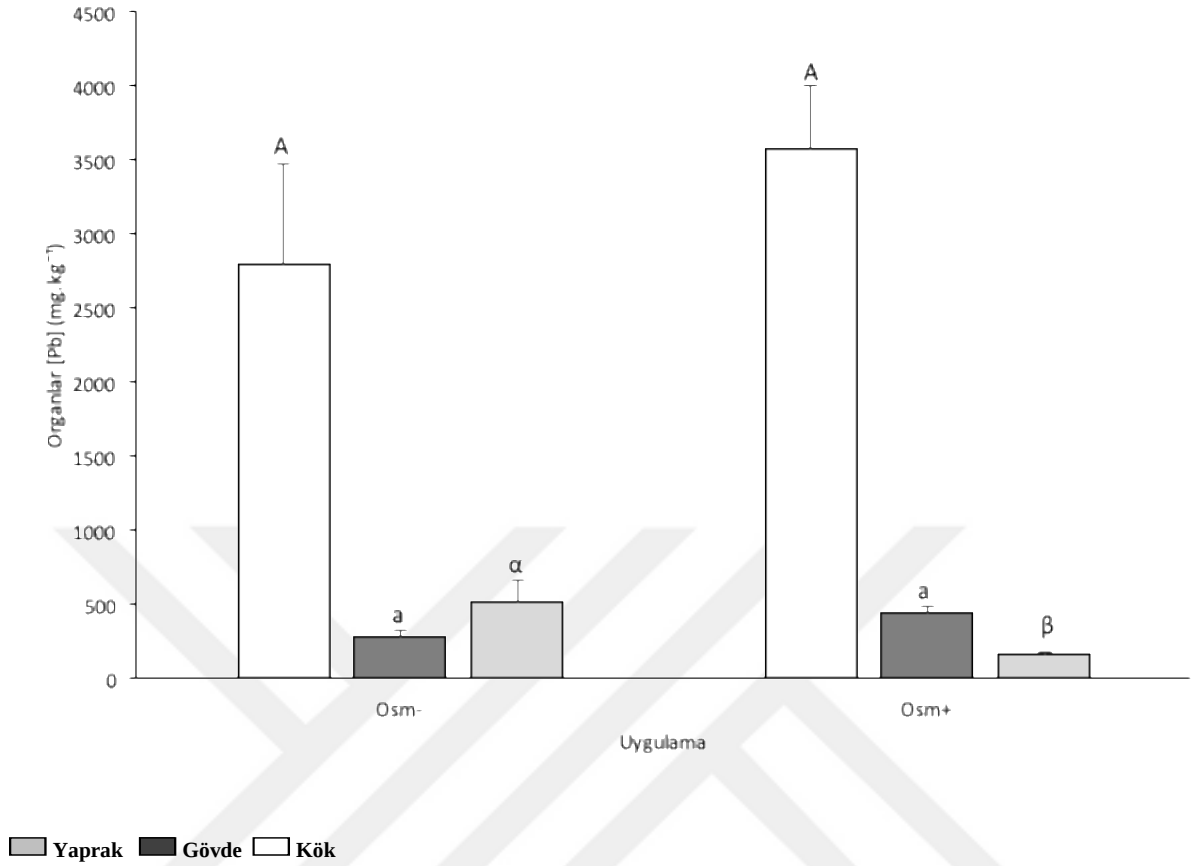
Test edilen her iki uygulamada da en yüksek As konsantrasyonu kök sisteminde belirlendi, ancak osm+ uygulamalarındaki konsantrasyon osm- ile karşılaştırıldığında çok daha yüksekti ve istatistiksel olarak anlamlı farklılığa sahipti (Şekil 4.15). Gövde örneklerinden elde edilen veriler incelendiğinde, iki uygulama arasındaki As konsantrasyonlarının önemli bir fark göstermediği, bununla beraber osm+ örnek grubundaki yaprakların As konsantrasyonunda azalma görülürken, osm- grubunda artış olduğu saptandı.



Şekil 4.15: 109 gün süreyle iki farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarındaki As konsantrasyonu (mg kg⁻¹): osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=4 \pm SE$).

4.3.6. *Ailanthus altissima*'nın Farklı Organlarında Pb Konsantrasyonu

Her iki uygulama için de, en yüksek Pb konsantrasyonu, kök sisteminde gözlemlendi (Şekil 4.16). Köklerden gövdelere Pb taşınmasında iki uygulama (osm- ve osm+) arasında anlamlı bir fark gözlenmemiştir. Bununla birlikte, gövdelerden yapraklara Pb taşınması uygulamalar arasında, farklılık göstermiş ve yapraklardaki konsantrasyon osm- uygulamalarında daha yüksek değerlerde bulunmuştur.



Şekil 4.16: 109 gün süreyle iki farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* organlarındaki Pb konsantrasyonu (mg kg⁻¹): osm- (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokat). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir. ($p < 0,05$) ($n = 4 \pm SE$).

4.3.7. Translokasyon Faktörü (TF)

Farklı uygulamalar ile metal(loid)lere göre TF farklılık gösterse de genel olarak $TF < 1$ şeklinde hesaplandı. En yüksek TF, As içeren P ve osm- uygulamalarından sonra hasat edilen bitkilerde ölçüldü ($TF = 0,41$ ve $0,26$); bu da köklerden gövdelere sınırlı translokasyonları olduğu anlamına gelmektedir (Stefanowicz et al., 2015).

Tablo 4.16: Üç farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* bitkisinde Pb ve As Translokasyon Faktörü (TF). P (Teknosol kirli toprak), osm- (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler uygulamalar arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm SE$).

Metal(loid)ler	TF(P)	TF (osm-)	TF (osm+)
Pb	$0,05 \pm 0,03$ a	$0,26 \pm 0,10$ b	$0,05 \pm 0,009$ a
As	$0,41 \pm 0,34$ b	$0,26 \pm 0,10$ b	$0,04 \pm 0,009$ a

4.3.8. Biyoakümülyasyon Faktörü (BF)

Ailanthus altissima bitkisinin Biyoakümülyasyon Faktörü hem kirletici elementler (Pb ve As) hem de uygulamalar arasında farklılıklar göstermiştir. Pb ve As için BF < 1 olarak hesaplanırken, osm- uygulamalarında As için BF değeri 0,13 şeklinde bulundu.

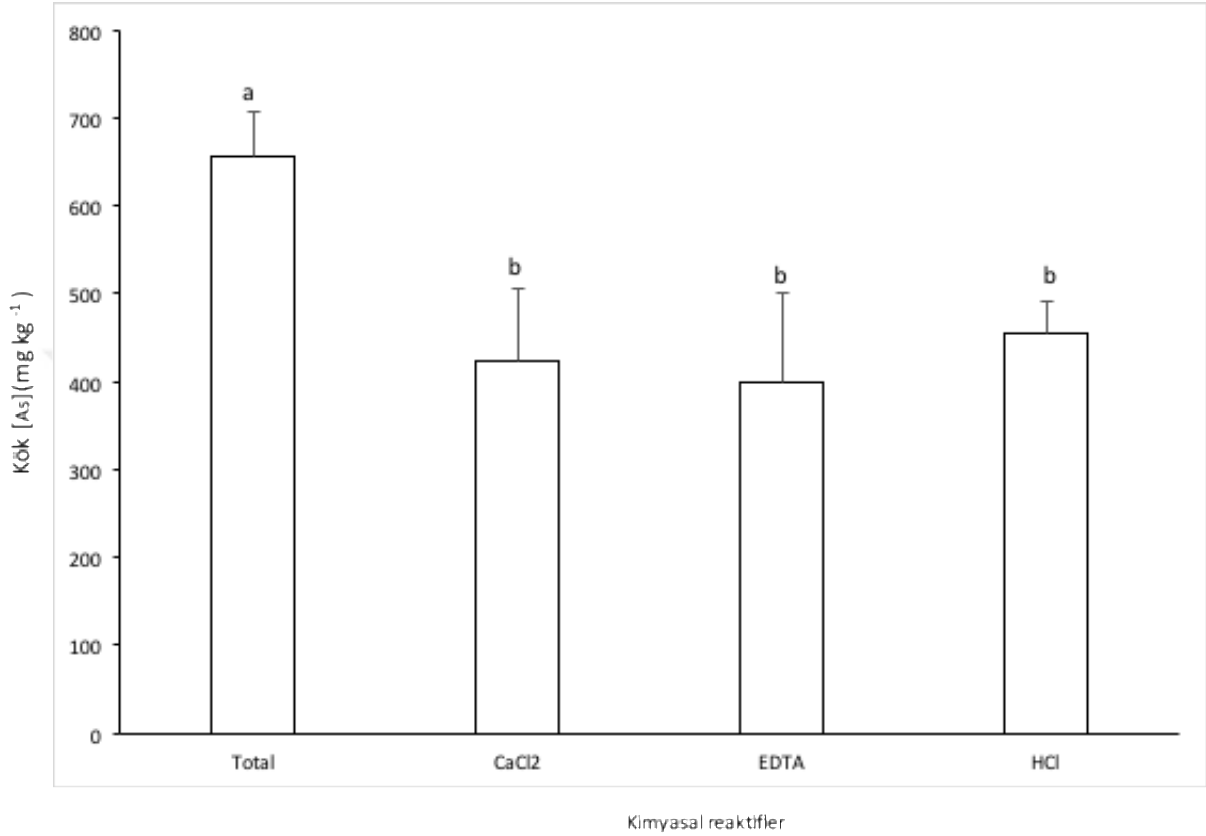
Tablo 4.17: Üç farklı koşulda yetiştirilen *Ailanthus altissima* bitkilerinin Pb ve As Biyoakümülyasyon Faktörü (BF). P (Teknosol kirli toprak), osm- (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokot). Harfler uygulamalar arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm SE$).

Metal(loid)ler	BF (P)	BF (osm-)	BF (osm+)
Pb	$0,09 \pm 0,06$ b	$0,04 \pm 0,01$ b	$0,01 \pm 0,001$ a
As	$0,03 \pm 0,01$ a	$0,13 \pm 0,04$ b	$0,03 \pm 0,004$ a

4.3.9. Köklerde Absorplanan ve Adsorbe Edilen As Konsantrasyonu (osm+)

Üç farklı çözelti (CaCl_2 , EDTA ve HCl) ile yıkanan kökler tarafından absorplanmış As konsantrasyonunun ölçümleri aşağıda gösterilmiştir (Şekil 4.17). Yıkanmamış köklere kıyasla, yıkanmış köklerde As konsantrasyonunda önemli bir azalma gözlenmiştir. Bu düşüş yaklaşık

%35,09 olarak bulunmuş ve test edilen üç çözelti için önemli ölçüde farklılık göstermemiştir. Dolayısıyla, As konsantrasyonlarının yaklaşık %64,91'i kök sistemine absorbe edilmiş olarak kabul edilmelidir.

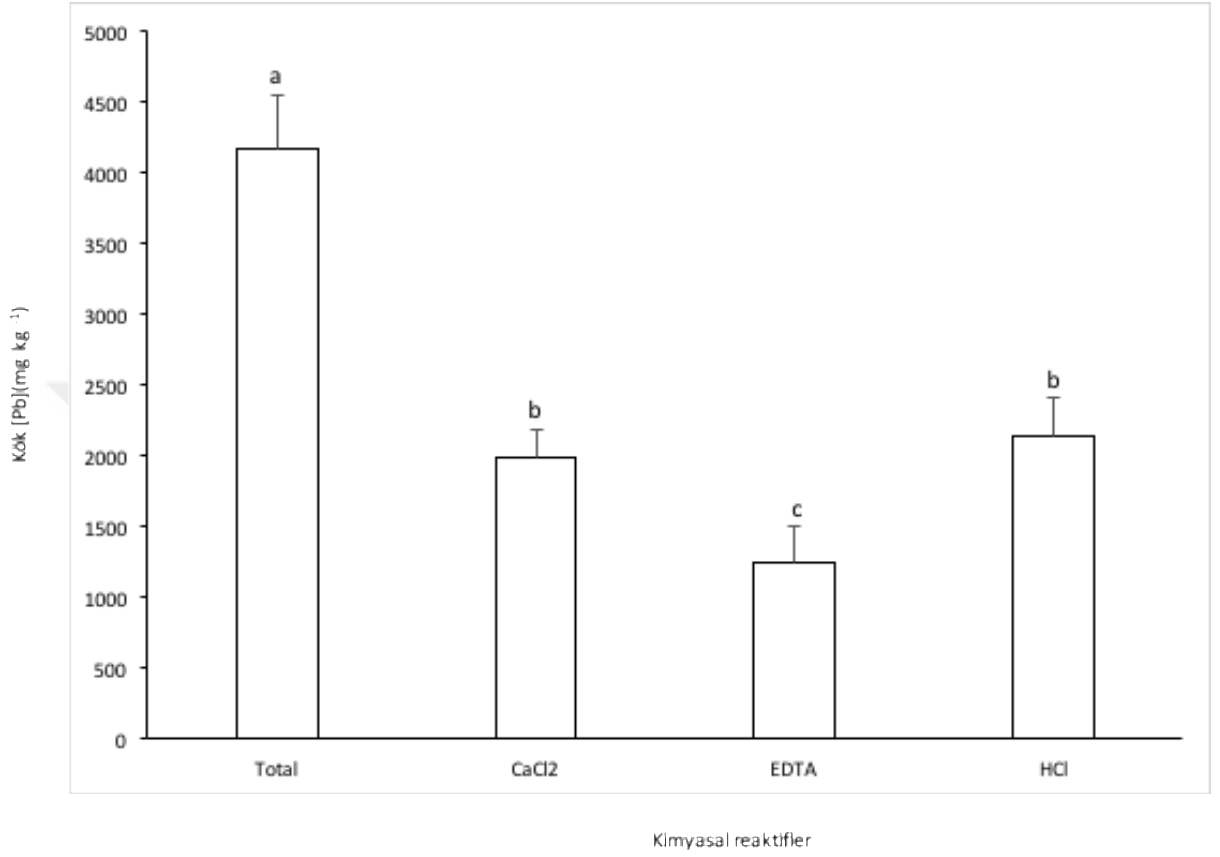


Şekil 4.17: 109 gün süreyle osm+ uygulamasında yetiştirilen *Ailanthus altissima* köklerinde absorplanan ve adsorbe edilen As konsantrasyonu (mg kg⁻¹): Total (absorbe ve adsorbe edilen As konsantrasyonu, yıkanmayan kökler); CaCl₂, EDTA ve HCl ile yıkanan kökler. Harfler kimyasal reaktifler arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir (p < 0,05) (n=5 ± SE).

4.3.10. Köklerde Absorplanan ve Adsorbe Edilen Pb Konsantrasyonu (osm+)

En yüksek Pb konsantrasyonu yıkanmamış köklerde gözlemlendi (Total) (Şekil 4.18). Kökler, CaCl₂, EDTA ve HCl gibi üç farklı kimyasal çözelti ile yıkandıktan sonra, kullanılan çözeltiliye bağlı olarak yıkanmamış köklere kıyasla köklerdeki Pb konsantrasyonunda önemli bir azalma gözlemlenmiştir. Bu durum en fazla EDTA çözeltisi ile yıkanmış köklerde gözlemlenmiş ve Pb yaklaşık %69,98 oranında düşmüştür. Gerek CaCl₂ gerekse HCl çözeltileri ile yıkanan köklerin Pb konsantrasyonları önemli ölçüde farklılık göstermemekle birlikte yaklaşık %50,43 oranında azalmıştır. EDTA çözeltisi ile köklerde toplam Pb konsantrasyonunun yaklaşık %30,02'sinin, kök sistemi içinde absorbe olduğu; CaCl₂ ve HCl için ise, yaklaşık %49,57 seviyesinde

düzeyinde absorbe olduğu belirlenmiştir. Elde edilen verilere göre, köklerde adsorbe olmuş Pb'un farklı reaktif çözeltilerle yıkanarak uzaklaştırılması (leaching) en çok EDTA ile meydana gelmiştir.



Şekil 4.18: 109 gün süreyle osm⁺ uygulamasında yetiştirilen *Ailanthus altissima* köklerinde absorplanan ve adsorbe edilen Pb konsantrasyonu (mg kg⁻¹): Total (absorbe ve adsorbe edilen As konsantrasyonu, yıkanmayan kökler); CaCl₂, EDTA ve HCl ile yıkanan kökler. Harfler kimyasal reaktifler arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir (p < 0,05) (n=5 ± SE).

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

5.1. TARTIŞMA

5.1.1. Kirilenmiş Topraklarda İyileştiricilerin Rolü

Kirilenmiş topraklarda rastlanan problemlerden birisi de, bitki gelişimi için elverişsiz koşullar sergilemesidir. Dolayısıyla, bitki örtüsü gelişiminde elverişsiz olan bu alanların bitkilerle rehabilitasyonunda öncelikle gerekli besin maddelerini sağlamak ve toprak kirleticilerinin fitotoksitesini azaltmak için iyileştiriciler kullanılması gerekmektedir. Çok uzun yıllardır günümüze gübre veya kompost gibi uygulamalar tarımsal verimi artırmak için kullanılmıştır; dolayısı ile bu iyileştirici ekleme olgusu, toprak kullanıcıları için yeni bir kavram değildir. Bakımlı olmayan ekili alanların zamanla tükeneceği/verimini yitireceği bilinmektedir. Metal(loid) ile kirilenmiş topraklar, mikroorganizmalar ve bitkiler için toksiktirler. Bu tür toprakların restorasyonu, fito-yönetim tekniği gerektirir. Bu teknikler doğal yeri dışında (*ex-situ*) veya doğal yerinde (*in-situ*) olabilir. Bu yöntemlere, kirilenmiş topraklarda yetişebilen ve kirleticiyi kökleriyle absorplayabilen, gövdeye taşıyabilen, ya da köklerde sabitleyebilen özelliklere sahip toleranslı türlerin kullanılması örnek verilebilir. Bu tekniği geliştirmek için, bitkilerin büyümesi için gerekli besinleri sağlayan iyileştiriciler eklenmesi (Huang ve diğ., 2016) ve fitotoksitesiyi azaltan değişikliklerle toprak verimliliğinin artırılması gerekir (Puga ve diğ., 2015). Toprak iyileştiricisi olarak kullanıldığında, organik malzemelerin pirolizinden elde edilen bir ürün olan biyokömür, toprağa karbonu depolama yeteneği ve toprak özellikleri üzerindeki potansiyel faydaları ile tanınmaktadır (Verheijen ve diğ., 2010; Paz-Ferreiro ve diğ., 2014). Ek olarak, toprağa dahil edilen kompost, topraktaki fiziksel ve kimyasal özellikler ile biyolojik aktivitelerin gelişimini teşvik eder (Shiralipour ve diğ., 1992).

5.1.2. Biyokömür ve Kompostun Toprak ve Toprak Gözenek Suyunun Fiziko-Kimyasal Özelliklerine Etkisi

Bu çalışmada, asidik pH (4,7), düşük EC ($73 \mu\text{S cm}^{-1}$), sırasıyla 539 ve 11453 mg kg⁻¹ As ve Pb konsantrasyonları ile karakterize edilen eski maden Teknosolüne farklı hammaddelerden (yumuşak odun (Lightwood: LW), sert odun (Hardwood: HW) ve çam odunu (Pinewood: PW) biyokütlesi) ve komposttan elde edilen üç biyokömür eklenmiştir (Birinci Mezokozm). Bu tür işlemler toprak ve toprak gözenek suyunda pH ve EC'yi önemli ölçüde arttırmıştır. Literatürdeki

birçok yazarın (Al-Wabel ve diğ., 2015, Beesley ve diğ., 2014, Rinklebe ve diğ., 2016) çalışmalarında yaygın olarak bildirildiği gibi odun biyokömürleri [As ve Pb ile kirlenmiş] eski maden topraklarına uygulanırken benzer sonuçlar alınmıştır (Lebrun ve diğ., 2018 a,b). Ayrıca Pb ve Cu ile kirlenmiş toprağa yeşil bitki artıklarından oluşan kompost eklendikten sonra benzer sonuçlar gözlenmiştir (Karami ve diğ., 2011). Ölçümlerde bulunan pH artışı, muhtemelen kullanılan iyileştiricilerin alkalın doğasına bağlıdır; biyokömür: LW (pH 9,56), HW (pH 8,98) ve PW (pH 8,25); kompost (pH 7,4). Bu, onlara temel olarak biyokömürde yüksek karbon içeriği ve bazik temel katyonları toprağa salmak için bir özellik kazandırır (Nguyen ve Lehmann, 2009). Ayrıca bu durum; biyokömür içindeki kül içeriğinin varlığından veya karbonat, potasyum klorür ve kalsiyum klorür gibi hammaddelerin kullanılmasının yarattığı etki sonucu oluşan yüksek tuz içeriğinden de kaynaklanabilir (Ok ve diğ., 2015). Ölçümlerde görülen pH artışındaki bu farklılıklar Moore ve diğ. (2017)'nin gözlemlediği gibi kullanılan biyokömür ve kompost tipine bağlıdır. Biyokömürlerin fiziko-kimyasal özelliği temel olarak kullanılan hammaddenin tipine ve piroliz koşullarına bağlıdır (Lehman ve Joseph; 2009). Hammade; bitki veya hayvan artıkları, antropojenik atıklar, çamur vb. olabilir (Ogbonnaya ve diğerleri, 2013). Beesley ve diğ (2010) ve Liu ve diğ (2012)'ne göre, biyokömür ve kompostun kombinasyon şeklinde kullanılması, tek tek kullanımına göre daha yüksek bir pH artışı sağlamıştır. Gübre ayrıca besin seviyesini yükselterek toprak pH'ının artmasında çok önemli bir rol oynar (Farell ve diğ., 2010). Hargreaves ve diğ. (2008) toprak pH'ını arttırdığı için gübre uygulandığını gösteren çeşitli kompost kullanımına ilişkin bazı çalışmalardan bahsetmiştir. Bu durum belki de kompostta bulunan çözünür baz katyonların eklenmesi nedeniyle olmuştur (Liu ve diğerleri, 2012) (İkinci Mezokozm).

Üçüncü mezokozm deneyinde, kirlenmiş topraktaki her iki iyileştiriciye de (HW biyokömürü ve kompost) osmokat eklenmesi toprak gözenek suyunun pH'ını arttırmış, ancak EC'yi etkilememiştir. Yükselen pH ile ilişkili olarak gerek biyokömür gerekse kompost teknosole eklendikten sonra bir EC artışı (çözünebilir iyonların topraktaki bolluğu ile tanımlanan) gözlenebilir. Gerçekten de pH'ın, iyonların hareketliliğinde önemli bir rol oynadığı iyi bilinmektedir (Remon, 2006). Ek olarak, bu tür bir EC artışı, iyileştiricilerin yüksek EC'sine atfedilebilir ($432-849 \mu\text{S cm}^{-1}$).

İyileştiricilerin uygulamasından sonra toprak gözenek suyunun Pb konsantrasyonu belirgin bir şekilde (Mezokozm 1 için %83-%99 ve Mezokozm 2 için %98-%99 arasında) azalmıştır.

Değişikliklerin uygulanmasının ardından topraktaki gözenek suyunda Pb konsantrasyonunun aniden düşmesi, her iki değişikliğin de fiziko-kimyasal özelliklerine bağlanabilir. Bu durum Pb'nin hareketliliğini ve biyo-alınabilirliğini azaltmak için biyokömürün özelliği açıklanabilir, böylece toprak gözenek suyundaki konsantrasyon azalır (Beesley ve diğ., 2011; Paz-Ferreiro ve diğ., 2014). Pb'un biyo-alınabilirliği ile hareketliliğinin bu düşüşü, biyokömürün yüzeyindeki sorpsiyon yeteneğiyle Pb'un sabitlenmesine bağlı olabilir (Beesley ve diğ., 2011). Biyokömürün gözeneklerinin yüzeyi üzerinden Pb'yi emme kabiliyetinde olduğu (Beesley ve diğerleri, 2011) ve toprakta mevcut ağır metal çökeltisinin düşük konsantrasyonundan kısmen sorumlu olabilecek alkaliniteye sahip olduğu bilinmektedir (Paz-Ferreiro ve ark. al., 2014), ve bu durum Pb'nin toprak çözeltisindeki çözünürlüğünü azaltabilecek olan pH artışı ile ilişkilendirilebilir. Park ve diğ (2011'a) tarafından bildirildiği üzere, topraktaki ağır metallerin, hareketsiz kılınması işlemi biyokömür türüne bağlıdır. Cd, Cu ve Pb içeren toprağa iki biyokömür uygulanmış ve metal(lorid)lerin ekstre edilebilir fraksiyonlarının indirgenmesinde tavuk gübresi biyokömürünün bitkisel kaynaklı biyokömürden daha etkili olduğu gözlemlenmiştir. Bu sonuç ayrıca Uchimiya ve diğ (2012), Karami ve diğ (2011) tarafından da desteklenmiştir. Bizim çalışmamızda, toprak gözenek suyundaki Pb'yi hareketsizleştirmek için sert odun (HW) ve yumuşak odun (LW) biyokömürlerinin, çam odunu (PW) biyokömüründen daha verimli olduğu görüldü (Birinci Mezokozm). Kompost toprakta bulunduğu Pb'nin çözelti içinde sabitlenmesine sağlayacak olan organik madde gibi davranabilir, dolayısıyla kompost içeren uygulamada gözenek suyundaki Pb'nin azalması gözlenebilir.

Karami ve diğ. (2011), kompostun yüksek organik madde içeriğiyle metal katyonlarını absorplayabildiklerini açıklamıştır. Bizim çalışmamızda, iyileştiricilerin birlikte kullanılması tekil olarak uygulanan iyileştiricilerden daha yüksek bir Pb immobilizasyonuna yol açmıştır. Bu sonuçlar, biyokömür + kompost ilavesinden sonra artan pH ile ilişkilendirilebilir. Gerçekten de, Lebrun ve diğ (2018b), aynı toprakta dört sert ağaç biyokömürünü kullanarak, toprak gözenek suyundaki pH artışının Pb konsantrasyonunu azaltabileceğini göstermiştir. Toprak pH'sının doğası topraktaki ağır metallerin mobilitesinde önemli bir rol oynar, örneğin toprak pH'ındaki bir artış genellikle Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn 'nin topraktaki hareketliliğinde bir düşüşe neden olacaktır (Rees, 2014).

Teknosol uygulamasının başındaki (T0) Pb konsantrasyonu deney sonunda (TF) azalmış, PB, PC ve PBC uygulamalarında ise farklılık görülmemiştir. Bunun nedeni, üç uygulamadaki

yıkanarak uzaklaşma (leaching) fenomeni olabilir. Toprak çözeltisindeki alınabilir Pb fraksiyonunun yokluğu ya da iyileştiricilerin (biyokömür ve kompost) üzerindeki sorpsiyon bölgelerinin tümünün dolu olması ile ilgili olduğu düşünülmektedir.

Ancak, iki iyileştiriciye osmokot ilavesinden sonra Pb'nin toprak gözeneklerindeki hafif artışı (Mezokozm 3), belki de osmokotta bulunan bazı elementlerin yararı için desorpsiyon fenomenleri tarafından biyolojik çözelti üzerine adsorbe edilmiş bir miktar Pb'nin ve toprak çözeltisindeki kompost matrisinin salınması nedeniyle olmalıdır.

Biyokömür veya kompost eklenmesi, toprak gözenek suyundaki As konsantrasyonu üzerinde hemen hiç etki göstermedi. Ancak tüm uygulamalarda (Mezokozm 1), As konsantrasyonu zamanla azaldı. Mezokozm 2 deneyinde, As'nin gözenek suyu içindeki konsantrasyonu, bazı uygulamalarda çok düşüktü veya neredeyse yoktu (PB). En yüksek konsantrasyon sadece PC ve PBC için sırasıyla 1,24 ve 0,67 mg l⁻¹ kompost içeren uygulamalarda gözlenmiştir. Teknosolün gözenek suyunda As çok düşüktür (0,01 mg l⁻¹). Bu sonuçlar Beesley ve diğ. (2010) tarafından yapılan çalışmayla çelişiyordu araştırmalarında sert odun biyokömürünün As, Cd, Cu, Pb ve Zn ile kirlenmiş bir toprağa uygulanması ile toprak gözenek suyundaki As konsantrasyonunun arttığını ifade etmişlerdir. Muhtemelen bu zıt etkiler, toprak As erişilebilirliği olarak modüle ettiği bilinen alkali pH, yüksek karbon ve çözünür P içerikleri gibi farklı biyokömür özellikleriyle açıklanabilir (Brennan ve diğ., 2014).

Pb'ye zıt olarak, osmokot ilavesi (Mezokozm 3) osmokot olmayan işleme kıyasla toprak gözenek suyundaki As konsantrasyonunu azaltır. As'nin topraktaki hareketliliği; şekli, özellikleri ve mineral fazlarla (sülfürler, metal oksihidroksitler, killer ve kalsiyum karbonatlar) ile etkileşime bağlıdır (Lescure, 2015). Bu nedenle, As'nin osmokot ilavesiyle azalmasının nedenleri, As'in hidroksil gruplarıyla katı mineral yüzeyde adsorplanacağı kompleksler oluşturmasıyla açıklanmalıdır (Quemeneur, 2008).

Analojik olarak, PC ve PBC'de (Mezokozm 2) tespit edilen As konsantrasyonu sadece komposttan gelebilir. Bu sebeple Teknosolde bulunan As formunun mobilitesi ve biyo-alınabilirliği çok daha düşük bir fraksiyonda bulunduğu sonucuna varılabilir. Toprak çözeltisinde belirlenemeyen As konsantrasyonu, farklı toprak bileşenleri (killer, hidroksitler, organik maddeler) nedeniyle As'in adsorbe olmasından ve mobilitesinin sınırlanmasından kaynaklanabilir (La Rocca ve diğ., 2010).

5.1.3. İyileştiricilerin Toprak Mikroorganizmalarına Etkisi (EK 3.1 bakınız)

İslah edilmemiş (iyileştirilmemiş) uygulamaya kıyasla, osmokotlu (osm+) ve osmokotsuz (osm-) uygulamalarda da bazı mikroorganizmaların yüksek oranda bulunduğu belirlenmiştir. Genel olarak toprak, tüm yaşamı mümkün kılan küresel çevrimlerle etkileşimde ve katkıda bulunan sayısız mikroorganizmayı içerir (FAO, 2015). Bu mikroorganizmalarda aktivite artışının kullanılan iyileştiriciler ile ilişkili olduğu gözlemlenmiştir. Lehmann ve diğ. (2011)'e göre organik iyileştirme belki de topraklardaki biyolojik çeşitliliği yönetmenin en önemli yoludur. Biyokömür gibi iyileştirmeler, yüksek porluluk, katyon değişim kapasitesi ve emilim kapasitesi nedeniyle mikroorganizmalar için uygun bir yaşam alanı sağlar (Jindo ve diğ., 2012), ayrıca avcı ve rakip türlere karşı bakteri ve mantarlarda koruyucu rol oynar (Thies ve Rillig, 2009). İslah edilmemiş topraktaki mikroorganizmaların bolluğu ise, literatürdeki diğerlerine benzer şekilde kompost ve biyokömür ilavesiyle topraktaki biyoçeşitliliğin yönetilmesiyle sonuçlanmıştır (Pietikainen ve diğ., 2008). Fakat bu çalışmada kimyasal gübrenin (osmokot, osm+) iyileştiricilere (biyokömür ve kompost) eklenmesi, tek başına olduğundan daha fazla bir toprak aktivitesi sağlamıştır. Pandey ve diğ. (2016), biyokömürün iyileştirici olarak kimyasal gübre ile birlikte kullanıldığı araştırmalarda benzer sonuçlar elde etmiştir.

5.1.4. Bitkilerin Biyokütle Üretiminde Biyokömür ve Kompostun Etkileri

Ailanthus bitkisinin kuru ağırlıkları çam odunu (PW), yumuşak odun (LW), sert odun (HW) biyokömür uygulamalarından sonra sırasıyla 3- 3,5 ve 5 kat artış göstermiştir (Mezokozm 1). Biyokömürün biyokütle üretimi üzerindeki gelişmiş etkisi, biyokömür kompostla birleştirildiğinde daha iyi hale geldi. Kuru biyokütledeki bu artış, tek kompost (kompostun verdiği besin maddelerinin desteğiyle) iyileştirmesi ile maksimum olmuştur. Kompost biyokömür ile ilişkili olduğunda, HW (sert odun) biyokömürü hariç bu pozitif etkinin azaldığı görüldü. Bu farklılıklar, biyokömürün besin maddesi emilim kapasitesinden kaynaklanmaktadır (Yao ve diğ., 2012). Ayrıca, yapılan iyileştirmeler ne olursa olsun, *Ailanthus* biyokütlesi olumlu yönde etkilendi. Bu sonuçlar, kompost ve biyokömürün özellikle pH, EC, su tutma, bitkiler için besin elementlerinin biyo-alınabilirliğinde rol oynayabilen toprak mikroorganizmalarının aktivitesindeki artış gibi toprak özelliklerinin iyileştirilmesindeki kapasiteyle uyumludur (Agegnehu ve diğ., 2016; Brown ve Cotton, 2011; De Sousa Lima ve diğ., 2018).

Biyokömür HW'e osmokot ilavesi ve aynı kontamine topraktaki değişiklik olarak kompostun arttırılması, *Ailanthus altissima*'nın biyokütle üretimini osmokot eklenmemiş işleme (Mezokozm 3) ve ilk mezokozmdaki diğer işlemlere göre arttırdı. Bilimsel literatürün meta-analizleri, ıslah edilmiş topraklardaki bitki türlerinin veriminde ve ortalama biyokütle üretiminde bir gelişme olduğunu göstermektedir. Biyokömürle iyileştirilmiş topraklarda *Solanum lycopersicum* verimliliğinin arttırılması (Laurin-Lancôt, 2015), biyokömürün kimyasal gübre ile birleştirildiğinde *Ocimum basilicum* üretkenliğini arttırdığını; ve biyokömür + mineral gübre veya biyokömür + kompostun (Pandey ve diğ., 2016), yulaf (*Avena sativa* L.,) bitkilerinin büyümesini arttırdığını göstermiştir (Schulz ve Glaser, 2012). Uygulanan toprak iyileştirmelerinden sonra test edilen bitki biyokütlesinin artışı, belki de temel katyonların eklenmesine ve organik maddenin ayrışması için gereken toprak fiziko-kimyasal özelliklerinin ve mikroorganizma aktivitesinin uyarılmasından (Thies ve Rillig, 2009) kaynaklanmaktadır; (Walker ve diğ., 2004) ve bu işlemle bitki büyümesi için en uygun koşulu yaratmalı ve bitkilere gerekli besin maddelerinin transferini kolaylaştırmalıdır.

Deney süresi boyunca (71 gün), biyokömür veya kompost gibi iyileştiricilerin, hangi bitki bölümü olursa olsun *Robinia pseudoacacia* bitkisinin kuru ağırlık biyokütlesini etkilemediği görülmüştür. Bu sonuçlar Prendergast ve diğ. (2014)'nin bulgularıyla da uyumluydu. Araştırmacılar, *Hordeum vulgare*'ye *Salix* biyokömürü uyguladıklarında bitki biyokütlesinde herhangi bir artış gözlemlememişler, ancak aynı tür için *Miscanthus* biyokömürü kullandıklarında bunun tam tersi bir sonuca ulaşmışlardır. Elde ettiğimiz sonuçlar biyokömür veya kompostun bitkisel olarak biyokütle üretimini geliştirdiğini bildiren birçok yazarın çalışmalarıyla da çelişmektedir (Al-Wabel ve diğ., 2015, Pandey ve diğ., 2016). Çünkü her iki iyileştirici de, toprağın verimliliğini arttırdığı gibi bitki örtüsü için bir besin kaynağı oluşturmaktadır (Pandey ve ark., 2016). Bu sonuç, belirlenmesi gereken çeşitli faktörler veya parametreler nedeniyle olabilir. Bununla birlikte, 71 günlük uygulamada fidelerde gözlenen fizyolojik değişikliklerden bahsetmek faydalı olacaktır. İlk 30 günde, bitki yapraklarının sararmaya başladığı gözlemlendi, bu durum, iyileştirici kullanılmadan yapılan Teknosol uygulamasında bitkilerin büyüyen yapraklarında daha belirgindi. Sararmanın bir sonucu olarak, yapraklar öldü ve düştü, ancak bitkiler yeni tomurcuklar üretmeye devam etti. Ancak, zamanla bu durum tüm uygulamalarda yaygınlaştı ve fidelerin büyümesi durdu. Bu olgunun çevresel toksisiteye karşı bir stres adaptasyonu olup olmadığı bitkiler üzerinde yapılacak fizyolojik araştırmalarla belirlenebilir. Nitekim bitki morfolojisindeki olası farkları açıklamak için, bitki

hasadı sırasında farklı organların fotoğraflarıyla da analiz yapılmaya çalışılmıştır. Sonuçlarımıza göre, morfolojik parametreler üzerinde minimal bir etki bulunmaktadır.

İstatistiksel çalışmalara göre, PBC'yi PB'den ayıran uzaklık PC'den daha fazladır. Bu, kompost etkisinin, biyokömür ilavesiyle büyük ölçüde değişmediğini kanıtlamaktadır.

Kompost iyileştiricileri P'ye en yakın uzaklıktadır. Bu, kompost ilavesinin *Robinia pseudoacacia* 'nın morfolojik özellikleri üzerinde zayıf bir etkiye sahip olduğu anlamına gelir.

PB uygulaması, test edilen tüm uygulamalardan en uzak mesafeyi korudu, bu nedenle kirliliğe toprağa biyokömür eklenmesi *Robinia pseudoacacia* bitkilerinin morfolojik parametrelerini kuvvetli bir şekilde etkiledi.

Biyokömür ve kompost kombinasyonu, sadece biyokömür ile değiştirilmiş toprağın neden olduğu etkiyle karşılaştırıldığında azaltılmış bir etkiye sahipti.

5.1.5. Farklı Bitkilerin Farklı Organlarında Pb ve As Konsantrasyonları

Biyokömür ve kompostun ayrı ayrı ya da birlikte uygulanması sadece Teknosol uygulanan *Ailanthus altissima* ve *Robinia pseudoacacia* organlarında Pb ve As birikimine etki etmiştir.

Mezokozm 1: *Ailanthus* organlarındaki metal(loid) konsantrasyonlarının (As ve Pb) azalması, toprak gözenek suyundaki iyonların azalmasıyla ilişkilidir. Ancak, daha önceki çalışmalarda, bu organların metal(loid) konsantrasyonlarının azalması sistematik olarak gözlenmemiştir ve hatta bazı durumlarda toprak gözenek suyundaki metal(loid) konsantrasyonları azalmasına rağmen bitki organlarındaki birikim artmıştır (Lebrun ve diğ., 2018 a,b). Kirlenmiş topraktaki bitkinin yüksek metal(loid) alımı ve birikimi, muhtemelen dışlama (exclusion) ile karşılaştırıldığında birikim (accumulation) gibi bitki tolerans mekanizmalarına bağlıdır (Chibuike ve Obiora, 2014). Ayrıca, bitkilerin metal(loid) absorpsiyonu, iyileştiricilerin özelliklerinden ve konsantrasyonundan olduğu kadar, aynı zamanda kök salgılarından etkilenen, toprak fiziko-kimyasal özellikleri ile ilişkili olan iyonların türüne bağlıdır (Kidd ve diğ., 2009). Biyokömür eklenerek Pontgibaud teknosolünde yetiştirilen *Salix viminalis* bitkilerinden elde edilen sonuçlar (Lebrun ve diğ., 2018 a,b) bizim çalışmamızla zıt sonuçlar göstermiştir. Gerçekten de, toprak gözenek suyundaki Pb konsantrasyonunun %84-%99 azalması, gövde ve köklerdeki Pb konsantrasyonunun 3,1-11,6 kat azalması ile ilişkili olduğunu

göstermiştir. Aksine, Lebrun ve diğ. (2018 a,b) aynı oranda biyokömür uygulamasının TGS Pb konsantrasyonlarını HW (sert odun biyokömürü) için %97, LW (yumuşak odun biyokömürü) için %98 ve PW (çam odunu biyokömürü) için %69 azalttığını göstermiştir, ancak Pb konsantrasyonları toprak üstü organlarda 1,7 ila 4,4 kat artmıştır.

İyileştiricilerin toprak gözenek suyundaki As konsantrasyonları üzerinde bir etkisi olmamasına rağmen, toprak-üstü bitki bölümlerinde As konsantrasyonunun azaldığı gözlenmiştir. Bunun nedeni, TGS içindeki As'in farklı kimyasal formlarda bulunması olabilir. Gerçekten de As organik maddelerle kompleks oluşturduğundan, bitkiler tarafından alımı daha az olabilir (Caporale ve diğ., 2013).

Mezokozm 2: Biyokömür veya kompostun tek tek veya birlikte Teknosole uygulanması, *Robinia* köklerinde Teknosole oranla Pb birikimini azalttı ve iyileştiriciler içeren (PB, PC ve PBC) uygulamalarla arasında anlamlı bir fark gözlenmedi. Her iki iyileştirme de toprak çözeltisindeki metal(loid)lerin biyo-alınabilirliği üzerinde etkili olabilir ve toprak gözenek suyundaki Pb konsantrasyonuyla ilişkilendirilebilir. Bununla birlikte, bitki gövdelerindeki Pb translokasyonu tüm uygulamalar arasında istatistiksel olarak anlamlı bir fark göstermedi. Yapraklardaki Pb translokasyonunun ise PB ile P ve PBC ile PC gruplarında fark göstermediği belirlendi. Kirlenmiş toprakta bitki tarafından metal(loid) alımı ve birikimi bitki türüne, toksisiteye tolerans derecesine ve metal(loid)lerin topraktaki biyolojik olarak kullanılabilir fraksiyonuna bağlıdır.

Çalışmamızda, iyileştirici olarak Teknosole biyokömür eklenmesi *Robinia* bitkisinin köklerindeki As konsantrasyonlarını etkilememiş, buna karşın kompost köklerdeki As konsantrasyonunu artırmıştır. Her iki iyileştirici de gövde ve yapraklardaki As konsantrasyonunu etkilememiştir. Topraktaki gözenek suyunda bulunmayan, ancak köklerde bulunan As konsantrasyonu, As'in bitki köklerindeki adsorpsiyonu sonucunda olmalıdır. Bu durumun, kök aktivitesi (eksüdatlar gibi) etkisiyle toprak matriksinden As desorpsiyonu ve As'in bitkiler tarafından alınımı ile meydana gelmiş olduğunu düşünüyoruz. PC uygulamasında ise toprak gözenek suyundaki en yüksek As ($1,24 \text{ mg kg}^{-1}$) konsantrasyonu sadece komposttan gelebilir.

Mezokozm 3: *Ailanthus altissima* bitkilerinde Pb ve As konsantrasyonları, ıslah edilmiş kirli toprakta yetiştirilen bitkilerin organları (kök, gövde ve yapraklar) tarafından önemli ölçüde

etkilenmiştir ($P < 0,05$). Her iki metal(loid) de temel olarak köklerde birikti ve bu durum Pb için As'den daha belirgindi. Stefanowicz ve diğ. (2015)'nin *E. cyparissias*, *F. vesca*, *P. arenaria*, *P. lanceolata* ve *S. ochroleuca* bitki türleriyle yürüttüğü bir çalışmada Cd, Pb ve Zn'nun köklerdeki birikiminin gövdelere göre daha fazla olduğu belirtilmiştir. Pb konsantrasyonu test edilen iki iyileştirici uygulama (osm- ve osm +) için köklerde anlamlı bir farklılık göstermedi, fakat As için önemli ölçüde farklıydı. İyileştiricilerin eklenmesiyle ıslah edilmemiş toprağa kıyasla, bitkilerin farklı organlarındaki Pb konsantrasyonunda bir azalma gözlemlendi ve bitki biyokütlesi üretiminde bir artış meydana geldi. Bu olay, fitotoksikite stresindeki olası bir azalmadan kaynaklanmalıdır (Farell ve ark. 2010). Bununla birlikte, bu çalışmanın sonuçları, *Ailanthus* bitkilerinde her iki element için yapılan tüm uygulamalarda, Pb ve As translokasyonunun köklerden gövdelere sınırlandırılmasını ifade eden translokasyon faktörünü (TF) < 1 göstermiştir (Stefanowicz ve diğ., 2015). Biyoakümülyasyon faktörü de aynı zamanda *Ailanthus altissima*'nın Pb ve As'i kökte biriktirerek gövdeye taşınmasını engellediğini göstermektedir ($BF < 1$).

Köklerde tespit edilen elementlerin toplam konsantrasyonunun yüzdesinin toprakta kararsız olması muhtemel olan fraksiyonu temsil etmesi ve dolayısıyla potansiyelde biyolojik olarak kullanılabilir olduğu varsayılmaktadır. Bitkilerin absorbe ettiği metal(loid) konsantrasyonlarını değerlendirebilmek için, kök sisteminin yıkanmasında üç kimyasal madde kullanılmıştır. Benzer sonuçlar Pb'nin topraktan ekstraksiyonunda da gözlemlenmiştir (Leleyter ve diğ., 2005). Köklerin yıkanmasından sonra kalan kirletici element konsantrasyonları, bitkiler tarafından absorplanan element miktarı olarak düşünülmelidir. Bununla birlikte, metal(loid)lerin absorpsiyon kapasitesi, bitki türlerine ve topraktaki biyo-alınabilirlik unsurlarına bağlıdır.

5.2. SONUÇ

Bu çalışmanın sonuçları, üç farklı biyokömür veya kompost uygulamasının Teknosol üzerinde birçok potansiyel faydaları olduğunu göstermiştir. Her iki iyileştirici de (biyokömür ve kompost), toprakta Pb'yi immobilize edebilir, pH ve elektriksel iletkenliği (EC) artırarak toprak kimyasal özelliklerini iyileştirebilir ve metal(löid) ile kirlenmiş verimsiz bir topraktaki *Ailanthus* bitkisinin biyokütle üretimini artırabilir (Mezokozm deneyi 1 ve 3). Ancak hem sert ağaç biyokömürüne hem de kontamine topraktaki gübreye osmokot eklenmesi (Mezokozm deneyi 3), *Ailanthus* 'un büyüme ve biyokütle artışında daha iyi bir kombinasyon sağlamaktadır. Bununla beraber, Teknosole sadece sert odun biyokömürü veya kompost kombinasyonunda bu biyokömürün uygulanması *Robinia pseudoacacia* bitkisinin biyokütle üretimini etkilememiştir (Mezokozm deneyi 2).

Üç mezokozm deneyinin tümünde hem bitkide hem de toprak gözenek suyunda Pb konsantrasyonunun azaldığı yerlerde As mobilizasyonuna rastlanmadı. Ancak her iki tür için de yüksek Pb ve As konsantrasyonu, metal(löid) absorpsiyonu veya adsorpsiyonunun başladığı bitki kök sisteminde tespit edildi. Kök sistemindeki Pb ve As konsantrasyonunun absorpsiyon ya da adsorpsiyon olayı olup olmadığını saptayabilmek için, *Ailanthus altissima* bitkisinin kök sistemi CaCl_2 , EDTA ve HCl gibi üç farklı kimyasal çözelti ile yıkanmıştır (Mezokozm deneyi 3). Sonuç olarak, *Ailanthus altissima* kök sisteminde tespit edilen yaklaşık 2/3'lük Pb konsantrasyonunun kök üzerinde adsorbe edildiğini ile EDTA, sadece 1/3'ünün kök tarafından absorbe edildiği göstermektedir. Fakat CaCl_2 ve HCl için Pb'nin konsantrasyonu yaklaşık %50 adsorbe ve %50 absorbe edildiği gözlenmiştir (Mezokozm deneyi 3).

Ailanthus altissima'nın As ve Pb Translokasyon Faktörü (TF) ve Biyobirikim Faktörü (BF) ile hesaplanan sonuçlar, türlerin Pb ve As translokasyonunu köklerden gövdelere sınırlandırdığını göstermektedir. Bu nedenle, bu türler, ancak fitostabilizasyon için faydalı olabilirler.

Ekolojik yönden bakıldığında, toleranslı ve yüksek metalik iz element biriktiren türler olmalarına rağmen, biyotalarının hızlı kolonizasyon sağlaması nedeniyle ıslah alanı dışındaki yayılımları kontrol altında tutulmalıdır. *Ailanthus*'un, allelopatik bazı özellikleriyle ortamdaki diğer bitkilerin gelişimini engelleme kapasitesi; *Robinia* ile *Rhizobium*'un mutualistik olarak meydana getirdiği kök nodülleriyle fakir topraklarda azot fiksasyonu sağlama yeteneği

düşünülmelidir. Bu tür bitkilerle fitoremediasyon amaçlandığında ekosistem dengesinin korunmasına ayrıca dikkat edilmesi faydalı olacaktır.

Bununla birlikte, *Ailanthus altissima* ve *Robinia pseudoacacia*'nın fitoremediasyon potansiyeli ile ilgili olarak aşağıda da özetlenen detaylı çalışmalara ihtiyaç vardır:

- ❖ Fenotip etkilerini ortadan kaldırmak için her iki türün klonlarını kullanmak.
- ❖ Metalik iz elementlerin hümit asitlerle kompleksleşmesi üzerine uzun vadeli bir çalışma yapmak.
- ❖ Metalik iz elementlerin belirlenmesinde kök eksüdatlarının rolü üzerine biyolojik analizler yapmak.
- ❖ Fitostabilizasyon bağlamında iki türün de çıkarına ilişkin *in situ* bir çalışma yapmak.

KAYNAKLAR

- Abiven, S., 2011, Le biochar: une nouvelle technique pour séquestrer du carbone et augmenter la fertilité du sol?
- Agegehu, G., Bass, A.M., Nelson, P.N., Bird, M.I., 2016, Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Sci. Total Environ.* 543, 295–306.
- Ahmad, W., Najeeb, U., Zia, M.H., 2015, Soil Contamination with Metals: Sources, Types and Implications.
- Aksoy, A., Sahün, U., Duman, F., 2000, *Robinia pseudo-acacia* L. as a Possible Biomonitor of Heavy Metal Pollution in Kayseri 6.
- Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013, Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881.
- Allaire, Su.E., 2013, *Le biochar dans les milieux poreux: une solution miracle en environnement*, Thesis (PhD), Vecteur Environ.
- Al-Wabel, M.I., Usman, A.R.A., El-Naggar, A.H., Aly, A.A., Ibrahim, H.M., Elmaghraby, S., Al-Omran, A., 2015, Conocarpus biochar as a soil amendment for reducing heavy metal availability and uptake by maize plants. *Saudi J. Biol. Sci.* 22, 503–511. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2014.12.003>.
- Amara, A., Bisson, M., Hulot, C., Marescaux, N., 2016, Plomb et ses Dérivés Inorganiques-Yahoo-search-Actualisés[WWWDocument].URL <https://fr.search.yahoo.com/yhs/search?>
- Antoniadis, V., Levizou, E., Shaheen, S.M., Ok, Y.S., Sebastian, A., Baum, C., Prasad, M.N., Wenzel, W.W., Rinklebe, J., 2017, Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation-A review. *Earth-Sci. Rev.* 171, 621-645.
- Atkinson, C.J., Fitzgerald, J.D., Hipps, N.A., 2010, Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant Soil* 337, 1–18.
- Augustin, F., Darmendrail, D., 2000, Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. BRGM/RP-50128-FR.
- Baker, A.J., 1981, Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3, 643–654.
- Barriuso, E., Calvet, R., Schiavon, M., Soulas, G., 1996, Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Etude Gest. Sols* 3, 279–296.

- Barrow, C.J., 2012, Biochar: potential for countering land degradation and for improving agriculture. *Appl. Geogr.* 34, 21–28.
- Bayçu, G., Önal, M., 1993, An investigation of the levels of cadmium and lead in the soil and in the leaves of selected specimens of *Ailanthus altissima* found growing beside a freeway in Istanbul. *J. Biol.* 56, 21–34.
- Bayçu, G., 1995, *Ailanthus altissima*'da Kadmiyum Toleransı ve Fitokelatin Oluşumu (Doktora Tezi). İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Bitki Ekolojisi Programı, İstanbul, Türkiye.
- Baycu, G., Tolunay, D., Özden, H., Günebakan, S., 2006, Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environ. Pollut.* 143, 545–554. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.050>.
- Baycu, G., Tolunay, D., Ozden, H., Csatari, I., Karadag, S., Agba, T., Rognes, S.E., 2015, An abandoned copper mining site in Cyprus and assessment of metal concentrations in plants and soil. *Int. J. Phytoremediation* 17, 622–631.
- Beesley, L., Inneh, O.S., Norton, G.J., Moreno-Jimenez, E., Pardo, T., Clemente, R., Dawson, J.J.C., 2014, Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environ. Pollut.* 186, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.026>.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J.L., 2010, Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environ. Pollut.* 158, 2282–2287.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J.L., Harris, E., Robinson, B., Sizmur, T., 2011, A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environ. Pollut.* 159, 3269–3282. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>.
- Bio-Technosol, n.d. Bio- Technosols [WWW Document]. URL <http://valorhiz.com/fr/nos-activites/technosols> (accessed 1.25.19).
- Blanc, A., Hes, P., Gen, P.B., 2013, *Propriétés physico-chimiques d'un sol amendé en biochar*. (PhD Thesis). Thèse de bachelor. HES. Suisse.
- Brennan, A., Jiménez, E.M., Puschenreiter, M., Albuquerque, J.A., Switzer, C., 2014, Effects of biochar amendment on root traits and contaminant availability of maize plants in a copper and arsenic impacted soil. *Plant Soil* 379, 351–360.
- Britton, N.L., ve Brown, A., 1913, *An illustrated flora of the northern United States, Canada and the British Possessions*. 3 vols. Charles Scribner's Sons, New York. Vol. 2: 446.
- Brown, S., Cotton, M., 2011, Changes in soil properties and carbon content following compost application: results of on-farm sampling. *Compost Sci. Util.* 19, 87–96.

- Bruun, E.W., Hauggaard-Nielsen, H., Ibrahim, N., Egsgaard, H., Ambus, P., Jensen, P.A., Dam-Johansen, K., 2011, Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass Bioenergy* 35, 1182–1189.
- Calvet, R., 2003, Le sol propriété et fonction - Tome 2. France Agricole Editions.
- Caporale, A.G., Pigna, M., Sommella, A., Dynes, J.J., Cozzolino, V., Violante, A., 2013, Influence of compost on the mobility of arsenic in soil and its uptake by bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.) irrigated with arsenite-contaminated water. *J. Environ. Manage.* 128, 837–843.
- Çelik, A., Kartal, A.A., Akdoğan, A., Kaska, Y., 2005, Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinio pseudo-acacia* L. *Environ. Int.* 31, 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.07.004>.
- Chibuike, G.U., Obiora, S.C., 2014, Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2014.
- Collins, C., Fryer, M., Grosso, A., 2006, Plant uptake of non-ionic organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.* 40, 45–52.
- Constantineau, S., 2014, *Variations inter- et intra-spécifiques de la phytoextraction des éléments traces As, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn chez trois cultivars de saule*, Memoire Maitre es Science (M.Sc.) en géographie. Université de Montréal.
- Criscuoli, I., 2016, *Stabilité du charbon végétal (biochar) dans le sol et impact sur la productivité et les cycles des nutriments des prairies alpines*, (PhD Thesis). Université Pierre et Marie Curie-Paris VI.
- Çınar, Ö., 2013, Çevre Kirliliği ve Kontrolü. Yayın No:667, Fen Bilimleri No:61, ISBN:978-133-568-1. © 2. Basım.
- De Sousa Lima, J.R., de Moraes Silva, W., de Medeiros, E.V., Duda, G.P., Corrêa, M.M., Martins Filho, A.P., Clermont-Dauphin, C., Antonino, A.C.D., Hammecker, C., 2018, Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment. *Geoderma* 319, 14–23.
- Delmas-Gadras, C., 2000, *Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier*. (PhD Thesis), Diss Univ Pau Pays L'Adur Chim. Microbiol. L'eau Fr.
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T., Mbonimpa, M., 2006, Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO- Rev. Électronique En Sci. Environ.* 7.
- Dessin R. Jancel, n.d. Arbres Robinier Acacia *ROBINIA pseudacacia* [WWW Document]. URL <https://jardins.nantes.fr/N/Arbre/Reconnaitre/Fiche/Fiche-descriptive.asp?rechercheFiche=32> (accessed 8.13.19).

- Downie, A., 2011, Biochar production and use: environmental risks and rewards. *Univ South Wales*.
- Duchaufour, P., 2001, Introduction a la science du sol. Sol, végétation, environnement. 6^e édition de l'Abrégé de pédagogie, ISBN 2 10 005440 6.
- Duruibe, J.O., Ogwuegbu, M.O.C., Egwurugwu, J.N., 2007, Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *Int. J. Phys. Sci.* 2, 112–118.
- Egene, C.E., Van Poucke, R., Ok, Y.S., Meers, E., Tack, F.M.G., 2018, Impact of organic amendments (biochar, compost and peat) on Cd and Zn mobility and solubility in contaminated soil of the Campine region after three years. *Sci. Total Environ.* 626, 195–202.
- Eroğlu, H., 2019, *Ağır Metal Nanopartiküllerinin Sinirli Ot (Plantago) Bitkileriyle Fitoremediasyonu* (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Botanik Programı, İstanbul, Türkiye.
- Evangelou, M.W., Papazoglou, E.G., Robinson, B.H., Schulin, R., 2015, Phytomanagement: phytoremediation and the production of biomass for economic revenue on contaminated land, in: *Phytoremediation*. Springer, pp. 115–132.
- FAO, 2015, Soils and Biodiversity [WWW Document]. URL <http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/en/c/285727/> (accessed 3.8.19).
- Farrell, M., Jones, D.L., 2010, Use of composts in the remediation of heavy metal contaminated soil. *J. Hazard. Mater.* 175, 575–582.
- Ferret, C., 2012, *Rôle des Pseudomonas fluorescents dans la biodisponibilité des métaux contaminant les minéraux du sol: application à la phytoremédiation* (PhD Thesis). Strasbourg.
- Filippou, P., Bouchagier, P., Skotti, E., Fotopoulos, V., 2014, Proline and reactive oxygen/nitrogen species metabolism is involved in the tolerant response of the invasive plant species *Ailanthus altissima* to drought and salinity. *Environ. Exp. Bot.* 97, 1–10.
- Galende, M.A., Becerril, J.M., Barrutia, O., Artetxe, U., Garbisu, C., Hernández, A., 2014, Field assessment of the effectiveness of organic amendments for aided phytostabilization of a Pb–Zn contaminated mine soil. *J. Geochem. Explor.* 145, 181–189.
- Galvez-Cloutier, R., Lefrançois, P.J., 2005. Les sols contaminés par des métaux lourds: Distribution géochimique et techniques de restauration (Première partie). *Vecteur Environ.* 38, 30–38.
- Gatti, E., 2008, Micropropagation of *Ailanthus altissima* and in vitro heavy metal tolerance. *Biol. Plant.* 52, 146–148. <https://doi.org/10.1007/s10535-008-0030-7>.

- Hargreaves, J., Adl, M., Warman, P., 2008, A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.004>.
- Hlavackova, P., 2005, *Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies* (PhD Thesis). Thèse, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Hossain, M.K., Strezov, V., Chan, K.Y., Nelson, P.F., 2010, Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Chemosphere* 78, 1167–1171.
- Houben, D., Evrard, L., Sonnet, P., 2013, Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.). *Biomass Bioenergy* 57, 196–204.
- Houben, D., Sonnet, P., 2015, Impact of biochar and root-induced changes on metal dynamics in the rhizosphere of *Agrostis capillaris* and *Lupinus albus*. *Chemosphere* 139, 644–651.
- Hu, Y., Wang, D., Wei, L., Zhang, X., Song, B., 2014, Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yan'an city of the Loess Plateau, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 110, 82–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.08.021>.
- Huang, S., Jia, X., Zhao, Y., Chang, Y., Bai, B., 2016, Response of *Robinia pseudoacacia* L. rhizosphere microenvironment to Cd and Pb contamination and elevated temperature. *Appl. Soil Ecol.* 108, 269–277. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.09.002>.
- Huot, H., Simonnot, M.-O., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P., Morel, J.-L., 2013, Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *J. Soils Sediments* 13, 555–568. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0513-1>.
- Jeannot, R., Lemièrre, B., Chiron, S., Augustin, F., Darmendrail, D., 2001, Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. BRGM.
- Jia, X., Wang, W., Chen, Z., He, Y., Liu, J., 2014, Concentrations of secondary metabolites in tissues and root exudates of wheat seedlings changed under elevated atmospheric CO₂ and cadmium-contaminated soils. *Environ. Exp. Bot.* 107, 134–143. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.06.005>.
- Jiang, J., Xu, R., Jiang, T., Li, Z., 2012, Immobilization of Cu (II), Pb (II) and Cd (II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol. *J. Hazard. Mater.* 229, 145–150.
- Juliane Rudolph, 2011, *La phytoremédiation une technique «écologique» alternative aux techniques conventionnelles*. Mémoire de fin de formation. Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Lyon.
- K Pudasaini, Nanjappa Ashwath, Kerry Walsh, Thakur Bhattarai, 2012, Biochar Improves Plant Growth and Reduces Nutrient...- Google Scholar [WWW Document]. URL

https://scholar.google.fr/scholar?hl=fr&as_sdt=0%2C5&q=Biochar+Improves+Plant+Growth+and+Reduces+Nutrient+Leaching+in+Red+Clay+Loam+and+Sandy+Loam&btnG= (accessed 3.8.19).

- Kabata-Pendias, A., 2011, Trace elements in soils and plants, 4. ed. ed. CRC Press, *Boca Raton, Fla.*
- Kabata-pendias, A., Pendias, H., 1992, Trace elements in soils and plants. 2nde édition CRC Press. *Boca Raton Fla.*
- Kantarıcı, M.D., 2000, Toprak İlmi. İstanbul Üniversitesi Orman Fakültesi, Toprak İlmi ve Ekoloji Anabilim Dalı.
- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N.W., Beesley, L., 2011, Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *J. Hazard. Mater.* 191, 41–48.
- Karaöz, M.Ö., 1989, Toprakların su ekonomisine ilişkin bazı fiziksel özelliklerinin laboratuvarında belirlenmesi yöntemleri. Orman Fakültesi Dergisi, İstanbul Üniversitesi.
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N.K., Murtaza, B., Bibi, I., Dumat, C., 2017, A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *J. Geochem. Explor.* 182, 247–268.
- Kidd, P., Barceló, J., Bernal, M.P., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S., Clemente, R., Monterroso, C., 2009, Trace element behaviour at the root–soil interface: implications in phytoremediation. *Environ. Exp. Bot.* 67, 243–259.
- Kowarik, I., Säumel, I., 2007, Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) swingle. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 8, 207–237.
- Kramer, U., 2010, Metal Hyperaccumulation in Plants. *Annu. Rev. Plant Biol.* 2010. 61:517–34.
- Kürüm-Gevrek, N., 2016, *Norveç (RØROS) Bakır Madenlerinde Yetişen Bazı Bitkilerde Metal Birikimi ve Fitoremediasyon Potansiyelinin Araştırılması* (Yüksek Lisans Tezi). İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Botanik Programı, İstanbul, Türkiye.
- Ladygina, N., Rineau, F., 2013, Biochar and Soil Biota 278.
- La Rocca, B., Houeix, N., Andres, S., 2010, Arsenic et ses Dérivés Inorganiques- Yahoo Search –Actualités[WWWDokument]. URL <https://fr.search.yahoo.com/yhs/search?>
- Laurin-Lanctôt, S., 2015, *Effet de l'amendement en biochar des sols biologiques pour une culture de tomates sous serre: Rétention en nutriments, activité biologique et régie de fertilisation*. Memoire Maitre és Sciences (M.Sc.). Université Laval.

- Lebourg, A., Sterckeman, T., Ciesielski, H., Proix, N., 1996, Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie* 16, 201–215.
- Lebrun, M., Macri, C., Miard, F., Hattab-Hambli, N., Motelica-Heino, M., Morabito, D., Bourgerie, S., 2017, Effect of biochar amendments on As and Pb mobility and phytoavailability in contaminated mine technosols phytoremediated by *Salix*. *J. Geochem. Explor.* 182, 149–156.
- Lebrun, M., Miard, F., Nandillon, R., Hattab-Hambli, N., Scippa, G.S., Bourgerie, S., Morabito, D., 2018, Eco-restoration of a mine technosol according to biochar particle size and dose application: study of soil physico-chemical properties and phytostabilization capacities of *Salix viminalis*. *J. Soils Sediments* 18, 2188–2202.
- Lebrun, M., Miard, F., Nandillon, R., Léger, J.-C., Hattab-Hambli, N., Scippa, G.S., Bourgerie, S., Morabito, D., 2018b, Assisted phytostabilization of a multicontaminated mine technosol using biochar amendment: Early stage evaluation of biochar feedstock and particle size effects on As and Pb accumulation of two Salicaceae species (*Salix viminalis* and *Populus euramericana*). *Chemosphere* 194, 316–326.
- Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), 2009, Biochar for environmental management: *science and technology*. Earthscan, London; Sterling, VA.
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., Crowley, D., 2011a, Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1812–1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>.
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., Crowley, D., 2011b, Biochar effects on soil biota—a review. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1812–1836.
- Leleyter, L., Baraud, F., 2005, Évaluation de la mobilité des métaux dans les sédiments fluviaux du bassin de la Vire (Normandie, France) par extractions simples ou séquentielles. *Comptes Rendus Geosci.* 337, 571–579.
- Lescure, T., 2015. *Influence de la matière organique sur la mobilité et la biodisponibilité de l'arsenic liées aux activités bactériennes dans la zone non saturée des sols pollués* (PhD Thesis). Université de Lorraine.
- Li, H., Dong, X., da Silva, E.B., de Oliveira, L.M., Chen, Y., Ma, L.Q., 2017, Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. *Chemosphere* 178, 466–478.
- Lisan, B., 2011, Fiche presentation arbre: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, 191⁽⁰⁾. Invasive species RI8K8.
- Liu, J., Schulz, H., Brandl, S., Miehtke, H., Huwe, B., Glaser, B., 2012, Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 175, 698–707.

- Lomaglio, T., Hattab-Hambli, N., Bret, A., Miard, F., Trupiano, D., Scippa, G.S., Motelica-Heino, M., Bourgerie, S., Morabito, D., 2017, Effect of biochar amendments on the mobility and (bio) availability of As, Sb and Pb in a contaminated mine technosol. *J. Geochem. Explor.* 182, 138–148.
- Lu, K., Yang, X., Gielen, G., Bolan, N., Ok, Y.S., Niazi, N.K., Xu, S., Yuan, G., Chen, X., Zhang, X., 2017, Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil. *J. Environ. Manage.* 186, 285–292.
- Marchal, M., 2010, *Etude des biofilms bactériens arsénite-oxydants* (PhD Thesis). Université de Strasbourg.
- Marks, E.A., Alcañiz, J.M., Domene, X., 2014, Unintended effects of biochars on short-term plant growth in a calcareous soil. *Plant Soil* 385, 87–105.
- Masulili, A., Utomo, W.H., Syechfani, M.S., 2010, Rice husk biochar for rice based cropping system in acid soil 1. The characteristics of rice husk biochar and its influence on the properties of acid sulfate soils and rice growth in West Kalimantan, Indonesia. *J. Agric. Sci.* 2, 39.
- Mohan, D., Pittman, C.U., Steele, P.H., 2006, Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. *Energy Fuels* 20, 848–889.
- Mohanty, M., Dhal, N.K., Patra, P., Das, B., Reddy, P.S.R., 2010, Phytoremediation: a novel approach for utilization of iron-ore wastes, in: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 206*. Springer, pp. 29–47.
- Moiroud, A., Capellano, A., 1982. Le robinier, *Robinia pseudoacacia* L., une espèce fixatrice d'azote intéressante ? in : *Annales Des Sciences Forestières*. EDP Sciences, pp. 407–418.
- Molnár, M., Vaszita, E., Farkas, É., Ujaczki, É., Fekete-Kertész, I., Tolner, M., Klebercz, O., Kirchkeszner, C., Gruiz, K., Uzinger, N., 2016, Acidic sandy soil improvement with biochar—a microcosm study. *Sci. Total Environ.* 563, 855–865.
- Moore, F., González, M.-E., Khan, N., Curaqueo, G., Sanchez-Monedero, M., Rilling, J., Morales, E., Panichini, M., Mutis, A., Jorquera, M., 2018, Copper immobilization by biochar and microbial community abundance in metal-contaminated soils. *Sci. Total Environ.* 616, 960–969.
- Morel, J.-L., Echevarria, G., Goncharova, N., North Atlantic Treaty Organization (Eds.), 2006, *Phytoremediation of metal-contaminated soils, NATO science series*. Springer, Dordrecht.
- Mukhopadhyay, S., Maiti, S.K., 2010, Phytoremediation of metal mine waste. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 8, 207–222.
- Nanda, S., Dalai, A.K., Berruti, F., Kozinski, J.A., 2016, Biochar as an exceptional bioresource for energy, agronomy, carbon sequestration, activated carbon and specialty materials. *Waste Biomass Valorization* 7, 201–235.

- Nguyen, B.T., Lehmann, J., 2009, Black carbon decomposition under varying water regimes. *Org. Geochem.* 40, 846–853.
- Nigussie, A., Kissi, E., Misganaw, M., Ambaw, G., 2012, Effect of biochar application on soil properties and nutrient uptake of lettuces (*Lactuca sativa*) grown in chromium polluted soils. *Am.-Eurasian J. Agric. Environ. Sci.* 12, 369–376.
- Ok, Y.S., Uchimiya, S.M., Chang, S.X., Bolan, N., 2015, Biochar: Production, characterization, and applications. *CRC Press*.
- Osman, K.T., 2013, Soils: principles, properties and management. *Springer*, Dordrecht.
- Panagos, P., Van Liedekerke, M., Yigini, Y., Montanarella, L., 2013, Contaminated sites in Europe: review of the current situation based on data collected through a European network. *J. Environ. Public Health* 2013.
- Pandey, V., Patel, A., Patra, D.D., 2016, Biochar ameliorates crop productivity, soil fertility, essential oil yield and aroma profiling in basil (*Ocimum basilicum* L.). *Ecol. Eng.* 90, 361–366.
- Park, J.H., Choppala, G.K., Bolan, N.S., Chung, J.W., Chuasavathi, T., 2011, Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil* 348, 439.
- Paz-Ferreiro, J., Lu, H., Fu, S., Méndez, A., Gascó, G., 2014, Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. *Solid Earth* 5, 65–75.
- Poschenrieder, C., i Coll, J.B., 2003, Phytoremediation: principles and perspectives. *Contrib. Sci.* 333–344.
- Pourrut, B., Lopareva-Pohu, A., Pruvot, C., Garçon, G., Verdin, A., Waterlot, C., Bidar, G., Shirali, P., Douay, F., 2011, Assessment of fly ash-aided phytostabilisation of highly contaminated soils after an 8-year field trial. *Sci. Total Environ.* 409, 4504–4510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.047>.
- Prasad, M.N.V., 2008, Trace elements as contaminants and nutrients: consequences in ecosystems and human health. John Wiley & Sons.
- Puga, A.P., Abreu, C.A., Melo, L.C.A., Beesley, L., 2015, Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. *J. Environ. Manage.* 159, 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.036>.
- Quemeneur, M., 2008, *Les processus biogéochimiques impliqués dans la mobilité de l'arsenic: recherche de bioindicateurs* (PhD Thesis). Université Henri Poincaré-Nancy 1.
- Ralebitso-Senior, T.K., Orr, C.H. (Eds.), 2016, Biochar application: essential soil microbial ecology. *Elsevier*, Amsterdam Boston Heidelberg London New York Oxford Paris San Diego San Francisco Singapore Sydney Tokyo.
- Ranieri, E., Gikas, P., 2014, Effects of plants for reduction and removal of hexavalent chromium from a contaminated soil. *Water. Air. Soil Pollut.* 225, 1981.

- Rees, F., 2014, *Mobilité des métaux dans les systèmes sol-plante-biochar* (PhD Thesis). Université de Lorraine.
- Rees, F., Germain, C., Sterckeman, T., Morel, J.-L., 2015, Plant growth and metal uptake by a non-hyperaccumulating species (*Lolium perenne*) and a Cd-Zn hyperaccumulator (*Noccaea caerulescens*) in contaminated soils amended with biochar. *Plant Soil* 395, 57–73.
- Rees, F., Morel, J.-L., 2012, Interactions entre biochar et métaux lourds dans les systèmes sol-plante. 2012 Sémin. Ecole Dr. RP2E Ingénierie Ressour. *Procédés Prod. Environ.* Nancy FRA 2012-01-19-2012-01-19.
- Remon, E., 2006, *Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques: vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution* (PhD Thesis). Université Jean Monnet-Saint-Etienne.
- Rinklebe, J., Shaheen, S.M., Frohne, T., 2016, Amendment of biochar reduces the release of toxic elements under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Chemosphere* 142, 41–47.
- Robinia pseudoacacia* faux-acacia [WWW Document], n.d. URL <http://aesgsf.free.fr/V5/arbres-de-picardie-robinia-pseudoacacia-faux-acacia.html> (accessed 8.6.19).
- Romain, N., 2019, *Phytostabilisation des éléments métalliques d'un technosol minier végétalisé par le genre Salix assistée par du biochar* (PhD Thesis). Université d'Orléans, Ecole Doctale Energie, Matériaux, Sciences de la Terre et de l'Univers.
- Samecka-Cymerman, A., Stankiewicz, A., Kolon, K., Kempers, A.J., 2009, Self-organizing feature map (neural networks) as a tool to select the best indicator of road traffic pollution (soil, leaves or bark of *Robinia pseudoacacia* L.). *Environ. Pollut.* 157, 2061–2065. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.021>.
- Samuilov, S., Djunisijevic-Bojovic, D., Djukic, M., Rakovic, J., 2014, The effect of elevated Zn concentrations on seed germination and young seedling growth of *Ailanthus altissima* (Mill.) swingle. *Glas. Sumar. Fak. Fac. For.* 145–157. <https://doi.org/10.2298/gsf1410145s>.
- Schulz, H., Glaser, B., 2012, Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 175, 410–422. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100143>.
- Sharma, R.K., Agrawal, M., 2005, Biological effects of heavy metals: an overview. *J. Environ. Biol.* 26, 301–313.
- Sherameti, I., Varma, A. (Eds.), 2010, Soil heavy metals, Soil biology. *Springer*, Berlin.

- Shiralipour, A., McConnell, D.B., Smith, W.H., 1992, Physical and chemical properties of soils as affected by municipal solid waste compost application. *Biomass Bioenergy* 3, 261–266.
- Singh, R., Singh, S., Parihar, P., Singh, V.P., Prasad, S.M., 2015, Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 112, 247–270.
- Smith, S.R., 2009, A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ. Int.* 35, pp., 142–156.
- Sohi, S.P., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R., 2010, A review of biochar and its use and function in soil, in: *Advances in Agronomy. Elsevier*, pp. 47–82.
- Soutter, M., ve Musy, A., 1993, Evaluating the width of hydrological buffer zones between drained agricultural land and nature reserve areas. *Irrig. Drain. Syst.* 7, pp., 151–160.
- Sposito, G., 1989, *The chemistry of soils*. Edition Oxford University Press, p. 277,
- Stefanowicz, A.M., Stanek, M., Woch, M.W., Kapusta, P., 2016, The accumulation of elements in plants growing spontaneously on small heaps left by the historical Zn-Pb ore mining. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 6524–6534. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5859-7>.
- Sylvain, Bart, Mikael, M.-H., Florie, M., Emmanuel, J., Marilyne, S., Sylvain, Bourgerie, Domenico, M., 2016, Phytostabilization of As, Sb and Pb by two willow species (*S. viminalis* and *S. purpurea*) on former mine technosols. *CATENA* 136, pp., 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.008>.
- Tack, F.M., Meers, E., 2010, Assisted phytoextraction: helping plants to help us. *Elements* 6, pp., 383–388.
- Tan, Z., Lin, C.S., Ji, X., Rainey, T.J., 2017, Returning biochar to fields: a review. *Appl. Soil Ecol.* 116, 1–11.
- Thies, J.E., Rillig, M.C., 2009, *Characteristics of Biochar: Biological Properties* 21.
- Trakal, L., Komárek, M., Száková, J., Zemanová, V., Tlustoš, P., 2011, Biochar application to metal-contaminated soil: evaluating of Cd, Cu, Pb and Zn sorption behavior using single- and multi-element sorption experiment. *Plant Soil Environ.* 57, 372–380.
- Tsao, D.T., Banks, M.K. (Eds.), 2003, *Phytoremediation, Advances in biochemical engineering biotechnology. Springer*, Berlin.
- Uchimiya, M., Cantrell, K.B., Hunt, P.G., Novak, J.M., Chang, S., 2012, Retention of heavy metals in a Typic Kandiudult amended with different manure-based biochars. *J. Environ. Qual.* 41, 1138–1149.

- Uchimiya, M., Chang, S., Klasson, K.T., 2011, Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups. *J. Hazard. Mater.* 190, 432–441. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.063>.
- Universalis, E., n.d. oxydes et Hydroxydes Naturels [WWW Document]. Encycl. Universalis. URL <http://www.universalis.fr/encyclopedie/oxydes-et-hydroxydes-naturels/> (accessed 1.3.19).
- USDA, NRCS, 2010, Keys to Soil Taxonomy: free download. Ebooks library. On-line books store on Z-Library [WWW Document]. URL <https://b-ok.cc/s/?q=Keys+to+Soil+Taxonomy> (accessed 2.2.19).
- Uzoma, K.C., Inoue, M., Andry, H., Fujimaki, H., Zahoor, A., Nishihara, E., 2011, Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use Manag.* 27, 205–212.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Diafas, I., 2010, Biochar Application to Soils, a Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions (Office for the Official Publ., of the European Communities, Luxembourg, 2009). *Google Sch.*
- Viktor J. Bruckman, Esin Apaydın Varol, Başak B. Uzun, Jay Liu, 2016, Biochar a Regional Supply Chain Approach in View of Climate Change Mitigation: free download. Ebooks library. On-line books store on Z-Library [WWW Document]. URL <https://b-ok.cc/s/?q=BIOCHAR+A+Regional+Supply+Chain+Approach+in+View+of+Climate+Change+Mitigation> (accessed 3.8.19).
- Walker, D.J., Clemente, R., Bernal, M.P., 2004, Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere* 57, 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.05.020>.
- Wang, L., Ji, B., Hu, Y., Liu, R., Sun, W., 2017, A review on in situ phytoremediation of mine tailings. *Chemosphere* 184, 594–600.
- Wang, Yanfang, Pan, F., Wang, G., Zhang, G., Wang, Yanling, Chen, X., Mao, Z., 2014, Effects of biochar on photosynthesis and antioxidative system of *Malus hupehensis* Rehd. seedlings under replant conditions. *Sci. Hortic.* 175, 9–15.
- Wayne, E., 2012, Conquistadors, cannibales et changements climatiques: Une brève histoire du biochar. Membre de l’UICN, Union Internationale pour la conservation de la nature. Université d’Oxford.
- Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., Zimmerman, A.R., 2012, Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere* 89, 1467–1471.
- Zhao, Y.H., Jia, X., Wang, W.K., Liu, T., Huang, S.P., Yang, M.Y., 2016, Growth under elevated air temperature alters secondary metabolites in *Robinia pseudoacacia* L.

seedlings in Cd- and Pb-contaminated soils. *Sci. Total Environ.* 565, 586–594. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.058>.

Zheng, R., Chen, Z., Cai, C., Wang, X., Huang, Y., Xiao, B., Sun, G., 2013, Effect of biochars from rice husk, bran, and straw on heavy metal uptake by pot-grown wheat seedling in a historically contaminated soil. *BioResources* 8, 5965–5982.

Zolgharnein, J., Shahmoradi, A., Sangi, M.R., 2008, Optimization of Pb (II) biosorption by Robinia tree leaves using statistical design of experiments. *Talanta* 76, 528–532. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2008.03.039>.



EKLER

EK 1: BİRİNCİ MEZOKOZM

EK 1.1: Farklı için belirlenen toprakta gözenek suyunun kimyasal özelliklerine kompost etkisi (pH, elektiriksel iletkenlik (EC) ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$), kurşun (Pb) and Arsenik (As) konsantrasyonu (mg l^{-1})): Teknosol (P); P + %5 yumuşak odun biyokömürü (PLW); PLW + %5 kompost (PLWC); Teknosol + %5 sert odun biyokömürü (PHW), PHW + %5 kompost (PHWC); Teknosol + %5 çam odunu biyokömürü (PPW); PPW + % 5 kompost (PPWC) ve P + 5% kompost (PC). (/): kompostlu ve kompostsuz uygulamalar arasındaki karşılaştırmayı gösterir. (*): uygulamalar arasındaki önemli farkı belirtir. (ns): uygulamalar arasındaki anlamlı bir fark olmadığını gösterir. (+): kompost nedeniyle parametre ölçüsünün artışı gösterir. (-): kompost nedeniyle parametre ölçüsünün azaldığını gösterir. ($P < 0,05$) ($n=3$).

	P/PC	PLW/PLWC	PHW/PHWC	PPW/PPWC
pH	ns	* (+)	* (+)	ns
EC	* (+)	ns	ns	* (+)
Pb	* (-)	* (-)	* (-)	ns
As	ns	ns	ns	ns

EK 1.2: Test edilen türlerin farklı organlarındaki konsantrasyonunu hesaplamak için kullanılan formül ($n=5-10$)

$$C(\text{mg kg}^{-1}) = \frac{(\text{Qty in } 50 \text{ ml})}{\text{mass (g)}} \times 100$$

C (mg kg^{-1}): Bitki organlarındaki metal(loid) konsantrasyonu

Qty in 50 ml: 50 ml içindeki metal(loid) miktar

mass (g): kütle

EK 2: İKİNCİ MEZOKOZM

EK 2.1: Fisher mesafeleri için P değeri. P= Teknosol, PB= Teknosol + %5 sert odun biyokömürü, PC= Teknosol + %5 kompost ve PBC= Teknosol + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost.

	P	PB	PC	PBC
P	1	0,000	0,008	0,001
PB		1	0,006	0,007
PC			1	0,222
PBC				1

EK 3: ÜÇÜNCÜ MEZOKOZM

EK 3.1: Toprak Mikroorganizmalarının Belirlenmesi

A. Toprak Mikroorganizmalarının Analiz Teknikleri

Bitkilerin hasat zamanında, osmokot olsun ya da olmasın, her iki uygulama için saksılardan toprak örnekleri alınmıştır. Bu örnekler kültür ortamında bulunan mikroorganizmaların sınıfını belirlemek için analiz edilmiştir.

Toprak mikroorganizmalarının analizi, toprak süspansiyonlarının seri seyreltme yöntemiyle diferansiyel olarak tanısal besin ortamlarının kullanılmasıyla gerçekleştirildi. Mikrobiyolojik hava analizi, seçmeli medya (elective media) kullanımıyla “Koch tipi” mikrobiyel sedimentasyon yöntemi ile yapıldı (Ukrayna’daki bir ekiple işbirliği, Prof. Maryna Kryvtsova, Department of Genetic, Uzhhorod National University, Ukraine).

Amonifikasyon bakterileri ile meat-pepton agar (MPA) ortamında; aktinomisetler ve mikobakteriler – nişasta-amonyum agar (SAA) ortamında; oligotroflar – Ashby ortamında; mikrobakteriler – patates agarında; mikromiketler – Czapek Dox ortamı üzerinde, oligotroflar – açlık agarı üzerinde; Azotobacter – Ashby besiyerinde soil lumps fouling yöntemi ile; enterik bakteriler – Ploskirev ortamında hesaplanmıştır (Zviagintsev, 1991). Elde edilen veriler, 1 gram mutlak kuru toprak (CFU/g) başına koloni oluşturan ünite sayısı olarak değerlendirildi.

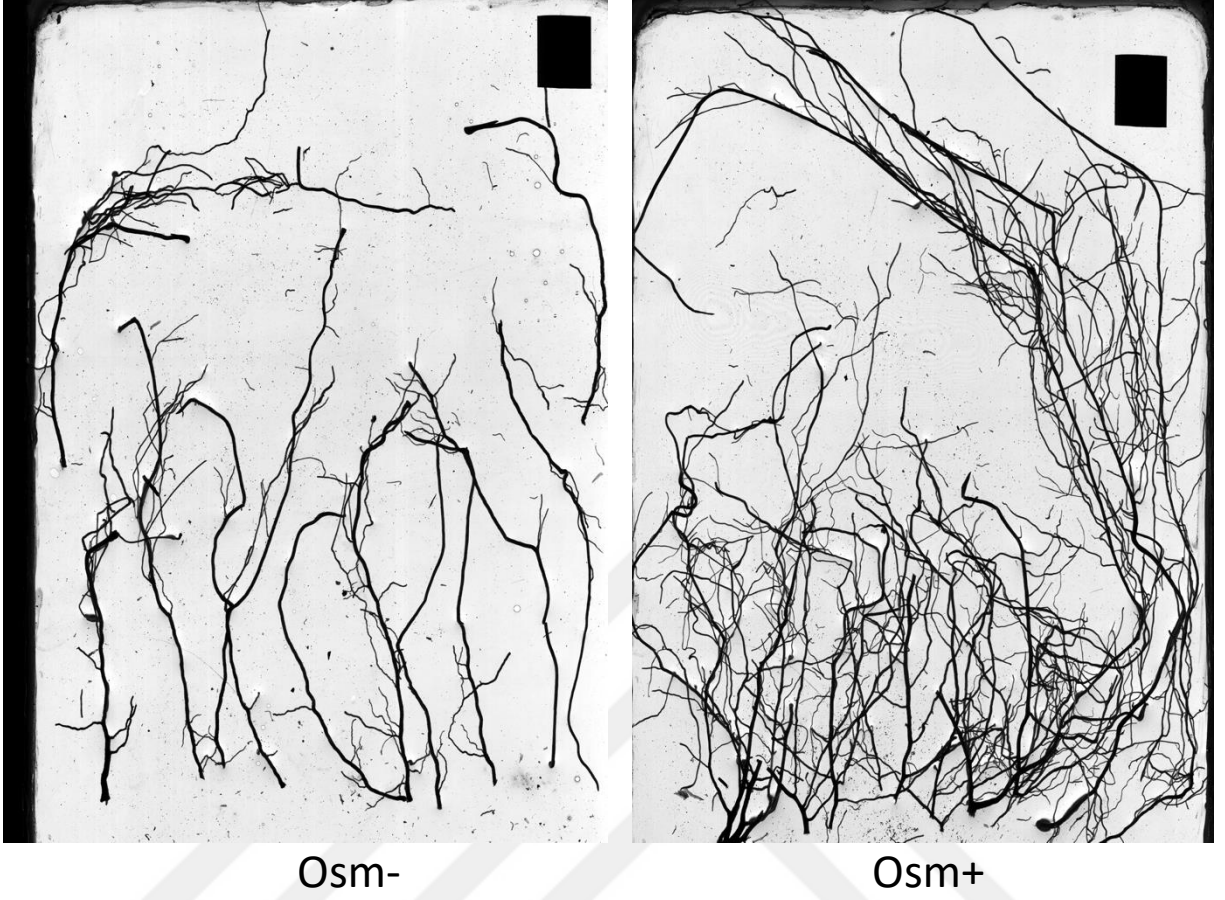
A.1. Toprak Mikroorganizmalarının Analizi

Toprak analizlerine göre, Teknosol uygulamasında saptanan mikroorganizma grupları düşük sayılardadır. Amonifikasyon bakterileri (MPA), Mikromisetler (Chapeca-Docsa), Aktinomisetler Mikobakteriler (KAA), Pedotrofik (Toprak agarı), Selülozik Liçi (Getchinsona agarı), Oligo-nitrofiller (Eshbi agarı), Enterobakter (Levina) ve Azotobakterlerdir. Teknosole %5 biyokömür ve %5 kompost uygulanmasının, sadece Mikromisetler (Chapeca-Docsa) hariç olmak üzere tüm mikroorganizma aktivitelerini uyardığı görülmüştür. Ek olarak, bu uygulamaya osmokot çözeltisi eklendiğinde, Teknosolde her iki iyileştiricide (biyokömür ve kompost); Topraktaki tüm mikroorganizma aktivitelerinin osmokot olmayan uygulamada çok daha fazla uyardığı tespit edilmiştir. Yalnızca şu iki grup hariç tutulmalıdır; aktivitenin azaldığı Pedotrofik ve Mikromisetler için önemli bir fark yoktur. Gerekliğinde, test edilen üç

uygulamada mikroorganizma aktivitelerinin bir uygulamanın diğerine ve bir mikro-organizmanın diğerine bağlı olduğuna dikkat etmek önemlidir. Fakat Azotobakter için (%92) en yüksek mikroorganizma aktivitesi osm + ve %5,56 ise osm- için bulunmuştur. Diğer iki uygulamaya kıyasla, sırasıyla 3,77 ve 3,43 ile Aktinomiset Mikobakteriler (KAA) ve Enterobakter (Levina) gibi mikroorganizmalar grubu için önemli bir aktivite gözlemlendi. Sekiz mikroorganizmanın tespitinde, hem osm- hem osm + uygulamalarında tek başına mikromisetes grubunda mikroorganizma aktivitesinde bir düşüş gözlemlenmiştir.

Tablo EK 3.1: Farklı uygulamalardan elde edilen toprak örneklerinde mikroorganizma gruplarının tayini: P (Teknosol); osm- (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost) ve osm+ (Teknosol kirli toprak + %5 sert odun biyokömürü + %5 kompost + osmokat). Harfler koşulların arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=5 \pm SE$).

Mikroorganizmaların grubu								
Örnekler	Ammonifikasyon, (MPA)	Mikro- misetler (Chapeca- Docsa)	Aktinomisetler Mikobakteria (KAA)	Pedotrofik (Toprak agarı)	Selülozik Liçi (Getchinsona agarı)	Oligonitrofiller (Eshbi agarı)	Enterobakter (Levina)	Azotobakter, %
p	0,13 $\pm$ 0,03 ^a	0,24 $\pm$ 0,03 ^b	0 ^a	0 ^a	0 ^a	0 ^a	0,13 $\pm$ 0,40 ^a	0 ^a
Osm-	1,13 $\pm$ 0,19 ^b	0,06 $\pm$ 0,02 ^a	0,97 $\pm$ 0,09 ^b	1,35 $\pm$ 0,09 ^c	0,30 $\pm$ 0,06 ^b	0,13 $\pm$ 0,01 ^b	0,10 $\pm$ 0,01 ^a	5,56 $\pm$ 1,11 ^b
Osm+	2,10 $\pm$ 0,21 ^c	0,09 $\pm$ 0,01 ^a	3,77 $\pm$ 0,15 ^c	0,27 $\pm$ 0,01 ^b	1,70 $\pm$ 0,15 ^c	1,16 $\pm$ 0,08 ^c	3,43 $\pm$ 0,23 ^b	92,22 $\pm$ 1,11 ^c



EK 3.2: osm- ve osm+'da yetişen *Ailanthus altissima* bitkilerinin kök taramaları

Eksüdaların Uygulanması

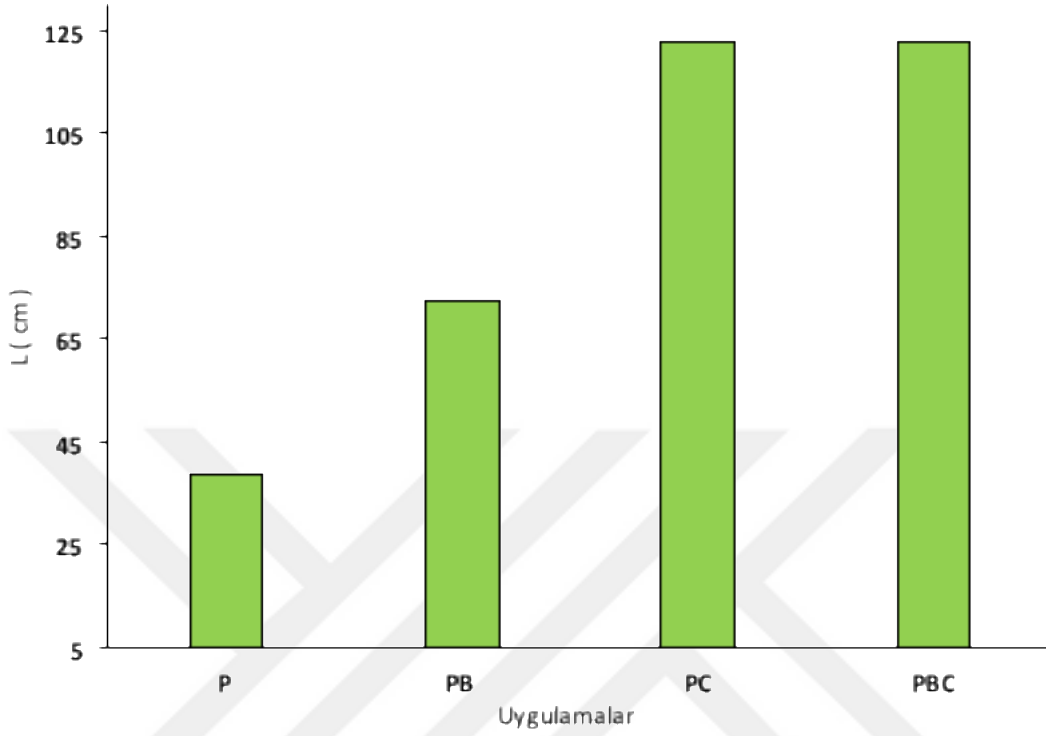
- 1.Partiden 3 bitkinin örneklendirmesi (Perlit)
- 2.Partiden 5 bitkinin örneklendirmesi (Teknosol + Biyokömür + Kompost) (osm-)
- 3.Partiden 5 bitkinin örneklendirmesi (Teknosol + Biyokömür + Kompost + Osmokot) (osm +)

Parti 1'deki bitkiler ayrı ayrı 300 ml'lik bir su hacmine ve Parti 2 ve Parti 3'teki olanlar 40 ml'lik bir su hacmine yerleştirilir. 4 saat boyunca bekletilir, ardından eksüdayı içeren su süzülür ve entomo'da -20 °C'de saklanır. Daha sonra farklı bitki organları (kökler, gövdeler ve yapraklar) ayrıldı ve -20 °C'de saklandı. Kökler morfolojik çalışmalar için tarandı.

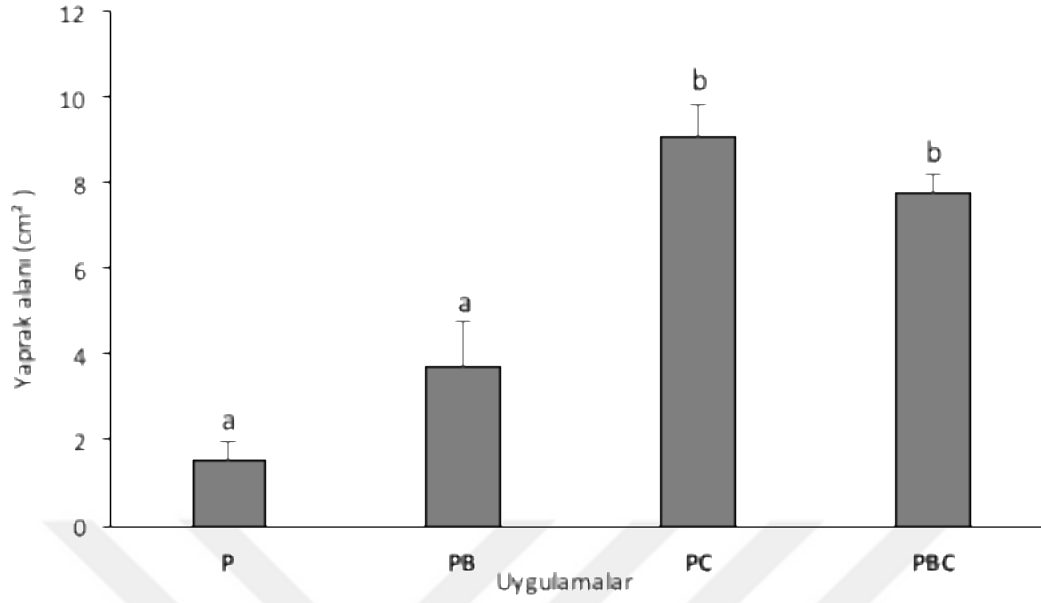


EK 3.3: Eksüda uygulaması

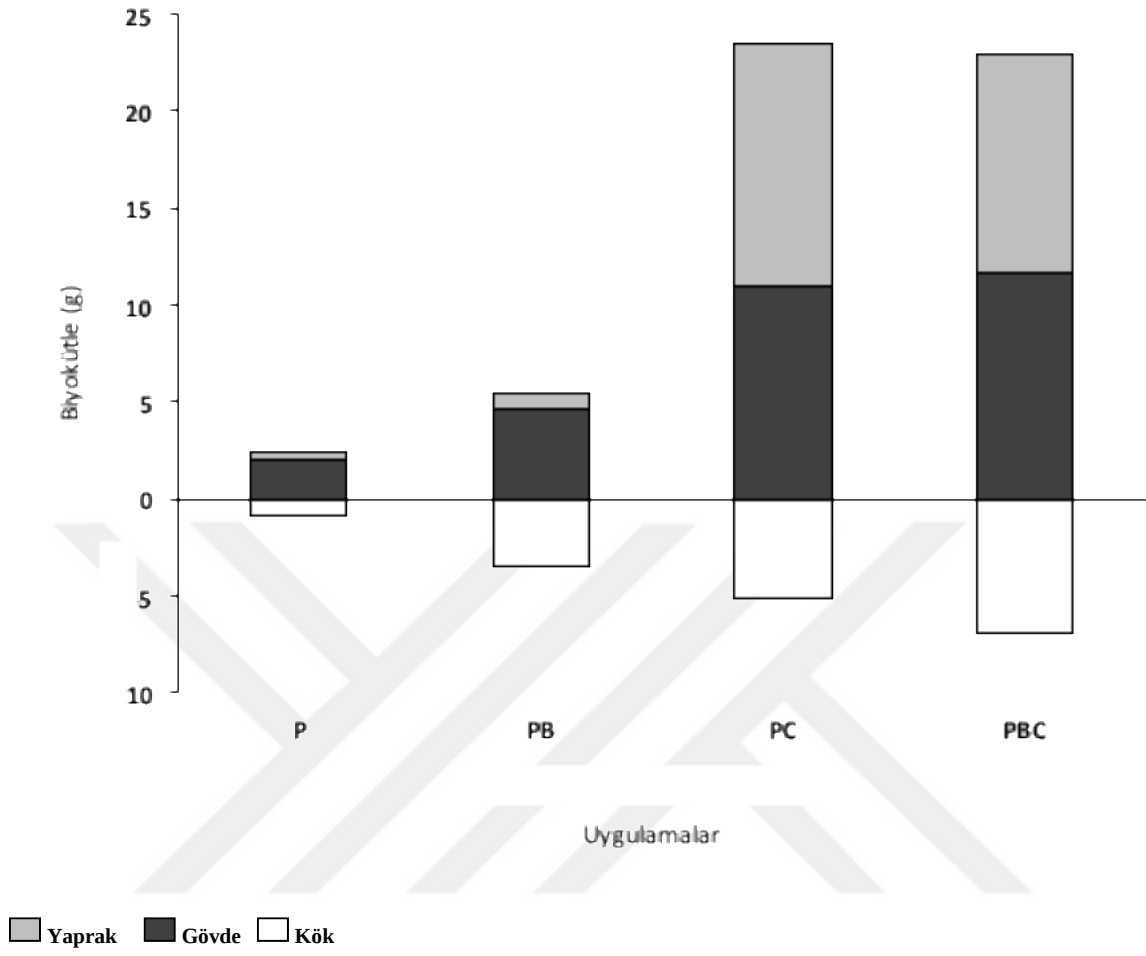
EK 4: Ekstra mezokozm



EK 4.1: 160 gün süreyle farklı uygulamalarda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* bitkilerinin büyümesi L (cm): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 Kompost (PBC). (n=1).



EK 4.2: 160 gün süreyle farklı uygulamalarda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* yaprak alanı S (cm²): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 Kompost (PBC). Harfler yetiştirme koşulları arasında anlamlı bir farklılık olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$) ($n=10-20 \pm SE$).



EK 4.3: 160 gün süreyle farklı uygulamalarda yetiştirilen *Robinia pseudoacacia* organlarının kuru ağırlıkları (g): Teknosol toprak (P); Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü (PB); Teknosol toprak (P) + %5 Kompost (PC) ve Teknosol toprak (P) + %5 sert odun biyokömürü + %5 Kompost (PBC). (n=1).

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Ibrahim ALIDOU ARZIKA
Doğum Yeri	Niamey/Niger
Doğum Tarihi	16.09.1986
Uyruğu	☐ T.C. ☒ Diğer: Nijer
Telefon	0531 344 82 17
E-Posta Adresi	alidouarzikaibrahim@gmail.com
Web Adresi	



Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	Abdou Moumou Niamey Üniversitesi
Fakülte	Fen Bilimleri
Bölümü	Biyoloji
Mezuniyet Yılı	31.12.2010

Yüksek Lisans	
Üniversite	Maradi Üniversitesi
Enstitü Adı	Fen Bilimleri
Anabilim Dalı	Biyoloji
Programı	Biyoçeşitlilik ve Çevre Yönetimi

Doktora	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Enstitü Adı	Fen Bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Biyoloji Anabilim Dalı
Programı	Botanik Programı

Makale ve Bildiriler	
İki sözlü sunum Alidou Arzika, I., Bayçu, G., Bourgerie, S and Morabito, D., 2018, Using of Biochar and/or Compost on Pb and As Contaminated Soils vegetated by <i>Ailanthus altissima</i> (Miller) Swingle. <i>2nd International Students Science Congress</i>, 04-06 May 2018, Izmir-Turkey. Alidou Arzika, I., Lebrun, M., Miard, F., Nandillon, R., Lèger, J.C., Kryvtsova, M., Bayçu, G., Bourgerie, S and Morabito, D., 2018, Effect of biochar and amendments on <i>Ailanthus altissima</i> capacities to remediate a Pb and As contaminated mining soil. <i>International Ecology Symposium 2018</i>, 19-23 June 2018, Kastamonu-Turkey.	