ANKARA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

DOKTORA TEZİ

FARKLI YÖNTEMLERLE ELDE EDİLEN BİYOKÖMÜRLERİN TOPRAK ÖZELLİKLERİ VE BUĞDAY VERİMİNE ETKİLERİNİN KARŞILAŞTIRILMASI

Ommolbanin JAFARI TARF

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME ANABİLİM DALI

ANKARA
2019

Her hakkı saklıdır

TEZ ONAYI

Ommolbanin JAFARI TARF tarafından hazırlanan **"Farklı Yöntemlerle Elde Edilen Biyokömürlerin Toprak Özellikleri ve Buğday Verimine Etkilerinin Karşılaştırılması"** adlı tez çalışması 18/12/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı'nda **DOKTORA TEZİ** olarak Kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Oğuz Can TURGAY
Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Jüri Üyeleri :

Başkan : Prof. Dr. Cevdet ŞEKER
Selçuk Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Üye : Prof. Dr. Ayten NAMLI
Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Üye : Prof. Dr. Ali SINAĞ
Ankara Üniversitesi Kimya Anabilim Dalı

Üye : Prof. Dr. Oğuz Can TURGAY
Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Üye : Doç. Dr. Sema CAMCI ÇETİN
Çankırı Karatekin Üniversitesi Toprak İlmi ve Ekoloji Anabilim Dalı

Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. Özlem YILDIRIM
Enstitü Müdürü

ETİK

Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez içindeki bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, bilgilerin üretilmesi aşamasında bilimsel etiğe uygun davrandığımı, yararlandığımı bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi beyan ederim.

18/12/2019

Ommolbanin JAFARI TARF

ÖZET

Doktora Tezi

FARKLI YÖNTEMLERLE ELDE EDİLEN BİYOKÖMÜRLERİN TOPRAK ÖZELLİKLERİ VE BUĞDAY VERİMİNE ETKİLERİNİN KARŞILAŞTIRILMASI

Ommolbanin JAFARI TARF

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

Danışman: Prof. Dr. Oğuz Can TURGAY

Bu tez çalışması kapsamında Türkiye koşullarında yüksek miktarlarda açığa çıkan organik atıkların farklı iki karbonizasyon uygulaması ile elde edilecek biyokömürlerinin deneysel koşullarda bazı toprak özellikleri ve buğday verimi üzerinde etkilerinin ortaya konması hedeflenmiştir. Bu hedefe yönelik olarak Arıtma çamuru (AÇ), tavuk gübresi (TG) ve zeytinyağı küspesi'nin (ZK) piroliz ve hidrotermal karbonizasyon ile elde edilen pirolitik ($P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}) ve hidrotermal ($H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}) biyokömürleri üç farklı dozda (%1, 2 ve 4) toprak ile karıştırılmış, inkübasyon ve saksı denemelerine tabi tutulmuştur. İnkübasyonun 0, 60 ve 120. günlerinde topraklarda yapılan üreaz, β- glukosidaz ve alkali fosfataz enzim aktiviteleri hidrotermal biyokömürlerde pirolitik biyokömür ile kıyasla yüksek değerler sergiler iken, sera denemesinde sadece alkali fosfataz enzim aktivitesi hidrotermal biyokömürlerde yüksek değer sergilemiştir. İnkübasyon denemesinde pirolitik biyokömür toprağın azot içeriğine daha fazla katkıda bulunmuş iken, sera denemesinde toprağın azot içeriğine beliren fark göstermezken, buğday bitkisinde en yüksek toplam azot düzeyi $P_{AÇ}$ uygulaması altında belirlenmiştir. İnkübasyonda en yüksek organik madde düzeyi ve C/N oranı H_{ZK} uygulaması altında belirlenmişken, sera denemesinde bu açıdan belirgin fark ortaya çıkmamıştır. İnkübasyonda agregasyon yüzdesi hidrotermal biyokömür uygulamasında yüksek seviye gösterir iken, bu parametre sera denemesinde önemsiz bulunmuştur. Sonuçlara göre, hidrotermal biyokömür pirolitik biyokömür ile kıyasla toprağın biyolojik özellikleri üzerinde daha etkin olduğuna işaret etmektedir. Ancak, P_{TG} en uygun toprak düzenleyici ve bitki besin elementi olarak belirlenmiştir.

Aralık 2019, 203 sayfa

Anahtar Kelimeler: Biyokömür, hidrotermal karbonizasyon, piroliz, toprak düzenleyici, toprak özellikleri

ABSTRACT

Ph.D. Thesis

A COMPARISON OF THE EFFECTS OF DIFFERENT BIOCHARS ON SOIL CHARACTERISTICS AND WHEAT YIELD

Ommolbanin JAFARI TARF

Ankara University
Graduated School of Natural and Applied Sciences
Department of Soil Science and Plant Nutrition

Supervisor: Prof. Dr. Oğuz Can TURGAY

The aim of this study was to indicate the effects of different biochars generated from different organic wastes occurred in high quantities in Turkey on some characteristics of soil and wheat yield. Pyrolytic (P_{SS}, P_{PM} and P_{OW}) and hydrothermal (H_{SS}, H_{PM} and H_{OW}) biochars derived from sewage sludge (SS), poultry manure (PM) and olive waste (OW) through pyrolysis and hydrothermal carbonization were mixed with soil in three doses (%1, 2 and 4) and subjected to incubation and pot trail. The results indicated that urease, β-glucosidase and alkaline phosphatase enzyme activities measured on 0, 60 and 120. days of incubation showed higher values under hydrothermal biochars application than pyrolytic biochars. However, in greenhouse experiment, only alkaline phosphatase enzim activity showed high value in hydrothermal biochar applied condition. In the incubation experiment; the pyrolytic biochar contributed to soil nitrogen content better. No difference was observed in the nitrogen content of the soil in the greenhouse experiment, but, the highest total nitrogen level was determined under P_{SS} in wheat plant. In the incubation, while the highest organic matter level and C/N ratio were determined under H_{OW} application, there was no significant difference in this respect in the greenhouse trail. While the percentage of aggregation in incubation shows a high level in hydrothermal biochar application, this parameter was insignificant in the greenhouse experiment. Findings indicated that the hydrothermal biochar is more effective on the biological properties of soil compared to the pyrolytic biochar. However, P_{PM} was identified as the most suitable soil conditioner and plant nutrient.

November 2019, 203 pages

Key Words: Biochar, hydrothermal carbonization, pyrolysis, soil characteristics, soil conditioner

ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR

Bana bu çalışma olanağı sağlayan, çalışmalarımın başından sonuna kadar bilgi ve tecrübeleri ile bana destek olan ve yol gösteren danışman hocam sayın Prof. Dr. Oğuz Can TURGAY'ya (Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı), çalışmalarım sırasında benden ilgi ve desteklerini esirgemeyen ve araştırmalarımın başından sonuna kadar çalışma olanağı sağlayan değerli tez izle komitesi üyelerim sayın Prof. Dr. Alı SINAĞ'a (Ankara Üniversitesi Kimya Anabilim Dalı) ve Prof. Dr. Ayten NAMLI'ya (Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı), daha da geliştirilmesini sağlayan değerli jüri üyelerim sayın Prof. Dr. Cevdet ŞEKER (Selçuk Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı) ve sayın Doç. Dr. Sema CAMCI ÇETİN (Çankırı Karatekin Üniversitesi Toprak İlmi ve Ekologi Anabilim Dalı) sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmamız için gerekli "HİDROTERMAL BİYOKÖMÜRLERİN" sağlama konusunda ve diğer bazı aşamalarda yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen Ankara Üniversitesi, Kimya Anabilim Dalı, Yenilenebilir Emerji ve Malzeme labratuvarından Ögr. Gör. Yusuf Osman DONAR ve Ibrahim BİROĞUL'a ve Ankara Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı Araş. Gör. Muhittin Onur AKÇA'ya ve toprak ve bitki element analizlerinde katkı veren "BİOTAR A.Ş." çalışanları ve Sn Yaşar ÇELİK'e ve doktora tez istatistik analizlerinde destek ve yardımlarını esirgemeyen Prof. Dr. Khalıd Mahmood Khawar BHATTI'ye (Ankara Üniversitesi Tarla Bitkileri Anabilim Dalı) teşekkürlerimi sunarım.

Bu tez çalışması, "Bilimsel Araştırma Projeleri Merkezi, BAP (16L0447004 kod nolu)", bir araştırma konulu projeler tarafından desteklenmiştir.

Çalışmalarımın başından sonuna kadar yanımda olan bir çok fedarkarlık göstererek, maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen, her zaman yanımda olan annem ve kardeşlerime sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Benimle hayatı paylaşan, iyi kötü tüm zamanlarımda yanımda olan, sevgisi ve ilgisiyle her zaman desteğini hissettiğim canım eşim Özcan KERAN'a teşekkürü bir borç bilirim.

Ommolbanin JAFARI TARF
Ankara, Aralık 2019

İÇİNDEKİLER

TEZ ONAY SAYFASI

ETİK i

ÖZET ii

ABSTRACT iii

ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR iv

SİMGELER DİZİNİ xi

ŞEKİLLER DİZİNİ xvi

ÇİZELGELER DİZİNİ xix

1. GİRİŞ 1

2. KURAMSAL TEMELLER VE KAYNAK ÖZETLERİ 5

2.1 Küresel Karbon Döngüsü ve Biyokömür 5

2.2 Organik Atık Dönüşüm Prosesleri 8

2.2.1 Termokimyasal ve biyolojik işlemlerinin kıyaslaması 9

2.3 Biyokömür Nedir 9

2.3.1 Biyokömürün tarihçesi 11

2.3.2 Biyokömür üretim ve dağıtım prosesleri 13

2.3.3 Pirolitik ve hidrotermal biyokömürün elde edilmesinde kullanılan farklı hammaddeler 13

2.4 Pirolitik ve Hidrotermal Biyokömür Elde Edilme Teknolojileri 14

2.4.1 Piroliz 15

2.4.1.1 Yavaş piroliz 15

2.4.1.2 Kuru torrefaksiyon 15

2.4.1.3 Gazifikasyon (Gazlaştırma) 16

2.4.2 Hidrotermal karbonizasyon (HTC) 20

2.4.2.1 Hidrotermal biyokömürün bazı uygulama alanları 23

2.5 Biyokömüre Eldesinde Kulanılan Hammadde Kaynaklarının Biyokömüre Yansıyan Özellikleri 25

2.6 Pirolitik ve Hidrotermal Biyokömürün Morfolojisi 28

2.6.1 Biyokömürün fiziksel ve kimyasal aktivasyon sonarası morfolojik yapısı 30

2.7 Biyokömürün Karakterizasyonu 30

2.8 Biyokömürün Toprağa Uygulama Nedenleri 30

2.9 Biyokömürün Toprak Kimyasal Özellikleri Üzerinde Etkisi 31

2.10 Biyokömürün Toprak Fiziksel Özellikleri Üzerinde Etkisi 31
2.11 Biyokömürün Toprak Biyolojik Özellikleri Üzerinde Etkisi 33
2.11.1 Biyokömür ve toprak faunası 33
2.12 Biyokömür- Toprak Arasındaki Reaksiyonlar 35
2.13 Biyokömür Yüzeyinde Bulunan Organik Bileşiklerin Sorpsiyon Özellikleri 36
2.14 Biyokömürün Gözenekleri ile Çözünmüş Toprak Organik Madde ve Mineralleri Arasındaki Etkileşim 37
2.15 Biyokömür Uygulamalarının Avantaj ve Dezavantajları 38
2.15.1 Biyokömürün pozitif etkileri 38
2.15.2 Biyokömürün negatif etkileri 39
2.16 Piroliz ve HTC Yöntemlerinin Kıyaslaması 39
2.17 Piroliz ve HTC'nin Bazı Avantaj ve Dezavantajları 41
2.18 Biyokömür Uygulamalarında Bazı Darboğazlar 42
2.19 Dünyada ve Türkiye'de Biyokömür Kullanımı 42
3. MATERYAL VE YÖNTEM 60
3.1 Materyal 60
3.1.1 Deneysel çalışmalarda kullanılan toprak 60
3.1.2 Deneysel çalışmalarda kullanılan bitkisel materyal 61
3.1.3 Deneysel çalışmalarda kullanılan organik atıklar 61
3.2 Yöntem 61
3.2.1 Farklı karbonizasyon uygulamaları ile pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerin elde edilmesi 61
3.2.2 Toprak inkübasyon denemesi 62
3.2.3 Sera denemesi 63
3.2.4 Toprak ve bitki analizlerde başvurulan yöntemler 64
3.2.5 Organik atıklar ve atıklardan elde edilen biyokömürlerin organik kontaminant analizleri 68
3.2.6 İstatistiksel analizler 69
4. BULGULAR VE TARTIŞMA 70
4.1 Deneme Toprağının Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri 70
4.2 Deneme Bitkisinin Fitotoksisite Özellikleri 71
4.3 Denemede Kullanılan Farklı Organik Atıkların, Pirplitik ve Hidrotermal Biyokömürlerin Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri 72

4.4 Pirolitik ve Hidrotermal Biyokömürler Yukarıda İfade Edilen Özellikleri İle İlgili Olarak Birbirleri İle Kıyaslandığında 77

4.5 Biyokömür Uygulanmış Toprakta İnkübasyon ÇalışmasınınSonuçları 78

4.5.1 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimler 78

4.5.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimler 80

4.5.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın C:N oranında meydana gelen değişimler 81

4.5.4 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimler 83

4.5.5 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimler 84

4.5.6 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimler 86

4.5.7 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimler 87

4.5.8 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın kireç içeriğinde meydana gelen değişimler 88

4.5.9 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimler 90

4.5.10 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimler 91

4.5.11 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir katyon (Ca, Mg, K, Na) düzeylerinde meydana gelen değişimler 93

4.5.11.1 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimler 93

4.5.11.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimler 94

4.5.11.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimler 95

4.5.11.4 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimler 97

4.5.12 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın enzim aktivitelerinde meydana gelen değişimler 98

4.5.12.1 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın ß-glukosidaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler 98

4.5.12.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler 100

4.5.12.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler 103

4.5.13 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın ağır metal (Cr, Ni, Pb ve Zn) içeriğinde meydana gelen değişmeler 106

4.5.13.1 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam krom içeriğinde meydana gelen değişmeler 106

4.5.13.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam nikel içeriğinde meydana gelen değişmeler 107

4.5.13.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam kurşun içeriğinde meydana gelen değişmeler 109

4.5.13.4 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam çinko içeriğinde meydana gelen değişmeler 110

4.5.14 Araştırmada kullanılan organik atıklar, biyokömürler ve biyokömür uygulanmış toprak koşullarında organik kontaminant analizi sonuçları 111

4.6 Biyokömür Uygulanmış Topraklarda Buğday Sera Denemesi Çalışmasına Ait Bulgular 114

4.6.1 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimler 114

4.6.2 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimler 115

4.6.3 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın C:N oranında meydana gelen değişimler 116

4.6.4 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimler 118

4.6.5 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimler 119

4.6.6 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimler 120

4.6.7 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimler 121

4.6.8 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimler 123

4.6.9 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimler 124

4.6.10 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir katyon (Ca, Mg, K, Na) içeriğinde meydana gelen değişimler 126

4.6.10.1 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimler 126

4.6.10.2 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimler 127

4.6.10.3 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimler 128

4.6.10.4 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimler 130

4.6.11 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın enzim aktivite düzeylerinde meydana gelen değişimler 131

4.6.11.1 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın β-glukosidaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler 131

4.6.11.2 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler..... 132

4.6.11.3 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler 134

4.6.12 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın toplam ağır metal düzeylerinde meydana gelen değişimler 135

4.7 Biyokömür Uygulamalarının Sera Denemesi Koşullarında Bazı Buğday Karakteristikleri Üzerinde Etkisi 135

4.7.1 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam azot içeriği üzerinde etkisi..... 135

4.7.2 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam fosfor içeriği üzerinde etkisi..... 137

4.7.3 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam potasyum içeriği üzerinde etkisi 138

4.7.4 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday ağır metal içeriği üzerinde etkisi 140

4.7.4.1 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam çinko üzerinde etkisi..... 140

4.7.5 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday boyu üzerinde etkisi 141

4.7.6 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday yaş biyokütle ağırlığı üzerinde etkisi 143

4.7.7 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday kuru biyokütle ağırlığı üzerinde etkisi 144

5. SONUÇ 146

5.1 Biyokömür Uygulanmış Toprakta İnkübasyon Çalışmasından Elde Edilen Sonuçların Değerlendirmesi 146

5.2 Biyokömür Uygulanmış Toprakta Buğday Sera Denemesinden Elde Edilen Sonuçların Değerlendirmesi 149

5.3 Genel Değerlendirme 150

5.4 Geleceğe İlişkin Öngörülen Katkılar 152

5.5 Yeni Eğilimler ve Bakış Açıları 152

KAYNAKLAR 154

EKLER 188

EK 1 İnkübasyon denemesi toprak parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri 189

EK 2 Sera denemesi toprak parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri 196

EK 3 Sera denemesi bitki parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri 200

ÖZGEÇMİŞ 202

SİMGELER DİZİNİ

°C	Santigrad
Dk	Dakika
h	Saat
Sn	Saniye
β	Beta

Kısaltmalar

µg	Mikrogram
µm	Micrometre
Å	Ångström
AAS	Atomik absorpsiyon spektroskopisi
AB-DTPA	Amonyum bikarbonat dietilen triamin pentaasetik asit
AÇ	Arıtma Çamuru
Al	Alüminyum
AL_PEA	Alkalen fosfataz Enzim Aktivitesi
AM	Arbusküler mikoriza
AOX	Adsorbe olabilen organik halojenürler
As	Arsenik
BC	Biyokömür
BET	Brunauer–Emmett–Teller
C	Karbon
Ca	Kalsiyum
$CaCO_3$	Kalsiyum karbonat (kireç)
CDM	Temiz Kalkınma Mekanizması
CH_4	Metan
Cl	Klor
CO	Karbonmonoksit
CO_2	Karbondioksit
Cr	Krom

Cu	Bakır
da	Dekar
DAP	Di- amonyum fosfat
DEHP	Di (2- ethylhexyl) ftalat
DOC	Çözünmüş organik karbon
DON	Çözünmüş organik azot
dS/m	Desisimens per metre
EC	Elektiriksel iletkenlik
EDA	Elektron verici-alıcı
Eh	Redokspotansiyel Değeri
ETC	Etkin Termokimyasal Dönüşüm
FAO	Gıda ve tarım örgütü
Fe	Demir
FT	Fischer–Tropsch
FT-IR	Fourier transform kızılötesi spektroskopisi
g	Gram
GC-ECD	Gaz Kromatografisi- Elektron Yakalama Dedektörü
GC-FID	Gaz Kromatografisi - Alev İyonizasyon Dedektörü
GHG	Sera gazları
Gt	Gigaton
GWP	Global Warming Potential
H	Hidrojen
H_3PO_4	Fosforik asit
ha	Hektar
$H_{AÇ}$	Hidrotermal Arıtma Çamuru
HB	Haber–Bosch
Hg	Civa
HHR	Yüksek ısıtma oranı
HHV	Yüksek ısıtma değeri
HMF	Hidroksi Metil Furfural
HRT	Yüksek reaksiyon sıcaklığı

HTC	Hidrotermal Karbonizasyon
H_{TG}	Hidrotermal Tavuk Gübresi
HTG	Hidrotermal Gazlaştırma
HTL	Hidrotermal Sıvılaştırma
HTV	Hidrotermal buharlaştırma
HyPy	Hidrojen Pirolizi
H_{ZK}	Hidrotermal Zetinyağı Küspesi
IBI	Uluslararası Biyokömür Girişimi
K	Potasyum
K_2CO_3	Potasyum Karbonat
KDK	Katyon Değişim Kapasitesi
KG	Kimyasal Gübre
Kg	Kilogram
KOH	Potasyum hidroksit
Ks	Hidrolik iletkenlik
K_{sat}	K doygunluğu
L	Litre
LAS	Linear alkilbenzen sülfonat
m	Metre
m^2	Metrekare
m^3	Metreküp
MBC	Mikrobiyal karbon
mg	Miligram
Mg	Magnezyum
MJ	Megajül
mm	Milimetre
Mn	Mangan
MO	Mikroorganizma
Mo	Molibden
MPa	Megapaskal
MSW	Kentsel katı atık

MWD	Ortalama çap ağırlığı
N	Azot
N_2O	Nitröz oksit
Na	Sodyum
NaOH	Sodium hidroksit
NH^{4+}	Ammonium
Ni	Nikel
nm	Nanometre
NO^{3-}	Nitrat
NPE	Nonilfenol Etoksilatlar
O	Oksijen
OM	Organik madde
P	Fosfor
$P_{AÇ}$	Pirolitik Arıtma Çamuru
PAH	Poli Aromatik Hidrokarbon
PAM	Poliakrilamidler
Pb	Kurşun
PCB	Poliklorlu bifenil
PO_4^{3-}	Fosfat
P_{TG}	Pirolitik Tavuk Gübresi
P_{ZK}	Pirolitik Zetinyağı Küspes
S	Kükürt
SCWG	Süper kritik su gazlaştırma
SDA	Suya dayanıklı agregat
SEM	Taramalı Elektron Mikroskop
Si	Silisyum
SO_4^{2-}	Sülfat
SSA	Özel Yüzey Alan
STY	Sürdürülebilir toprak yönetimi
t	Ton
TG	Tavuk Gübresi

TK	Tarla Kapasitesi
TOK	Toprak Organik Karbon
TOM	Toprak Organik Maddesi
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
ÜREA	Üreaz Enzim Aktivitesi
WHC	Su tutma kapasitesi
Ybp	Günümüzde öncesi yıl
ZK	Zeytinyağı Küspesi
Zn	Çinko
βGLEA	β-glukosidaz Enzim Aktivitesi
θV	Volumetrik su içeriği

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Karbon ve biyokömür döngüsü karşılaştırması 8
Şekil 2.2 Pirolizin günümüzdeki statüsü, çeşitli biyokütleler ve ortaya çıkan biyokömür ve diğer ürünler 19
Şekil 2.3 Kök tüylerinin toprağa uygulanmış tavuk gübresi biyokömürü içerisine nufuz etmesinin SEM görüntüsü. 35
Şekil 4.1 Çalışmada kullanılan deneme bitkisinin fitotoksisite testi 72
Şekil 4.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimler 79
Şekil 4.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimler 80
Şekil 4.4 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın C:N oranında meydana gelen değişimler 82
Şekil 4.5 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimler 83
Şekil 4.6 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın pH'sında meydana gelen değişimler 85
Şekil 4.7 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimler 86
Şekil 4.8 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimler 87
Şekil 4.9 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın kireç içeriğinde meydana gelen değişimler 89
Şekil 4.10 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimler 90
Şekil 4.11 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimler 92
Şekil 4.12 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimler 93
Şekil 4.13 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimler 95
Şekil 4.14 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimler 96
Şekil 4.15 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimler 97
Şekil 4.16 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın β-glukosidaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler 99

Şekil 4.17 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler 101
Şekil 4.18 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler 104
Şekil 4.19 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam krom içeriğinde meydana gelen değişmeler..... 106
Şekil 4.20 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam nikel içeriğinde meydana gelen değişmeler..... 108
Şekil 4.21 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam kurşun içeriğinde meydana gelen değişmeler..... 109
Şekil 4.22 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam çinko içeriğinde meydana gelen değişmeler..... 110
Şekil 4.23 Çeşitli organik kontaminant içeren atıkların; bu atıklardan elde edilen biyokömürlerin ve bu biyokömürlerin uygulandığı toprak koşullarında organik kontaminant düzeyleri (a) fenol, (b) PAH, (c) AOX, (d) DEPH, (e) NPE 113
Şekil 4.24 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimler..... 114
Şekil 4.25 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimler..... 115
Şekil 4.26 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın C:N oranında meydana gelen değişimler 117
Şekil 4.27 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimler..... 118
Şekil 4.28 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimler..... 119
Şekil 4.29 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimler..... 120
Şekil 4.30 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimler..... 122
Şekil 4.31 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimler..... 123
Şekil 4.32 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimler 125
Şekil 4.33 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimler 126
Şekil 4.34 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimler..... 127

Şekil 4.35 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimler 129
Şekil 4.36 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimler 130
Şekil 4.37 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın β-glukosidaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler 131
Şekil 4.38 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler 133
Şekil 4.39 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler 134
Şekil 4.40 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam azot içeriği üzerinde etkisi 136
Şekil 4.41 Biyokömür uygulamalarının buğday toplam fosfor içeriği üzerinde etkisi 137
Şekil 4.42 Biyokömür uygulamalarının buğday toplam potasyum içeriği üzerinde etkisi 139
Şekil 4.43 Biyokömür uygulamalarının buğday çinko içeriğinde meydana gelen değişmeler 140
Şekil 4.44 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday boyu üzerinde etkisi 142
Şekil 4.45 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday yaş biyokütle ağırlığı üzerinde etkisi 143
Şekil 4.46 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday kuru biyokütle ağırlığ üzerinde etkisi 144

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Farklı piroliz prosesleri ve biyokütle kayıp oranı 17
Çizelge 2.2 Farklı ısıl işlemleri ile açığa çıkan ürün miktarı 24
Çizelge 4.1 Çalışmada kullanılan deneme toprağının bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri 70
Çizelge 4.2 Toprakların bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri ile besin elementi içeriklerini yorumlamaya ilişkin sınır değerleri 71
Çizelge 4.3 Çalışmada kullanılan deneme bitkisinin çimlenme testi sonuçları 72
Çizelge 4.4 Çalışmada kullanılan organik atıkların, pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri 73
Çizelge 4.5 Bazı biyokütlerin uçucu madde ve kül aralık değerleri 77
Çizelge 4.6 Çalışmada kullanılan organik materyallerin (biyokütlelerin) uçucu madde ve kül değerleri 77
Çizelge 4.7 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi. 80
Çizelge 4.8 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 81
Çizelge 4.9 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın C:N oranında meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 82
Çizelge 4.10 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 84
Çizelge 4.11 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 85
Çizelge 4.12 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 87
Çizelge 4.13 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 88
Çizelge 4.14 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın kireç içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 89
Çizelge 4.15 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 91
Çizelge 4.16 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 92
Çizelge 4.17 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 94
Çizelge 4.18 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın değişebilir magnesyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 95

Çizelge 4.19 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....96
Çizelge 4.20 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....98
Çizelge 4.21 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın ß-glukosidaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi; (a) başlangıç, (b) 60. gün, (c) 120. Gün.....99
Çizelge 4.22 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi; (a) başlangıç, (b) 60. gün, (c) 120. Gün.....102
Çizelge 4.23 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirilmesi; (a) başlangıç, (b) 60. gün, (c) 120. Gün.....104
Çizelge 4.24 Biyokömür uygulanmış- inkübe edilmiş toprağın toplam krom i çeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....107
Çizelge 4.25 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın toplam nikel içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....108
Çizelge 4.26 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın toplam kurşun içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....110
Çizelge 4.27 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın toplam çinko içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....111
Çizelge 4.28 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....115
Çizelge 4.29 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....116
Çizelge 4.30 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın C:N oranında meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....117
Çizelge 4.31 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi.....118
Çizelge 4.32 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 120
Çizelge 4.33 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 121
Çizelge 4.34 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 122

Çizelge 4.35 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 124
Çizelge 4.36 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 125
Çizelge 4.37 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 127
Çizelge 4.38 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 128
Çizelge 4.39 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 129
Çizelge 4.40 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 131
Çizelge 4.41 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın β-glukosidaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen d eğişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 132
Çizelge 4.42 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 133
Çizelge 4.43 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimlerin itatistiksel değerlendirmesi 135
Çizelge 4.44 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi 136
Çizelge 4.45 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam fosfor içeriği üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi ... 138
Çizelge 4.46 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam potasyum içeriği üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmes 139
Çizelge 4.47 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam çinko içeriği üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi ... 141
Çizelge 4.48 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday bitki boyu üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi 142

Çizelge 4.49 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday t oplam yaş biyokütle ağırlığı üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi 144
Çizelge 4.50 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam kuru biyokütle ağırlığı üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi 144

1. GİRİŞ

Artan dünya nüfusuna bağlı olarak, gıda ihtiyacının karşılanması için, tarımsal üretimde verimliliğin arttırılması gerekmektedir. Bunu gerçekleştirmek için yoğun tarımsal uygulamalar, mevcut tarım alanlarından daha fazla ürün elde edilmesi gibi işlemlerin yapılması elzemdir. Gıda talebini karşılamaya yönelik gerçekleşen bu durum, yenilenemeyen tarım topraklarının yoğun bir şekilde kullanılmasına ve dolayısıyla fonksiyonunu yitirmesine neden olmaktadır. Toprağın maruz kaldığı en önemli tehditler arasında toprakta asitleşme, tuzluluk, erozyon, biyoçeşitliliğin azalması, kirlilik, sıkışma, geçirimsizlik, bitki besin maddesi dengesinin bozulması, organik karbon kaybı vs. yer almaktadır. Özellikle Türkiye'de kurak ve yarı-kurak bölgelerde, ekilebilir tarım arazilerindeki toprağın organik karbonu ve biyoçeşitliliğindeki azalmalara bağlı olarak toprak erozyonu oldukça dikkat çekmektedir ki gıda güvenliği ile iç-içe olarak toprak kaynaklarının sürdürülebilirliği endişe vericidir ve bu toprak bozulması sorununu da gündeme getirmektedir. Ancak, bu durumdan etkilenen bazı küresel tehditler de ortaya çıkmaktadır. En önemlilerinden gıda ve besin yetersizliği, yoksulluk, su kıtlığı, iklim değişikliği, ekosistem hizmetlerinin kaybı, çölleşme, göç vs. bunun sonucunda ortaya çıkan sosyo-ekonomik ve politik huzursuzluk gibi sorunlar da karşı konulmaz görünmektedir. Bu tehditleri ele almak kaçınılmazdır şimdi veya yakın gelecekte uygulanabilecek çözüm yöntemlerinin arttırılması gerekmektedir. Bu çözümler küresel ölçekte etki etmek için hem yerli bireyler tarafından hem de büyük programlar aracılığıyla yaygın şekilde uygulanmalıdır. Bu, herhangi bir tek teknoloji ile elde edilemeyen ancak birçok farklı yaklaşım gerektiren bir iştir. Ancak son yıllarda, sürdürülebilir tarım ve gıda temini için alınabilecek başlıca önlemlerden bir tanesi de "sürdürülebilir toprak yönetiminin" (STY) sağlanmasıdır. STY, sağlıklı toprak sağlıklı gıda temini demektir. Ayrıca sağlıklı topraklar, karbon içeriğini düzenleyerek veya arttırarak iklim değişikliğinin etkilerini hafifletmek demektir. Toprak varlığının mevcut ihtiyaçların karşılanması yanında gelecek neslin ihtiyaçlarını da göz önüne alarak korunması önemini taşımaktadır. Bu çerçevede, tarım arazileri kabiliyetlerine uygun olarak kullanılmalı ve toprak varlığının, doğal veya insan faaliyetleri sonucunda yok olmasını veya bozulmasını önlemek, sürekli üretken kalmasını sağlaması gerekmektedir. Uzmanlar sadece 60 yıl kullanacak kadar üst toprak tabakasının

kaldığını belirtmektedir. STY ile %58 daha fazla gıda üretimi yapılabilmektedir. FAO 2017 tarafından hazırlanan "Sürdürülebilir Toprak Yönetimi Gönüllü İlkeleri" raporuna göre; toprak bozulma nedenlerini ortadan kaldırmak için, toprak fonksiyonları ve ekosistem hizmetlerini iyileştirmedir. Genel olarak, sosyo-kültürel hizmetlerin genel amaçları:

- toprak erozyonunun azaltılması,
- toprak organik madde içeriğinin zenginleştirilmesi,
- toprak alkalileşmesi, asitleşmesi ve tuzlulaşmasının önlenmesi veya en aza indirilmesi ve hafifleştirilmesi,
- toprak kirliliğinin önlenmesi,
- toprak biyoçeşitliliğinin korunması ve geliştirilmesi,
- toprak besin maddesi dengesinin ve döngülerinin teşvik edilmesi,
- toprak yüzeyi mühürlenmesinin en aza indirilmesi,
- toprak sıkışmasının azaltılması, önlenmesi ve
- toprak su yönetiminin iyileştirilmesidir.

Yukarıda verilen dokuz adet toprak bozulma nedeni, Türkiye'de belirli oranlarda etkilidir. Ancak kurak ve yarı-kurak bölgelerde, organik maddenin aşırı azalmış olması ve erozyon, gıda güvenliğini tehdit eden nedenlerin en başında gelmektedir. Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü (FAO-Food and Agriculture) 2015 yılı istatistiklerine (FAOSTAT) göre dünyanın toplam yüzey alanı 13.4 milyar (ha), %28,92 ekilebilir alan iken, %11'ine karşılık gelen 1.5 milyar (ha) alanda tarımsal faaliyet gerçekleştirilmektedir. Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK)'nun 2016 yılı verilerine göre ise ülkemizde 38 milyon 380 bin (ha) toplam tarım alanı, 23 milyon 763 bin (ha) toplam işlenen tarım alanı ve uzun ömürlü bitkilerin alanı ve 20 milyon 433 bin (ha) toplam işlenen tarım alanı bulunmaktadır. FAO (2015) tarafından gerçekleştirilen tahminlere göre, dünyadaki toprakların 1/3 erozyon, betonlaşma, sıkışma, tuzluluk, topraktaki organik ve besin maddelerin azalması, kirlilik gibi sürdürülebilir olmayan arazi yönetim uygulamaları yüzünden verimsizleşmektedir. Dünyadaki ekilebilir tarım arazisi miktarı 2005 yılında 2.756 milyon (ha) iken, 2035 yılında bunun oldukça azalması ve 2050 yılına kadar 2.503 milyon (ha) olması öngörülmektedir. Ayrıca, FAO tarafından 2015-

2030 dönemi için gerçekleştirilen çalışmaya göre, tarımsal faaliyetlerde dünya genelinde ortalama % 1.3'lük bir büyümenin olacağı öngörülmektedir. Bu durum, gelişmiş ülkeler tarafından değerlendirildiğinde, büyümenin %1,6-3,1 arasında olması beklenmektedir. Ne yazık ki, Türkiye'de de bu doğrultuda benzer nedenlerden dolayı verimli toprakların miktarı azalmaktadır. Resmi olarak son 9 yılda 825.000 (ha) ekilebilir arazi tarım dışına çıkarıldığı belirtilsede, bu rakamın yaklaşık $2x10^6$ (ha) olduğu tahmin edilmektedir. Bu sorunlarla başa çıkmak için, son zamanlarda biyokömür kullanımı alternatif bir strateji olarak ortaya çıkmıştır. Özellikle çevresel yönetim açısından önem taşımaktadır. Biyokömür benzersiz özelliklerinden dolayı, bir yandan toprak düzenleyici olarak toprak sağlığını ve verimliliğini sürdürülebilir bir şekilde arttırırken, diğer yandan uygun bir araç olarak, atmosferik CO_2'in uzun süre toprakta tutulmasını sağlamaktadır. Bu durum küresel ısınmayı azaltmak yönünden ilgi çekmektedir. Biyokömür stabilize formunda karbon içeren bir materyaldir, toprak ise biyokömüre depo alanını sağlamaktadır. Ayrıca biyokömür fiziko-kimyasal özelliklerinden dolayı, toprak besin maddesi ile biyojeokimyasal döngüsünü (dinamik veya geri dönüşüm reaksiyonlar vs.) sağlayarak, bir yandan bitki verimliliğini arttırırken, diğer yandan biyoçeşitliliği arttırarak, karbonca zengin doğal ekosistem yaratmaktadır. Bu şartlarda biyokömür potansiyel olarak tamamen başarılı bir strateji olarak iklim değişimini azaltması ve gıda üretimi açısından dünya çapında potansiyel bir etkiye sahiptir. Asya'nın bazı tarım bölgeleri tropikal ve yarı-tropikal bölgeler gibi yüksek derecede degradasyon ve erozyona maruz kalmasından dolayı bozunmuş ve düşük verimliliğe sahiptir. Bu topraklarda yoğun ve uzun vadeli ekim, toprakların asitleşmesine ve organik madde azalmasına yol açmaktadır. Bozulmuş toprağa organik madde ve organik kökenli biyokömür gibi materyal ilavesi, toprağın fiziko-kimyasal ve biyolojik özeliklerini (verimlilik, agregat satabilitesi, hidrolik iletkenlik, su tutma kapasitesi, biyoçeşitlilik vs.) geliştirebilmektedir. Günümüzde evrensel gıda güvenliğinin arttırılması, sürdürülebilir tarım sistemlerinin geliştirmesi ve sera gazlarının salınımının azaltması amacıyla tarımsal alanlarında birtakım değişikliklerin yapılması gerekmektedir. Buna yönelik olarak, biyokömür kullanımı toprak organik maddenin korunması ve artırması, besin madde döngüsü, su kullanımı ve iklim değişikliği vs. açısından önemlidir. Ayrıca bazı agronomik müdahaleler, karbon tutma minerallerin toprağa ilave edilmesi, işlem görmüş kentsel atıkların kullanılması,

biyokömür gibi materyalin uygulanması veya bitkiler tarafından bazı organik kontaminantların adsorpsiyonu (fitosequestration) vs. ön görülmektedir. Bu çalışma kapsamında, Türkiye koşullarında yüksek düzeylerde elde edilen ancak nitrat, fenol, ağır metal (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, ve Hg) ve organik toksik madde (AOX, LAS, DEHP, NPE, PAH ve PCB) içerikleri nedeniyle tarım topraklarına doğrudan uygulanması sakıncalı olan organik atıkların (tavuk gübresi, zeytinyağı küspesi ve kentsel arıtma çamuru) farklı karbonizasyon uygulamalarından (piroliz ve hidrotermal karbonizasyon) elde edilecek biyokömürlerin toprak düzenleyicisi olarak toprak özellikleri ve bitki verimine etkilerinin karşılaştırılması amaçlanmıştır.

2. KURAMSAL TEMELLER VE KAYNAK ÖZETLERİ

Dünya genelinde, bitkiler fotosentez yolu ile yılda 120 Gt CO_2-C atmosferden alıp enerjice zengin karbonhidrat karbonuna dönüştürürler. Genel olarak, bitkisel biyokütle yaklaşık %45 (560 Gt) sabit karbon içermektedir (Schlesinger 1995). Bir yandan, alınan CO_2'in yarısı yaklaşık 60 Gt CO_2-C yıl^{-1} hızlı bir şekilde bitki solunumu ile tekrar atmosfere salınır ve böylece bitki gelişimi devam eder. Diğer yandan, yaklaşık 2.2 Gt CO_2-C yıl^{-1} yanlış arazi kullanımı sonucunda atmosfere salınarak CO_2 doygunluğu meydana getirmektedir (Houghton 2003).

2.1 Küresel Karbon Döngüsü ve Biyokömür

Küresel karbon döngüsü, dünya sistemininde ana bileşenler arasındaki karmaşık dönüşümler ve karbon akışlarını tanımlar. Karbon; atmosfer, litosfer (pedosfer), biyosfer ve hidrosfer olmak üzere dört ana rezervuarda depolanmaktadır. Her rezervuar, çeşitli miktarda organik ve inorganik karbon bileşikleri içerir, her birisi için değişim ve depolama süreleri zaman bazında farklıdır. Dünyanın aktif karbon rezervuarları atmosfer (750 x 10^{15} g C), karasal biyosfer (2190 x 10^{15} g C) ve okyanus (39973 x 10^{15} g C) olmak üzere yaklaşık 43 x 10^{18} g karbon içermektedir. Bu karbonun toplam mutlak miktarı, yavaş jeolojik işlemler ile sabit durumda tutulurken, hızlı biyojeokimyasal işlemler karbon dağılımını hızlandırmaktadır. Karbon dünya çapında farklı inorganik ve organik formlarda bulunduğundan benzersiz özellikler göstermektedir. Karbon yaşamın temel yapı taşı olarak, enerji akışında, iklim düzenleyici olarak önem taşımaktadır (Carlson vd. 2001).

Bitkisel atıkların ve köklerinin hasat sonrası toprağa gömülmesi yıllık verimlilik ile eşittir. Karbonun atmosfere dönüş yolları çeşitli ve karmaşıktır. İnsanoğlunun orman ve agro-ekosisteme müdahele etmesi sonucunda %20-40 (6.3 Gt CO_2-C yıl^{-1}) oranında CO_2 atmosfere salınmakta olup belirtilen miktar karbonun doğal döngüsünde (atmosfer-bitki- toprak-atmosfer) çok az bir role sahiptir (Vitousek vd. 1986, Houghton 2003). Eğer üretilen karbon miktarı yönetilen tarım ve orman ekosistemlerinde yılda 12-24 Gt C olursa, sabitlenmiş ve tutulmuş karbonun miktarı yılda 1 Gt C'dan fazla

olmamaktadır. Son zamanlarda, biyokömür uygulama stratejisi küresel karbon akışını yönlendirmektedir. Bu durum karbonun ekosistemde tutulması, ürün veya atık hammadde içerisinde depolanması demektir. Biyokömür toprakta ayrışabilir formdan ziyade stabil potansiyele sahip olduğundan düşük miktarda karbon ayrışma alanlarından (toprak, yığıntı alanı vb.) atmosfere dönmekte, aynı zamanda sera gazlarının (özellikle CH_4 ve CO_2) emisyonunu azalmaktadır. Biyokömür kontrollü koşullar altında elde edilmesinden dolayı temiz karbon (enerji) kaynağı olarak bilinmektedir ve stabil bileşenlerinden dolayı toprakta karbon tutma ve organik madde dengesi açısından önemlidir. Toprak sisteminde karbon miktarını (biyokütle atıklar şeklinde) yüksek oranda sağlamaktadır.

Toprak geniş küresel karbon haznesine sahip olmasına rağmen (1500 Gt C) bu stratejiye göre karbon birikim miktarı sınırlıdır yani yoğun yönetilen arazi sadece düşük miktarda küresel toprak karbon rezervini kapsamaktadır. Ayrıca gelişen teknolojilere rağmen düşük miktarda karbon tutulmaktadır. Genel olarak, toprakta karbon miktar ve döngüsünün artmasının ardından, biyokütlede de artış meydana gelmektedir (Lal vd. 2004, Janzen 2006). Bu nedenle biyokömür, yeterli organik madde kaynağı bulunduğu durumlarda arzu edilen bir stratejidir. Preston ve Schmidt (2006), yaklaşık %40 arazi yüzeyi yangınlar (doğal yangınlar) sonucunda değişmekte ve bu da toprağı organik karbonca fakirleştirmekte demektir. Öte yandan, siyah karbon orman yangınları esnasında ortaya çıkan doğal biyokömürdür. “Siyah karbon” terimi herhangi bir materyalin veya bitkisel atıkların (anız yakma gibi) doğrudan yakılması sonrasında toprakta birikmesine işaret etmektedir. Siyah karbon aromatik yapı ve yoğunlaşmış bileşim nedeniyle dirençli olup uzun vadede toprakta karbon tutma potansiyeline sahiptir (Schmidt vd. 2001, Rovira vd. 2009).

Tahminlere göre yaklaşık 0.05-0.2 µg (10^{15} g C yıl^{-1}) siyah karbon (kömür) toprakta depolanmaktadır (Kuhlbusch 1998, Lehmann vd. 2005, Nguyen vd. 2009). Son yıllarda, orman yangınları küresel siyah karbon kaynağını oluşturmaktadır. Ayrıca toprak üstü biyokütle (yaklaşık %1) eksik yanma nedeniyle toprakta çeşitli kömür formlarına dönüşmektedir. Orman yangınları kırsal karbon rezervi olarak yaklaşık 0.05- 0.2 Gt yıl^{-1}’da atmosferik karbon (CO_2-C) kaynağını sağlamaktadır (Kuhlbush 1998). Ancak

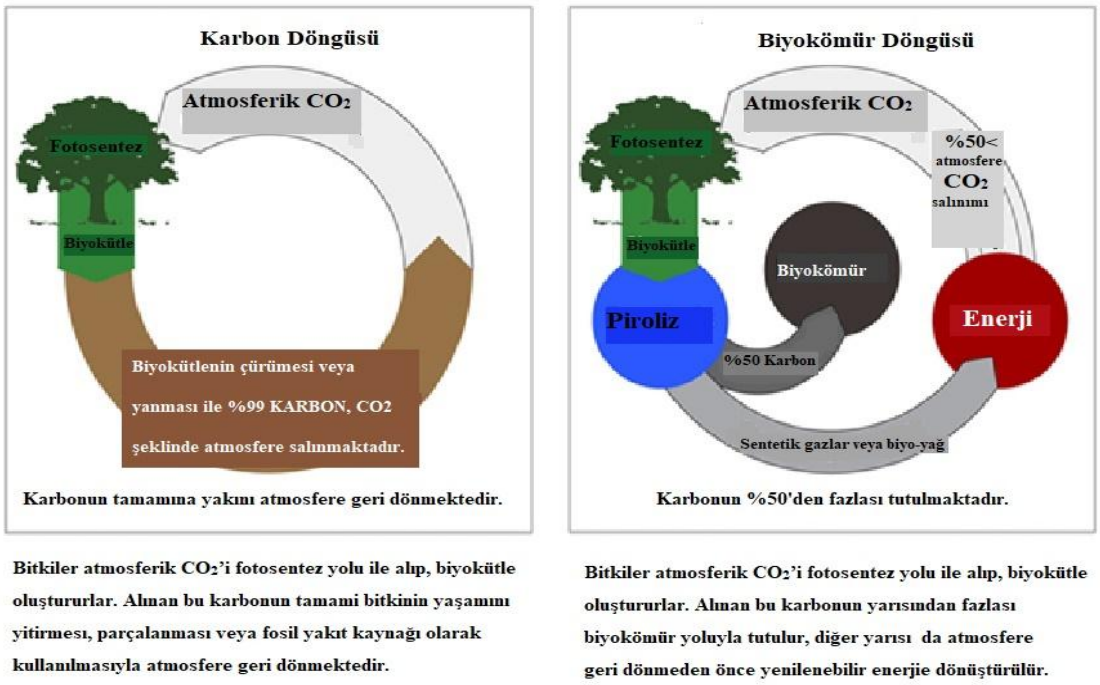
toprağın küresel siyah karbon rezervi onun tipik karbonuna göre iklim değişikliği açısından daha stabildir (Lehmann vd. 2008). Siyah karbonun ölçülmesi bazı belirsizlikler taşımaktadır yani onu diğer siyah karbon formunda olan gruplardan (odun kömürü, antropojenik siyah karbon, anız yakma, odun yakıtı, kömür ve yağ yakma vb.) ayırt etmek gerekmektedir (McConnell vd. 2007, Ramanathan ve Carmichael 2008). Genel olarak, siyah topraklar yüksek miktarda güneş enerjisini adsorbe etme kapasitesine sahiptirler. Bu adsorbsiyon toprağın su içeriği ve bitki örtüsüne bağlıdır (Krull vd. 2004). Bu potansiyel olarak ılıman bölgelerde, besin döngüsünü hızlandırır ve bitki gelişme sezonunu uzatır.

Japonya'da kar erimesini hızlandırmak için kömür uygulaması geleneksel bir yöntemdir. Oguntunde vd. (2008), uzun vadeli kömür üretim bölgelerinde kömür ile zenginleşmiş topraklarda, toprak albedo[1]'sunu üçte bir azalma ortaya çıkmıştır. Yüksek miktarda biyokömür uygulaması potansiyel olarak yüzey albedo'sunu azatır. İklim değişikliğinde yüzey albedo'nın artması önemli bir faktördür (Crutzen 2006). Biyolojik kaynaklı siyah karbon anlamlı miktarda toprak organik karbonu (TOK) taşımaktadır. Örneğin; Avustralya ve Brezilya oxisollarında ve Almanya chernozemic topraklarında vb. %30-45 TOK bulunmaktadır (Skjemstad vd. 1996, Schmidt vd. 1999, Glaser vd. 2000).

Almanya, Kanada ve ABD'de bulunan çernozom topraklarda kömürleşmiş materyal toprağın toplam organik maddesinin >%45 oluşturmaktadır (Schmidt vd. 1999, Ponomarenko ve Anderson 2001, Skjemstad vd. 2002). Ancak toprakta karbon döngüsü sırasında siyah karbon oluşumu (mikrobiyal ayrışmaya dirençli olduğundan) oldukça düşüktür; yaklaşık 80 μg atmosfere salınan karbon, siyah karbondur (≈%60 fosil yakıtlardan çıkan karbon) (Lal 2004). Bazı araştırma bulgularına göre yıllık ortalama sıcaklık ve yağış oranı toprak organik karbon miktarını etkilemektedir (Glaser ve Amelung 2003). Biyokütlede mevcut olan karbonun yaklaşık %50'si biyokömüre geçerek korunmaktadır (FAO 1985, Daud vd. 2001, Demirbas 2001, Baldock ve Smernik 2002, Lehmann vd. 2002, Laird 2008). Ancak biyokömürün dirençli yapısı

[1] Albedo: yansıtabilirlik (Latince albus: beyaz), yüzeylerin yansıtma gücü veya bir yüzeyin üzerinde düşen elektromanyetik enerjiyi yansıtma kapasitesi demektir. Genel olarak, albedo güneş ışığını yansıtma kapasitesi için kullanılan bir kavramdır ki cismin yüzey dokusuna, rengine ve alanına bağlı olarak değişebilmektedir.

onun toprakta değişikliğe maruz kalmadığı anlamına gelmemektedir (Lehmann ve Rondon 2006, Wardle vd. 2008, Cheng vd. 2008b, Hammes vd. 2008, Cheng ve Lehmann 2009). Küresel bitkisel hammadde üretimi yaklaşık 60 Gt C yıl^{-1} olmasına rağmen dünya çapında biyokömür üretiminin yaklaşık 0.05- 0.3 Gt (10^9) C yıl^{-1} olduğu tahmin edilmektedir (Field vd. 1995, 1998). Bu nedenle bitkisel hammadde özellikle tarımsal atıkların biyokömüre dönüştürülmesi ve toprağa uygulanması karbon deposu açısından önemlidir. Biyokömür ve karbon döngüsü karşılaştırması şekil 2.1'de gösterilmiştir. Genel olarak, toprakta mevcut olan siyah karbon ve organik madde ayışması biyokömür ile kıyasla daha yüksektir (Rumpel vd. 2006, Steiner vd. 2007, Major vd. 2010 a,b).



Şekil 2.1 Karbon ve biyokömür döngüsü karşılaştırması (Biochar solution 2011)

2.2 Organik Atık Dönüşüm Prosesleri

Biyokütlenin katı, sıvı ve gaz fazı ürünlerine dönüştürülmesi amacıyla çeşitli prosesler kullanılmaktadır. En yaygın dönüşüm prosesleri biyolojik ve termokimyasal dönüşüm prosesleridir. Biyolojik işlemler kendi içinde anaerobik parçalanma ve fermentasyon olarak ayrılır. Biyolojik uygulamada bakteri, mantar ve diğer mikroorganizmalar (MO)

organo-kimyasal reaksiyonlar ile biyokütleyi okside edip, enerjice zengin gazlar ortaya çıkarmaktadır. Anaerobik biyolojik prosesi sonunda biyo-gaz veya kompost (gübre veya toprak düzenleyici vb.) oluşmaktadır. Biyolojik prosesler uzun zaman içerisinde gerçekleşmelerinden dolayı, MO'ın hayatta kalmak ve yaşamını sürdürebilmek için özel koşullara ihtiyaç duymaları öne sürülmüştür. Termokimyasal işlemler yavaş piroliz, gazlaştırma ve torrefaksiyon hidrotermal karbonizasyon (HTC) gibi uygulamalardır. Günümüzdeki termokimyasal teknoloji sayesinde katı hammadde uygun işlem koşulları altında (sıcaklık, basınc ve işlem süresi) gaz, sıvı ve katı faza dönüşerek, hammaddenin yanma kalitesi, sıvı veya gaz (biyo-yakıt veya biyo-enerji) gibi potansiyel özellikleri gelişmektedir (Goyal vd. 2008, Saxena vd. 2009). Bunun sonucunda kuru biyokütleden ısı, elektirisite, sentetik gazlar (singazlar), piroliz yağları ve yan ürünler elde edilmektedir (Rosillo-Calle vd. 2007). Termokimyasal ön-uygulamalar, kısa reaksiyon süresi ve yüksek dönüşüm verimliliği gibi avantajları nedeniyle biyolojik ön-uygulamalara kıyasla daha fazla tercih edilen uygulamalardır (Liu vd. 2013).

2.2.1 Termokimyasal ve biyolojik işlemlerinin kıyaslaması

- Zaman: Termokimyasal işlemler biyolojik proseslere göre daha kısa zaman içinde gerçekleşmektedir.
- Reaksiyon: HTC, fermantasyon ve anaerobik işleme kıyasla ekzotermik karbon tutucu bir prosesdir (Titirici vd. 2007).
- Hammadde türü: Bazı hammaddeler toksik bileşikler içerdiklerinden dolayı biyokimyasal süreçle parçalanmaları mümkün değildir.
- Patojen, organik kontaminantlar ve farmasötik aktif bileşiklerin biyolojik proses ile yok edilmesi zordur (Libra vd. 2011).

2.3 Biyokömür Nedir?

Geçmişte, organik düzenleyiciler, polimerler ve poliakrilamidler (PAM) gibi materyaller toprağın fiziko-kimyasal özelliklerini geliştirme veya erozyona karşı koruma amacıyla kullanılmıştır (Busscher vd. 2011). Ancak aşırı miktarda toprak

organik madde kaybı ve yüksek fiyatta olan PAM, bu uygulamaların pek uygun olmadığını ortaya koymuştur. Araştırmalara göre biyokömür bir alternatif kaynak olarak, toprak fiziko-kimyasal özelliklerini geliştirerek, yani toprak organik madde seviyesini koruyarak, gübre kullanım verimini ve ürün miktarını arttırmaktadır (özellikle uzun sürede ekilmiş tropikal ve yarı-tropikal bölgelerde) (Chan vd. 2007, 2008, Van Zwieten vd. 2010, Deenik vd. 2011).

Uluslararası Biyokömür Girişimi (International Biochar Initiative, IBI) biyokömürü "oksijen kısıtlı koşullarda çeşitli organik atıklardan (hayvansal gübreler, arıtma çamuru, bitkisel atıklar, kompostlar vb.) termokimyasal dönüşüm prosesleri ile elde edilen katı materyal" olarak tanımlamaktadır (IBI 2014). Değişken oranda CO_2, yanıcı gazlar (H_2, CO ve CH_4), uçucu yağlar, katran gibi buharlar ve karbonca zengin katı materyal içermektedir. Biyokömür, kömür ve hidrotermal biyokömür (hidrotermal biyokömür) arasındaki farkın belirlemesi çok önemlidir. Temel fark kullanım alanlarına bağlıdır. Genel olarak biyokömür kömürden farklı olarak yeni bir kavramdır. Toprak uygulamaları açısından yenilenebilir enerji, toprak düzenleyici ve karbon tutma gibi kavramları bir araya getiren yeni bir terim olarak ifade edilmektedir (Warnock vd. 2007, Lehman ve Joseph 2009). Örneğin; biyokömürün toprağa uzun vadede uygulanması, onun organik karbon içeriği, verimliliği ve suya dayanıklı agregat stabilitesini arttırmaktadır (Trompowsky vd. 2005, Tejada ve Gonzalez 2007, Kimetu ve Lehmann 2010). Biyokömürün özellikleri elde edildiği hammaddenin özelliklerine bağlıdır. Genel olarak biyokömür ve kömürde bulunan aromatik stabil organik karbon, hammadde ile kıyasla CO_2'nin kolayca atmosfere dönmemesi nedeniyle toprakta birikir bu da çevresel ve biyolojik koşullar açısından önem taşımaktadır. Hammaddeden ayrılan gazlar önemli kimyasal dönüşüm proseslerinde Fischer-Tropsch[1] (CO, dizel üretimi öncüsü) ve Haber-Bosch[2] (H_2, atmosferik azot (N) fiksasyonu öncüsü) vb. kullanılmaktadır, diğer yandan yağ ve katran fraksiyonları yoğunluk, heterojen yapı ve asidik özelliği açısından enerji değerine sahiptir. Ancak rafine edilmeleri zor ve kontrolü sorunludur, çünkü

[1] Fischer–Tropsch (FT): 1923 yılında Franz Fischer ve Hans Tropsch isimli Almanlı kimyagerlerin doğal gazı (H_2 ve CO) katalist ile ham petrole (sıvı hidrokarbon) dönüştürülmesi için buldukları yöntemdir. Birleşmiş milletler ambargosu yüzünden yaşandığı petrol krizini aşmak için güney Afrika bu yöntemden yararlanarak gazlaştırılmış kömürden petrol elde etmeyi başardı.

[2] Haber–Bosch (HB): 1900 yılında Fritz Haber ve Karl Bosch tarafından geliştirilmiş yöntemde havadaki hidrojen (H_2) bir katalist ile nitrojen (N) fiksasiyonunu sağlayarak, amonyak üretimi gerçekleşmektedir. Bu uygulamada amonyak, bir demir katalizatör ortaminda 200 bar basincda ve 500 °C'da üretilir.

yüksek sıcaklıkta yoğunlaşma eğilimine sahiptirler. Gelecekte biyo-rafineri gelişmelerinden dolayı bu problemin çözülmesi öngörülmektedir. Hidrotermal karbonizasyon ile elde edilen hidrotermal biyokömür ve piroliz yoluyla elde edilen pirolitik biyokömürler birbirinden farklıdır. Genel olarak, biyokömür kuru hammaddenin piroliz prosesi ve hidrotermal biyokömür bulamaç hammaddenin (katı ve sıvı karışımı) sulu ortamda hidrotermal karbonizasyon (HTC) prosesi ile elde edilmektedir (Brewer vd. 2009, Funke ve Ziegler 2010, Libra vd. 2011, Manya 2012, Sohi vd. 2012). Ancak her iki kömür (pirolitik biyokömür ve hidrotermal biyokömür) fiziko-kimyasal özellikleri açısından birbirinden farkılıdır (Fuertes vd. 2010, Wiedner vd. 2013).

2.3.1 Biyokömürün tarihçesi

Asya ülkelerinde, nüfus yoğunluğu ve sınırlı tarım arazileri nedeniyle yoğun tarım eskiden beri yaygındır. Bu nedenle bitki verimini arttırmak için (özellikle pirinç) çeşitli geleneksel yöntemler geliştirilmiştir. Her türlü organik atıklar, hayvansal gübreler, saman, yaprak döküntüleri, çimen, çeltik kömürü ve ağaç külü gibi materyal toprak düzenleyici olarak tarımda ve bahçecilikte kullanılmıştır. Çeltik kömürü tipik sürdürülebilir bir tarım sistemidir ve tarihçesi Amazon bölgesine ait olan “Terra preta” topraklarından daha eskiye dayanmaktadır (Glaser vd. 2002). Japonya’da 1980 yılından beri mikrobiyolojik araştırma kapsamında, kömürün etkisi simbiyotik MO’lar üzerinde incelenmiştir. Genel olarak, kömür gözenekli yapısından dolayı yüksek derecede su ve hava tutma kapasitesine sahiptir. Bu nedenle kök gelişimini teşvik ederek, çeşitli simbiyotik MO’ların bitki partneri olarak gelişmesini sağlamaktadır.

Japonya en büyük odun kömürü üretim potansiyeline sahiptir. Yılda yaklaşık 10 milyon t geniş yapraklı ağaçlar karbonizasyon işlemine maruz kalarak kömüre dönüşmektedir yakıt kaynağı, toprak düzenleyicisi ve besin maddesi de olarak tarımda kullanılmaktadır. Bunun yanında yılda yaklaşık 15.000 t kömür ticareti de yapılmaktadır (Okimori vd. 2003). 20.yüzyılın başına kadar orman yangınları sonucunda açığa çıkan ağaçlar ve kömür enerji kaynağı olarak kullanılmıştır. Örneğin; çeltik kömürü ile atıkların karışımının buğday ekiminde kullanılması 100 yıl öncesine

dayanmaktadır. Bu da kömürün adsorban olarak besin elemetleri adsorbe ederek diğer yandan atıkların kokusunu yok ederek kullanılmasını sağlamıştır (Ogawa ve Okimori 2010).

Biyokömür kavramı Terra preta (siyah toprak) topraklarından ortaya çıkmıştır. Arkeolojik kanıtlara göre Terra preta topraklarında karbon birikim depozitoları (biyokömür) antropojenik faaliyetlerin etkisi sonucunda Amazon havzasında 600-8700 ybp (Pre-Columbian) bulunmuş ve biyokömürün toprakta uzun süre stabil olduğu öne sürülmüştür (Zech vd. 1990, Glaser vd. 2001, Lehman 2009, Grossman vd. 2010). Bu topraklar doğal ormanlar tarafından (papaya ve mango ağaçları vb.) çevrili olup çevredeki topraklara göre üç kat daha hızlı gelişmiş olup kömür içeriği, ekonomi ve çevresel açıdan ilgi çekmiştir (Glaser vd. 2001, Lehmann vd. 2003a, Lehmann ve Rondon 2006). Ayrıca yüksek miktarda stabil ve dirençli organik karbon (siyah karbon, biyokömür) içerdiklerinden dolayı biyoçeşitlilik açısından da çok zengin oldukları ortaya çıkmıştır (Clement vd. 2003, 2006, Lehmann ve Joseph 2009, Libra vd. 2011). Böylece biyokömürün toprağa uygulama rönesans dönemi, Amazon siyah topraklarından ‘‘Terra preta’’, sürdürülebilir verimlilik, CO_2’in toprakta tutulması ve atmosfere emisyonunun azalması ile ortaya çıkmıştır (Lehmann 2007). Terra preta toprakları %70’in üstünde siyah karbon içerirler (≈%9 toplam karbon). Bu miktar aynı bölgede ama karbonizasyona uğramamış toprakta %0.5 civarındadır (Woods 2003). Ayrıca bu toprakların organik madde (OM), azot (N), fosfor (P), kükürt (S), potasyum (K) ve kalsiyum (Ca) içeriği civarında bulunan tropikal topraklarla kıyasla daha yüksek seviyede saptanmıştır. Örneğin; yaklaşık %95 toplam N, S ve %75-20 arasında P bulunmuştur (Tiessen vd. 1994, Glaser vd. 2003, Steiner vd. 2007).

Terra preta topraklarının kömür kaynağını doğal karbonizasyon prosesleri (doğal yerli yangınlar veya anız yakma vb.) oluşturmuştur. Terra pretaya benzer topraklar Ekvator ve Peru, Batı Afrika (Benin, Liberya) ve Güney Afrika savana bölgesinde bulunmaktadır (Lehmann vd. 2003a). Friedrich Bergius doğadaki kömürleşme prosesini tanımlamak için HTC olgusunu ortaya çıkarmıştır (Bergius 1931). Hidrotermal karbonizasyon (HTC) prosesi enerji sektöründe önemli role sahiptir, bu nedenle 19.yüzyılın sonuna doğru büyük ilgi görmüştür (Bobleter 1994, Mumme vd. 2011).

Günümüzde HTC üzerinde olan ilginin nedeni çevresel ve endüstri alanlarında katma değer sağlayan ve hidrotermal biyokömür olarak ifade edilen katı maddenin üretimidir (Peterson vd. 2008, Funke ve Ziegler 2010, Libra vd. 2011, Avola vd. 2012, Titirici vd. 2012, Kruse vd. 2013, Pavlovič vd. 2013, Tekin vd. 2014).

Biyokömür üretim ve dağıtım prosesleri

Geleneksel odun kömürü üretimi sırasında sera gazları (N_2O, CH_4 vb.) açığa çıkmakta elde edilen kömür çok düşük miktarda karbon içermektedir. Yani kömürün ısı (termal) enerjisi boşa harcanmaktadır (FAO 1985). Ormansızlaşmaya rağmen kömürün karbon tutma kapasitesi karbonizasyon yöntemleri ve biyokütle türüne bağlı olarak, iklim değişikliğini azaltmaktadır. Piroliz ürünü pirolitik biyokömür, enrji bakımından zengin sıvı veya gaz içeriğinden dolayı farklı sektörlerde kullanılmaktadır ve karbon emisyonu açısından (CO_2 MJ^{-1}) biyokütle ile kıyasla çok düşük miktarda CO_2 salınım potansiyeline sahiptir (Seifritz 1993).

2.3.2 Pirolitik ve hidrotermal biyokömürün elde edilmesinde kullanılan farklı hammaddeler

Biyokütle veya hammadde kategorisi kömür elde edilmesi için çok önemlidir. Çünkü ön işlem yaklaşımı hammaddenin türüne bağlıdır (ıslak veya kuru). Islak ve kuru biyokütlenin sınıflandırılması onların nem içeriğine dayanmaktadır. Genel olarak, taze hasat edilmiş bitkisel atıklar, arıtma çamuru, hayvansal atıklar, alg vb. yüksek oranda nem içerirler (>30%) ve "ıslak biyokütle" olarak adlandırılmaktadır. Ancak tarımsal atıklar ve bazı ağaç türleri gibi biyokütleler hasat edildikleri zaman düşük nem içeriğine (<30%) sahiptirler ve "kuru biyokütle" olarak sınıflandırılmaktadır (Knežević 2009). Islak biyokütlenin kurutma tekniklerine tabi tutulması gerekmektedir. Ancak bu teknikler yüksek oranda enerji harcadıklarından düşük ekonomik değere sahiptirler (Mani vd. 2006, Sokhansanj ve Fenton 2006).

Biyokütle üretim açısından amaca göre (toprak düzenleyici vb.) ve enerji sektörü olarak (miscanthus, darı vb.) iki grup halinde değerlendirmektedir (Lehmann vd. 2006).

Miscanthus ve darı hasat zamanı düşük nem içeriklerinden dolayı (<10%) kurutma işlemine ihtiyaç duyulmaz (Kludze vd. 2013). Bu bitkiler sürdürülebilir enerji ve çevre amenajmanı açısından potansiyel role sahiptirler ve biyo-rafineri sanayi sektöründe sıvı (biyo-yağ) üretiminde kullanılmaktadırlar (Brosse vd. 2012). Tarım-orman atıkları, arıtma çamuru ve kentsel katı atıklar (MSW) vb. atık biyokütle grubunda yer almaktadırlar (Brick 2010). Bunların biyokömüre dönüştürülmesi olumlu bir yöntemdir. Çünkü bazı hammaddelerin ekonomik ve yem değeri yoktur.

Ancak dünya çapında atık biyokütle bileşenlerinin ne olduğuna dair fikir birliği yoktur ve bazen bitki atıkları hiçbir işlem görmeden toprak düzenleyici olarak tarım arazilerinde bırakılmaktadır (Perlack ve Turhollow 2003). Bu atıklar biyo-enerji sektöründe işlem görmeden kullanılırsa, çevre ve ekosistemde hayat döngüsü bozukluklarına yol açabilmektedir. Bu nedenle atık biyokütle hammadde olarak pirolitik ve hidrotermal biyokömür üretiminde kullanılması değerli bir çevre dostu, atık değerlendirme teknolojisidir (Özbay vd. 2001, Lehmann ve Jooseph 2009). Genel olarak biyokömür; odunsu maddeler, tarımsal atıklar, zeytin küspesi, mısır koçanı, çeltik kavuzu, çay atığı, bitkisel atıklar, hayvansal gübreler, kağıt fabrikası atıkları vb. atıklardan elde edilebilmektedir (Shinogi vd. 2003, Yaman 2004, Demirbas 2004, Downie vd. 2007, Ioannidou ve Zabaniotou 2007, Chan vd. 2007, 2008, Lima vd. 2008, Das vd. 2008, Glover 2009).

2.4 Pirolitik ve Hidrotermal Biyokömür Elde Edilme Teknolojileri

Günümüzde, biyokömür üretimi için başvurulan teknolojiler sınırlıdır. Hammadde türü ve kullanım amacına göre ön işlem gerekmektedir. Genel olarak, termokimyasal ısıl işlemleri biyokömür üretimi için önem taşımaktadır, bu işlemler birkaç parametreye bağlıdır: reaksiyon süresi, sıcaklık, proses öncesi ve sonrası işlemler (şekil, boyut, kurutma, soğutma vb.) gibi (Mosier vd. 2005, Goyal vd. 2008, Manya 2012). Biyokömür üretiminde kullanılan yöntemler iki temel grupta yer almaktadır: piroliz ve hidrotermal karbonizasyon (HTC).

2.4.1 Piroliz

Piroliz oksijensiz koşullarda hammaddenin 300- 650 °Carasında sıcaklık düzeylerinde ısıl işlemler ile gerçekleştirilen termokimyasal ayrışma prosesidir. Reaksiyon sonunda üç ürün elde edilmektedir: karbonca zengin katı faz "biyokömür", isteğe bağlı olarak biriktirilebilecek sıvı faz "biyo-yağlar" ve gaz fazı "CO, CO_2, CH_4 ve H_2" (Mohan vd. 2006, Brownsort 2009). Reaksiyon süresi, sıcaklığı ve ısıtma hız oranına bağlı olarak piroliz prosesi yavaş, hızlı, orta hızlı ve çok hızlı olarak dört formda sınıflandırılmaktadır (Bridgwater ve Peacocke 2000, Onay ve Kockar 2003, Jones vd. 2009, Laird vd. 2009, Vamvuka 2011).

2.4.1.1 Yavaş piroliz

Yavaş piroliz biyokömür üretiminde esas proses olarak kabul edilmiştir. Bu prose biyokütlenin oksijensiz koşullarda 300-650°C arasında belirlenen sıcaklık düzeylerinde, uzun reaksiyon süresi (dakika-saat) ve düşük ısıtma hızı (10-30 ^{0} C/dk) ile gerçekleştirilen termokimyasal ayrışma prosesidir diğer piroliz yöntemleri ile kıyasla yüksek miktarda katı ürün (%25-30) ortaya çıkmaktadır (Mohan vd. 2006, Brownsort 2009). Reaksiyon süresi, sıcaklığı, basınç, ısıtma hızı ve hammaddenin nem içeriği esas parametreler olarak ürün yüzdesi ve biyokömürün fiziko-kimyasal özelliklerini etkiliyebilmektedir (Şensöz vd. 2000, Onay 2007, Brownsort 2009, Laird vd. 2009). Düşük sıcaklıkta ve ısıtma hız oranında, yüksek miktarda katı madde ortaya çıkmaktadır (Karaosmanoğlu 1999, Onay 2007). Ancak, yüksek sıcaklık ve ısıtma hız oranı, biyokömürün karbon yüzdesi, uçucu madde ve BET- yüzey alanında çok etkilidir (Ronsse vd. 2012). Yavaş piroliz prosesi koşullarında üç nihai ürün oranı birbirine yakındır, buna karşın, hızlı piroliz prosesinde ortaya çıkan ürünün yoğunlaşmış yağ miktarı hayli yüksektir.

2.4.1.2 Kuru torrefaksiyon

Torrefaksiyon hafif piroliz olarak kabul edilen prosesdir ki biyokütlenin inert bir ortamda 200-300°C arasında, 30-120 dk ısıtma süresi ile gerçekleşir. Bu yüksek

düzeyde biyokütle kayıplarının olduğu bir uygulamadır (Bergman vd. 2005, Pimchuai vd. 2010, Rousset vd. 2012). Torrefaksiyon süresinde biyokütlenin yaklaşık %30'u yakma işlemine maruz kaldığında, bunun sadece %10'u enerji içeriği gaz şeklinde kayıba uğramaktadır, bu nedenle torrefaksiyon yöntemiyle elde edilen katı ürünün enerji oranı yüksektir (Bergman vd. 2005, Bridgeman vd. 2008). Bu yöntemde açığa çıkan ürün fiziko-kimyasal özelliklerinden dolayı bio-enerji sektöründe oldukça yüksek ilgi görmüş olmakla birlikte, torrefaksiyon piroliz prosesinin sadece başlangıç aşamasına uygun şartları sağladığından elde edilen ürün hala başlangıçtaki biyokütle ile aynı uçucu bileşikleri içermesi sebebiyle biyokömür olarak kabul edilmemektedir. Genel olarak, torrefaksiyon ile elde edilmiş ürün fiziko-kimyasal özellikleri açısından biyokütle ve biyokömür arasında yer almaktadır (Bergman vd. 2005).

2.4.1.3 Gazifikasyon (Gazlaştırma)

Gazifikasyon işlemi yüksek sıcaklık (600-1200 ^{0} C) ve kısa sürede (10-20 sn) gerçekleştirilen kısmi yakma işlemidir (McKendry 2002, Brewer vd. 2009). Gazifikasyon boyunca açığa çıkan primer ürünler: CO, H_2 ve CO_2 gazlarının karışımı yani enerji (yakıt) değeri olan sentetik gazlardır (syngas) (Bridgwater 1995, Brewer vd. 2009, Kirubakaran vd. 2009, Puig-Arnavat vd. 2010). Teknik olarak bu koşullarda biyokütle yüksek oranda gaz formuna dönüşmekte ve çok düşük miktarda (%10) biyokömür elde edilmektedir (Brewer vd. 2009). Ancak yüksek sıcaklık reaksiyonları sonucu ortaya çıkan biyokömür düşük miktarda Ca, K, Si ve Mg vb. alkali metaller ve yüksek miktarda PAH_S içerir ve toprak uygulamaları açısından uygun olmayan bir materyaldir (Laird vd. 2011, Sivula vd. 2012). Çünkü toprakta kullanıldığı takdirde toksik elementlerin düzeyini artırmaktadır (Laird vd. 2011, Ippolito vd. 2012, Sivula vd. 2012). Yanı sıra gazifikasyon biyokömürü ağır metal ve organik kontaminentler içerdiğinden IBI standartlarına aykırıdır (Tomlinson 2013). Farklı piroliz prosesleri ve biyokütle kayıp oranları çizelge 2.1'de verilmiştir.

Çizelge 2.1 Farklı piroliz prosesleri ve biyokütle kayıp oranı (IEA 2007)

Prosesler	Sıvı fazı (biyo- yağlar) (%)	Katı fazı (biyokömür) (%)	Gaz fazı (sentetik gazlar) (%)
Hızlı piroliz: **Orta sıcaklık (~500 °C), kısa zamanlı (< 2s) sıcak buhar uygulama**	75 (%25 su)	12	13
Orta piroliz: **Düşük- orta sıcaklık, orta zamanlı sıcak buhar uygulama**	50 (%50 su)	25	25
Yavaş piroliz: **Düşük- orta sıcaklık** **Uzun zamanlı uygulama**	30 (%70 su)	35	35
Gazifikasyon: **Yüksek sıcaklık** **(> 800 °C), Uzun zamanlı sıcak buhar uygulama**	5 katran (%5 su)	10	85

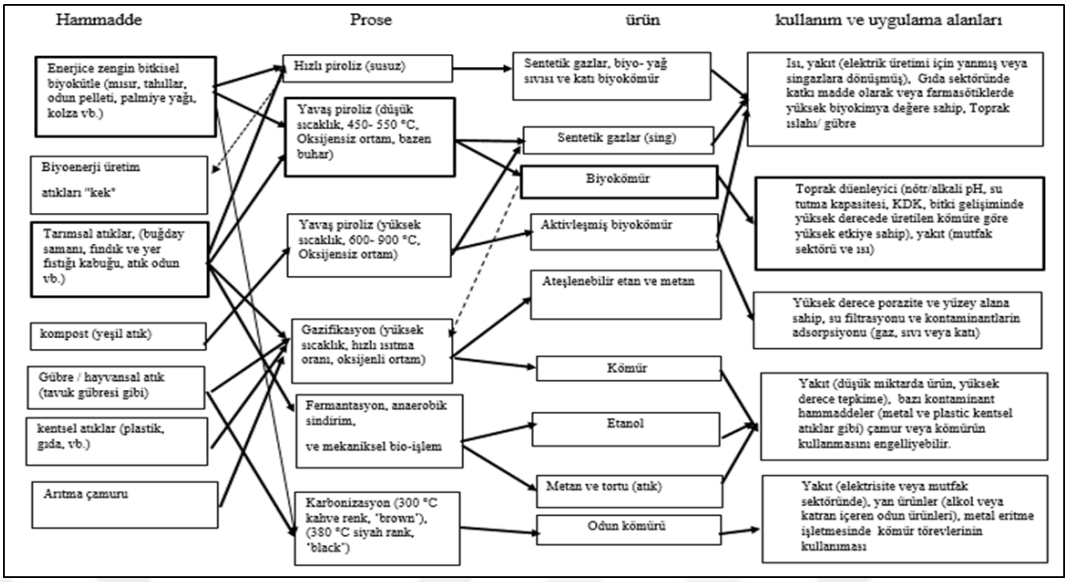
Hızlı piroliz ve gazifikasyon sonunda çoğunlukla yoğunlaşmış yağ veya gaz ve düşük miktarda kömür ortaya çıkmaktadır. Entegre sistemlerin geliştirilmesiyle birlikte kömür ve enerji (katı ve gaz faz) üretimi yavaş piroliz prosesi ile en yüksek verimlilik elde edilmesi mümkündür. Biyokömürün enerji içeriği onun hammaddesine bağlıdır ve 30-35 MJ kg^{-1}'a kadar ulaşabilir (Ryu vd. 2007). Genel olarak, kömürleşme sırasında ısı ortaya çıkar, yani pirolizin ilk aşamasında yanma veya gazifikasyon yolu ile ısı ortaya çıkıp, hammadenin kuruması için devreye girmektedir (Demirbas vd. 2006). Sera gazlarının salınımının azaltılma stratejisi maksimum miktarda biyokömür üretimi ile gerçekleşebilmektedir ve bu da ekonomi ve mühendislik açısından ideal dengenin ortaya çıkmasını sağlamaktadır (Gaunt ve Lehmann, 2008). Dönüşüm prosesini etkileyen parametreler üretilen biyokömür özelliklerini de etkileyebilmektedir, yani biyokömürün özelliklerinin ideal bir şekilde geliştirilmesi sonucunda, onun tarımda uygulanması ve karbon tutucu olarak kullanılması mümkün olabilmektedir. Termokimyasal dönüşüm proselerinde sıcaklık ve ısınma süresi çok önemlidir, yani hammaddenin sıcaklık ile interaksiyonu çok önemlidir.

Genel olarak, insan toplulukları odun kömürü (çarkol) ve temiz yakıt üretiminde piroliz deneyimine sahiptirler. Son yıllarda kırsal kesimlerde biyokömür üretimi, kentsel

pazarlar (piyasa) ve demir eritme işletmelerine sevk edildiği görülmektedir. Genellikle geleneksel odun fırınlarında hammaddenin yaklaşık %20'sinin odun kömürüne dünüştürülmesi mümkündür. Bu tür işlemler enerji açısından düşük değere sahiptirler ve zaman almaları yanısıra son derece kirleticidirler. Potansiyel olarak yararlı gazların aerosol (duman) şeklinde kısmen yanmış yağ veya katran ile birlikte yayılmasına yol açmaktadırlar. Biyokütle karbonunun büyük bir kısmı faydalı olmaktan ziyade CO_2 ve diğer etkili sera gazları vb. odun kömürü üretim ve tüketim esnasında atmosfere geri dönmektedir. Bu nedenle biyokömürün günümüzdeki kavramı odun kömürü değildir ve en önemli tarihi değeri toprak düzenleyici olarak tanımlanmaktadır ve biyokömürün üretimi için evrensel teknolojilerin geliştirilmesi gerekmektedir.

Geleneksel odun kömürü ve yavaş piroliz arasındaki karbon oranı farklılığı biyokütledeki farklı karbon oranından kaynaklanmaktadır ve tipik olarak %30-40 oranında hammadde kömüre dönüşebilmektedir. Genel olarak, optimize edilmiş koşullarda, yaklaşık hammaddenin %50'sinde kömürleşme işlemi gerçekleşmektedir. Yavaş piroliz ile üretilen karbon miktarı fiziko-kimyasal özellikler açısından geleneksel odun kömürü içeriği gibi değildir, örneğin; yavaş piroliz prosesinde yüksek oranda hidrojen (H) ve oksijen (O) (eksik piroliz işleminden dolayı), birikmiş yağlar ve katran ortaya çıkmaktadır. Kömürleşme esnasında reaksiyon ortamında buharın oluşması nedeniyle (reaktörden gaz akımı ardından) ikinci form karbonizasyon ürünleri de ortaya çıkabilmektedir.

Pirolizin günümüzdeki statüsü, çeşitli biyokütleler ve ortaya çıkan biyokömür ve diğer ürünler şekil 2.2'de gösterilmiştir.



Şekil 2.2 Pirolizin günümüzdeki statüsü, çeşitli biyokütleler ve ortaya çıkan biyokömür ve diğer ürünler (Sohi vd. 2010)

Çeşitli hammaddeler olmasına rağmen piroliz prosesi üzerinde çok araştırma yapılmamıştır (Day vd. 2005, Gaunt ve Lehmann 2008, Das vd. 2008). Hammadde bileşenleri ve nem içeriğine bağlı olarak sentetik gazların bileşen ve ısı değerleri farkılıdır. Biyokütleden elde edilmiş yağ bileşimi, onun C, O ve H oranının bir göstergesidir (Friedl vd. 2005). Odun ve bitki atıklarından (söğüt vb.) elde edilen pirolitik ürünler düşük mineral ve N içeriğine sahiptirler, ama Miscanthus spp. gibi çayır otları ve diğer otsu tür bitkiler yüksek verimlilik değerine sahiptirler. Buna rağmen tarımsal atıklar yüksek miktarda açığa çıktıklarından dolayı (tahıl samanı vb.) piroliz prosesi için uygun hammadde oluşturabilmektedir. Biyokütlenin hemiselüloz, selüloz ve lignin gibi bileşenlerinin oranı ve miktarı biyokömürde açığa çıkan yağ, gaz, uçucu madde ve sabit karbon oranını etkileyebilmektedir. Yüksek oranda lignin içeren hammaddeler piroliz prosesinde, 500°C'da maruz kaldıkları zaman, yüksek miktarda biyokömür oluşmaktadır (Fushimi vd. 2003, Demirbas vd. 2006). Piroliz ürünlerinin (gaz, yağ ve kömür) miktarı arasında denge kurmak için hammadde türü ve piroliz koşulları en kritik faktörleri oluşturmaktadır. Enerji üretiminde, tarımsal atıkların işleme maruz kalmadan kullanılması olumsuz yaklaşımlar göstermektedir. Bu tür hammaddeler lignoselülozik yapıya sahip olduklarından kısa zaman içerisinde tamamen ayrışmazlar (anaerobik koşulları ve hidroliz prosesi yıllar boyunca devam etmektedir) (Chynoweth

ve Isaacson 1987, Alvarez vd. 2000, Lindorfer vd. 2007, Ward vd. 2008, Prochnow vd. 2009, Hendriks ve Zeeman 2010).

2.4.2 Hidrotermal karbonizasyon (HTC)

HTC ıslak torrefaksiyon olarak da adlandırılan, 2-6 MPa basınç ve 180-260 °Csıcaklık, kapalı ve sulu ortamda biyokütlenin karbonca zengin katı ürüne (hidrotermal biyokömür) dönüştürüldüğü bir termokiyasal prosesdir ve 5- 240 dk'lık zaman aralığında gerçekleşebilmektedir. İşlem esnasında reaksiyon basıncı üzerinde bir kontrol mekanizması yoktur. Yüksek basınç (suyun kendisinden kaynaklanan saturasyon buhar basıncı, alt-kritik su), reaksiyon koşullarını ve sıcaklığını düzenlemektedir (Libra vd. 2011, Mumme vd. 2011, Hoekman vd. 2013). HTC işlemi sulu ortamda gerçekleştiğinden ıslak biyokütlenin ön kurutma işlemine ihtiyaç duymayan bir prosesdir bu da HTC için yavaş piroliz ve kuru torrefaksiyon ile kıyaslandığında büyük bir avantajdır ve enerji tasarrufu açısından önemlidir (Benavente vd. 2014).

HTC prosesinin ürünleri üç fazdan oluşmaktadır: katı (hidrotermal biyokömür), sıvı (biyo-yağ ile su karışımı) ve ince gaz fraksiyonları (genelde CO_2). Bu ürünlerin özellikleri ve dağılım oranı prosesnin koşullarına bağlıdır ve genellikle HTC prosesinin %40-70 oranını hidrotermal biyokömür oluşturmaktadır. Ramke vd. (2009), Hwang vd. (2010), Berge vd. (2011), Libra vd. (2011), Hwang vd. (2012), biyokütlede mevcut olan karbonun çoğunluğu hidrotermal biyokömürde (katı fazda, >%80 ağırlık bazında) bulunmaktadır ve buna kıyasla sıvı ve gaz fazları daha az miktarda karbon içermektedir. Ayrıca, enerji açısından da HTC kuru torrefaksiyon ile kıyaslandığında daha yüksek miktarda içermektedir (Yan vd. 2009, 2010, Liu ve Balasubramanian 2014, Pala vd. 2014) diğer yandan, biyokütle türüne bağlı olarak, 1.01-1.41 kat ağırlık bazında ve 6.39-9.0 kat yoğunluk bazında enerji açısından artış göstermektedir (Lu vd. 2012).

Hidrotermal biyokömürün fiziko-kimyasal özellikleri, HTC prosesi koşullarına (sıcaklık, zaman süresi ve biyokütle türü) bağlıdır. Islak hayvansal gübreler, arıtma çamuru, kentsel katı atıklar ve su ürünleri atıkları vb. HTC prosesinin potansiyel biyokütlesini oluşturmaktadır (Berge vd. 2011). Biyokütle polimerik bileşimlerine bağlı

olarak termokimyasal reaksiyonlara direnç gösterebilmektedir. Piroliz ve kuru torrefaksiyon prosesinde hemiselüloz bileşimleri 200-300 °Carasında, selüloz bileşimleri 300-400 °Carasında ve liginin- hemiselüloz bileşimlerinin 600 °Ccivarında sıcaklık ayrışmaları için gerekmektedir (Gronli vd. 2002). Ancak, HTC'de depolimerizasyon reaksiyonu piroliz ve kuru torrefaksiyona göre daha düşük sıcaklıkta gerçekleşmektedir, bu nedenle selüloz ve hemiselülozun ayrışması HTC prosesi ile 160-180 °Ccivarında olmaktadır, ama ligninin genellikle üst ve alt kritik su noktasında stabil haldedir (Bobleter 1994, Yan vd. 2009). HTC prosesinde sıcaklık faktörü ürünlerin fiziko-kimyasal özellikleri üzerinde çok etkilidir (Kambo ve Dutta 2014).

Hidrotermal biyokömür yüzey alanında yüksek miktarda aromatik ve oksijen içeren fonksiyonel gruplara sahiptir ve hidrofilisite özelliği de oksijenli gruplarından kaynaklanmaktadır (Sevilla ve Fuertes 2011). HTC yöntemi yüksek termokimyasal dönüşüm, yüksek nem içerikli biyokütle, düşük işlem sıcaklığı gibi özelliklerden dolayı diğer karbonizasyon yöntemlerine kıyasla daha fazla tercih edilmektedir (Benavente vd. 2014, Hitzl vd. 2014, Kim vd. 2014, Zhao vd. 2014). HTC sürecinde sıvı fazda asetik asit oluşumu alkali metallerin (Ca, Mg, P, K, Na, S, Fe vb.) çözünmesini sağlayarak, onların hidrotermal biyokömür yapısından göç etmesine neden olmaktadır, ancak bu durum piroliz işleminde gerçekleşmemektedir (Benavente vd. 2010, Lynam vd. 2011, Liu ve Balasubramanian 2014). Yüksek miktarda klor (Cl) içeren atıklar, HTC yöntemine maruz kaldığında organik Cl inorganik Cl'a dönüşüp, dioksin oluşarak, potansiyel korozyonu azaltmaktadır (Zhao vd. 2014). Ancak, HTC'nin en önemli dezavantajlarından biri biyokütlenin kuru ağırlının 3-10 katı reaktöre su ilave edilmesidir. Bu durum ekonomik açıdan masraflıdır. Kambo ve Dutta (2014), 260 ^{0} C'da elde edilen hidrotermal biyokömür geleneksel yakma yöntemi ile elde edilmiş kömüre benzer özellikler göstermektedir.

HTC ekzotermik olduğundan biyokütlenin O ve H içeriğini (O/C ve H/C) beş esas kimyasal reaksiyon ile azaltmaktadır, bu reaksiyonlar hidroliz, dehidrasyon, dekarboksilasyon, polimerizasyon ve aromatizasyondur (Funke ve Ziegler 2010, Hoekman vd. 2011). Genel olarak, bu reaksiyonlar 180-220 °Csıcaklık ve su basıncı etkisi ile 12 dk içinde gerçekleşmektedir. HTC prosesinin sonunda katı fazda

(hidrotermal biyokömür) %75-80'ni karbon, sıvı fazda yaklaşık %15-20 çözünmüş organik bileşikler ve gaz fazda yaklaşık %5'i gaza (CO_2) dönüşmüş formdadır. Sıvı fazı yüksek miktarda organik bileşikler içerdiğinden anaerobik koşullarda kolayca parçalanabilir (Ramke vd. 2009). HTC alt-kritik su koşullarında, ıslak biyokütlenin hidrotermal biyokömüre dönüştürülmesinden dolayı hammaddeye göre yüksek ısı değeri, düşük H/C ve O/C oranı nedeniyle kimyasal yapısı doğal kömüre benzerlik göstermektedir (Schuhmacher vd. 1969).

Hidrotermal biyokömürün yapısı orijinal hammaddeye göre homojendir ve bu onun katı yağ olarak ısı veya elektrik üretim santrallerinde kullanılmasında bir avantajdır. Sıcaklık ve basıncın artışıyla hidrotermal biyokömürün C içeriği artar, ama toplam katı ürün miktarı azalır. Hidrotermal biyokömür, karbon depolama (CO_2 ve sera gazları salınımının azaltması), toprak düzenleyici ve iklim değişikliğinin azalması yönünde eğilim göstermektedir (Mumme vd. 2011). Berge vd. (2011)'göre hidrotermal biyokömürün toprak düzenleyici özelliği onun halkalı aromatik yapısından kaynaklanmaktadır, bu halkalar onun toprak içinde stabil bir yapı olmasını sağlamaktadır. Farklı tarımsal atıklar farklı özellikte hidrotermal biyokömür ortaya koymaktadır ve kütle ve enerji değeri açısından birbirinden farklıdır. Genel olarak, lignoselülozik kaynaklı hidrotermal biyokömür yüksek miktarda kütle ve enerji içermektedir, ancak, düşük moleküllü karbonhidratca zengin atıklar (mısır silajı vb.) yüksek kaliteli hidrotermal biyokömür (linyit vb.) ortaya çıkarmaktadır.

Genel olarak, HTC prosesinin sonunda üç faz ortaya çıkmaktadır:

1- Katı faz, Karbonca zengin (hidrotermal biyokömür),
2- Sıvı faz, çözünmüş aromatik bileşimler (fenolik bileşimleri ve furan türevleri vb.) ve organik bileşimler (asetik asit, aldehitler ve alkenler vb.) ve
3- Gaz faz, (genellikle düşük miktarda CO_2 bileşimleri (CO, CH_4 ve H_2) ve dekarboksilasyon kaynaklı karbon (Kruse 2011, Berge vd. 2011, Lu vd. 2012, Xiao vd. 2012).

Prose koşullarına (sıcaklık ve basınç) bağlı olarak hidrotermal prosesleri üç gruba ayrılmaktadır: hidrotermal karbonizasyon (HTC), hidrotermal sıvılaştırma (HTL) ve hidrotermal gazlaştırma (HTG) (Libra vd. 2011).

HTC: 180-260 °C sıcaklık arasında çok az miktarda gaz ortaya çıkar ve prosesin asıl ürünü katı formundadır buna "hidrotermal biyokömür" denilmektedir.

Reaksiyon sıcaklığı 260 °C üstüne çıktığında, hidrotermal iki forma ayrılır: (i) hidrotermal sıvılaştırma (HTL) veya hidrotermal buharlaştırma (HTV) (ii) hidrotermal gazlaştırma (HTG) veya süper kritik su gazlaştırma (SCWG) olarak bilinmektedir. Bu sınıflandırmaya göre HTL ve HTG'da esas ürün sıvı veya gaz şeklinde olup, katı fazı kayda değer miktarda değildir (Peterson vd. 2008, Pavlovič vd. 2013).

HTL: sıcaklık 400 ^{0}C'da ulaşınca sıvı fazı ortaya çıkar ve içinde çözünmüş gaz miktarı da yüksektir ve prosesin sıvı ürünleri hidrokarbon sıvıları ve ağır yağlardır.

HTG: sıcaklık 400 ^{0}C'ın üstüne çıkarsa, HTG koşulları gerçekleşmektedir, bu aşamada süper kritik su önemlidir ve asıl ürün gazlardır (H_2, CH_4, CO_2 vb.) (Dewulf ve Van Langenhove 2006). HTG'da basıncın yüksek miktarda (10-40 bar) uygulanması için suyun yeterli miktarda likit faza akımı gerekmektedir (Kruse ve Dinjus 2007). Sıcaklık ve basıncın kritik noktanın üzerinde çıkması (375.15 ^{0}C, 220.64 bar), suyun yoğunluk ve dielektrik sabit değeri azalması nedeniyle polar olmayan organik maddenin çözünebilmesi sağlanmaktadır (Kronholm vd. 2007).

2.4.2.1 Hidrotermal biyokömürün bazı uygulama alanları

- Katı yakıt (linyit gibi)
- Sıvı yakıt (biyo-yağ)
- Toprak düzenleyici (toprak kalitesi, biyoçeşitliliği ve bitki verimliliğini arttırması)

- Aktif karbon, adsorban olarak (su sistemlerinin arıtılmasında veya CO_2-adsorpsiyonunda)
- Ekonomik adsorban olarak, Cu ve Cd gibi su kirleticilerine geçirgen reaktif uranyum bariyeri
- Nanoyapılı karbon
- Karbon katalizörü (hassas kimyasallarin üretiminde)

(Schmidt vd. 1999, Glaser vd. 2001, Lehmann vd. 2008, Lehmann vd. 2009, Erlach ve Tsatsaronis 2010, Berge vd. 2011, Funke ve Ziegler 2011, Libra vd. 2011, Lu vd. 2011, Heilmann vd. 2011a, Kumar vd. 2011, Tremel vd. 2012, Bernardo vd. 2012, Du vd. 2012, Erlach vd. 2012, Gajić vd. 2012, Liu ve Balasubramanian 2012, Lu vd. 2012, Hwang vd. 2012, Prawisudha vd. 2012, Román vd. 2012, Xiao vd. 2012, Becker vd. 2013, Castello vd. 2013, Unur 2013, Wiedner vd. 2013).

Farklı ısıl işlemler ile açığa çıkan ürün miktarı çizelge 2.2'de verilmiştir.

Çizelge 2.2 Farklı ısıl işlemleri ile açığa çıkan ürün miktarı (Mosier vd. 2005, Goyal vd. 2008, Manya 2012)

Karbonizasyon Yöntemi	**İşlem sıcaklığı (C^0)**	**İşlem süresi**	**Isıtma hız Oranı**	**Tipik karbonizasyon ürün (%)**		
				Katı	Sıvı	Gaz
Yavaş piroliz	300- 650	5 min- 12 h	10-30 (^{0} C/min)	25- 35	20- 30	25-35
Gazifikasyon[a]	600- 900	10- 20 s	50-100 (^{0} C/s)	<10	<5	>28
Kuru-torefaksiyon[a]	200- 300	30 min- 4 h	10- 15 (^{0} C/min)	60- 80	-	20-40
HTC	180- 250	5 min- 12 h	5-10 (^{0} C/min)	45- 70	5- 25	2- 5

a: Gazifikasyon ve kuru torefaksiyon yöntemiyle elde edilmiş ürünler katı ürün miktarı az olduğundan veya biyokömür özelliği taşımadığından dolayı ideal biyokömür değildirler.

2.5 Biyokömür Eldesinde Kulanılan Hammadde Kaynaklarının Biyokömüre Yansıyan Özellikleri

Genel olarak, pirolitik ve hidrotermal biyokömür çeşitli atık hammaddeden elde edilmelerinden dolayı, bu atıklar çevre dostu olarak önem taşımaktadırlar. Biyokömürün toprakta besin maddesi tutma kapasitesi, döngüsü ve yarayışlılığı onun hammadde özellikleri ve ayrışma süresinde maruz kaldığı fiziksel, kimyasal ve mikrobiyal reaksiyonlara bağlıdır ve bu reaksiyonlar kısa ve uzun sürede gerçekleşmektedirler (Laird vd. 2010a, Berge vd. 2013), kolay parçalanabilir fraksiyonlardan kısa zamanda P ve K açığa çıkarak, besin elementi olarak kullanılır (Laird vd. 2010b, Uzoma vd. 2011, Biederman ve Harpole 2013), ancak, uzun sürede su tutma kapasitesini artırarak, toprak funguslarına da (besin döngüsünde etken MO'lar) habitat yaratmaktadır (Yamato vd. 2006). Yanı sıra, hayvansal kökenli biyokömür bitkisel kaynaklı muadili ile kıyaslandığında besin maddesi açısından zengindir (Sheth ve Bagchi 2005, Chan vd. 2008, Gaskin vd. 2008, Ro vd. 2010, Cantrell vd. 2012).

Genel olarak, biyokömür heterojen yapıya sahiptir, bu yapı kömürleşmiş organik ve inorganik madde, uçucu madde, N, S içerikleri ve oksijen fonksiyonel gruplardan ibarettir (Spokas vd. 2011). Biyokömürün toprakta besin madde tutma kapasitesi, atık su kirliliği giderilmesi, patojenler ve gazların tutulması adsorban özelliğinden ortaya çıkmaktadır (Collison vd. 2009, Zheng vd. 2010, Laird vd. 2010a, Spokas vd. 2011, Zhang vd. 2013, Wang vd. 2015a), besin madde adsorpsiyon ve toprak verimliliği üzerinde etkisi, iklim ve toprak özelliklerine de bağlıdır (Collison vd. 2009, Zhao vd. 2013, Wang vd. 2015a). Örneğin; biyokömür asidik topraklarda (pH <4) pH modifiye etmesi nedeniyle demir-alüminyum fosfat ve demir-alüminyum oksitlere bağlı olan ve çözünmeyen fosforun yarayışlılığını arttırma potansiyeline sahiptir (Uzoma vd. 2011, Biederman ve Harpole 2013, Xu vd. 2014) veya biyokömürün KDK ve yüzey kimyasal özellikleri (fonksiyonel gruplar) onun besin tutma kapasitesini etkileyebilmektedir (Laird vd. 2010a, Silber vd. 2010, Wang vd. 2015b). Genel olarak, bitkisel kaynaklı biyokömür, insan veya doğal kaynaklılara göre çevre ve ekosistem üzerinde olumlu ve pozitif etkilerinden dolayı daha yaygındır (Alexis vd. 2007, Rovira vd. 2009).

Biyokömürün Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Farklı termokimyasal ön uygulama işlemleri, proses koşulları ve biyokütle tipleri vb. farklı fiziko- kimyasal özelliklere sahip biyokömürler elde edilmektedir (Antal ve Gronli 2003, Singh vd. 2007, Cao vd. 2011, Cantrell vd. 2012, Novak vd. 2014). Biyokömürlerin karakterizasyonuna bağlı çeşitli sanayi ve doğal alanlarında kullanmaları ön görülmektedir. Örneğin; düşük miktarda karbon ve yüksek miktarda kül içeriğine sahip biyokömürün enerji sektöründe kullanması uygun değildir. Ancak yüzey alanı ve adsorpsiyon kapasitesi düşük olan biyokömürler tarım ve atık su giderilmesinde kullanılması uygun görülmemektedir (Kambo ve Dutta 2015). Kwon ve Pignatello (2005), Pignatello vd. (2006), Downie vd. (2009). Genel olarak biyokömürler kil partikülleri ile kıyasla daha yüksek yüzey alanına sahiptirler (>1,500 m^2 g^{-1}), düşük piroliz sıcaklığı yüksek yüzey alanı oluşumunda önemli rola sahiptir. Buna karşın yüksek sıcaklıkta uçucu organik bileşiklerin (lipitler, fulvik ve hümik asitler vs.) biyokömürün yüzey alanında yeniden yoğunlaşması nedeniyle, gözeneklerin bloke olması ardından adsorpsiyon kapasitesini azaltmaktadır.

Shinogi vd. (2003), Amonette ve Joseph (2009), Steinbeiss vd. (2009), Keiluweit vd. (2010), 550 ^{0}C'ın altında (<550 ^{0} C) elde edilen pirolitik biyokömürlerde karbon, besin madde (N, K ve S vb.) ve kül oranı yüksek, aromatik karbon yapısı düşük, komplike yüzey ve iç alanı nedeniyle toprak bileşimleri ile kolayca etkileşimde bulunarak (daha reaktif) yüksek miktarda verimlilik sergilemiştirler, bu durum Chan vd. (2008) tarafından da saksı ve tarla denemesi ile kanıtlanmıştır. Öte yandan, 550 ^{0}C'ın üstünde (>550 ^{0} C) elde edilen pirolitik biyokömürler yüksek yüzey alanı (>400 m^2 g^{-1}) (Downie vd. 2009, Keiluweit vd. 2010) ve dirençli aromatik grupların sebebiyle ideal bir adsorban özelliğine sahiptirler (Mizuta vd. 2004, Lima ve Marshall 2005, Singh ve Cowie 2008). Biyokömürün kimyasal özellikleri bitki besin madde yarayışlılığı açısından önemlidir (Gundale ve DeLuca 2007). Biyokömü toprağa uygulandığı takdirde, toprak pH, EC, KDK ve besin madde seviyesinde değişikliklere neden olmaktadır (Liang vd. 2006, Gundale ve DeLuca 2007, Warnock vd. 2007, Amonette ve Joseph 2009). Örneğin; odun kömürü toprağa uygulandığında toprak pH'sını değiştirerek, besin madde yarayışlılığı özellikle P ve K seviyesi artış göstermektedir

(Clarholm 1994, Mahmood vd. 2003). Asidik pH değerine sahip topraklarda bazı elementlerin (Al, Cu, Mn vb.) bitki gelişimi üzerinde toksik etkisi, biyokömür uygulaması ardından azalmıştır, diğer yandan bu topraklarda, biyokömür etkisiyle artan pH sonucunda N, P, Ca, Mg, Mo vb. elementlerin çözünebilirliği artmıştır (Sierra vd. 2003, Steiner 2007, Steiner vd. 2008a). Liang vd. (2006), antrosollarda siyah karbon partiküllerinin oksidasyon sonucunda yük yoğnluğu ve adsorpsiyon kapasitesi artarken, KDK'de artış göstermiştir.

Lehmann vd. (2003a), Major vd. (2009), sera denemesinde biyokömür uygulandıktan sonra, amunyum yıkanması yaklaşık %60 düşüş göstermiştir. Ayrıca, bazı durumlarda N_2O salınımında da düşüş meydana gelmiştir (Spokas ve Reicosky 2009). Diğer araştırmalara göre Amazon topraklarında biyokömür adsorban özelliği nedeniyle N yıkanmasını azaltarak, N yarayışlılığını artırmıştır (Steiner vd. 2008b). Bazı biyokömürler toprakta ağır metaller (Cu, Zn vb.) ve bazı organik kirleticilerin (insektisitler vb.) yarayışlılığını veya fenol vb. materyallerin çözünebilirliğini azaltma potansiyeline sahiptirler (Gundale ve DeLuca 2007, Hua vd. 2009, Hilber vd. 2009). Biyokömürün hetrojen yüzey alanı (hidrofilik/ hidrofobik ve asidik/ bazik) onun yüzeysel fonksiyonel gruplarından (hidroksil, keton, ester, aldehid, amino, nitro, fenolik, karboksil vs.) kayaklanmaktadır (Amonette ve Joseph 2009, Atkinson vd. 2010).

Genel olarak yeni üretilmiş biyokömür hidrofobiktir ve yüzey alanında çok az miktarda polar fonksiyonel gruplar bulunmaktadır. Ancak toprağa uygulandığı zaman su ve oksijen etkisiyle oksidasyona maruz kalıp, karboksil ve fenolik gruplar oluşturarak, hidrofilik özellik taşımaktadır (Cheng vd. 2008a). Biyokömürün yüzeyinde bulunan fonksiyonel gruplar, toprağın KDK, besin maddesi ve su tutma kapasitesini artırmaktadır, bu özellikler toprak kalitesini geliştirerek verimliliğini de artırmaktadır (Chan ve Xu 2009, Brunn 2011, Libra vd. 2011). Biyokömürün fiziksel özellikleri toprak kalitesi üzerinde etkisi ve atmosferik CO_2 tutması açısından önemlidir (Downie vd. 2009). Biyokömürün fiziksel yapısi (yüksek yüzey alanı ve gözenek) toprağın havalanması yönünde arbusküler mikoriza (AM) MO'lar için uygun habitat yaratarak, katyon, anyon ve makro elementlerin (N ve P vb.) yarayışlılığı bitki gelişimini

desteklemektedir (Warnock vd. 2007). Öte yandan biyokömürün partikül boyut farklılığı (2-20 mm), bitki verimliliği açısından önemsizdir, bu da onun kullanımı açısından kolaylık sağlamaktadır (Lehmann vd. 2003b).

Toprağın hidro-fizik özellikleri uygulanmış biyokömürün hammadde türüne bağlı olarak değişmektedir. Örneğin; düşük sıcaklık ve istikrarsız hammaddeden elde edilmiş biyokömü değişken özellikler göstermektedir (Nguyen ve Lehmann 2009). Diğer yandan, gözenekli yapılı biyokömür, yüksek miktarda ekstrakte edilebilir moleküler yapılı hümik ve fulvik asit içermektedir (Trompowsky vd. 2005). Kimyasal/ mikrobiyal stabilitesi oranı yüksek olan biyokömürler çevresel koşullarına bağlı olarak uzun zaman direnç gösterebilmektedirler (Solomon vd. 2007b, Cheng vd. 2008a).

2.6 Pirolitik ve Hidrotermal Biyokömürün Morfolojisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömürün temel moleküler ve aromatik yapısı, yüzey alanı, porozite özellikleri, yapı dizaynı ve yüzeysel fonksiyonları birbirinden farklıdır. Termokimyasal dönüşüm prosesinde, organik bileşimlerin (polimerlerin) buharlaşması sebebiyle biyokömürde gözeneklerin oluşması ile birlikte morfolojik yapıda da değişiklikler meydana gelmektedir. Genel olarak biyokömürde gözenek boyutları nano (<0.9 nm), mikro (<2 nm) ve makro (>50 nm) arasında değişmektedir (Downie vd. 2009). Biyokömürün por yapısı, boyut dağılımı, hacim ve toplam yüzey alanı, hammadde özellikleri ve işlem koşullarına bağlıdır (Downie vd. 2009, Keiluweit vd. 2010). Örneğin; sıcaklık artarken (mesela K için ≈ 400 °C), biyokömürün karbon yapısında mevcut olan bazı metaller gazlaşmaya maruz kalıp kül fazında da morfoloji yapısı değişime uğramaktadır (kristalin yapıdan amorf yapı veya tam tersi kiristalize olabilir) veya kimyasal bileşimleri parçalanma, oksidasyon veya indirgeme reaksiyonları nedeniyle değişmektedir (Wornat vd.1995, Bridgwater ve Boocock 2006). Makro porlar havalandırma, hidroloji ve habitat, mikro porlar moleküler adsorpsiyon ve taşıma açısından önemlidirler.

Mikrogözenekler farklı piroliz sıcaklığı ve dehidroksilasyon reaksiyonu (su moleküllerinin kayba uğraması) nedeniyle oluşumaktadırlar (Troeh ve Thompson

2005). Gözeneklerin uluşumu ile birlikte yüzey alanında da yaklaşık üç kat artış meydana gelmektedir (Bagreev vd. 2001). Genel olarak yüksek reaksiyon sıcaklığı (HRT) ve ısıtma oranı (HHR) hücre yapısının erimesini sağlayarak, yüzey alanı ve porozite oranında düşüş meydana gelmektedir. Eğer termokimyasal dönüşüm prosesi yüksek sıcaklık ve ısıtma oranında gerçekleşirse, kömür miktarında azalma meydana gelmektedir. Örneğin; gazifikasyon ve hızlı pirolizde, işlem koşulları 600 °C(HRT) ve 50 °Cdk^{-1} (HHR) olduğunda, elde edilen kömür miktarı 10-30% arasındadır (Kambo ve Dutta 2015). Biyokütlede bulunan alkali ve toprak alkali metalik bileşimler (inorganik bileşimler) yüksek sıcaklığa maruz kaldığında kömürün por yapısının erimesine neden olup, porozite ve yüzey alanına negatif etki etmektedirler (Downie vd. 2009). HRT ve HHR mikro por yapılarını tahrip edip, buharlaşmanı engeller ve uçucu organik maddelerin biyokömürün por yapısı yoğunlaşması ardından porları bloke ederek biyokömürün yüzey alanının azaltması ortaya çıkmaktadır (Kloss vd. 2012).

HTC prosesi ile elde edilen hidrotermal biyokömür tipik olarak küçük yüzey alanı ve porozite yapısına sahiptir (Fuertes vd. 2010, Sevilla vd. 2011, Titirici vd. 2012). Fuertes vd. (2010), pirolitik ve hidrotermal biyokömürün BET-yüzey alanı piroliz (550 °C ve 15 dk) ve HTC ile (250 °C ve 4 saat) mısır koçanında 12 ve 4 m^2 g^{-1} sırasıyla belirlenmiştir. Day vd. (2005), biyokömürün 400 °C'da 120 m^2 g^{-1} olan yüzey alanı, 460 °C'da çıktığında 900 m^2 g^{-1}'a kadar artış göstermiştir. Düşük sıcaklıkta üretilen biyokömür bitki besin elementleri yarayışlılığı açısından (Day vd. 2005) ve yüksek sıcaklıkta elde edilen biyokömür, aktif karbon özelliği açısından önem taşımaktadır (Ogawa vd. 2006). Düşük sıcaklıkta elde edilen biyokömürün yüzey alanı hidrofobik olup toprakta su tutma kapasitesine olumsuz etki yaratabikmektedir. Biyokömürün morfoloji özellikleri onun hammadde şekil ve boyutuna da bağlıdır. Örneğin; odundan yapılan biyokömür homojen şekilde odun dış kabuğunu göstermektedir. Ancak tavuk gübresinden yapılan biyokömür heterojen yapıya (kömürleşmiş kalıntılar, tohum, tüy, proteinler, sindirilmiş gıda, atlık malzemesi ve mineraller vb.) sahiptir.

2.6.1 Biyokömürün fiziksel ve kimyasal aktivasyon sonarası morfolojik yapısı

Biyokömürü sanayi sektöründe adsorban olarak kullanılması amacıyla ekstra aktivasyon işlemlerinin yapılması gerekmektedir. Genel olarak bu işlemler yüzey alanı ve gözenek artışı yönünde gerçekleşmektedir. Aktivasyon işlemleri anlamlı miktarda biyokömürün yüzey alanı (iç gözenekli yapısı açılması nedeniyle) artırabilmek potansiyeline sahiptirler (1000-3000 m^2 g^{-1}) (Gratuito vd. 2008). Fiziksel ve kimyasal aktivasyon uygulaması biyokömürün yüzey alanı artırmak yönünde yaygındır (Downie vd. 2009). Her iki yaklaşımda da, yüksek sıcaklık, aktivasyon süresi ve ajanları etkisiyle biyokömürün gözenekli yapısında değişiklikler ortaya çıkmaktadır, bu da yüzey alanı etkilemektedir (Zhang vd. 2004).

2.7 Biyokömürün Karakterizasyonu

Biyokömürün karakterizasyonu için pH, uçucu bileşikler içeriği, kül miktarı, su tutma kapasitesi, kütle yoğunluğu, porozite hacmi ve spesifik yüzey alanı yedi temel özellik olarak tanımlanmaktadır. Biyokömürün karbon içeriği biyokömür miktarı ile ters orantılıdır. Araştımaya göre, sıcaklık 300 ve 800 °C arasında olduğunda, karbon miktarı %56'dan 93'e kadar artmıştır, ancak biyokömür miktarı %67'den 26'ya kadar düşüş göstermiştir (Okimori vd. 2003). Bai durumlarda piroliz sıcaklığının artmasına rağmen biyokömürün termokimyasal dönüşüm verimi düşüş gösterirken, içerdiği karbon miktarında artış gözlenmedi. Ancak sıcaklık artarken, kül içeriği (elementlerin korunması nedeniyle) artmaktadır.

2.8 Biyokömürün Toprağa Uygulama Nedenleri

Çeşitli biyokütle hammaddeleri karbonizasyon işlemi ile elde edilen bir form olan "biyokömür" olarak toprağa karıştırılmasıyla

2. Toprak uzun vadede biyokömürü biriktirir ve bu da iklim değişikliğinin azalmasında önem taşımaktadır (toprakta karbon tutulması),

3. Biyokömür toprak fonksiyonu, kalitesi ve tarımsal verimliliğini artırarak, enerji maliyetini düşürmektedir (enerji üretimi),
4. Biyokömür tarımsal kaynaklı sera gazlarının (CH_4, N_2O vb.) atmosfere salınımını azaltmaktadır (Lehman ve Joseph 2009).

Son yıllarda, biyokütleden piroliz ile elde edilen karbonca zengin materyallerin (pirolitik biyokömür, biyokömür), toprağa uygulanması verim artışı nedeniyle ilgi çekmiştir (Lal 2011, Vaccari vd. 2011). Biyokömürün toprağa uygulanmasının birçok tarımsal-çevresel faydaları vardır. Örneğin, biyokömürün toprağa uygulanması besin elementi tutma kapasitesi (Uzoma vd. 2011), su tutma kapasitesi (Abel vd. 2013), toprak pH modifiyesi (Cao ve Harris 2010), KDK artışı (Liang vd. 2006), toprağın agregat stabilitesi ve kütle yoğunluğu değişimini (Laird vd. 2010a) ortaya çıkarmıştır. Bu gelişmeler muhtemelen kömürün fiziko-kimyasal (özel yüzey alanı, porozite, pH değeri ve oksijen fonksiyonel gruplar vb.) özelliklerinden kaynaklanmaktadır.

Biyokömür polar ve polar olmayan organik kimyasalların (pestisit vb.) toprak ve sedimentlerde biyoyarayışlılığını (potansiyel adsorpsiyon, toprak pH, KDK değişikliği ve çözünmüş organik karbon vb. nedeniyle) azaltmaktadır (Bending ve Rodriguez-Cruz 2007, Beesley vd. 2011a, Gomez- Eyles vd. 2011, Zhang vd. 2011). Diğer yandan bazı durumlarda biyokömürün gözenekleri mineral veya organik partiküller ile bloke olarak, organik ve inorganik kirleticilerin adsorpsiyonu azaltmaktadır (Cornelissen vd. 2005, Cui vd. 2013). HTC'nin ilgi çekmesi onun ıslak biyokütlede uygulaması nedeniyle bir alternatif karbonizasyon yöntemi olarak meydana gelmiştir, geleneksel biyolojik ayrışma yöntemine göre avantaja sahiptir, reaksiyon süresi kısa ve hızlı olduğundan toksik ve inhibite materyaller ile etkilenmezler (Fiori vd. 2014).

2.9 Biyokömürün Toprak Kimyasal Özellikleri Üzerinde Etkisi

Genel olarak, KDK artışı; organik maddenin birim yüzey alanında yük yoğunluğu artışına bağlıdır ve yük yoğunluğu artışı da yüksek derecede oksidasyon veya yüzey alanı artışına bağlıdır. Araştırmalara göre biyokömürün KDK, toprak, kil mineralleri veya toprak organik maddesinden daha yüksektir. Bu durum biyokömürde bulunan aktif karbondan kaynaklıdır, yüksek KDK ve sorpsiyon alanına sahiptir. Ayrıca, biyokömür

üzerinde yer alan karboksil fonksiyonel gruplar biyotik, abiyotik veya alternatif olarak kimyasal adsorpsiyon ile toprağın içinde veya dışında oksidasyona maruz kalarak, yük yoğunluğunu artırarak, KDK'nde de artış meydana gelmektedir (Cheng vd. 2006, Bird vd. 2008). Diğer yandan biyokömürün pozitif yükleri oksidasyon ve adsorpsiyon nedeniyle azalmaktadır (Cheng vd. 2008a). Araştırmalara göre biyokömür uygulanması ardından NH_4^+ yıkanmasında %60 düşüş (Lehmann vd. 2003a, Major vd. 2009) ve N_2O salınımında da bazı durumlarda düşüş göstermiştir (adsorpsiyondan dolayı) (Spokas ve Reicosky 2009). Ayrıca, biyokömür ağaır metaller (Cu, Zn, Mn, Al, vb.) toksik elementler ve organik kontaminantları da (insektisit, herbisit, fenol vb.) adsorbe ederek hareket ve yarayışlılığını azaltmaktadır (Gundale ve DeLuca 2007). Bazı durumlarda, biyokömür toprağın pH üzerinde de etki ederek (artırarak) N, P, Ca, Mg ve Mo çözünebilirliğini artırmaktadır (Sierra vd. 2003, Steiner 2007, Steiner vd. 2008a, Hilber vd. 2009, Hua ve. 2009).

2.10 Biyokömürün Toprak Fiziksel Özellikleri Üzerinde Etkisi

Biyokömürün toprak fiziksel özellikleri üzerinde etkisi toprak yapı, doku, gözenek, partikül boyut dağılımı, yoğunluğu vs. bilinmektedir. Biyökömürün hareketi toprak profili içinde çok önemlidir, bu özellik bitki gelişimi açısından önemlidir (Leifeld vd. 2007, Hammes ve Schmidt 2009). Skjemstad vd. (1999), Leifeld vd. (2007), Major vd. (2010a, b), şeker pancarı atığı biyokömürü yaklaşık 35 yıl boyunca toprağın alt katmanlarına hareket edilmesi tesbit edilmiştir. Diğer araştırmaya göre biyokömür toprak içinde hareketi 100 yıl boyunca meydana gelmiştir (Hammes vd. 2008). Bu olaylar zaman süresinde biyokömürün partikül boyut değişimine bağlıdır ve dinamik olarak toprağın fiziksel özellikleri üzerinde etkisi saptanmıştır (Lehmann vd. 2009). Glaser vd. (2002), Teixeira ve Martins (2003), Terra preta topraklarında su tutma kapasitesi (hidrolik özellikleri) yaklaşık %18 etrafındaki verimsiz ve kömür içermeyen tropikal topraklarla kıyasla yüksektir. Bu topraklarda kütle yoğunluğu, toplam porozite yüksek olduğundan dolayı üst katmanlarda alt horizonlara göre düşüktür. Ancak organik madde içeriği derinliğe doğru azaldığında porozite de azalmaktadır ve bu durum kök penetrasyonu açısından da mekaniksel direnç yaratmaktadır. Diğer yandan biyokömür

makroporozite yapısı ve dirençli özelliğinden dolayı, toprağın su tutma kapasitesi üzerinde uzun süreli etki yaratabimektedir.

Genellikle biyokömürdeki partikül boyut dağılımı toprak bünyesini etkilemektedir (makroölçekte). Biyokömür toprakta fiziksel olaylara (büzüşme-şişme veya donma-çözülme vb.) maruz kaldığı zaman silt boyutlu partiküllere dönüşebilir. Bu nedenle biyokömürün toprak nemi üzerinde etkisi kumlu topraklarda orta bünyeli topraklara göre daha yüksektir (silt boyutuna dönüşme potansiyeli yüksektir). Diğer yandan biyokömürün killi topraklarda nem tutma kapasitesi artışı zarar verici ve olumsuz bir durumdur. Çünkü bu topraklarda çatlaklar akış açısından önem taşımaktadır ve biyokömür bu çatlakları tıkaması süretiyle olumsuz etki yaratmaktadır (Brodowski vd. 2007). Bazı topraklar yüksek iç direnç, sıkışıklık ve düşük infiltrasyon nedeniyle su altında kalarak, kök ve bitki gelişimine direnç gösterirler. Genllikle bu durum pirinç tarlalarında gözlenmektedir. Biyokömür toprak hidro-fizik özellikleri üzerinde etki ederek (mekaniksel akım dirençliğini azaltarak) su girişini sağlamaktadır (Whalley vd. 2006, Asai vd. 2009). Bazı kurak bölge topraklarında kök penetrasyonu sorunları biyokömür uygulaması ile giderilmiştir (Chan vd. 2007). Biyokömür mikoriza mantarları üzerinde fiziksel hücre oluşturarak, mantar kaynaklı zararlı gazların adsorbe edilmesini sağlamaktadır. Sonuç olarak, tropikal bölgelerde, biyokömür fiziksel özelliklerinden dolayı bitki verimi artış göstermiştir (Atkinson vd. 2010).

2.11 Biyokömürün Toprak Biyolojik Özellikleri Üzerinde Etkisi

Toprak biyotası yosun, artropodlar, bakteri, mantarlar, nematodlar, protozoa ve diğer omurgasızlardan oluşan karmaşık bir populasyondur. Bu gruplar toprak fonksiyonu, sağlığı ve üretimi açısından önem taşımaktadırlar.

2.11.1 Biyokömür ve toprak faunası

Termitler, larva ve diğer böcekler barınmak, beslenmek ve yaşamak için biyokömürü habitat olarak kullanmaktadılar. Ayrıca biyokömürü parçalayıp, organik bileşikler şeklinde korumaktadılar. Biyokömürün parçalanması oksidasyon prosesi ile inorganik

ve organik materyal arasında gerçekleşmektedir. Eckmeier vd. (2007), solucanlar <2mm çaplı partikülleri yutarak (sindirmek değil) profilin başka yerine (≈0.8m derinliğe) taşıyabilmektedirler. Biyotürbasyon biyokömür partiküllerinin profil boyunca mekaniksel karışımını ve dağıtımını sağlayıp mikrobiyal aktiviteni artırma potansiyeline sahiptir.

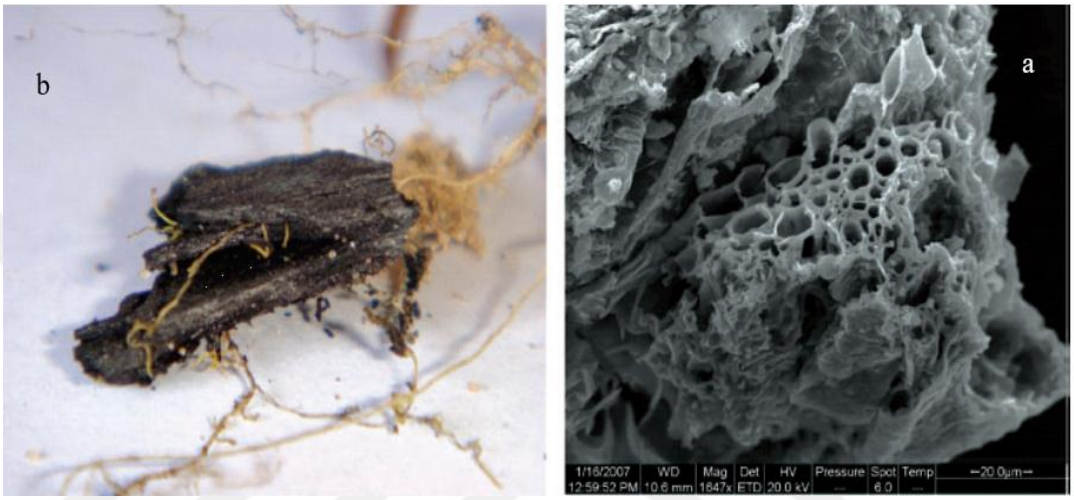
Birtakım kompleks reaksiyonlar bitki kökleri, MO'lar ve biyokömür arasında meydana gelmektedir.

Tarım alanlarında, biyokömür toprak ile itkileşime girmektedir. Mikroskobik, kromatografik ve spektroskopik çalışmalarına göre biyokömür uygulanmış sistemlerde, biyokömür ve kök gelişimi arasında çeşitli etkileşimler meydana gelebilmektedir:

1. Kök sistemi biyokömür partikülleri ile karşılaştığında, kök tüyleri su dolu makroporlara girmeleri veya biyokömürün yüzeyine bağlanmaları (Şekil 2.3).
2. Biyokömür yüzeyinde adsorbe olan mineraller, kök kaynaklı organik bileşikleri adsorbe ederler. Bu organik materyal düşük molekül ağırlıklı organik bileşikler (serbest dışkılar), yüksek molekül ağırlıklı jelatinli maddeler (musilaj), hücreler, dokular ve onların lizatlarıdır (bakteri, mantar ve bitki hücrelerinde plâzma zarının üzerinde yer alan yapı) (Violante ve Gianfreda 2000). Bu bileşikler biyokömürün yüzeyinde olan mineral tabakalarına veya doğrudan biyokömür yüzeyine bağlanabilirler.
3. Rizosfer en önemli redoks arayüzeyini oluşturur, yani indirgeyici ve oksitleyici ortamlar birbiri ile ilişkidedir (Bartlett 1999).
4. Biyokömür doğal, insan kaynaklı ve toksik bileşikleri adsorbe ederek, aktivitelerini azaltmaktadır (MacKenzie ve DeLuca 2006, Pignatello vd. 2006, Cheng ve Lehmann 2009, Smernik 2009, Spokas ve Reicosky 2009).
5. Biyokömür bitki kök ve toprak MO gelişimi üzerinde, uçucu madde ve kolay parçalanabilir organik moleküllere etki edebilmektedir. Bu bileşiklerden bazıları butenolide gibi çimlenmeye sebep olabilir (Dixon 1998), ve diğerleri sesquiterpenler gibi (Bridgwater ve Boocock 2006) mikoriza mantar gelişimini

teşvik edebilir (Amonette ve Joseph 2009). Auxofuran bitkinin besin almasında esas role sahiptir (Riedlinger vd. 2006).

6. Biyokömür bitkiler tarafından üretilen etilen maddesini adsobe edebilir (Michael 2001). Bunun tersine, etilen biyokömür tarafından salındığı zaman, nitrifikasyon prosesini toprakta inhibe edebilir, bu da nitroz oksitin (N_2O) salınmasına neden olmaktadır (Spokas ve Reicosky 2009).



Şekil 2.3 (a) Kök tüylerinin toprağa uygulanmış tavuk gübresi biyokömürü içerisine nufuz etmesinin SEM görüntüsü (1 yıllık biyokömür) (EMU UNSW). (b) kök tüylerinin toprakta biyokömür partikülü içerisine nufuz etmesi (20 yıllık biyokömür) (Van Zwieten vd. 2009)

2.12 Biyokömür- Toprak Arasındaki Reaksiyonlar

Biyokömür toprağa uygulandıktan sonra birkaç hafta içerisinde meydana gelen reaksiyonlar ile ilgili çok araştırma mevcut değildir (Singh ve Cowie 2008, Kuzyakov vd. 2009). Çünkü biyokömür toprağa uygulanmadan önce bazı reaksiyonlara maruz kalarak, onların devamını toprağa uygulandıktan sonra da sürdürmektedir, ancak bu reaksiyonların sürdürebilirliği ortamın nem ve sıcaklık durumuna bağlıdır (Cheng ve Lehmann 2009, Nguyen and Lehmann 2009). Buna örnek olarak bir çalışmada, biyokömür kaynaklı CO_2 miktarı, iki hafta toprağa uygulandıktan sonra düşüş göstermiştir (Singh ve Cowie 2008, Hilscher vd. 2009, Kuzyakov vd. 2009). Genel olarak, minerallerin çözünmesinde etkili olan prosesler çözünme, hidroliz, karbonatlaşma ve dekarbonatlaşma, hidrasyon, redoks vs. olaylarıdır. Bu reaksiyonlar

biyokömüründe ayrışmasınıda toprak biyotası ile birlikte etkilidiler ve reaksiyonların sürdürülmesi biyokömür türü ve iklim koşullarına bağlıdır. Biyokömür toprağa uygulandıktan sonra, toprak MO'ları ve bitki kökleri arasında bir takım reaksiyonlar gerçekleşmektedir (Lehmann ve Joseph 2009). Biyokömür ve toprak arasındaki etkileşimler, biyokömür ve toprak özelliklerine bağlıdır. Bu hususda biyokömürün fonksiyonel grupları ve pH değeri önemli role sahiptiler (Cohen-Ofri vd. 2007, Cheng vd. 2008a, Amonette ve Joseph 2009, Cheng ve Lehmann 2009, Keiluweit vd. 2010). Araştırmalara göre toprakta reaksiyonların türü (çözünme-çökelme, adsorpsiyon-desorpsiyon, asit-baz, redoks vs.) ve oranı aşağıdaki etmenlere bağlıdır:

- Hammaddenin bileşimi: genellikle mineral fraksiyonların toplam yüzdesi ve özel bileşimi,
- Karbonizasyon koşulları,
- Biyokömürün partikül boyutu,
- Toprak özellikleri ve çevresel koşullar (Steiner vd. 2007, Bruun vd. 2008, Singh ve Cowie 2008, Kuzyakov vd. 2009).

Biyokömürün toprağa uygulama metodu, onun yapı ve partikül boyutuna bağlıdır, toprağın minralizasyon hızı ve su tutma kapasitesini etkiliyebilir (Nocentini vd. 2010). Örneğin, pulluk diğer metotlara (derin bant veya direkt sondaj) kıyasla toprak partiküllerinin mekaniksel bozulmasına neden olup, biyokömür ile reaksiyon alanını sağlamaktadır (Kuzyakov vd. 2009).

2.13 Biyokömür Yüzeyinde Bulunan Organik Bileşiklerin Sorpsiyon Özellikleri

Pek çok mekanizma biyokömür ile organik bileşiklerin etkileşimini sağlamaktadır, bunlar hidrojen ve kovalent bağları, katyon köprüleri ve hidrofobik tipi etkileşimlerden ibarettir. Polar bileşikler oksijen içeren fonksiyonel gruplar ile adsorbe edilebilirler. Ayrıca kovalent olmayan elektron verici-alıcı (EDA) etkileşimi organik bileşiklerin π-sistemi ve sorpsiyon siteleri (toprak mineralleri yüzey alanı, doğal organik materyal ve biyokömür) arasında bulunmaktadır (Keiluweit ve Kleber 2009). Biyokömür toprağa uygulandıktan sonra organik molekülleri (herbisit, pestisit kalıntılarını vb.) adsorbe

edebilmektedir (Pignatello vd. 2006, Smernik 2009, Spokas ve Reicosky 2009). Organik moleküllerin biyokömür yüzeyine adsorpsiyon hızı biyokömür yüzey alanı özelliklerine bağlıdır. Biyokömürün partiküllerinin adsorptif özellikleri zaman süresinde dış yüzeyde organik bileşiklerin adsorpsiyonu nedeniyle azalmaktadır (Pignatello vd. 2006). Organik ve inorganik materyalın türü ve bileşimleri, biyokömür yüzeyinde reaksiyon ve adsorpsiyon işlemleri nedeniyle değişebilmektedir (Kwon ve Pignatello 2005, Keiluweit ve Kleber 2009).

Genel olarak, biyokömür ve toprak (inorganik ve oraganik kısmı) arasındaki etkileşim mekanizması aşağıdaki şekilde özetlenmektedir:

- Hidrofobik ve hidrofilik etkileşimler: biyokömür, organik bileşikler ve kil mineralleri arasında organo-mineral elektrostatik etkileşimler (Kleber vd. 2007). Bu etkileşimler H-bağı, katyon köprüsü ve ligand değişim reaksiyonları gibi hidrofilik bölgesinde meydana gelmektedir (Yariv ve Cross 2002).
- EDA etkileşimleri: biyokömür ve minerallerin, aromatik bileşikler ile iyon etkileşimşleri (Keiluweit ve Kleber 2009).
- Çözünebilir organik bileşiklerin (biyokömür veya toprak kaynaklı organik bileşikler) kil mineralleri (2:1 ve 1:1) arasına tutulması (Lagaly 1984, Matusik vd. 2009).

2.14 Biyokömürün Gözenekleri ile Çözünmüş Toprak Organik Madde ve Mineralleri Arasındaki Etkileşim

Genel olarak, biyokömürler yüksek miktarda makroporoziteye (çap >1µm) sahiptiler, partiküllerin yüzey ve iç kısmında yer almaktadılar (Downie vd. 2009). Sürekli sulama veya şiddetli yağıştan sonra gözeneklerin iç ve diş kısımları arasında yüksek su potansiyel gradyanı meydana gelmektedir (Hillel 2004). Kapiler kuvvetler toprak çözeltisinde mevcut olan suyu mikroporlara çeker, eğer biyokömür çok hidrofobik olmazsa, çözeltiden taşınan mikro elementler ve organik partiküller por kanallarında birikir (eğer toprağın matriks suyunda elektrolit konsantrasyonu düşük olursa veya eğer

iri materyal por sistemini kapatmazsa, bu prosenin gerçekleşmesi mümkün olmaktadır) (Buurman vd. 1998). Toprak matriksi tarafından biyokömürün ne kadar derinliğe nüfuz etmesi, biyokömürün çap, eğrilik ve bağlantısı ve makroporların uzunluk ve boyutuna bağlıdır. Porlarda gerçekleşen reaksiyonlar çok karmaşıktır. Katı biyokömürün heterojen doğası, mineral ve organik bileşikleri ve sıvı fazında çözünmüş organik ve inorganik materyale bağlıdır (Hammes ve Schmidt 2009). Biyokömürün por yapısı MO kolonilerine uygun bir habitat yaratmaktadır. Ogawa (1994), fungus biyokömür porları içinde yer alarak, gelişmektedir. Biyokömür toprağa uygulandığı takdirde, porozite özelliğinden dolayı toprağın havalandırmasını artırarak, onun anaerobik mikrositelerini azaltmaktadır (Zackrisson vd. 1996). Thies ve Rilling (2009), biyokömürün gözeneklerinde bulunan karmaşık mikrobiyal topluluğu, organik materyalin ayrıştımasında önemli rola sahiptirler.

2.15 Biyokömür Uygulamalarının Avantaj ve Dezavantajları

Genel olarak biyokömür toprağa uygulandığı takdirde uzun süre stabilitesini koruyup (stabil karbon içeriğinden dolayı), bu nedenle tarımsal sistemlerde kullanılması uygun görünmektedir (Lehmann 2007).

2.15.1 Biyokömürün pozitif etkileri

- Bitki patojenlerini önlemek (Elad vd. 2010), bitki besin elementlerinin tutulmasını sağlamak (Lehmann vd. 2003), toprak asitliğini modifiye etmek (Yuan ve Xu 2011) ve toprak mikrobiyal aktivitesini stimüle etmek (Smith vd. 2010, Jones vd. 2011a,b, Lehmann vd. 2011)
- Bitki verimini artırmak, sera gazlarının topraktan atmosfere salınımını azaltmak ve karbon tutucu (Lehmann vd. 2006, Chan vd. 2007, 2008, Yanai vd. 2007, Van Zwieten vd. 2009, Graber vd. 2010, Taghizadeh-Toosi 2011).
- Genel olarak biyokömürde patojen oranı yaklaşık sıfır ve kötü kokular taşımamaktadır (Pham vd. 2013).
- Biyokömürün düşük hacmı onun depolanma ve nakliye işlemini kolaylaştırmaktadır (Pham vd. 2013).

- Biyokömür karbonca zengin materyal içermekle birlikte bilim ve mühendislik alanlarında da ilgi görmektedir (Kambo ve Dutta (2015).
- Biyokömür toprak agregat oluşumu açısından çok önemlidir. Bir yandan doğal organik maddenin ayrışmasını sağlayıp, diğer yandan mikrobiyal popülasyon için doğal habitat yaratarak, mikrobiyal aktivitesini artırmaktadır (Blackwell vd. 2009, Major vd. 2009a)

2.15.2 Biyokömürün negatif etkileri

Biyokömürün potansiyel toksisite etkisi; genel olarak uçucu maddeler, ağır metaller ve yüzeyinde yoğunlaşmış organik bileşimlerden ibarettir (McClellan vd. 2007, Lehmann ve Joseph 2009), organik bileşimler (PAH_S, krezoller, ksilenol, formaldehit, akrolein, diğer toksik karbonil bileşikler vs.) bakterisit ve fungisit özelliği taşımaktadırlar (Painter 2001). Diğer yandan Ogawa (1994), bu organik bileşimler bazı MO'lara karbon ve enerji kaynağı olabilirler. Biyokömür toprağın rengini görsel olarak koyulaştırır (özellikle organik maddece fakir topraklarda). Düşük sıcaklıkta meydana gelen orman yangınları dikkati çekmektedir (Ketterings ve Bigham 2000, Oguntunde vd. 2008).

2.16 Piroliz ve HTC Yöntemlerinin Kıyaslaması

Biyokütlenin yüksek miktarda alkali ve toprak alkali bileşimleri nedeniyle doğrudan enerji sektöründe kullanılması büyük bir risktir. Ayrıca, karbonizasyon sürecinde de metalik bileşimler istenmeyen özellikler (cüruflaşma, kirlenme, korozyon vb.) göstermektedir (Baxter vd. 1998). Metalik bileşimlerin yüzde oranı doğrudan hammddeden elde edilmiş külün yüzde oranına bağlıdır, biyokömür veya hidrotermal biyokömür elde edilme aşamasında kül miktarının az olması enerji üretimi açısından önemlidir. Biyokütle ve biyokömür kül içeriği analizlerine göre hidrotermal biyokömür ve pirokmür kül oranı biyokütle ile kıyasla sırasıyla düşüş ve artış göstermektedir. Kül miktarı açısından HTC ve piroliz prosesi arasındaki farkın nedeni, HTC'de basınçlı su biyokütlede inorganik bileşimleri demineralize edip likit fazına geçmesiyle birlikte katı fazda bulunan kül içeriğini azaltmaktadır. Ancak, her zaman nihai katı ürün kalite (yüzde karbon ve yüksek ısıtma değeri (HHV)) ve miktarı (termokimyasal dönüşüm)

arasında uygun ilişki bulunmaktadır. Diğer yandan bu prosesde ortaya çıkan atık suların uygun şekilde kullanılması önemlidir. Alternatif olarak, açığıa çıkan suyun döngüsü bir çözüm yolu olabilir.

Genel olarak, düşük sıcaklıkta gerçekleşen karbonizasyon, yüksek miktarda biyokömür ve az miktarda kullanılabilir formda karbon göstermektedir, ancak, yüksek sıcaklıkta gerçekleşen proselerde bu oranların tam tersi ortaya çıkmıştır. Ayrıca, yüksek miktarda hemiselüloz içeren hammade lignin içeren hammadde ile kıyasla piroliz işemine maruz kaldığı zaman, düşük miktarda pirolitik biyokömür ve yüksek miktarda uçucu madde ortaya çıkmıştır (Amonette ve Joseph 2009, Hodgson vd. 2011). Piroliz ve HTC arasındakı termokimyasal dönüşüm farklılığı, biyokütle polimerlerinin farklı parçalanma şeklinden de kaynaklanmaktadır. Biyokütle polimerlerinin parçalanmasi, reaksiyon ortamı, dehidratasyon ve dekarboksilasyon reaksiyon hız oranına bağlıdır, bu tür reaksiyonlar HTC'de yavaş piroliz ile kıyasla daha yüksektir (Libra vd. 2011). Hidrotermal koşullarında, alt-kritik su nedeniyle biyokütlede mevcut olan polimerler (özellikle hemiselüloz) çözülerek, sıvı faza geçmektedir, yani yüksek miktarda termokimyasal dönüşüm göstermektedir (Yan vd. 2009). Ancak, HTC'nin en önemli dezavantajlarından biri, reaktöre biyokütlenin kuru ağırlının 3-10 katı su ilave edilmesidir. Bu durum ekonomik açıdan masraflıdır.

HTC yöntemi geleneksel kuru piroliz prosesi ile kıyasla prose perfonmansı, ekonomi ve yaş biyokütle kullanımı (ön kurutma işlemine ihtiyac duymadan) açısından üstündür. Pirolitik ve hidrotermal biyokömür fiziko-kimyasal özellikleri (kimyasal bileşimler, morfolojik özellikler ve yüzeysel fonksiyon gruplar) açısından birbirindan farklıdırlar, bu da onların potansiyel uygulama özelliklerini (karbon tutma, toprak düzenleyici, biyo-enerji üretimi ve atıksu kirliliği remediasyonu vs.) endüstri alanları ve çevresel koşullardan etkilemektedir. Araştımalara göre aynı sıcaklık koşullarında elde edilmiş hidrotermal ve pirolitik biyokömür birbirinden farklılık göstermiştiler, örneğin; hidrotermal biyokömür pirolitik biyokömür ile kıyasla az alkali ve toprak alkali tabiata, düşük miktarda ağır metal içeriği ve yüksek ısı değerine sahip olduğu belirlenmiştir.

2.17 Piroliz ve HTC'nin Bazı Avantaj ve Dezavantajları

- Piroliz prosesi boyunca zararlı gazlar, organik bileşimler (CO, CH_4 ve PAHs) ve yağlar atmosfere salınmaktadır (Di Blasi vd. 1999). Bu salınımların azaltması yönünde geleneksel piroliz yerine kompleks piroliz ekipmanlarının kullanılması tevsiye edilmektedir (Meyer vd. 2011).
- HTC prosesinde zararlı gazlar açığa çikmaz ve hidrotermal biyokömür partikülleri yüzesel oksijen fonksiyonel grupları nedeniyle ateşlemeye eğilimli değildiler (Rillig vd. 2010, Schimmelpfennig ve Glaser 2012, Berge vd. 2013, Eibisch vd. 2013, Naisse vd. 2014).
- Pirolitik biyokömür toprakta daha stabil olup, sera gazları salınımına direnç göstermektedir.
- Hidrotermal biyokömür düşük stabilite nedeniyle toprakta karbon tutma kapasitesine sahip değildir ve toprağa uygulandığı zaman mikrobiyal faaliyetleri artırmaktadır, bu nedenle yüksek miktarda sera gazları (GHGs) açığa çıkmaktadır.
- Pirolitik biyokömür depolama sürecinde hava ve rutübet ile karşılaştığında, kimyasal reaksiyonlar (oksidasyon vb.) veya mikrobiyal faaliyatler nedeiyle aşınabilir (Boehm 2001, Zhao vd. 2014). Ayrıca, eğer biyokömür ayrışabilir organik materyal (kompost vb.) ile karışırsa, bozunma reaksiyonları (C-oksidasyonu, mineral bileşemlerin çözünmesi) veya ateşleme depolama veya intikal süresinde gerçekleşebilir (Yoshizawa vd. 2007, Dias vd. 2010).
- Piroliz kuru koşullarda gerçekleşmesinden dolayı ıslak biyokütle hammadde karbonizasyon için uygun değildir.
- HTC ideal bir yöntem olarak ıslak hammaddeni (arıtma çamuru, hayvansal ve tarım atıkları vb.) ön kurutmaya ihtiyac duyulmadan kömüre dönüştürebilme potansiyeline sahiptir (Baskyr vd. 2014, Benavente vd. 2014, Kim vd. 2014).

Genel olarak, hidrotermal biyokömür pirolitik biyokömüre göre toprağa uygulandığında daha olumsuz etkiye sahiptir. Bu nedenle hidrotermal biyokömürün toprağa uygulaması, onun karbon tutma kapasitesinin artımasına (stabilitesini artırmak ve sera gazlarının salınımının azaltması) bağlıdır.

2.18 Biyokömür Uygulamalarında Bazı Darboğazlar

- Biyokömürün çiftçiler tarafından tanınmaması ve araziye uygulama yasası (örneğin Avrupada).
- Biyokömürün uygulama yaklaşımı tarımsal uygulama politikalarında yer almamasıdır. Bu durum toprakta uzun süre stabil olması, topraktan kolay elemine edilmemesi, toprağın yerli OM kaybının artırması (Wardle vd. 2008), toprakta PAH_S gibi materyalin birikme riski, herbisitlerin faaliyetini engellemesi (adsorbsiyondan dolayı) vs. özelliklerinden kaynaklıdır (Jones vd. 2011a,b, Lehmann vd. 2011).
- Biyokömür üretimi yüksek derecede çevresel kirletme potansiyeli nedeniyle insan sağlığına olumsuz etki yaratmaktadır (Kato vd. 2004, Barbosa vd. 2006).
- Ormansızlaşma, toprak erozyonu ve degredasyonu (Ayoub 1998).

2.19 Dünyada ve Türkiye'de Biyokömür Kullanımı

Glaser vd. (2001), 1980- 1990 arasında yapılan bazı araştırmalarda düşük miktarda (0.5 t ha^{-1}) odun kömürünün çeşitli bitkiler üzerinde olumlu etkisi olmasına rağmen yüksek oranda olumsuz etkisi olduğu da ortaya çıkmıştır. O zamandan beri kısa dönem tarla denemeleri temel tahıl bitkileri verimliliği üzerinde araştırmalar yapılmıştır (Yamato vd. 2006, Blackwell vd. 2007, Rondon vd. 2007, Steiner vd. 2007, 2008a, Kimetu vd. 2008, Asai vd. 2009).

Chan vd. (2007, 2008), farklı hammaddelerden (tavuk altlığı, yeşil atıklar ve indikatör bitkileri (turp vb.)) piroliz koşullarında elde edilen farklı biyokömürlerin tarımsal değeri saksı denemesi ile belirlenmiştir. Saksı denemeleri orta 5-15 t ha^{-1} (%0.5 toprak kütle oranı) ve yüksek düzeyde 60-300 t ha^{-1} (2- %10 toprak kütle oranı) yapılmıştır. Bu denemelerde kömür geleneksel kül fırınında 350-450 °C'da yapılmış ve kömürler alkali pH değerine sahiptirler. Bu çalışmalarda, biyokömür tropikal asidik topraklara uygulanmıştır. Deneme süresi sekiz ay ve ölçümler besin element yarayışlılığının yanısıra ürün miktarından ibarettir. Biyokömür alkali pH nedeniyle tropikal asidik topraklarda besin element yarayışlılığı açısından önemli etki sergilemiştir.

Kimetu vd. (2008), bu araştırmaya göre biyokömür kısmen toprak fonksiyonunu iyileştirip, bitki besin elementlerinin (özellikle NPK) yarayışlılığını kontol parsellere göre yükseltmiştir ve bu da biyokömürün uygulanmasının olumlu etkisinin bir göstergesidir.

Bir çalışmaya göre Avusturalya yarı-kurak topraklarda biyokömür ile gübre karışımı saksı denemesinde olumlu sonuçlar göstermiştir (Chan vd. 2007), ve Endonezya'da ağaç kabuğu biyokömürün N gübresiyle birlikte mısır ve yer fıstığı ürün miktarında artışa neden olduğu belirlenmiştir (Yamato vd. 2006).

Bir saksı denemesinde biyokömür ilave edilmesiyle mısır bitkisinde yüksek biyokojik N fiksasyonu ortaya çıkmıştır (Rondon vd. 2007). Ayrıca başka bir saksı denemesinde yüksek N yarayışlılığı turp bitkisi üzerinde belirlenmiştir. Bunun nedeni, biyokömür azotu bitki yarayışlılığından önce immobilize olmasıdır ve gelişme boyunca parçalanabilen C-N fraksiyonları minaralize olarak, N mikrobiyal biyokütlede birikmesi, amonyum sorpsiyonu veya toprak çözeltisinin ince gözeneklerinde tutulmasıdır (Chan vd. 2007, 2008).

Chan vd. (2007), yeşil atıklar kaynaklı pirolitik biyokömürün etkisini saksı denemesinde turp bitkisi üzerinde, Alfisol topraklarda incelemiştir. Biyokömür etkisi 3 farklı dozda (10, 50 ve 100 t ha^{-1}), azotlu gübre (100 kg N ha^{-1}) ve gübresiz ortamda (kontrol) araştırılmıştır. Kullanılan toprak sertleşmiş Alfisol (Chromosol), toprak derinliği 0-0.1m ve uzun zamandan beri ekim yapılmıştır. Kontrol toprağında biyokömürün en yüksek dozunun (100 t ha^{-1}) uygulamasına rağmen, turp bitkisi verimi artış göstermemiştir. Ancak biyokömür ve azotlu gübre arasında en yüksek doz uygulamasında olumlu intraksiyon ortaya çıkmıştır ve bu da biyokömürün azotlu gübrenin bitki gelişiminde daha etkili olduğunu kanıtlamıştır. Turp bitkisinin sadece azotlu gübre ortamında ve sıfır biyokömür uygulamada kuru maddesinde yaklaşık %95 artış gözlenmiş, ayrıca azotlu gübre biyokömürün en yüksek dozunda (100 t ha^{-1}) yaklaşık %266 artış göstermiştir. Öte yandan biyokömürün en yüksek dozu (>50 t ha^{-1}) uygulamasında, toprak pH, organik karbon ve değişebilir katyonlarda da artış ve

gerilme direncinde düşüş meydana gelmiştir, bu da tarla kapasitesi artışı açısından çok önemlidir.

Das vd. (2008), tavuk altlığı ve çam odunu pirolitik biyokömürü ve biyo-yağların (yoğunlaşmış organik moleküller) etkisini mikrobiyal aktivite üzerinde su ve toprakta incelemişlerdir. Biyokütlelerde önceden elementel analizler (protein, selüloz, hemiselüloz, lignin ve kül içeriği vb.) yapılmıştır. Ayrıca ürün miktarı, kömür ve yoğunlaşmış sıvının bazı özellikleri de belirlenmiştir. Mikrobiyal aktivite toprak ve suda solunum yöntemiyle belirlenmiştir. Sonuçlara göre tavuk altlığı sulu fraksiyonlar şeklinde su ortamına uygulandığında, en yüksek biyolojik aktivite göstermiştir. Toplam oksijen kullanımı 120 saat içinde tavuk altlığı biyokömürü uygulanmış sulu fazda en yüksek miktarda (1.82 mg g^{-1}) saptanmıştır. Ortalama oksijen tüketimi tavuk altlığının yağlı fraksiyonları uygulandığında % 44- 62 oranında sulu fraksiyonların uygulanmasını temsil etmiştir. Çam kırıntı ve çam pelletinden elde edilen sıvılar ve kömürler, tavuk altlığından üretilmiş sıvı fraksiyonlardan daha düşük solunum aktivitesi göstermiştir. Bu sonuçlar, mikrobiyal aktivite üzerinde protein yapılı (türevi) moleküllerin etkisini göstermektedir. Tavuk altlığı pirolitik biyokömürü verim ve ürün açısından protein ve kül içeriği nedeniyle çam kaynaklı materyaldan üretilmiş biyokömüre göre farklılık göstermiştir. Çamdan elde edilmiş sıvı ürünler tavuk altlığı pirolitik biyokömüre göre mikrobiyal aktivitesini engellemiştir. Tavuk altlığı pirolitik biyokömürü protein kaynaklı N-hetrosiklik bileşimlerden dolayı biyolojik aktivitesi açısından artış göstermiştir. Bu bileşikler piroller, piridinler, pirazinler ve pteridinlerden ibarettir. Pirojenik biyokömür P ve N içeriği açısından ve N biyoyarayışlılığı açısından önemlidir. Kömürleşme sırasında açığa çıkan N kolayca amonyağa dönüşür ve bu da kontrollü koşullarda azotlu gübreye dünüşebilmektedir.

Rajkovich vd. (2011), çeşitli hammaddelerden yavaş piroliz yöntemi ve dört farklı sıcaklıkta (300, 400, 500 ve 600 °C) elde edilen biyokömürlerin etkisini mısır bitkisi üzerinde incelemiştir. Bu çalışma 46 günlük saksı denemesi olarak, orta derece verimli Alfisol toprağında ve beş farklı doz aralığında (0.0, 2.6, 6.5, 26, ve 91 t biyokömür ha^{-1}) ve kimyasal temel gübreler (NPK) ile birlikte yürütülmüştür. Bitkisel kaynaklı mısır koçanından üretilmiş biyokömürler deneme bitkisinde biyokütle ağırlığını sırasıyla %

43 ve 30 artırmış ancak gıda atıklarından yapılan biyokömür kimyasal gübreli kontrole göre % 92 biyokütlede düşüş meydana gelmiştir ($P< 0.05$). Piroliz sıcaklığı 300'dan 600'da arttığında, gıda atığı ve kağıt çamurundan yapılan biyokömürlerin fiziko-kimyasal özellikleri üzerinde olumsuz etki sergilemiştir. Ortalama en yüksek bitki gelişimi 500 °C'da üretilmiş biyokömür uygulamasında görülmüştür ($P< 0.05$), ancak bitki gelişiminde hammadde türü piroliz sıcaklığına göre sekiz kat daha etkilidir. Ahır gübresi, kağıt çamuru veya gıda atığından üretilmiş biyokömürlerde 26 t ha^{-1}'ın üstünde uygulaması deneme bitkisi gelişimini azaltmıştır. Bitkinin N alım miktarı 2.6 t ha^{-1} biyokömür (300° C) uygulamada %15 temel kimyasal gübreli kontrole göre yüksektir ($P<0.05$), ama N yarayışlılığı 91 t ha^{-1} üstü biyokömür uygulamada 91 t ha^{-1} altı uygulamaya göre azalmıştır. Biyokömürün uçucu madde veya kül içeriği, bitki gelişimi veya N yarayışlılığı açısından korelasyon bulunmamıştır ($P> 0.05$) ve yüksek pH değeri orta doz uygulamalarda bitki gelişiminde çok az olumlu etki göstermiştir. Yüksek miktarda besin element içeriği (N, P, K, Mg) düşük uygulama dozlarında (2.6 ve 6.5 t ha^{-1}) bitki gelişimini artırmış ancak Na yüksek uygulama dozlarında (26 ve 91 t ha^{-1}) bitki gelişimini verimli Alfisol toprağında azaltmıştır.

Uchimiya vd. (2011), biyokömür etkisini toprakta ağır metal tutma kapasitesi üzerinde incelemiştir. Ağır metallerin biyokömür ile tutulması ve iyileştirilmesi, toprağın türüne bağlıdır. Bu çalışmada, Cu adsorpsiyon izotermi özelliği belli bir topraktan elde edilmiştir (killi, alkali, San Joaquin gibi toprak yüksek derecede adsorpsiyon kapasitesine sahiptir), ancak Norfolk kumlu tınlı, asidi ve aşınmış toprak Cu tutma açısından düşük kapasite göstermiştir. Ceviz kabuğundan elde edilmiş asidik aktif karbon ve tavuk altlığından üretilmiş alkali biyokömür Cu adsorbsiyonu açısında Norfolk toprağında San Joaquin toprağaına göre daha yüksektir. Norfolk toprağına aktif karbon eklendikten sonra, Cu adsorsiyonu öncelikle katyon değişim mekanizmasından yani H, Ca ve Al açığa çıkmasından kaynaklanır, çünkü Al asidik ortamda açığa çıkması zordur. San Joaquin toprağı, Cu tutulmasını biyokömür eklendikten sonra elektrostatik intraksiyon mekanizması ile sağlamıştır; Cu, toprak ve biyokömür yüzeyinde mevcut olan negatif yükler arasında, Cu'ın mineraller (kül) tarafından tutulması, fonksiyonel gruplar ile birleşmesi ve p elektronlarının karbonlaşmış materyaldan delokalize olup çökmesidir. Sonuç olarak, biyokömürü toprak düzenleyici

olarak ağır metal adsorbsiyonunda kullanılması esnasında, açığa çıkan diğer elementlerin (Al vb.) dikkate alınması gerekmektedir.

Herath vd. (2013), biyokömürün etkisini Alfisol ve Andisol topraklarının fiziksel özellikleri üzerinde değelendirmiştir. Bu araştırmada, iki farklı sıcaklıkta yapılan mısır koçanı pirolitik biyokömürlerin (CS-350, CS-550) ve işlem görmemiş mısır koçanının (CS) etkisini agregat stabilitesi, volumetrik su içeriği (θV), kütle yoğunluğu, doymuş hidrolik iletkenlik (Ks) ve belirlenmiş toprakların su geçirmezliği incelenmiştir. Uygulama dozu (CS, CS-350, CS-550) tipik Fragiaqualf (TK) ve tipik Hapludand (EG) topraklarında 7.18 t C (pirolitik biyokömür) ha^{-1} dır. 295 gün inkübasyon sonunda (T295), (i) kütle yoğunluğu ve Ks belirlemek için bozulmamış, (ii) agregat stabilitesi, toprak su geçirmemezliği ve θV için orta bozulmuş örnekler (15, −1, −0.3, −0.1, −0.08, −0.06, −0.04, ve −0.02 bar basınc) alınmıştır. θV başlangıçta (T0) -15, -1 ve -0.3 matrik potansiyel olarak farklı uygulamalarda belirlenmiştir. Biyokömür uygulaması ardından her iki toprağın agregat stabilitesi artış göstermiştir ($P < 0.05$), CS- 550 biyokömürün etkisi TK toprağı üzerinde EG toprağına göre daha yüksektir ve bunun tam tersi CS-350 biyokömürde ortaya çıkmıştır. Biyokömür uygulaması θV tüm matrik potansiyelleri artırmıştır, ancak bu etki anlamlı değildir ($P < 0.05$), ve genelde TK toprağında EG toprağa göre T0 ve T295'de belirgindir. Biyokömür uygulaması anlamlı miktarda ($P < 0.05$) TK toprağı makro gözeneklerde 0.08- 0.0 basınç ve EG toprağında mezo gözeneklerde -1- 0.1 basınç arasında θV'de artış göstermiştir. Her iki biyokömür uygulamasında ($P<0.05$), TK toprağının Ks'si artış gösterirken, CS-350 biyokömür EG toprağın Ks'te anlamlı miktarda artışa neden olmuştur. Biyokömürün toprağın su geçirmemezliği üzerinde etkisi bulunmamıştır. Söz konusu, bu biyokömürler TK toprağında derenaj yetersizliği iyileştirilmesi gösterilmiştir. 295 gün inkübasyon sonunda, biyokömürler her iki toprakta fiziksel özellikleri üzerinde önemli etkide bulunmuştur. Porozitede değişkenlik toprağın hidrolik iletkenlik özelliği üzerinde yansımıştır. Her iki toprakta mezoporozitenin artışı, onun su tutma kapasitesinin artışına neden olup bunun da bitki yetiştirmede az sulamaya ihtiyaç duyduğunu vurgulamaktadır. Örneğin; bu topraklarda çavdar bitkisi yetiştirmede, bitki kök derinliği 60 cm ve buharlaşma 5 mm d^{-1} ve toprakta suyun azalma miktarı %60 tır ki biyokömür

karıştırdıktan sonra, sulama TK toprağında 1 gün ve EG toprağında 3 gün aralığa uzatılabilmesi ortaya çıkmıştır.

Hass vd. (2012), tavuk gübersi biyokömürün etkisi toprak pH modifiyesi ve besin element yarayışlılığı üzerinde Appalachia toprağında incelemiştir. Yıpranmış topraklar asidik pH nedeniyle besin element eksikliği ve metal toksisitesine maruz kalmış topraklardır. Bu sorunların giderilmesi ve toprağın verimliliğinin artırması yönünde kireç ve gübre uygulaması ön görülmektedir. 350 ve 700 °C'da, tavuk gübresinden elde edilmiş ve buhar aktivasyonuna maruz kalmış veya kalmamış pirolitik biyokömürlerin etkisini inkübasyon denemesi süresinde toprak düzenleyici olarak asidik ve aşırı yıpranmış Appalachia toprağında araştırılmıştır. Biyokömürler 5, 10, 20 ve 40 (g kg^{-1}) oranlarında Gilpin toprağı ile (fine-loamy, mixed, active, mesic Typic Hapludult) karıştırılmış ve kontrollü koşullarda sekiz hafta süresince inkübe edilmiştir. Bunun yanısıra sadece toprak içeren kontrol saksısı ve sadece dolomit kireç (AgLime) içeren saksıda denemeye alınmıştır. İnkübasyon sonunda toprağın pH, besin element yarayışlılığı Mehlich-3 ve amonyum bikarbonat diethylene triamine pentaacetic acid (AB-DTPA) ekstraksiyonu ve sızıntı su bileşenleride belirlendi. Biyokömürün pH üzerinde etkisi uygulama dozu ve süreçe bağlı olarak bulunmuştur. Biyokömürün en yüksek uygulama dozunda (40 g kg^{-1}), pH 4.8'den 6.6'a artış göstermiştir, ama bunun etkisi agronomik kireçe göre daha düşüktür. 350°C'da üretilmiş ve aktivasyon işlemi görmeyen biyokömür pH üzerinde en düşük etkini göstermiştir. Mehlich-3 ile ekstrakte edilen mikro ve makro elementler biyokömür uygulaması nedeniyle artış göstermiştir. Yüksek piroliz sıcaklığı ve aktivasyona maruz kalmış biyokömür, aktivitasyon yapılmamış 350 °C'da üretilmiş biyokömüre kıyasla K, P ve S yarayışlılığı açısından düşüş göstermiştir. Aktivleştirilmiş biyokömür AB-DTPA ekstrakte edilen Al ve Cd içeriğini agronomik kireç uygulamasına göre azaltmıştır. Biyokömür NO_3^- miktarını sızıntı suyunda artırmazken, çözünmüş organik karbon, toplam N ve P, PO_4^{3-}, SO_4^{2-} ve K miktarında en yüksek uygulama dozunda (40 g kg^{-1}) artışa neden olmuştur. Tavuk gübresi biyokömürü çözünmüş P'nin miktarının artış riskleri, onun uygulama oranını sınırlandırabilir. Biyokömürün düşük uygulama dozu yeterli besin elementleri sağlarken, sızıntı su bileşenleri üzerinde olumsuz etki yaratmamıştır. Söz konusu, 700 °C'da tavuk gübresinden üretilmiş biyokömür 350 °C'da üretilmişe göre toprak pH'sı

üzerinde daha etkili olduğu belirlenmiştir. 350 °C'da üretilmiş ve buhar ile aktivleşmiş biyokömür, kireç değerini 700 °C'da üretilmiş biyokömür seviyesine kadar artırmıştır. 3 g kg^{-1} agronomik kireç uygulaması toprak pH'sı üzerinde olumlu etkisi 14 kat fazla biyokömür uygulaması ile muadildir. Ayrıca, biyokömür ekstrakte edilen elementler üzerinde kontrol ve AgLime ile kıyasla daha çok etkide bulunmuştur. Piroliz sıcaklığı artarken, yarayışlı Cu, K, Mg, ve Zn miktarı artış ama Fe, Mn ve S miktarı düşüş göstermiştir. Aktifleştirilmiş biyokömür bütün elementlerin S haric yarayışlılığını artırmıştır. Tek tek elementler açısından, piroliz sıcaklığı artarken ve biyokömür üzerinde aktifleşme işlemi gerçekleşirse, S, K ve P yarayışlılığı azalmış, Cu ve Zn yarayışlılığı aktifleşmemiş ve 350 °C'da üretilmiş biyokömüre göre artış göstermiştir. Biyokömürün tipik asidik ve aşırı derecede yıpranmış Appalachian toprağa uygulanması, pH'da artış, besin elementlerin yarayışlılığını artırarak, toksik ve gereksiz elementlerin seviyelerinin düşürmeye neden olduğu belirlenmiştir.

Kurt (2016), biyokömür (BK) ve vermikompostun (VK) etkisini rhizosfer enzim aktiviteleri üzerinde mısır bitkisinde incelemiştir. İki ayrı deneme olarak, tesadüf blokları deneme desenine göre sera denemesi yürütülmüştür. Denemede BK ve VK organik materyalleri çeşitli oranlarda karıştırılarak (%100 BK, %100 VK, %75 BK+ %25 VK, % 25 BK+ % 75 VK, % 50 BK + %50 VK) inkübasyon ve saksı denemesine örtü materyali olarak uygulanmıştır. İnkübasyon ve saksı denemesinde toprakların biyolojik özellikleri (mikrobiyal biyomas, CO_2 değişimi, dehidrogenaz, üreaz ve arilsülfataz enzim aktiviteleri) ve besin elementleri üzerinde etkisi belirlenmiştir. İnkübasyon denemesi sonuçlarına göre, arilsülfataz enzim aktivitesi ve mikrobiyal biyomas değerleri istatistiksel olarak etkilenmemiştir. Ancak yapılan diğer analizlerde VK ve BK'ün birlikte uygulandığı ortamda yüksek miktarda aktivite ortaya çıkmıştır. Aynı şekilde saksı denemesinde, toprakta üreaz enzim aktivitesi ve mikrobiyal biyomas değerleri üzerinde önemli etki bulunmamıştır. Ancak yapılan diğer analizlerde VK ve BK'ün birlikte uygulandığı ortamda yüksek miktarda ortaya çıkmıştır. Sonuçlara göre VK veya BK'ün örtü materyali olarak tek başına kullanıldığı zaman mısır bitkisinin kök bölgesindeki enzim aktivitesi üzerinde yetersiz olduğu görünmüştür. % 75 BK + % 25 VK, % 25 BK + % 75 VK, % 50 BK + % 50 VK oranlarının daha etkili oldukları ortaya çıkmıştı, ancak VK'un örtü materyali olarak hayvan gübresi ile birlikte kullanılması

daha idealdır. BK yüksek C içeriği nedeniyle, C/N oranı yüksek, buna karşın C/N oranı dar olan VK gibi organik materyaller ile beraber kullanılması daha uygun görülmektedir. BK yüksek C içeriğine rağmen, toprakta ayrışma hızı yavaştır ve etkisini uzun sürede göstermektedir. Bu nedenle inkübasyon denemesi yerine kök bölgesini aktif hale getirecek bitki denemesi (saksı denemesi) ile beraber kullanılması daha uygun olabileceği düşünülmektedir.

Agrafioti vd. (2013), piroliz koşulları (sıcaklık, prose süresi ve kimyasal bileşenler) etkisi arıtma çamuru kaynaklı pirolitik biyokömürde incelenmiştir. Piroliz sıcaklığı biyokömür miktarı üzerinde etkisi en önemli faktörlerden biridir. En yüksek miktarda ürün 300°C'da bulunmuştur. Biyokömürün yüzey alanı piroliz sıcaklığı arttıkça artış göstermiştir ve maksimum miktarı 300 °C'da (90 m^2 g^{-1}), K_2CO_3 ile doymuş biyokömürde ortaya çıkmıştır, bu da 500°C'da üretilmiş biyokömürün beş katıdır. Ancak H_3PO_4 ile doymuş biyokömürde yüzey alanı azalmıştır, bu durum ortofosfatların katı matrikste tutulmasından kaynaklanmaktadır. Ayrıca, biyokömür ağır metalleri adsorbe ederek yıkanmasını engellemektedir, bu nedenle sızıntı suyunda konsantrasyonu 0.74 mg kg^{-1} altındadır. Biyokömürün alkali ve asidik pH'sı BK-K (0.5) ve BK-P (1), sırasıyla ağır metallerin kısmen açığa çıkmasına neden olduğu ortaya çıkmıştır. BK-P (1) Cu ve Pb'nin açığa çıkmasını engellemiş, ancak Cr içeriğinin % 53 açığa çıkmasına neden olmuştur. Pirolitik arıtma çamuru biyokömürü karbonlaşmamış (işlem görmemiş) arıtma çamuru ağır metal açığa çıkmak konusunda kıyaslanmıştır. Pirolitik biyokömürler ağır metal salınımını önlemiştirler ve bu durum, arıtma çamuru biyokömürlerinin çevresel riske sahip olmadığını ve toprak düzenleyici olarak kullanmasını göstermektedir. K_2CO_3 ve H_3PO_4 ile doymuş biyokömürlerde spesifik ağır metallerin çözünmesi artmış olsa bile az miktarda açığa çıkmaktadır. K_2CO_3 ile doymuş biyokömür %85.7 K içeriği açığa çıkmıştır, ama ortofosfatlar güçlü bir şekilde H_3PO_4 ile doymuş ortamda biyokömüre bağlanmıştırlar. Aktifleştirilmemiş biyokömür adsorban olarak yaklaşık %70 Cr (III) ve %30 As (V) yüzey alanında adsorbe etmiştir bu da biyokömürün katyonların sulu çözeltilerden adsorbe edilmesi anyonlardan daha etkili olduğunu göstermektedir.

Lehmann vd. (2003a), Shinogi (2004), Chan vd. (2007b), bitkisel kaynaklı biyokömür 100 t ha^{-1} uygulandığı zaman bitkiler üzerinde pozitif etki gözlenmemiştir ve yarayışlı N'un bu tür biyokömürde düşük olduğu atfedilmiştir. Genel olarak, bitki atıklarından elde edilen biyokömürün besin madde içeriği özellikle N, diğer organik kaynaklarla kıyasla düşüktür. Ancak hayvansal kaynaklı biyokömür bitkisel kaynaklı muadili ile kıyasla yüksek miktarda besin madde içermektedir.

Ro vd. (2016), dört form domuz gübresi (ham, kompost, hidrotermal ve pirolitik biyokömür) düzenleyici etkisini toprak verimliliği ve yıkanmış suyun kalitesi üzerinde kumlu toprakta, inkübasyon denemesi ile incelenmiştir. Her dört düzenleyici form anlamlı miktarda toprağın C, KDK ve yarayışlı besin içeriklerini artırmıştır. Ancak hidrotermal biyokömür uygulanan toprak yıkandığında az miktarda N, P ve K diğer düzenleyiciler ve kontrol ile kıyasla bulunmuştur. Öte yandan pirolitik biyokömür uygulanmış toprağın yıkandığında yüksek miktarda P ve K ortaya çıkmıştır. Hidrotermal biyokömür gübre yönetiminde bir alternatif olarak, toprağa uygulandığında besin elementlerin yıkanmasını azaltarak, çevre sorunlarını da en aza indirme potansiyeline sahiptir.

Takaya vd. (2016), biyokömür ve hidrotermal biyokömürün fosfat ve amonyum adsopsiyon potansiyelini toprakta değerlendirmiştir. Yüksek yüzey alanına sahip kömürler amonyum adsorpsiyon açısından daha yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip değildirler. Çünkü kömürün Ca ve Mg içeriği fosfatın adsopsiyonunda etkilidir.

Jien ve Wang (2013), ağaç atıklarından yapılan biyokömürün etkisini asidik Ultisol toprakların fiziko-kimyasal ve biyolojik özellikleri üzerinde üç farklı dozda (%0.0, 2.5 ve 5.0 wt/wt) 105 gün inkübasyon süresinde araştırmıştır. Toprağın fiziko-kimyasal ve biyolojik özellikleri 21, 42, 63, 84 ve 105.gün deneme süresinde analiz yapılmıştır. Ayrıca toprak kaybı tahmini için bir simüle (yapay) yağış (80 mm h^{-1}) uygulanmıştır. Denemenin sonuçlarına göre biyokömürün uygulama etkisiyle aşırı derecede yıpranmış topraklarda fiziko-kimyasal ve biyolojik özellikleri üzerinde olumlu etki yaratmıştır, yani pH değeri (3.9-5.1), KDK (7.41-10.8 cmol (+) kg^{-1}), değişebilir bazik katyon (% 6.40-26.0) ve mikrobiyal karbon (MBC) (835-1262 mg kg^{-1}) kontrol ile kıyasla artış

göstermiştir. Öte yandan biyokömür uygulama ardından kütle yoğunluğu (1.4-1.1 mg m^{-3}) azalırken, K doygunluğu (K_{sat}) 1.8 kere ve toprak agregatlarının ortalama çap ağırlığı (MWD) (2.6- 4.0 cm) artış göstermiştir. Ayrıca, biyokömür uygulaması ardından toprak kaybında da düşüş meydana gelmiştir (% 2.5 ve 5.0 uygulama dozu altında sırasıyla %50 ve 64 oranında düşüş). Diğer yandan biyokömür uygulanan topraklarda makroagregatların oluşumu bir kritik faktördür, toprak erozyon potansiyelini artırır. Bu sonuçlara göre biyokömürün %5.0 uygulama doz oranı yıpranmış topraklar için uygundur. Çünkü bu uygulama oranı toprağın fiziko-kimyasal özelliklerini anlamlı şekide artırmıştır.

Chan vd. (2008), kümes altlığıdan farklı piroliz koşulları ile elde edilen biyokömürlerin etkisi turp (Raphanus sativus var. Long Scarlet) bitkisi verimi ve toprak kalitesi üzerinde sert Chromosol (Alifisol) topraklarda incelemiştir. Dört uygulama dozu (0.0, 10, 25 ve 50 t ha^{-1}), azotlu gübre (100 kg N ha^{-1}) ve azotsuz gübre ile birlikte saksı denemesi yürütülmüştür. İki biyokömürde, azotsuz gübre ortamında, turpun kuru maddesinde ürün artışı düşük uygulama oranında (10 t ha^{-1}) ortaya çıkmıştır. Ayrıca verim artışı %42 ve 96 sırasıyla 10 ve 50 t ha^{-1} uygulama dozu altında kontrol ile kıyasla saptanmıştır. Sonçlara göre verim artışı biyokömür etkisi ile N'un yarayışlılığına atf edilmiştir.

Van Zwieten vd. (2009), kağıt fabrikası atığı biyokömürü uygulandığı Calcarosol toprak üzerinde gübreli ortamda bazı olumsuz etkiler ortaya çıkmıştır, bu da biyokömür ve toprak karakterizasyonunun denemeden önce incelemesini önermektedir. Çalışmada kullanılan biyokömürün en önemli özelliği yüksek düzeyde kireç içermeksidir. Asidik topraklarda uygulaması Al toksisitesini azaltmış ve Ferrosol toprakta KDK'ni biyokömür uygulaması ile iki kat artırmış, toprak verimliliğini de artırmıştır. Ayrıca kimyasal gübre kullanımınıda artırarak, anlamlı miktarda N yarayışlılığı nedeniyle buğday bitkisi biyokütlesi de artmıştır.

Schimmelpfennig ve Glaser (2012), karbonizasyon sıcaklığı biyokömür üretiminde çok önemlidir. Ağaç kaynaklı biyokömürde reaksiyon sıcaklığı artarken (200-700 °C), BET yüzey alanında anlamlı miktarda artış (10- 500 m^2 g^{-1}) ortaya çıkmıştır. Ancak

reaksiyon sıcaklığı 800 °C'ın üstüne çıktığında, yüzey alanı anlamlı miktarda düşüş (150 m^2 g^{-1}) göstermiştir (mikroporların bozulması nedeniyle). Downie vd. (2009), Schimmelpfennig ve Glaser (2012), benzer durum 400- 600 °C'da piroliz işlemine maruz kalan aspir tohumlarında da görülmüştür, ısınma oranı artarken (10-50 °Cdk^{-1}), biyokömürün yüzey alanında düşüş meydana gelmiştir.

Liu vd. (2010), yüzey alanı karbonizasyon yöntem ve koşullarına göre değişmektedir. HTC yöntemiyle (300 °Cve 20 dk ve ısınma hızı 10 °Cdk^{-1}) çam ağacı hidrotermal biyokömürü BET 21 m^2 g^{-1} ve piroliz yöntemiyle (700 °Cve 120 dk ve ısınma hızı 10 °Cdk^{-1}) 450 m^2 g^{-1} rapor edilmiştir.

Parshetti vd. (2013), reaksiyon sıcaklığının etkisi HTC ve yavaş piroliz prosesinde BET ve porozite üzerinde aynıdır. Meyve salkımları atıkları HTC yöntemiyle 20 dk boyunca 150-250 °C'da maruz kaldığında, hidrotermal biyokömürün yüzey alanı 6.08'den 8.03' m^2 g^{-1} ulaştı. Ancak, reaksiyon sıcaklığı 350 °C'ı aşarken, hidrotermal biyokömür yüzey alanı 2.04 m^2 g^{-1} kadar düşüş göstermiştir. Mumme vd. (2011), reaksiyon sıcaklığı 230-270 °C'da selüloz kaynaklı kömürlerde ve 190-270 °Cnormal kömürde, yüzey alanında yaklaşık 27 m^2 g^{-1}- 8 m^2 g^{-1} ve 12 m^2 g^{-1} <1 m^2 g^{-1} sırasıyla düşüş göstermiştir. Taramalı Elektron Mikroskobu (SEM) hidrotermal biyokömür görüntülerine göre elyaflı yapının az olduğu nedeniyle reaksiyon sıcaklığı artarken mikroporlar bozulup, BET miktarı düşüş göstermiştir.

Chang vd. (2000), mısır koçanı biykömürü, sıcaklık ve süre artarken (1073 K ve 20 dk- 1173 K ve 80 dk), ise, aktivasyon ajanları (CO_2 ve buhar) etkisiyle BET 450 m^2 g^{-1}' dan 1705 m^2 g^{-1}'a ve ise 568 m^2 g^{-1}'dan 1063 m^2 g^{-1}'a kadar sırasıyla artış göstermiştir.

Lua ve Yang (2004), fıstık kabuğu pirolitik biyokömür yüzey alanı, sıcaklık 500 ^{0} C'dan- 800 ^{0} C'a çıktığında, 800 m^2 g^{-1}'dan- 1924 m^2 g^{-1}'a artış göstermiştir. Ancak reaksiyon sıcaklığı 900 ^{0} C'da çıktığında, BET yüzey alanı 1800 m^2 g^{-1}'a kadar düşüş göstermiştir. Bu düşüşün nedeni, biyokömür porozite yapısında bozukluklar meydana gelmesidir (mikro porların mezo ve makro porlara değişmesinden kaynaklıdır).

Hao vd. (2013), hidrotermal biyokömür zayıf mikro porozite yapısı ve düşük yüzey alanına sahip olduğundan dolayı, aktivasyon prosesine maruz kalması gerekmektedir. At gübresi, çim, bira fabrikası atıkları ve arıtma çamuru hidrotermal biyokömürünün yüzey alanı fiziksel aktivasyon sonrası sırasıyla 794, 841, 622 ve 489 m^2 g^{-1} sergilemiştir. Ancak bira fabrikası atıkları hidrotermal biyokömürü kimyasal aktivasyondan sonara yüzey alanında anlamlı miktarda artış (1073 m^2 g^{-1}) göstermiştir.

Román vd. (2013), ayçiçeği atıkları, ceviz kabuğu ve zeytin çekirdeğinden elde edilen hidrotermal biyokömürün yüzey alanı hava etmenleri ile fiziksel aktivasyona maruz kaldıktan sonara sırasıyla 31, 27 ve 22 m^2 g^{-1}'dan 213, 434 ve 204 m^2 g^{-1}' artış göstermiştir. Aynı hidrotermal biyokömürler CO_2 ile aktivasyona maruz kaldığında, yüzey alanı anlamlı miktarda artış (sırasıyla 379, 438 ve 438 m^2 g^{-1}) göstermiştir. Fiziksel aktivasyonda hava etmeni kullanıldığı zaman, kömür toprak düzenleyici olarak önem taşımaktadır (yani fiziksel aktivasyon etmeni CO_2 olursa, CO_2 oksijen gruplarını kömürün yüzeyinden uzaklaştırma potansiyeline sahiptir). Ayrıca, Pari vd. (2014), Tapyoka unundan elde edilen hidrotermal biyokömür kimyasal aktivasyona (KOH 3:1, 60 dk ve 800 °C) maruz kaldığında, yüzey alanı 986 m^2 g^{-1}'a kadar artış göstermiştir.

Malghani vd. (2013), HTC ve piroliz kömürünün tarımda kullandığı takdirde, hidrotermal biyokömür hızlı bir şekilde parçalanıp (toprağın türüne bağlı, 100 gün içinde %50 parçalanma oranı, yarılanma ömrü: 50 gün), atmosfere CH_4 ve CO_2 gazları salınmaktadır. Ayrıca hidrotermal biyokömür uygulamasının ardından CH_4, CO_2 ve N_2O salınımı diğer araştırmacılar tarafından da gösterilmiştir (Kammann vd. 2012, Schimmelpfennig vd. 2014).

Rillig vd. (2010), yüksek miktarda hidrotermal biyokömür uygulandığı zaman, spor çimlenmesinde ve AM kök kolonisinde sırasıyla (20 ve >%10) pozitif etki ortaya çıkmıştır. Ancak, hidrotermal biyokömürün Lolium perenne bitkisi verimi üzerinde negatif etkisi de görülmüştür (Schimmelpfennig vd. 2014).

Eibisch vd. (2015), pirolitik ve hidrotermal biyokömür toprağa uygulandığı zaman pestsitlerin biyoyarayışlılığı azaltmaktadır (pirolitik ve hidrotermal biyokömürün yan

etkisi). Hidrotermal biyokömür pirolitik biyokömür ile kıyasla düşük stabilite özelliği nedeniyle çok az miktarda (ekstrekte olmayan) ^{14}C içermektedir. Hidrotermal biyokömür ile ıslah olan topraklar, ^{14}C-etketli isoproturon (IPU)[1], yaklaşık 10 yıl boyunca MO'lar tarafından tamamen parçalanıp, pestisitin degredasyon ve yok edilmesini sağlamıştır.

Weidner vd. (2013), hidrotermal biyokömür pirolitik biyokömürle kıyasla düşük miktarda aromatik yapılı gruplar ve yüksek derecede değişken karbon tipine sahip olduğundan toprağa uygulandığı zaman stabilitesi azalmaktadır. Kammann vd. (2012), kısa süre inkübasyon çalışması sonuçlarına göre hidrotermal biyokömür pirolitik biyokömüre kıyasla ayrışma derecesinin daha yüksek olduğunu ortaya koymuştur.

Gajic vd. (2012), hidrotermal biyokömür hidrofilik tepkili gruplar (karboksilik gibi) içeriği nedeniyle yüksek derecede kimyasal tepkime göstermektedir. Ayrıca, mineraloji analizlerine göre hidrotermal biyokömürün stabilitesi buğday samanı ile kıyasla yüksek, ama beyaz torfa göre düşüktür.

Kumar vd. (2011), hidrotermal biyokömürde bulunan makromoleküller, oksijence zengin fonksiyonel gruplar ve por yapılı olduğundan dolayı potansiyel olarak, uraniyum ile kontamine olmuş alanların temizlenmesinde kullanılmaktadır.

Abel vd. (2013), pirolitik ve hidrotermal biyokömür toprak kalitesi arttırma potansiyeline sahiptir. Bazı çalışmaların sonucuna göre biyokömür ve hidrotermal biyokömür uygulaması ardından kumlu topraklarda su tutma kapasitesi artırması ortaya çıkmıştır.

Gajic ve Koch (2012), bir araştırmaya göre hidrotermal biyokömür azot içeriği fakir hammaddeden üretilmesine rağmen, şeker pancarında N eksikliği giderilmesi belirlenmiştir, bu durum N immobilizayonundan kaynaklanmaktadır.

[1] isoproturon (IPU): renksiz ve kiristalin bir herbisit türü

Cantrell vd. (2012), hayvansal gübre pirolitik biyokömürünün yüksek miktarda besin elementlerini (K, P ve Ca) içerdiği ortaya çıkmıştır. Novak vd. (2014), domuz gübresinden yapılan pirolitik biyokömür uygulandığı kumlu toprakların yıkama suyunda yüksek konsantrasyonda K ve P bulunmuştur. Buna karşı, karışık hidrotermal biyokömür (90% şeker pancarı, 10% dömuz gübresi) uygulanan toprakların sızıntı suyunda P konsantrasyonu düşüktür. Bunu nedeni şeker pancarı hammaddesi bizzat düşük miktarda P içermesidir.

Borchard vd. (2012), sadece biyokömürün belirli türleri toprağın besin tutma seviyesi, agragat stabilitesi ve KDK'ni artırmıştır, bu biyokömürler hidrofilik yüzey alanına sahiptirler. Düşük sıcaklıkta elde edilen biyokömür fonksiyonel gruplarının (karboksilatlar gibi) varlığı nedeniyle amonyum adsorpsiyonu için daha idealdir (Liang vd. 2006). Biyokömür ile KDK, BET ve amonyum adsorpsiyon arasında olumlu bir ilişki saptanmıştır (Zeng vd. 2013). Bunun aksine, biyokömürün fosfat adsopsiyon kapasitesi, metal iyonlarının arttırılması ile artmıştır, ancak düşük miktarda kül içeren biyokömürler düşük fosfat adsorbsiyon kapasitesine sahiptirler.

Ishihara (1996), ağaçtan <300 °C, 300-800 °Cve >800 °C elde edilen kömürler sırasıyla izolatör, yarı-iletken ve iletken oldukları ortaya çıkmıştır. Ayrıca mineral faz ve amorf karbon arasındaki yüzeyler şekilsiz yapı ve nanogözeneklere sahiptirler.

Ishii ve Kadoya (1994), Ezawa vd. (2002), pirinç kabuğu hammadde ve biyokömürü toprağa uygulanması, toprağın fiziksel özelliklerini iyileştirmesi nedeniyle bazı bitkiler ve narenciye fidanında AM koloni oluşumunda önem taşımaktadır.

Yamato vd. (2006), ağaç kabuğu (Acacia mangium) biyokömürü uygulandığı toprağın kimyasal özellikleri ve bitki veriminde artış göstermiştir.

Steiner vd. (2007), Endonezya'da verimsiz asidik toprakta mısır, bakla ve yer fıstığı ekiminde biyokömür kullanması ardından, mısır ve yer fıstığı verimi anlamlı miktarda artış göstermiştir. Ayrıca mısır bitkisinde kök miktarı ve AM kolonizasyon oranı da

artış göstermiştir. Kök nodül oluşumu baklagillerde biyokömür uygulaması ile stimüle edilmiştir. Biyokömür uygulaması toprağın pH'nın nötralize edilmesi, toplam N, yarayışlı P, KDK, değişebilir katyonlar ve bazik doygunluğu gibi kimyasal özelliklerin iyileşmesini sağlamıştır. Ayrıca, değişebilir Al miktarını azaltmıştır.

Oka ve Rungrattanakasin (1993), Tayland'da, pirinç kabuğu biyokömürünü, verimsiz kumlu toprakta, soya bitkisi üzerinde araştırmıştır. Sonuçlara göre kök ve sap kuru ağırlığı, bitki verimliliği ve N fiksasyon oranı toprakta artmıştır. Genel olarak, tarla bitkilerinde 10 t ha^{-1} uygulama oranı etkilidir, bu oranın miktarı sorgum ve soya fasulyesi bitkileri üzerinde olumlu etkisi ortaya çıkmıştır. Ayrıca toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri (porozite, su tutma kapasitesi, pH ve KDK) düzenlenmiştir, bu değişkenlikler toprak türüne bağlı olarak farklıdır.

Noguchi vd. (1993), Filipinler'de, pirinç kabuğu biyokömürünün etkisini verimsiz kırmızı asidik toprakta fasulye bitkisi üzerinde araştırmıştır. Bu çalışmada, pirinç kabuğu biyokömürü (2.5 t ha^{-1}), kireç (1.5 t ha^{-1}), kimyasal gübreler ve kök nodül bakteri aşılanması (0.15 m toprak derinliği) ile birlikte yürütülmüştür. Kök nodül sayısı ve N fiksasyon oranı kireçli ortamda artmıştır, ancak biyokömür uygulandığı ortamda daha da fazla artış göstermiştir.

Jones vd. (2011a, 2012), biyokömürün uzun süreli (üç yıl) etkisini bitki verim ve toprak kalitesi üzerinde, özellikle C ve N döngüsü açısından araştırmıştır. Biyokömür 0.0, 25.0 ve 50.0 t ha^{-1} oranı tarım alanına uygulanıp, ilk yıl mısır, ikinci ve üçüncü yıl çayır ekilmiştir. Biyokömürün uygulaması 2.yıl sonunda çayırın yaprak kısmında toplam N içeriğinde, 3.yıl sonunda toprak üstü vegetatif ağırlığında, toprak havalandırması, fungus ve bakteri gelişim oranında artış göstermiştir. Ayrıca, ayrıştırıcı bakterilerin popülasyonunda da deiğşiklikler meydana gelmiştir ki karbon tutma oranında da düşüş göstermiştir. Böylece, biyokömür çözünmüş organik-C (DOC) ve -N (DON), NO_3 veya NH_4 üzerinde etki ettiği belirlenmiştir. Ancak, N mineralizasyonu, NH_3 buharlaşması, denitrifikasyon ve NH_4^+ adsorpsiyonu üzerinde uzun sürede etkisi ortaya çıkmıştır. Üçüncü yılın sonunda, biyokömür uygulaması nedeniyle tarlada yüksek pH değeri tamamen nötralize olmuştur ve biyokömürde mevcut olan katyonların (K, Na ve Ca)

miktarı azalmıştır, ama mikrobiyal popülasyonunda çeşitlilik ortaya çıkmıştır. Biyokömürün toprağa uygulaması ile agro-kosistem fonksiyonunda kısa süreli değişiklik ortaya çıkmıştır. Ayrıca biyokömürün etkisi bitki gelişimi ve toprak özelliği üzerinde laboratuvar çalışmalarında (kısa süreli) belirlenmiştir. Ancak, tarımsal arazide kimyasal gübre ihtiyaçları biyokömür uygulaması ile değişmemiştir. Bazı durumlarda, biyokömür uygulaması mikrobiyal ayrıştırıcı popülasyonunu dominant bakteriyel grubuna değiştirip düşük mikrobiyal aktivitesi (uygulanmamış toprağa göre) sergilemiştir.

Akça ve Namli (2015), tavuk altlığından pirolitik biyokömürünün etkisini toprak enzim aktivitesi ve organik madde miktarı açısından domates, biber ve marul bitkiler üzerinde sera denemesinde incelemiştir. Bu araştırma 15.15.15 oranında kimyasal gübre ve dört farklı biyokömür dozunda (0.0, 200, 400 ve 600 kg da^{-1}), killi tınlı toprakta yürütülmüştür. Biyokömür uygulanmış topraklarda organik madde gübresiz veya sadece kimyasal gübre içeren topraklarla kıyasla anlamlı şekilde artış göstermiştir. Biyokömür uygulanmış saksılarda enzim aktivitesi (β-glikosidaz (βGL), alkali fosfataz (A_LP), üreaz (ÜRE) ve arilsülfataz) artış göstermiştir ($P< 0.05$). Bitkilerin yaş ve kuru ağırlığı 4 kg ha^{-1} biyokömür uygulamasında diğer uygulamalara göre daha yüksektir. Sonuç olarak, tavuk altlığından elde edilmiş biyokömür işlem görmemiş tavuk altlığı ile kıyasla, tarımsal topraklara uygulandığı takdirde, toprağın fiziko-kimyasal özellikleri, bitki verimliliği, organik madde içeriği ve enzim aktivitesi üzerinde olumlu etki sergilemiştir.

Namli vd. (2017), tavuk altlığı ve fındık kabuğu biyokömürlerin etkisini toprağın bazı kimyasal özellikleri ve buğday verim parametreleri üzerinde bir yıllık tarla denemesi ile incelemiştir. Tavuk altlığı ve fındık kabuğu biyokömürleri tek başlarına iki farklı dozda (150 ve 300 kg da^{-1}) ve kimyasal gübreler ile birlikte 0-20 cm toprak derinliğine uygulanmıştır. Toprak analiz sonuçlarına göre toprağa uygulanan biyokömürler, toprağın organik madde, toplam N, kireç, pH, EC, iz elementler ve ağır metal içeriği üzerinde önemli etkide bulunmamıştır. Ancak P, K, Ca ve Mg içeriği önemli miktarda artırmıştır. Tavuk altlığı biyokömürü fındık kabuğu muadiline göre daha etkili olup, biyokömürlerin tek başlarına uygulanmasından ziyade di-amonyum fosfat (DAP) gübresiyle birlikte uygulanması durumda verim, bitki boyu ve başak tane sayısı

üzerinde en fazla etkiye sahip olduğu belirlenmiştir. Toprağa uygulanan biyokömürler tanenin P, K, Ca ve Mg içeriğine etki etmiş ve tanede en yüksek element içerikleri ise biyokömürlerin kimyasal gübre ile birlikte uygulandığında elde edilmiştir. Bu çalışmada hayvansal ve bitkisel atık olarak denemeye alınan tavuk altlığı ve fındık kabuğu biyokömürünü birbiriyle kıyaslandığında tavuk altlığının daha etkili olduğu belirlenmiştir. Her iki biyokömürün tek başına uygulanmasından ziyade kimyasal gübreler ile kombinasyon şeklinde uygulanması bitki gelişimi ve toprak özellikleri üzerinde daha fazla etkide bulunmuştur.

Kaya vd. (2017), fındık kabuğu biyokömürünün metilen mavisi boya gidermesi amacıyla adsorban olarak kullanılmasını incelemiştir. Su kaynaklarında en yüksek miktarda bulunan organik boyalardan biri metilen mavisidir. Farklı endüstriler tarafından yaygın olarak kullanılır ve sucul yaşam için oldukça zararlıdır. Bu kirletici uygun yöntemlerle uzaklaştırılmaktadır. Adsorpsiyon, yüksek saflaştırma verimi nedeniyle en popüler yöntemlerden biridir ve adsorban ucuz olduğu takdirde uygun maliyetli bir işlem olarak bilinmektedir. Bu çalışmada, fındık kabuğu biyokömürü adsorban olarak kullanılmaktadır. İşlem görmemiş fındık kabuğunun kimyasal, termal, yüzey özellikleri (FT-IR, TG/DTG, SEM) ve elementel analizleri araştırılmıştır. Biyokömürün özellikleri ise FT-IR, BET ve SEM analizleri ile belirlenmiştir. Metilen mavisinin biyokömür üzerinde adsorpsiyonuna pH, başlangıç boya konsantrasyonu, temas süresi, adsorban miktarı ve sıcaklık gibi farklı adsorpsiyon parametrelerin etkisini belirlemek için kesikli deneyler gerçekleştirilmiştir. Adsorpsiyon dengesi Langmuir ve Freundlich izoterm modelleri kullanılarak modelleştirilmiştir. Metilen mavisi için maksimum adsorpsiyon verimi, pH 4.0' de, 4 g L^{-1} adsorban miktarında, 300 dk temas süresinde, 15 mg L^{-1} başlangıç boya konsantrasyonunda ve 45 ^{o}C'da %83 olarak bulunmuştur. Adsorban dozu artıkça, yüzey temas artmasından dolayı metilen mavisi adsorbsiyonu da artmıştır. Sonuçlara göre fındık kabuğu biyokömürü metilen mavisi gidermesi için yüksek kapasitede alternatif adsorban olarak kullanılması kanıtlanmıştır.

Inal vd. (2015), işlenmiş tavuk gübresi ve tavuk gübresi biyokömürünün etkisini calcareous toprakta mısır (Zea mays) ve fasulye (Phaseolus vulgaris) bitkisi üzerinde incelemiştir. Tavuk gübresinin doğurudan tarım arazilerinde kullanılması çevresel

sorunlardan dolayı risklidir. Bu nedenle tavuk gübresinden elde edilen biyokömürün calcareous toprağa uygulanması toprak kimyasal özellikleri ve bitki gelişimi açısından uygunluğunun belirlenmesi gerkemektedir. Çalışma işlem görmüş tavuk gübresi (0.0, 5.0, 10.0 ve 20.0 g kg^{-1}) ve tavuk gübresi biyokömürü (0.0, 2.5, 5.0, 10.0 ve 20.0 g kg^{-1}) calcareous toprağa uygulanarak yürütülmüştür. İnkübasyon denemesi sonuçlarına göre işlenmiş tavuk gübresi ve biyokömür uygulaması ardından, toprak pH değeri ve bitki-yarayışlı Fe miktarında düşüş, ancak bitki-yarayışlı P, Zn, Cu ve Mn miktarında artış gözlenmiştir. İşlenmiş tavuk gübresi ve biyokömürü toprakta değişebilir katyonların (K, Ca ve Mg) konsantrasyonunu ve bitki gelişimi miktarını artırdığı belirlenmiştir. İşlenmiş tavuk gübresi ve biyokömürü fasulye ve mısır bitkisinde sırasıyla N, P, K, Ca, Fe, Zn, Cu ve Mn ve N, P, K, Zn, Cu ve Mn konsantrasyonunun artırdığı, yanısıra, mısır bitkisinde Ca ve Mg miktarının azaldığı belirlenmiştir. Yüksek düzeyde biyokömür uygulaması değişebillir Ca miktarını toprakta da azaltmıştır. Sonuç olarak, calcareous toprakta işlenmiş tavuk gübresi veya biyokömürünün kullanıldığı takdirde, Fe ve Ca konsantrasyonu bitki besleme açısından endişe vericidir.

Bu çalışma kapsamında üretilen biyokömürlerin toprak ile etkileşimine inkübasyon ve sera denemesinde bakılması amaçlanmaktadır.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu araştırma kapsamında; kentsel arıtma çamuru, tavuk gübresi ve zeytinyağı küspesi gibi ağır metal ve organik bileşenler içeren birtakım organik atıklardan farklı karbonizasyon uygulamaları ile elde edilmiş biyokömürlerin bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerinin belirlenmesi ve toprak düzenleyici olarak inkübasyon ve sera denemelerinde toprak ile etkileşimlerinin ortaya konması amaçlanmıştır.

3.1 Materyal

3.1.1 Deneysel çalışmalarda kullanılan toprak

Çalışmada kullanılan toprak örneği "Ankara Üniversitesi Haymana Araştırma ve Uygulama Çiftliğin'den" (Çiftlik serisi; toprak sınıfı: Fine- Clayey, Mixed, Mesic, Typic Haploxerapt (USDA Soil Taxonomy, 2014), 472500- 475750 doğu boylamları, 4385250- 4387800 kuzey enlemleri arasında yer almaktadır ve tipik tarım toprağı ve uzun zamandır ki bu bölgede tarım faaliyetleri yapılmaktadır) 0- 25 cm derinlikten alınıp, "Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü" laboratuvarlarına getirtilerek oda koşullarında kurutulmuş ve 2 mm'den elenerek fiziksel ve kimyasal özellikleri belirlenmiştir.

Farklı yöntemlerle elde edilen biyokömürlerin etkilerinin belirlenmesine yönelik inkübasyon ve sera denemesi çalışmalarında kullanılmak üzere toprağın, tekstür, suya dayanıklı agregat stabilitesi (SDA), pH, elektriksel iletkenlik (EC), yarayışlığı fosfor (P), değişebilir katyonlar (Ca, Mg, K ve Na), toplam katyon değişim kapasitesi (KDK), toplam ağır metal ve iz elementler (Cd, Cr, Ni, Pb, Zn, Fe ve Cu), organik madde (OM), organik karbon (OK), toplam azot (N), C:N oranı, ve kireç ($CaCO_3$) analizleri gerçekleştirilmiştir. Ancak, deneme toprağında örnek alınma zamanından dolayı biyolojik aktivite analizleri (enzim aktivitesi) yapılmamıştır (Çizelge 4.1).

3.1.2 Deneysel çalışmalarda kullanılan bitkisel materyal

Denemede, T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı Tarla Bitkileri Merkez Araştırma Enstitüsünce geliştirilen "Tosunbey" ekmeklik buğday çeşidi kullanılmıştır. Kılçıklı ve beyaz başaklı, beyaz tanelidir**.** Alternatif gelişme tabiatlı, soğuğa, kurağa ve yatmaya dayanaklı, gübreye tepkisi iyi olan bir çeşittir. 1000 tane ağırlığı 28- 35 g, hektolitre ağırlığı 79- 80 kg, sedimantasyon 50- 66.3, protein oranı %13-14, farinograf yumuşama değeri 55 BU ve ekmeklik kalitesi olarak birinci sınıfta yer almaktadır. Sarı ve kara pasa dayanaklıdır. Sera denemesinden önce biyokömür- bitki toksisite testi (topraksız petri diş biyoanaliz kaplaında) buğday (Tosunbey, Türkiye) kullanılarak yapıldı. Fitotoksisite testi sonuçları çizelge 4.3'de verilmiştir.

3.1.3 Deneysel çalışmalarda kullanılan organik Atıklar

Bu çalışma kapsamında üç farklı organik materyal kullanılmıştır. Kentsel arıtma çamuru (AÇ) Ankara Merkezi Atıksu Arıtma Tesisinden; tavuk gübresi (TG) A.Ü. Haymana Araştırma ve Uygulama Çiftliği Tavukçuluk Biriminden; ve zeytinyağı küspesi (ZK) Aydın Merkez Zeytinyağı ve Zeytincilik İşletmeleri koşullarından temin edilmiştir.

3.2 Yöntem

3.2.1 Farklı karbonizasyon uygulamaları ile pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerin elde edilmesi

AÇ, TG ve ZK atıkları A.Ü. Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü Toprak Serası koşullarında kurutulmuş, 2 mm'den elenmiş ve iki farklı karbonizasyon işlemine tabi tutulmuştur. Birinci karbonizasyon işlemi piroliz olup, 300 °Csıcaklıkta 180 dk süreyle oksijen kısıtlı kül fırını (Şimşek Laborteknik kül fırını, Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü) koşullarında yakılan atıklardan "pirolitik biyokömürler" ($P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}) elde edilmiştir. İkinci karbonizasyon işlemi ise hidrotermal karbonizasyon (HTC) olup 220 °Csıcaklık ve 5 mb basınç altında 120 dk süreyle, organik atık/su oranı 1/5 olan otoklav (Parr Model 4857 Reactor Process Controller, A.Ü. Fen Fakültesi Kimya Bölümü Yenilenebilir

Enerji ve Malzeme Laboratuvarı) koşullarında muamele edilen atıklardan "hidrotermal biyokömürler" ($H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}) elde edilmiştir.

Çalışmada kullanılan organik atıklar ve bunlardan elde edilen pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri nem, pH, elektriksel iletkenlik (EC), organik madde, toplam azot, fosfor ve potasyum (N, P ve K), C:N oranı, toplam katyon değişim kapasitesi (KDK), kireç, ve toplam ağır metal (Cd, Cr, Ni ve Pb), etkili termokimyasal dönüşüm[1] (ETD), uçucu madde[2], kül ve sabit karbon[3] "IBI Biochar Standards V2.0 (2014)" ve ASTM D1762-84 (2011)" uygulama yöntemlerine göre içerikleri belirlenmiştir. Çalışmada kullanılan organik atıklar ve onlardan elde edilmiş biyokömürlerin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri Çizelge 4.3'de verilmiştir. Her iki yöntemle elde edilen materyal biyokömür olmakla birlikte ilgili literatürde piroliz ile elde edilen biyokömür ingilizce "pyrochar"; HTC ile elde edilen biyokömür ise "hydrochar" olarak ifade edilmek suretiyle birbirinden ayrılmıştır. Ancak bu terimler henüz Türkçeleşmediği için tezde kullanılmamış ve terminolojik bir karışıklığa meydan vermemek için elde edilen biyokömür türevlerinin toplu olarak anıldığı durumlarda "pirolitik" ve "hidrotermal" sıfatları ile birlikte kullanılmıştır. Ayrıca seçilen organik atıklar için önerilen kısaltmalarla uyumlu olarak pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG}, ve P_{ZK} olarak; hidrotermal biyokömürler ise $H_{AÇ}$, H_{TG}, ve H_{ZK} olarak kısaltılmıştır.

3.2.2 Toprak inkübasyon denemesi

İnkübasyonda kullanılan 600 g kapasiteli plastik kaplar saf su ile yıkanmış kurutulmuş ve numaralandırılmıştır. Elde edilen pirolitik ve hidrotermal biyokömürler 2 mm'den elendikten sonra literatürde önerilen uygulama dozu aralığı ile uyumlu olarak % 1, 2 ve 4 uygulama oranlarında kuru ağırlık esasına göre 435g toprak ile homojen bir şekilde karıştırılmıştır. Tarla kapasitesinin % 40- 60'ı aralığına gelecek şekilde saf su ile nemlendirilen biyokömür uygulanmış olan topraklar 25 °C'de 120 gün süre ile

[1] Bir karbonizasyon işleminde kullanılan materyalde meydana gelen ağırlık kaybı ve kömürleşme düzeyinin ifadesidir.
[2] Kararsız karbon (labil) ile yakından işkili olan uçucu madde biyokömürün stabilitesini göstermektedir.
[3] Sabit karbon, kararlı karbon içeriği ile yakından ilişkilidir. Sabit karbon terimi, çevresel açıdan değerlendirildiğinde "karbon negatif materyal "potansiyelini göstermektedir. Daha yüksek verim, iklim değişikliğini azaltma aracı olarak daha yüksek potansiyel anlamına gelmektedir. Sabit karbon, artan piroliz sıcaklığı ile artmakta ve biyokömür stabilite göstergesi olarak kullanılabilir

inkübasyona bırakılmıştır. Düzenli aralıklarla saksılar tartılmak suretiyle buharlaşma ile kaybedilen su telafi edilerek toprağın nem düzeyi korunmuştur. Biyokömür içermeyen (sadece toprak) kontrol uygulaması ile birlikte denemenin toplam saksı sayısı 57 (6 biyokömür x 3 doz x 3 tekerrür + 3 kontrol) adettir.

3.2.3 Sera denemesi

Toprak inkübasyon çalışması ile elde edilen toplam ağır metal analizi sonuçlarına göre uygulanan biyokömürlerin hiçbiri toprak kirliliği açısından risk teşkil etmemektedir. Bu nedenle araştırmaya konu olan doktora çalışmasının tez jüri ekibinin önerisi ile toprak inkübasyonu aşamasında kullanılan aynı hidrotermal ve pirolitik biyokömürlerle bitkili deneme aşamasına geçilmiştir**.** Sera denemesi "Tesadüf Parsellerinde Faktöriyel Deneme Deseni"ne göre tertip edilmiştir. Kuru ağırlık esasına göre 1.5 kg toprak içeren 14x16cm plasitk saksılara pirolitik ve hidrotermal biyokömürler üç farklı dozda (% 1, 2 ve 4) kuru ağırlık esasına göre karıştırılmış ve bitkinin N, P ve K ihtiyacının karşılanması amacıyla ilgili saksılara 100 ppm $(NH_4)_2SO_4$ ve 100 ppm KH_2PO_4 uygulanmıştır. Toplam su tutma kapasitesinin %40-60'ı aralığına gelecek şekilde nemlendirilen biyokömür uygulanmış olan topraklara 10 mm derinliğe buğday ekimi (15 buğday/saksı) yapılmıştır ve 60 gün süreyle sera denemesine tabi tutulmuştur.
Ekim sonrası bitkilerin çimlenmesine yetecek kadar saksılara su verilecek (can suyu), saksıların üzeri hava alacak şekilde kapatılarak ani kurumaları önlenmiş, bitkilerin çimlenmesi başlayınca saksıların örtüleri tamamen alınmıştır. Her gün sera şartları ve saksıların nem miktarları kontol edilecek saksı topraklarının tarla kapasitesinde kalmaları sağlanmıştır. Çimlenmeden itibaren her saksı tek tek izlenerek, her saksıda 11 bitki (analizlere yetecek miktarda bitki elde edebilmek amacıyla) bırakılmıştır.

Her gün kontrol edilen bitkilerde zaman zaman saksılarda sera içinde konumları değiştirilerek seranın yer-yöney etkisi ortadan kaldırılmıştır. Sera denemesinin kurulmasından 8 haftalık vejetasyon dönemi sonunda bitkilerin boyu (cm) ölçülüp, toprağa en yakın dip kısmılarından hasat edilmiş, saf su ile yıkanmış ve kurutulmuştur.
Bitkiler çelik bıçaklı blender (Polymix blender) ile öğütülerek analize hazır hale getirilip toplam azot, potasyum, fosfor ve ağır metal içerikleri belirlenmiştir. Sera saksı

toprakların bir kısmı enzim analizleri için buzdolabı koşullarında (+4 °C) muhafaza edilmiş, diğer kısmı da oda şartlarında kurutulduktan sonra 2 mm'den elenerek, inkübasyon denemesinde yapılan analizlerin aynısı sera denemesi topraklarında da yapılmıştır. Biyokömür içermeyen (sadece kimyasal gübre uygulanmış) kontrol uygulaması ile birlikte 3 tekerrürlü olarak yürütülen denemenin toplam saksı sayısı 57 (6 biyokömür x 3 doz x 3 tekerrür) + 3 kontrol) adettir.

3.2.4 Toprak ve bitki analizlerde başvurulan yöntemler

Toprak inkübasyonun 120. gününde su tutma kapasitesi, suya dayanıklı agregat stabilitesi (SDA), pH, EC, yarayışlığı P, değişebilir katyonlar (Ca, Mg, K ve Na), toplam KDK, toplam ağır metal ve iz elementler (Cd, Cr, Ni, Pb, Zn, Fe ve Cu), OM, organik karbon (OK), C:N oranı, toplam N ve kireç ($CaCO_3$) yanısıra 0, 60 ve 120. günlerinde alınan toprak örneklerinde üreaz, alkali fosfataz ve beta (β) glukosidaz enzim aktiviteleri belirlenmiştir.

Sera denemesinde ise sekiz hafta süreyle gelişime bırakılan buğday bitkileri sekizinci haftanın sonunda hasat edilerek toprakta toplam N, OM, C/N oranı, yarayışlı P, KDK, pH, EC, su tutma kapasitesi, SDA, değişebilir katyonlar (Ca, Mg, K ve Na) ve enzim aktiviteleri (üreaz, beta (β) glukosidaz ve alkali fosfataz) analizleri yapılmıştır.

Toprakta pH: Richards (1954)'göre pH 1:2.5 oranda toprak: saf su karışımında ekstrakte edilip, cam elektrotlu pH metre (Thermo Scientific, an Orion Star A211) ile ölçülerek belirlenmiştir.

Toprakta EC: Richards (1954)'göre EC 1:5 oranında toprak**:** saf su karışımında ekstrakte edilip, EC metre (Consort, multi-parameter analyser, C3010) ile ölçülerek belirlenmiştir.

Toprakta suya dayanaklı agregat satabilitesi: Kandeler (1997); Kemper ve Koch (1966); Murer vd. (1993) 'göre ıslak eleme cihazı kullanılarak belirlenmiştir.

Toprakta su tutma kapasitesi: U.S. Salinity Lab. Staff (1954); Allmaras ve Gardner (1956)' göre topraktaki nemin gravimetrik (ağırlık esasına göre) olarak belirlenmesidir. Belirli bir miktar toprağın 24 saat boyunca 105°C'de sabit ağırlığa ulaşmasıyla uçurulan nemin hesabı şeklinde belirlenmiştir.

Toprakta organik madde: modifiye edilmiş Walkley Black metodu (Walkley ve Black, 1934) ile dikromat yükseltgenmesi esasına göre belirlenmiştir.

Toprak tekstürü: Bouyoucous (1951)' göre organik maddesi ve kireçi giderilen örnekte hidrometre yardımı ile belirlenmiştir.

Toprakta değişebilir bazik katyonlar: Jackson (1962); Rayment ve Higginson (1992) tarafından bildirildiği üzere bu iyonların suda çözünebilir ve amonyum asetat ile ekstrakte edilebilir fraksiyonları arasındaki fark üzerinden her iki fraksiyon doğrudan ICP- OES (OPTIMA 7000 DV) yöntemiyle belirlenmiştir.

Toprakta yarayışlı fosfor: Olsen vd (1954)' göre 0.5 M $NaHCO_3$ (pH 8.5) ile ekstrakte edilen P spektrofotometri (880nm), (U-1800 Spectrophotometer, HITACHI) ile belirlenmiştir.

Toprakta toplam ağır metal ve iz elementler: ISO/DIS (1994- 1995)'göre HNO_3 ve HCl karışımı (kral suyu, 3:1) ortamında rodajlı balonlarda soğutmalı sistemli sıcak levha (Gerhardt Thermo HT) ile yaş yakılan toprak örnekleri süzülerek derecesine tamamlanmış ve doğrudan Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES optima 7000 DV) (USEPA 1996, Kalra 1998) ile belirlenmiştir.

Bitki boyu: Yürür vd (1981); Lin vd. (1995)'göre kök boğazından son başakçık ucuna kadar (kılçıklar hariç) ölçülürek belirlenmiştir.

Organik atık ve biyokömürlerde pH ve EC: IBI (2014); Rajkovich vd. (2011)' göre pH ve EC 1:20 oranında biyokütle veya biyokömür**,** saf su karışımında (w:v), ve 90 dk çalkalandıktan sonra ekstrakte edilip, pH metre (Thermo Scientific, an Orion Star A211) ile pH ve EC metre (Consort, multi-parameter analyser, C3010) ile EC ölçülerek belirlenmiştir.

Organik atık ve biyokömürlerde organik madde: Nelson ve Sommers (1996); IBI (2014)'göre ağırlık kaybı esasına ile belirlenmiştir.

Organik atık, biyokömür ve toprakta kireç: Jackson (1962)'göre Scheibler kalsimetresinde %10 HCl ile tepkimeye giren $CaCO_3$ çıkardığı gaz hacmi esasına göre Schebler kalsimetresi ile belirlenmiştir.

Organik atık, biyokömür ve toprakta KDK: Brown (1943)'göre belirlenmiştir.

Organik atık, biyokömür, toprakta ve buğday örneklerinde toplam N: Bremner (1965a); Hesse (1971)'göre, örneklerden 0.25 g tartılarak, salisik-sülfürik asit karışımıyla yaş yakılan örnekler damıtma setinde (Johan Kjeldahl method, Gerhardt Analytical Systems) damıtılmış borik asit-indikatör karışımına alınan örnekler H_2SO_4 ile titre edilmiştir.

Organik atık, biyokömür ve buğdayda toplam ağır metal, iz elementler, fosfor ve potasyum: Johnson ve Ulrich (1959); Kacar ve İnal (2010); IBI (2014); Barton (1948); Kitson ve Mellon (1944); Kacar ve İnal (2010); Jackson (1962); Hanlon ve Devore (1989); Mathis (1956)'göre sap çelik biçaklı değirmende öğütülmüş veya porselen havanda ezilerek 0.25mm'lik pirinç elekten geçirilmiş, nitrik-perklorik asit karışımı (4:1) ortamında rodajlı balonlarda soğutmalı sistemli sıcak levha (Gerhardt Thermo HT) ile yaş yakılan bitki örnekleri süzülerek derecesine tamamlanmış ve doğrudan Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES optima 7000 DV) veya fleymfotometri (BWB thecnologies, Flame Photometers) (USEPA 1996, Kalra 1998) ile belirlenmiştir.

Biyoküle ve biyokömürde kül (%): Rajkovich vd (2011); IBI- STD-2.0 (2014); ASTM D1762- 84 (2011)'göre 750°C ve 6 saat kül fırınında bekleterek, sabit ağırlığa geldiğinde ağırlık yitmesi yöntemi ile belirlenmiştir.

Biyoküle ve biyokömürde uçucu madde (%): Rajkovich vd (2011); IBI- STD-2.0 (2014); ASTM D1762- 84 (2011)'göre 950 °C ve 10 dk kül fırınında ağırlık yitmesi yöntemi ile belirlenmiştir.

Biyoküle ve biyokömürde sabit karbon (%): Rajkovich vd (2011); IBI- STD-2.0 (2014); ASTM D1762- 84 (2011)'göre sabit karbon ise kül ve uçucu madde toplam miktari 100'den çıkarak hesaplanmıştır.

Biyokütlede etkin termokimyasal dönüşüm (ETD) (%): Bain (2004)'göre, darası belli olan porselen kül kaplarına 2mm'lik elekten geçirilmiş biyokütleden 2g alınıp, 300°C ve 180 dk kül fırınında yakıldıktan sonra, ağırlık yitmesi esasına göre ETD belirlenmiştir.

Biyokömür bitki toksisite testi (Topraksız Petri Deneyi): Solaiman vd (2012)'göre, 50 adet buğday tohumu dört farklı dozda (0.0, 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 g/ petri) 25°C de en az 72 saat süreyle inkübatöre bırakılmıştır. Çimlenme oranı (%) ve kök uzunluğu (cm) ölçülmüştür.

Toprak- biyokömür karışımında toplam beta(β)- glukosidaz enzim aktivitesi (mg pNP g^{-1} toprak): Naseby ve Lynch (1997)'göre 1.5g taze toprak örneği asetat buffer çözeltisi (pH 5.5) eklendikten sonra korozer rotar'da 1 saat çalkalanıp, 15 dk 4000 devrede santrifüj ediltikten sonra, elde edilen ekstrakt tayini yapılacak asit enziminin substratı ilave edilerek 400nm'de Spektrofotometri (U-1800 Spectrophotometer, HITACHI) ile belirlenmiştir.

Toprak- biyokömür karışımında toplam alkali fosfataz enzim aktivitesi (mg pNP g^{-1} toprak): Naseby ve Lynch (1997)' göre 1.5g taze toprak örneği fosfat buffer çözeltisi (pH 8.0) eklendikten sonra korozer rotar'da 1 saat çalkalanıp, 15 dk 4000 devrede santrifüj ediltikten sonra, elde edilen ekstrakt tayini yapılacak alkali enziminin substratı ilave edilerek 400 nm'de spektrofotometri (U- 1800 Spectrophotometer, HITACHI) ile belirlenmiştir.

Toprak- biyokömür karışımında üreaz enzim aktiviteleri (µg $NH4^{+}$ g^{-1} toprak): Hoffmann ve Teicher (1961)' göre 10g taze toprak örneği sitrat buffer çözeltisi (pH 6.7), 10 ml 10% üreaz substrat çözeltisi, 20 ml tampon çözeltisi ve 2.5ml toluene konulup, 37°C'de 3 saat bekletilir. Elde edilen ekstrakt tayini yapılacak üeraz enziminin (NH4+ oluşumunu) substratı ilave edilerek 630nm'de spektrofotometri (U-1800 Spectrophotometer, HITACHI) ile belirlenmiştir.

3.2.5 Organik atıklar ve atıklardan elde edilen biyokömürlerin organik kontaminant analizleri

Proje önerisinin "03.5 Hizmet Alımları" kalemini oluşturan hizmet, projede kullanılacak olan organik atıklardan arıtma çamurunun farklı piroliz işlemleri sonrası toprağa uygulandığında toprağın ne kadar organik kirletici içereceğini belirlemek üzere gerçekleştirilmek istenen "nonylphenol ethoxylates" (NPE) analizi idi. Bunun nedeni proje önerisi (2.5 Materyal ve Yöntem)'nde ifade edildiği gibi TÜBİTAK Evsel/Kentsel Arıtma Çamurlarının Yönetimi Projesi (TÜBİTAK KAMAG 1007, 108G167) bulgularına göre Türkiye koşullarındaki Evsel ve Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelikte verilen sınır değerlerin üzerinde çıkan yegane organik toksik bileşen NPE olarak rapor edildiğinden topraklı denemelerde sadece NPE analizlerinin yapılması öngörülmüş ve bu nedenle proje başvurusuna sadece NPE analizi dahil edilmiş idi. Diğer yandan ilgili yasal mevzuatta (Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik) yer alan organik bileşenler sadece NPE ile sınırlı olmayıp "adsorbable organic halogens, adsorbe olabilen organik halojenler" (AOX), "Lineer alkilbenzin sülfonat" (LAS), "Diftalat (2-ethylhexyl)", DEHP, "Polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH) ve "poliklorlu bifenil bileşikler" (PCB) gibi toksik kimyasalları da içermekte olduğundan projeye konu olan doktora tezi izleme komitesinde yer alan öğretim üyelerinin de onayı ile NPE'ye ek olarak Proje Öngörüsü 03.5 Hizmet Alımları Kalemine "10 adet eluent hazırlığı, 10 adet AOX, 10 adet DEHP, 10 adet LAS, 10 adet NPE, 10 adet fenol indeksi ve 30 adet PAH" nın bütçe dahilinde eklenmesi uygun görülmüş ve bu talep Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonunun 27/10/2016 tarih ve 07 sayılı toplantısında kabul edilmiştir.

Genişletilen organik kontaminant analizi kapsamına analiz fiyatının çok yüksek olması nedeniyle PCB dahil edilememiştir. Ancak fenolik bileşikler içermesi nedeniyle arıtma çamuruna ek olarak ZK, bundan elde edilen biyokömür ve bu biyokömürün (en yüksek uygulama dozunda) uygulandığı toprak numuneleri de organik kontaminant analizlerine dahil edilmiştir.

NEN Müh. Tic. Ltd. Şti. Laboratuvar Hizmetleri koşullarında projede kullanılan organik atıklardan, elde edilen biyokömür ürünleri ve biyokömür uygulanmış

topraklarda gerçekleştirilen organik toksik bileşen analiz yöntemlerine ilişkin bilgiler aşağıda verilmiştir.

Biyokömür ve biyokömür uygulanmış toprakta PAH ve DEHP: EPA method 8270D (2007), metod 3561 göre kromatografik olarak (GC-MS Agilent GC7890A MS5975C) belirlenmiştir.

Biyokömürde toplam fenol: EPA method 3510C (1996), metot 8041 göre, göre kromatografik olarak (GC-MS Agilent GC7890A MS5975C) belirlenmiştir.

Biyokömürde AOX: su, atık su ve arıtma çamuru ve sediment türü örneklerde uygulanan Alman Standart Yöntemlerinden DIN 38414- 18 (1989)'göre, AOX, DIN 38414-18 (DEV S18) tarafından tarif edildiği standarda uygun ve DIN 38414 Part 2 (1985- 11); DIN 38414-7 (1983-01) Behr Cl 10 TOX-AOX cihazı ile belirlenmiştir.

Biyokömürde NPE: ASTM D7065 – 11 (2013), ve ASTM D3694 – 96 (2017), standart test metodlarına göre kromatografik olarak (Agilent GC7890A MS5975C) belirlenmiştir.

3.2.6 İstatistiksel analizler

Bu araştırmada üç farklı organik atıktan (arıtma çamuru, tavuk gübresi ve zeytinyağı küspesi) iki farkı karbonizasyon yöntemi (piroliz ve hidrotermal karbonizasyon) ile elde edilen altı farklı biyokömürün seçilen bazı toprak ve bitki besin özellikleri üzerinde etkileri 3 farklı uygulama dozları altında test edilmiştir. Deneysel çalışma süreci "biyokömür türü " ve "uygulama dozu" olmak üzere 2 faktör üzerinde kurgulanmıştır. Ayrıca toprak inkbasyonunda toprak enzim faaliyetlerinin ölçülmesi aşamasında "zamansal değişim" de bulunmaktadır. Bu nedenle toprak inkübasyon ve sera denemeleri faktöriyel düzende tesadüf parselleri deneme tertibine göre kurgulanmıştır. Varyans analizleri "IBM SPSS Statistics 22" istatistik paket programı ile yapılmıştır. Varyans analizi sonucunda elde edilen farklar "MSTAT- C programı kullanılarak Duncan Çoklu Karşılaştırma Testi" ile değerlendirilmiştir. Bütün veriler üç tekerrürlü olarak üretilmiştir. Faktörler arasında belirlenen interaksiyonlar ve istatistiksel yorumlar aşağıda Çizelge 5-44 arasında verilmiştir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1 Deneme Toprağının Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Çalışmada kullanılan Ankara Üniversitesi Haymana Araştırma ve Uygulama Çiftliği toprağının bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçlarına göre (Çizelge 4.1), deneme toprağı ağır bünyeli, nötr/hafif alkali, tuzsuz, kireçli ve düşük organik maddeye sahip olduğu bir topraktır. Bitki besin maddesi analiz sonuçlarına göre toprak toplam azot (N), yarayışlı fosfor (P) yeterlidir (Çizelge 4.2, Soba vd. 2015). Ağır metallerin kullanılabilir tarım topraklarında, sınır değeri Cu ve Zn için 140 ve 300 mg kg^{-1} sırasıyla belirlenmiştir (Council of the European Communities 1986).

Çizelge 4.1 Çalışmada kullanılan deneme toprağının bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri

Parametre	Birim	Miktar	Parametre	Birim	Miktar
Tekstür (killi)	%	Kil (48,35)	**C:N oranı**	-	5.28
		Kum (20,60)		**Element**	
		Silt (31,05)	**Değişebilir katyonlar (cmol (+) kg^{-1})**	Ca	5.55
STK	%	7,95		Mg	1.13
SDA	%	74.72		K	0.15
TK	%	41.16		Na	0.04
Yarayışlı P	mg kg^{-1}	10.00	**Toplam ağır metal ve iz elementler (mg kg^{-1})**	Cd	0.00
pH (1:2.5 H_2O)	-	7.40		Cr	70.00
EC (1:5 H_2O)	dS m^{-1}	0.30		Ni	50.00
Kireç	%	23.36		Pb	0.00
Toplam KDK	mmol (+) kg^{-1}	110.81		Zn	30.00
TOM	%	0.83		Fe	$26x10^{+3}$
OK	%	0.48		Cu	10.00

STK: su tutma kapasitesi, SDA: suya dayanaklı agregat, TK: tarla kapasitesi, P: fosfor, KDK: katyon dağişim kapasitesi, TOM: toprak organik madde; OK: organik karbon, Not: bütün değerler 3 ölçümün ortalamasıdır.

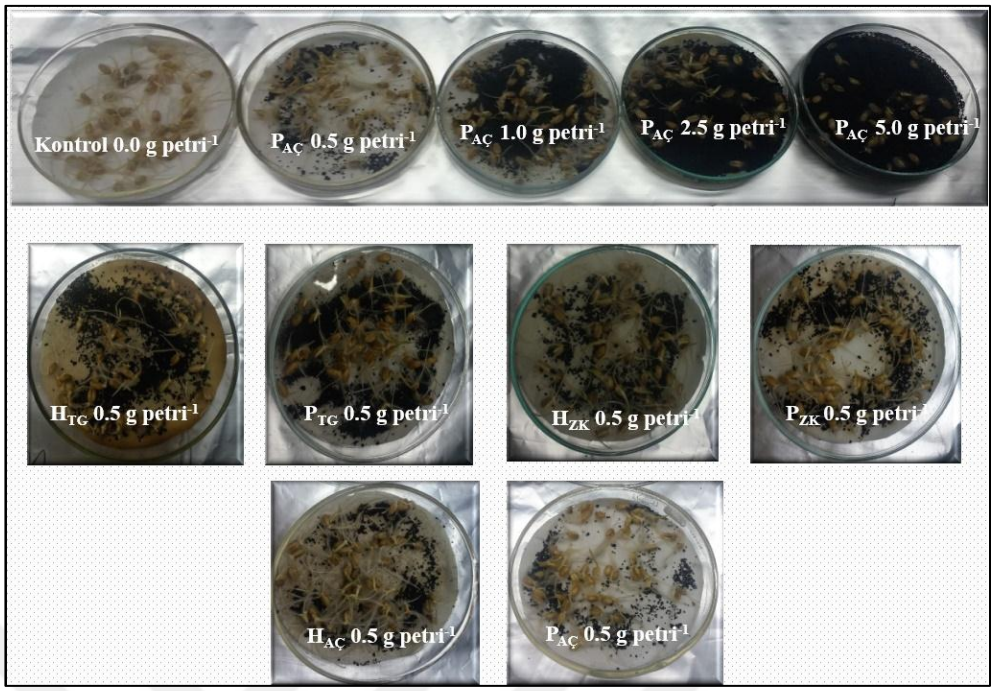
Çizelge 4.2 Toprakların bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri ile besin elementi içeriklerini yorumlamaya ilişkin sınır değerleri (Soba vd. 2015)

Besin Maddesi	Yeterlilik Sınıfı					Kaynak
	Çok Az	Az	Yeterli	Fazla	Çok Fazla	
Toplam N, g kg^{-1}	<0,45	0,45-0,9	0,9-1,7	1,7-3,2	3,2<	Silanpää, 1990
Alınabilir P, mg kg^{-1}	<2,5	2,5-8	8 -25	25-80	80<	Silanpää, 1990
Alınabilir K, me $100g^{-1}$	<0,13	0,13-0,28	0,28-0,74	0,74-2,56	2,56<	Silanpää, 1990
Alınabilir Zn, mg kg^{-1}	<0,2	0,2-0,7	0,7-2,4	2,4-8	8,0<	Silanpää, 1990
Alınabilir Mn, mg kg^{-1}	<4	4-14	14-50	50-170	170<	Silanpää, 1990
Alınabilir B, mg kg^{-1}	<0,4	0,5-0,9	1-2,4	2,5-4,9	5,0<	Wolf, 1971
Alınabilir Fe, mg kg^{-1}	Az		Orta	Yeterli		Lindsay and Norwell, 1978
	<2,5		2,5-4,5	4,5<		
Alınabilir Cu, mg kg^{-1}	Yetersiz			Yeterli		Follet, 1969
	<0,2			0,2<		
Kireç, g kg^{-1}	Çok Az Kireçli	Az Kireçli	Orta Kireçli	Fazla Kireçli	Çok Fazla Kireçli	Ülgen ve Yurtsever, 1974
	<10	10-50	50-150	150-250	250<	
Organik madde, g kg^{-1}	Çok Az	Az	Orta	İyi	Yüksek	Ülgen ve Yurtsever, 1974
	<10	10-20	20-30	30-40	40<	
EC, dS m^{-1}	Tuzsuz	Hafif Tuzlu		Orta Tuzlu	Tuzlu	Maas, 1986
	0-4	4-8		8-15	15<	
pH	Orta Asit	Hafif Asit	Nötr	Hafif Alkalin	Kuvvetli Alkalin	Richards, 1954
	4,5-5,5	5,5-6,5	6,5-7,5	7,5-8,5	8,5<	

N: azot, P: fosfor, K: potasyum, Zn: çinko, Mn: mangan, B: bor, Fe: demir, Cu: bakır, EC: elektriksel iletkenlik

4.2 Deneme Bitkisinin Fitotoksisite Özellikleri

Piroliz ve HTC ile elde edilen biyokömürlerin çimlenme oranı % 76– 83 arasında değişmiştir. 1,0 ve 2,5 g $petri^{-1}$ biyokömür uygulanmış koşulda çimlenme oranı en yüksek değerleri gösterirken, en düşük çimlenme oranı 5,0 g $petri^{-1}$ biyokömür uygulanmış koşulda ortaya çıkmıştır. Pirolitik biyokömür (çimlenme oranı ≈83) bitki üzerinde engelleyici etkisi bulunmamışken, hidrotermal biyokömür (çimlenme oranı ≈76) bitki üzerinde orta düzeyde toksisite etkisi ortaya çıkmıştır. Genel olarak pirolitik biyokömürlerin çimlenme oranında katkısı hidrotermal muadillerine kıyasla daha yüksek olduğu görülmektedir (Çizelge 4.3 ve Şekil 4.1).



Şekil 4.1 Çalışmada kullanılan deneme bitkisinin fitotoksisite testi

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Genel olarak çimlenme indeksi < %50 olursa; yüksek seviyede fitotoksisite, %50- 80 arasında; orta düzeyde fitotoksisite, >%80 olursa, fitotoksisite yok anlamına gelmektedir. Ancak eğer çimlenme indeksi >%100 olursa, bitki gelişimini stimüle eden faktörler mevcut olması varsayılmaktadır. Yanı sıra hidrotermal biyokömür içerdiği fenol, furfural veya organik asitler gibi materyaller ve asedik pH nedeni toksisite etkisi yaratmaktadır (Kalderis vd. 2019).

Çizelge 4. 3 Çalışmada kullanılan deneme bitkisinin çimlenme testi sonuçları

Materyal	Çimlenme oranı (%)	Kümülatif kök uzunluğu (cm)
Kontrol	97,0	147,4
Pirolitik biyokömür	83,0	83,3
Hidrotermal biyokömür	76,0	77,2

4.3 Denemede Kullanılan Farklı Organik Atıkların, Pirolitik ve Hidrotermal Biyokömürlerin Bazı Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Denemede kullanılan organik atıkların, pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerin bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları çizelge 4.4'de verilmiştir.

Çizelge 4.4 Çalışmada kullanılan organik atıkların, pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerin bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri

Materyal	STK (%)	pH (1:20 H_2O)	EC (dS m^{-1}) (1:20 H_2O)	Toplam N (%)	Toplam P	Toplam K
					mg kg^{-1}	
AÇ	5.93	7.26	1.53	4.33	740.44	2986.67
TG	4.97	8.01	4.01	1.60	1164.89	18400.00
ZK	3.70	6.46	1.42	1.62	62.11	14200.00
$\mathbf{P_{AC}}$	1.27	7.13	0.40	4.33	902.20	3480.00
$\mathbf{P_{TG}}$	1.53	9.07	3.13	1.06	1406.70	33000.00
$\mathbf{P_{ZK}}$	4.17	9.55	1.55	1.98	142.94	30000.00
$\mathbf{H_{AC}}$	1.70	5.56	0.56	1.99	1088.28	2860.00
$\mathbf{H_{TG}}$	2.67	7.81	1.13	1.13	1826.65	2073.33
$\mathbf{H_{ZK}}$	1.80	5.29	0.29	1.91	38.40	1980.00

Materyal	Toplam KDK (mmol(+) kg^{-1})	TOM (%)	Kireç (%)	Kül	Uçucu madde
				(%) (w/w)	
AÇ	106.70	52.85	12.06	64.53	70.97
TG	116.05	37.53	38.11	35.37	80.87
ZK	98.34	95.78	2.68	4.27	99.15
$\mathbf{P_{AC}}$	108.79	35.84	15.70	55.33	39.43
$\mathbf{P_{TG}}$	120.12	21.12	51.80	51.33	43.00
$\mathbf{P_{ZK}}$	116.71	89.34	3.06	7.77	87.30
$\mathbf{H_{AC}}$	103.95	38.09	11.78	62.83	32.90
$\mathbf{H_{TG}}$	102.74	37.05	50.65	22.13	72.77
$\mathbf{H_{ZK}}$	95.04	97.21	2.78	4.33	90.97

Materyal	Sabit karbon (%) (w/w)	ETD (%)	Toplam ağır metal (mg kg^{-1})			
			Cd	Cr	Ni	Pb
AÇ	nd	-	≤0,05	1.24	0.71	0.21
TG	nd	-	≤0,05	0.08	0.12	0.09
ZK	nd	-	≤0,05	0.02	0.02	0.04
$\mathbf{P_{AC}}$	3.97	58.80	≤0,05	2.86	1.49	0.42
$\mathbf{P_{TG}}$	4.13	59.85	≤0,05	0.15	0.25	0.11
$\mathbf{P_{ZK}}$	0.77	28.20	≤0,05	0.05	0.06	0.03
$\mathbf{H_{AC}}$	2.63	nd	≤0,05	2.10	1.35	0.27
$\mathbf{H_{TG}}$	2.43	nd	≤0,05	0.12	0.20	0.05
$\mathbf{H_{ZK}}$	2.90	nd	≤0,05	0.04	0.37	0.02

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK} , STK: su tutma kapasitesi, N: azot, P: fosfor, K: potasyum, TOM: toprak organik madde, ETD: etken termokimyasal dönüşüm, n.d: belirlenmedi. Not: bütün değerler 3 ölçümün ortalamasıdır.

Çizelge 4.4 incelendiğinde; ZK'nin en düşük; TG'sinin ise en yüksek pH ve EC değerlerine sahip olduğu görülmektedir. AÇ en yüksek toplam azot içeriği gösterirken, ZK'nın en yüksek organik madde içeriği ve C:N oranına sahip olduğu belirlenmiştir. En düşük C:N oranı AÇ'na aittir. AÇ'nun en yüksek ve ZK'nin ise en düşük kül içeriğine sahip olduğu görülmektedir. KDK açısından ise TG>AÇ>ZK sıralamasını izlemektedir. TG yüksek kireç içeriği ile dikkati çekmektedir ve ZK'nin ise en düşük kireç içeriğine sahip olduğu görülmektedir. TG en yüksek toplam fosfor ve potasyum içeriğe sahiptir. Ağır metal açısından ise arıtma çamurunun hammadde kaynaklı en yüksek Cr, Ni ve Pb içeriğine sahip olduğu görünmektedir.

Çizelge 4.4 incelendiğinde; $P_{AÇ}$ biyokömürünün en düşük pH ve EC değerine sahip olduğu dikkati çekmektedir. KDK açısından ise $P_{TG}>P_{ZK}>P_{AÇ}$ olarak bulunmuştur. Knicker (2007)' göre, pirolitik arıtma çamuru ve hayvansal gübre biyokömürleri pH 9.90 ile yüksek katyon değişim kapasitesi ve kireç içeriği sergilemektedirler. Genel olarak pirolitik biyokömürler alkali pH değerine sahiptiler ve bu da onların yüksek miktarda kül içeriğinden kaynaklanmaktadır (Libra vd. 2011). $P_{AÇ}$ biyokömüründe yüksek miktarda toplam N içeriği belirlenirken, P_{ZK} biyokömürünün ise en yüksek organik madde içeriğine ve C:N oranına sahip olduğu belirlenmiştir.

Genel olarak, AÇ 450 °C işlem sıcaklığına maruz kaldığında yaklaşık %50'ye kadar azot (N) içeriği uçabilmektedir, ancak bu durumun P için geçerliği olmadığı bildirilmiştir (Bridle ve Pritchard 2004). Shinogi ve Kanri 2003; Antal ve Gronli 2003'göre, kuru piroliz sıcaklığı ne kadar düşük olursa, N kaybı o kadar azalmaktadır. En düşük C:N oranı $P_{AÇ}$ biyokömürüne aittir.

P_{TG} biyokömürü yüksek kireç içeriği ile dikkati çekmekte ve P_{ZK} biyokömürü en düşük kireç içeriğine sahip olduğu görülmektedir. Genelde, pirolitik biyokömürler yüksek kireç içeriklerinden dolayı, alkali pH değeri göstererek, asidik topraklarda Al toksisitesini azaltabilmektedirler ancak bu özelliği asidik pH değerine sahip olan hidrotermal biyokömürler göstermemektedirler (Glaser vd. 2001; Steiner vd. 2007; van Zwieten vd. 2009).

P_{TG} biyokömürü en yüksek, $P_{AÇ}$ biyokömürü ise en düşük toplam P ve K içeriğine sahiptirler. Besin maddelerinin pirolitik biyokömürler tarafından tutulması oldukça değişkenlik göstermektedir (Chan ve Xu 2009). Genel olarak, atık biyokütlelerden (hayvansal gübre ve arıtma çamuru) elde edilmiş pirolitik ve hidrotermal biyokömürler yüksek miktarda Ca, K ve P içermektedirler (Kim vd. 2009; Hossain vd. 2010; Ro vd. 2010). Ağır metal açısından $P_{AÇ}$'nin en yüksek Cr, Ni ve Pb içeriğine sahip olduğu görülmektedir. Ağır metallerin piroliz sırasında organik bileşenlerin miktarı gibi azalmazlar, bu nedenle toksik risk potansiyeline sahip olabilirler (Libra vd. 2011).

Flash karbonizasyon[1] arıtma çamuru biyokömüründe, düşük kaynama noktasına sahip ağır metaller (örneğin., Hg, Cd ve Se gibi) karbonizasyon reaktöründen ayrıştırılırken, yüksek kaynama noktasına sahip olanlar (örneğin; Pb, Cd, Ni, Cu, Zn ve Sr) kömür içeriğinde bulunmaya devam edebilirler (Antal ve Gronli 2003). Pirolitik biyokömür elde edilmesi için etkin termokimyasal dönüşüm açısından $P_{AÇ} \approx P_{TG} > P_{ZK}$ sıralamasını izlemektedir. Uçucu madde ve sabit karbon açısından bir değerlendirme yapıldığında $P_{ZK} > P_{TG} > P_{AÇ}$ ve $P_{TG} > P_{AÇ} > P_{ZK}$ şeklinde bir sıralanma olduğu görülmektedir. Yapılan çalışmada piroliz 300 °C'de gerçekleştirildiğinden dolayı katı ürün (biyokömür) miktarı yüksektir, ancak ZK'ndeki düşük son ürün miktarı düşük biyokütlesine bağlı olabilir. Bu durum söz konusu atığın muhtemelen yüksek miktarda hemiselüloz içermesinden kaynaklanmaktadır. Biyokütle özellikleri, sıcaklık prosesi ve reaksiyon süresi önemli faktörlerden olup biyokömürün bileşenlerini etkilemektedir (Libra vd. 2011).

Kül içerikleri bakımından $P_{AÇ}>P_{TG>}P_{ZK}$ sıralaması görülmektedir. Biyokömürlerde kül içeriği oldukça değişken bir parametredir. Genel olarak, yavaş piroliz esnasında üretilen pirolitik biyokömürler biyokütleye bağlı olarak yüksek miktarlarda kül içeriğine sahip olmaktadırlar (Kambo ve Dutta 2015).

Düşük piroliz sıcaklığında işlem gören biyokütlenin, yüksek sıcaklıklarda ortaya çıkan katı ürün miktarı yükselmekte, ancak etkin karbon dönüşüm verimliliği düşmektedir.

[1] Biyokütlenin oksijensiz ortamda hızlı bir şekilde ısıtıldığı bir yüksek sıcaklık prosesidir. Biyokütle buhar, aerosol ve bir miktar odun kömürü üretmek için bozunmaktadır.

Bu şekilde işlem gören hemiselüloz-lignin oranı yüksek olan biyokütlelerde ürün miktarı düşük ancak uçucu madde miktarı yüksektir (Amonette ve Joseph. 2009; Hodgson vd. 2011). Ancak, HTC koşullarında ortamda alt-kritik su olmasından dolayı biyokütle polimerleri (özellikle hemiselüloz) çözülmekte, su fazına geçmekte ve katı ürün miktarı düşüş göstermektedir. HTC ve piroliz proseslerinde sıcaklık, reaksiyon mekanizması ürünün fiziko- kimyasal özellikleri açısından önem taşımaktadır (Kambo ve Dutta 2015).

Çizelge 4.4 incelendiğinde; H_{ZK} biyokömürünün en düşük pH ve H_{TG}'nin ise en yüksek pH ve EC değerine sahip olduğu dikkati çekmektedir. Toplam N içeriği bakımından her üç hidrotermal biyokömür birbirine yakın değerlere sahiptirler. H_{ZK} biyokömürünün en yüksek organik madde içeriğine ve C:N oranına sahip olduğu belirlenmiştir. En düşük C/N oranı $H_{AÇ}$ biyokömürüne aittir. Kül içerikleri bakımından $H_{AÇ}$ biyokömürünün en yüksek ve H_{ZK} biyokömürünün en düşük kül içeriğine sahip olduğu görülmektedir. Genel olarak, hidrotermal biyokömürler düşük kül içeriğine ve asidik pH değerlerine sahiptirler (Libra vd. 2011).

Genel olarak, HTC işlemi sulu ortamında gerçekleştiğinden dolayı, inorganik materyal çözünmekte ve böylelikle kül miktarı ve pH değeri elde edildikleri atıklara ve pirolitik biyokömürlere kıyasla düşüş göstermektedir. Kül içeriği biyokömürlerde oldukça değişken bir parametredir (Kambo ve Dutta 2015).

Uçucu madde açısından $H_{ZK} > H_{TG} > H_{AÇ}$ sıralamasını izlemektedir. Sabit karbon genelde birbirine yakındır. KDK açısından $H_{AÇ}$ ve H_{TG} biyokömürleri yüksek miktar içerirken, H_{ZK} biyokömürü düşük miktar içermektedir.

H_{TG} ve H_{ZK} biyokömürleri kireç ve toplam P içeriği açısından sırasıyla yüksek ve düşük miktar göstermektedirler. $H_{AÇ}$ biyokömürü yüksek K içeriği ile dikkati çekmektedir. Genel olarak, atık biyokütlelerden (hayvansal gübre ve arıtma çamuru) elde edilmiş pirolitik ve hidrotermal biyokömürler yüksek miktarda kalsiyum Ca, potasyum K ve P içermektedirler (Kim vd. 2009; Hossain vd. 2010; Ro vd. 2010). Ağır metal açısından $H_{AÇ}$ biyokömürü en yüksek Cr, Ni ve Pb sahip olduğu görünmektedir.

Hidrotermal biyokömürler kimyasal yapı (kimyasal bağlar, oransal miktar ve elemental bileşenler) açısından doğal kömüre benzerlik göstermektedir (Schuhmacher vd. 1960; Sugimoto ve Miki 1997). Genel olarak, hidrotermal biyokömürlerin H/C ve O/C oranları doğal kömüre yakın özellikte ve pirolitik biyokömürlerle kıyasla yüksek miktarda H/C ve O/C oranlarına sahiptirler (Schuhmacher vd. 1960; Antal ve Gronli 2003; van Krevelen 1993; Friedl vd. 2005; Crelling vd. 2006). Yani dekarboksilasyon-dehidrasyon reaksiyon oranı HTC'de kuru pirolizle oranla yüksek olmaktadır (Ruyter 1982; Venderbosch ve Sander 2000; Fang ve Fang. 2008; Bridgwater 2003; Hatcher ve Clifford 1997; Schuhmacher vd. 1960; Sugimoto ve Miki 1997; Oden ve Unnerstad 1924).

Libra vd. (2011)'göre bazı biyokütlerin uçucu madde ve kül içeriği ortalama değerleri (Çizelge 4.5) verilmiştir.

Çizelge 4.5 Bazı biyokütlelerin uçucu madde ve kül içeriği değerleri (Libra vd. 2011)

Biyokütle	**Odun**	**Çayır**	**Hayvansal gübre**	**Arıtma çamuru**	**Kentsel katı atıklar**
Uçucu madde (%)	70- 90	75- 83	57- 70	60- 80	47- 71
Kül (%)	0,1- 8	1,4- 6,7	19- 31	25	12- 50

Çizelge 4.5'de verilen bilgilere göre; bu çalışmada kullanılan biyokülelerin uçucu madde ve kül değerleri yaklaşık (Çizelge 4.5) verilen değerleri izlemektedir.

Çizelge 4.6 Çalışmada kullanılan organik materyallerin (biyokütlelerin) uçucu madde ve kül değerleri

Biyokütle	**Arıtma çamuru**	**Tavuk gübresi**	**Zeytinyağı küspesi**
Uçucu madde (%)	70,97	80,87	63,15
Kül (%)	64,53	35,57	4,27

4.4 Pirolitik ve Hidrotermal Biyokömürler Yukarıda İfade Edilen Özellikleri ile İlgili Olarak Birbirleri İle Kıyaslandığında

Piroliz ile üretilen biyokömürlerde daha yüksek miktarda K açığa çıktığı söylenebilir. $H_{AÇ}$ biyokömüründe $P_{AÇ}$ biyokömürüne kıyasla toplam azot miktarında kayıp olduğu

görülmektedir. HTC ile üretilen biyokömürlerde organik madde miktarı ve C:N oranı piroliz ile üretilenlere nazaran daha fazla olmakta, böylelikle bu biyokömürler topraklara uygulandıklarında organik karbon miktarında da artış sağlamaktadırlar. Bu da sürdürülebilir tarım açısından oldukça önemlidir. Piroliz ile üretilen biyokömürler daha yüksek pH değerlerine sahip olmaktadırlar ve asidik toprakların ıslahları açısından önem arz etmektedirler. Genel olarak, pirolitik biyokömürler KDK ve kireç içeriği bakımından HTC ile üretilen biyokömürlere kıyasla yüksek miktarda KDK ve kireç içeriğine sahiptir. Termokimyasal dönüşüm verimliliği açısından, $P_{AÇ}$ ve P_{TG}, P_{ZK} biyokömürleri daha çok etkilenmiş ve %50'nin üzerinde biyokömür dönüşüm düzeyi göstermişlerdir. Böylelikle bu yolla üretim atık amenajmanı ve değerlendirmesi bakımından ön plana çıkmaktadır. Her iki uygulamada da uçucu madde ve kül miktarı arasında dolaylı bir ilişki mevcuttur; yani uçucu madde miktarı ne kadar yüksekse açığa çıkan kül miktarı o kadar düşük olmaktadır. Ağır metal içerikleri bakımından HTC ile üretilen biyokömürler pirolitik biyokömürlere kıyasla daha az miktarda ağır metal içermektedirler.

Bu bölümünden itibaren "3.2.4 Toprak ve bitki analizlerde başvurulan yöntemler" başlığı altında verilen parametreler (i) toprak inkübasyonu ve (ii) bitkili sera denemesi koşullarında yinelendiğinden elde edilen bulgular yine aynı şekilde iki başlık altında düzenlenmiştir.

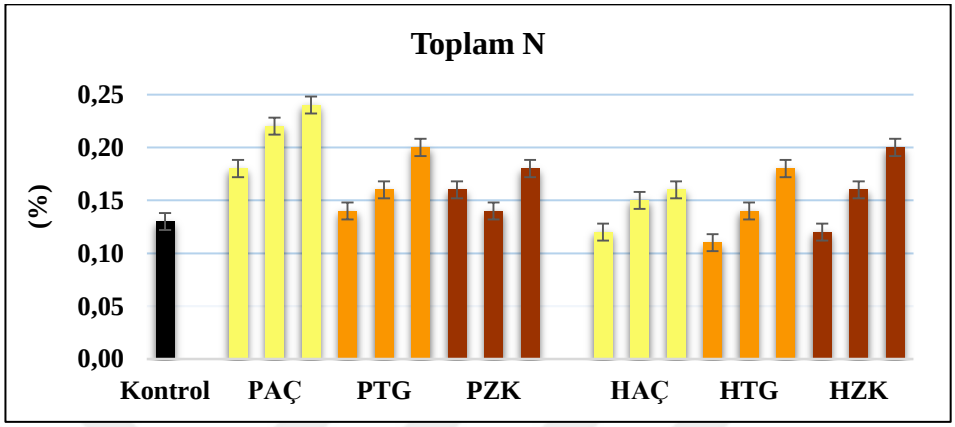
4.5 Biyokömür Uygulanmış Toprakta İnkübasyon Çalışmasının Sonuçları

Piroliz ve HTC ile elde edilen farklı biyokömürlerin farklı uygulama dozları (% 1,2 ve 4) ile muamele edilen toprağın 25 °C'de 120 gün süre ile inkübasyonu sonrasında bazı özelliklerinde meydana gelen değişimler aşağıda verilmiştir.

4.5.1 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimler

Piroliz ve HTC ile elde edilen biyokömür uygulanmış koşullarda toprağın toplam azot değerleri % 0.11– 0.24 arasında değişmiştir. $P_{AÇ}$ uygulanmış koşulda toprağın toplam

N içeriği en yüksek değerleri göstermiştir. Genel olarak pirolitik biyokömürlerin toprak azot içeriğine olan katkısı hidrotermal muadillerine kıyasla daha yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 4.2).



Şekil 4.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

$P_{AÇ}$ ve P_{TG} biyokömürleri HTC ile elde edilen muadilleri $H_{AÇ}$ ve H_{TG} biyokömürlerine kıyasla toprağın toplam azot içeriğinde neden oldukları artış istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.7). Diğer yandan P_{ZK} ve H_{ZK} biyokömürleri arasındaki fark önemsiz bulunmuştur. P_{ZK} biyokömürü haricindeki bütün biyokömür uygulamalarında, uygulama dozuna bağlı olarak toprağın toplam azot içeriği önemli düzeyde artmıştır (Çizelge 4.7).

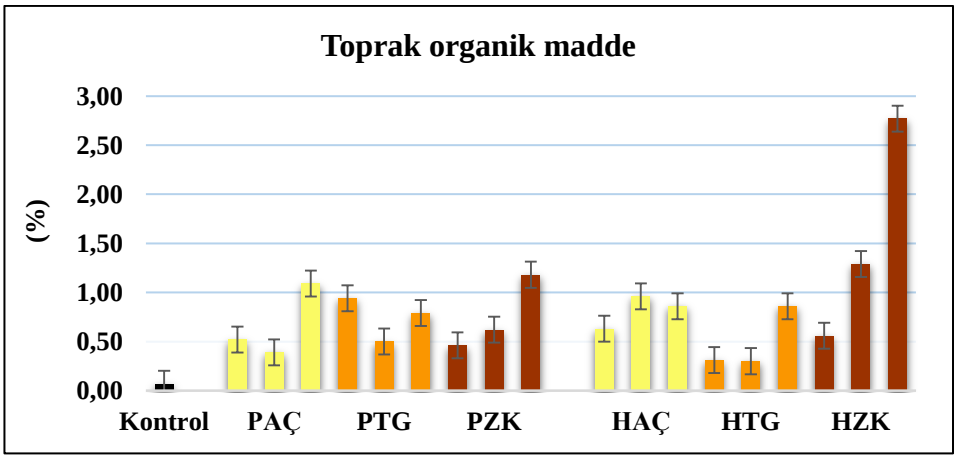
Çizelge 4.7 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				Toplam N (%)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,13**CDa**	0,18**Ab**	0,14**BCb**	0,16**ABab**	0,12**CDb**	0,11**Dc**	0,11**Dc**	0,14
2	0,13**Ca**	0,22**Aa**	0,16**Bb**	0,15**BCb**	0,15**BCa**	0,14**BCb**	0,16**Bb**	0,16
4	0,13**Ea**	0,24**Aa**	0,21**Ba**	0,18**CDa**	0,16**Da**	0,18**CDa**	0,20**BCa**	0,19
Ortalama	0,13	0,21	0,17	0,16	0,15	0,14	0,16	
F değeri	Materyal		**35,69****					
	Doz		**69,55****					
	Materyal x Doz		**4,30****					
LSD<0.05		0,02						

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.5.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimler

Piroliz ve HTC ile elde edilen biyokömür uygulanmış koşullarda toprağın organik madde kapsamı % 0,04– 2,77 arasında değişmiştir. Genel olarak HTC ile elde edilen biyokömür uygulanmış koşullarda toprak organik maddesindeki artışlar daha yüksek düzeylerdedir. En yüksek değerler organik madde içeriği en yüksek olan HZK biyokömürü uygulanmış koşulda elde edilmiştir (Şekil 4.3).



Şekil 4.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

H_{TG} ve H_{ZK} biyokömürlerinin pirolitik muadillerine kıyasla toprak organik maddesi düzeyinde neden oldukları artış; ve ayrıca uygulanan biyokömürlerin ($P_{AÇ}$ hariç) uygulama dozuna bağlı olarak toprağın organik madde içeriğinde meydana getirdiği artışlar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.8).

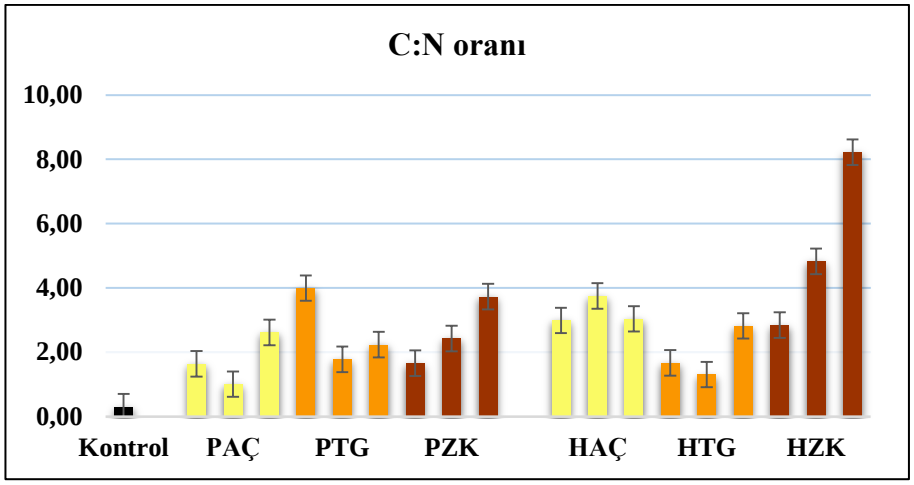
Çizelge 4.8 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				Toprak organik madde (%)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,07**Ca**	0,52**ABCb**	0,94**Aa**	0,47**ABCb**	0,63**ABa**	0,31**BCb**	0,56**ABc**	0,50
2	0,07**Da**	0,39**CDb**	0,51**BCDa**	0,62**BCb**	0,96**ABa**	0,30**CDb**	1,29**Ab**	0,59
4	0,07**Ca**	1,09**Ba**	0,79**Ba**	1,18**Ba**	0,86**Ba**	0,86**Ba**	2,77**Aa**	1,09
Ortalama	0,07	0,66	0,75	0,76	0,82	0,49	1,54	
F değeri	Materyal	**24,98****						
	Doz	**30,49****						
	Materyal x Doz	**7,37****						
LSD<0.05	0,43							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.5.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın C:N oranında meydana gelen değişimler

Farklı dozlarda pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış toprak koşullarında C:N oranı 0,31–8,22 arasında değişmiştir. Hidrotermal biyokömürlerin C:N oranı pirolitik muadillerine göre daha yüksek düzeyler sergilemiştir. En yüksek değerler H_{TG} ve H_{ZK} biyokömürleri uygulanmış koşullarda elde edilmiştir. Pirolitik biyokömürler elde edildikleri materyale bağlı olarak değişen C:N düzeyleri sergilerken hidrotermal biyokömürlerde C:N oranı uygulama dozuna bağlı olarak azalma eğilimi göstermiştir (Şekil 4.4).



Şekil 4.4 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın C:N oranında meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

HTC ile elde edilen biyokömürlerin, piroliz ile elde edilen muadillerine kıyasla toprak C:N oranında neden oldukları artışlar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.9).

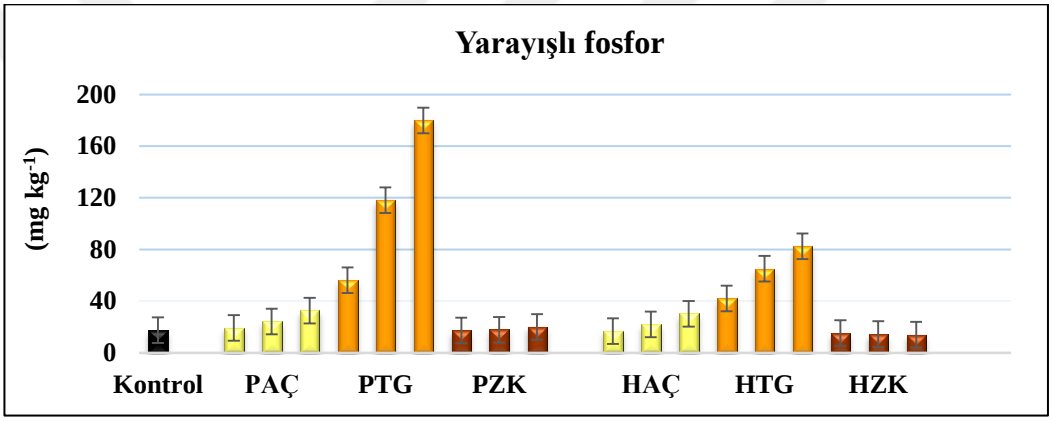
Çizelge 4.9 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın C:N oranında meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				C:N oranı				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,31**Ca**	1,64**BCa**	4,00**Aa**	1,66**BCb**	2,99**ABa**	1,67**BCa**	2,85**ABc**	2,16
2	0,31**Da**	1,01**CDa**	1,78**CDb**	2,43**BCab**	3,75**ABa**	1,31**CDa**	4,83**Ab**	2,20
4	0,31**Ca**	2,62**Ba**	2,24**Bb**	3,73**Ba**	3,04**Ba**	2,82**Ba**	8,22**Aa**	3,28
Ortalama	0,31	1,76	2,67	2,61	3,26	1,93	5,3	
F değeri	Materyal	**19,34****						
	Doz	**7,76****						
	Materyal x Doz	**3,87****						
LSD<0.05	1,72							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.5.4 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullarda toprağın alınabilir P kapsamı oldukça geniş bir aralıkta, 14.04–179.76 mg kg^{-1} arasında değişmiştir. Yüksek fosfor içeriğine sahip P_{TG} ve H_{TG} biyokömürleri uygulama dozuna paralel olarak toprağın alınabilir P içeriğinde diğer biyokömür tiplerine kıyasla daha yüksek değerler sergilemiş; P_{TG} biyokömürü, H_{TG} biyokömürüne kıyasla toprak alınabilir P içeriğini daha fazla artırmıştır. $P_{AÇ}$, $H_{AÇ}$, P_{ZK} ve H_{ZK} biyokömürlerinin toprağın alınabilir fosfor içeriğine katkısı çok düşük düzeylerde olmuştur (Şekil 4.5).



Şekil 4.5 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Genel olarak P_{TG} ve H_{TG} biyokömürlerinin $P_{AÇ}$, $H_{AÇ}$, P_{ZK} ve H_{ZK} biyokömürlerine kıyasla yarayışlı fosfor üzerinde sağladığı artış; ve ayrıca P_{TG} ve H_{TG} biyokömürleri arasındaki farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.10).

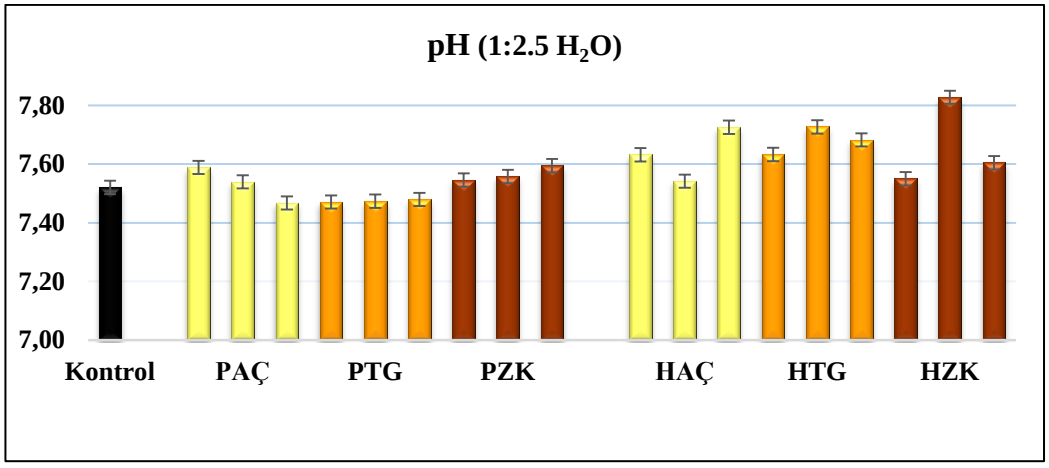
Çizelge 4.10 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

	Yarayışlı P (mg kg^{-1})							
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	17,46**Ca**	19,24**Cb**	56,07**Ac**	17,16**Ca**	16,76**Cb**	42,06**Bc**	15,23**Ca**	26,28
2	17,46**DEa**	24,24**Cb**	118,19**Ab**	17,85**CDEa**	21,96**CDb**	65,02**Bb**	14,39**Ea**	39,87
4	17,46**Da**	32,70**Ca**	179,76**Aa**	19,98**Da**	30,18**Ca**	82,35**Ba**	14,04**Da**	53,78
Ortalama	17,46	25,39	118,01	18,33	22,97	63,14	14,55	
F değeri	Materyal	**927,05****						
	Doz	**280,43****						
	Materyal x Doz	**106,13****						
LSD<0.05	6,20							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.5.5 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimler

Biyokömür uygulanmış koşullarda toprak pH'sı 7.47- 7.83 arasında değişmiştir. Genel olarak HTC ile elde edilen biyokömür uygulamaları altında ölçülen pH değerleri, muadili pirolitik biyokömür uygulamaları altında belirlenen değerlere kıyasla daha yüksektir. Artan doz uygulamalarının toprak pH'sı üzerindeki etkisi farklı hidrotermal ve pirolitik biyokömür uygulamaları altında farklı eğilimler sergilemiştir (Şekil 4.6).



Şekil 4.6 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın pH'sında meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Ancak çalışmada kullanılan biyokömür türleri ve bunların farklı uygulama dozları arasında pH düzeylerinde tespit edilen farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmıştır (Çizelge 4.11).

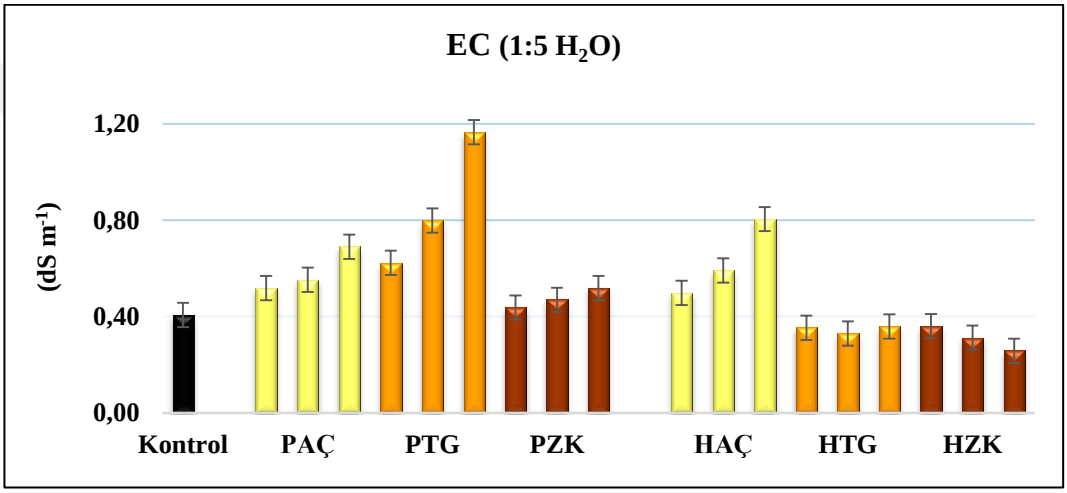
Çizelge 4.11 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				pH (1:2.5 H_2O)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	7,52	7,59	7,47	7,55	7,63	7,63	7,55	7,56
2	7,52	7,54	7,47	7,56	7,54	7,73	7,83	7,60
4	7,52	7,47	7,48	7,60	7,73	7,68	7,61	7,58
Ortalama	7,52**AB**	7,53**AB**	7,47**B**	7,57**AB**	7,63**AB**	7,68**A**	7,66**A**	
F değeri	Materyal	**5,76****						
	Doz	**0,72^{öd}**						
	Materyal x Doz	**1,75^{öd}**						
LSD<0.05	0,16							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$, öd: önemli değil

4.5.6 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimler

Piroliz ve HTC ile elde edilen biyokömür uygulanmış koşullarda toprak EC'si 0.26 – 1.17 dS m^{-1} aralığında değişmiştir. Genel olarak bütün pirolitik biyokömürler toprak EC'sinde uygulama dozuna paralel olarak artışa neden olurken hidrotermal biyokömürler arasında sadece $H_{AÇ}$ biyokömürü aynı eğilimi göstermiş; diğer hidrotermal biyokömürler toprak EC'sinde önemli bir değişime neden olmamıştır (Şekil 4.7).



Şekil 4.7 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Şekil 4.7'de görülen değişimler büyükten küçüğe doğru sıralandığında farklı biyokömürler arasındaki sıralama genellikle $P_{TG}>P_{AÇ}>H_{AÇ}>P_{ZK}>H_{TG}>H_{ZK}$ şeklinde olmuş ve uygulamalar arasındaki farklar istatistiksel açıdan önemli ($p<0.01$) bulunmuştur. Ayrıca H_{TG} ve H_{ZK} haricindeki bütün pirolitik ve hidrotermal biyokömürler uygulamaları altında uygulama dozuna bağlı olarak EC'de neden oldukları artış istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.12).

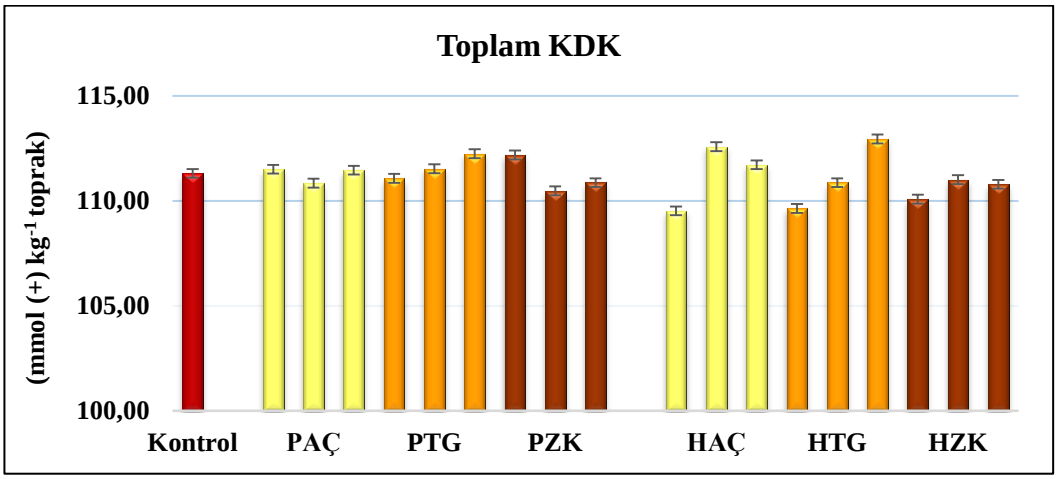
Çizelge 4.12 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				EC (dS m^{-1})				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,41**Ea**	0,52**Bc**	0,62**Ac**	0,44**Dc**	0,50**Cc**	0,36**Fa**	0,36**Fa**	0,46
2	0,41**Ea**	0,56**Cb**	0,80**Ab**	0,47**Db**	0,59**Bb**	0,33**Fb**	0,31**Gb**	0,50
4	0,41**Ea**	0,69**Ca**	1,16**Aa**	0,52**Da**	0,80**Ba**	0,36**Fa**	0,26**Gc**	0,60
Ortalama	0,41	0,59	0,86	0,48	0,63	0,35	0,31	
F değeri	Materyal	**5463,43****						
	Doz	**1885,37****						
	Materyal x Doz	**623,22****						
LSD<0.05	0,013							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.5.7 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimler

Piroliz ve HTC ile elde edilen biyokömür uygulanmış koşullarda toprağın KDK'sı 109.52–112.94 mmol (+) kg^{-1} toprak aralığında değişmiştir. Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları toprak KDK'sında çok büyük değişmelere neden olmamış ve artan doz uygulamaları farkı biyokömür uygulamaları altında farklı eğilimler sergilemiştir (Şekil 4.8).



Şekil 4.8 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Araştırma kapsamında elde edilen ve toprağa uygulanan farklı biyokömürler (ve ayrıca bunların değişen uygulama dozlarının) toprağın KDK'sında istatistiksel açıdan kaydadeğer değişimler göstermemiştir (Çizelge 4.13).

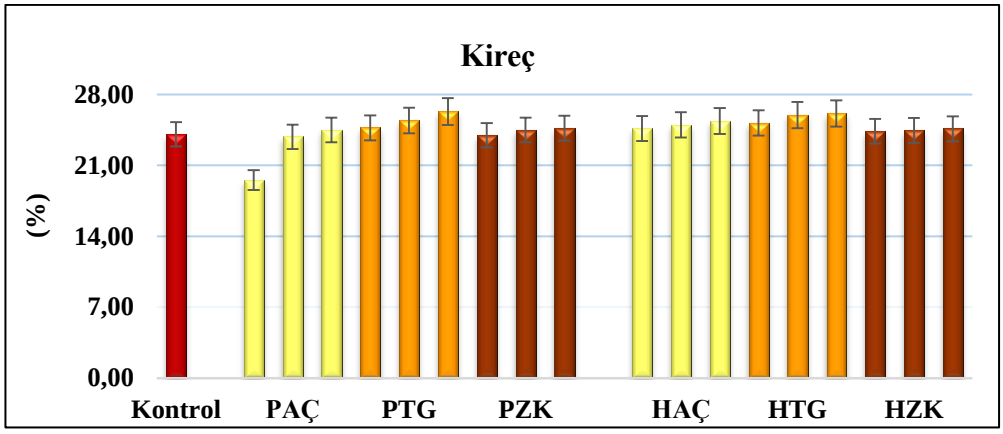
Çizelge 4.13 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Toplam KDK (mmol (+) kg^{-1} toprak)								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	111,30 **ABCa**	111,49 **ABa**	111,05 **ABCa**	112,18 **Aa**	109,51 **Cb**	109,63 **Cb**	110,06 **BCa**	110,75
2	111,30 **ABa**	110,83 **ABa**	111,52 **ABa**	110,47 **Ba**	112,5 **Aa**	110,86 **ABb**	111,00 **ABa**	111,22
4	111,30 **ABa**	111,45 **ABa**	112,24 **ABa**	110,86 **Ba**	111,71 **ABa**	112,94 **Aa**	110,78 **Ba**	111,61
Ortalama	111,30	111,26	111,60	111,17	111,27	111,14	110,61	
F değeri	Materyal	**0,77^{öd}**						
	Doz	**3,81***						
	Materyal x Doz	**2,67****						
LSD<0.05	1,67							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması;**: $p<0.01$, *: $p<0.05$, öd: önemli değil.

4.5.8 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın kireç içeriğinde meydana gelen değişimler

Farklı biyokömür uygulamaları altında toprağın kireç içeriği % 19.56– 26.32 arasında değişmiştir (Şekil 4.9).



Şekil 4.9 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın kireç içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan biyokömür x doz interaksiyonu önemli bulunmakla birlikte pirolitik ve hidrotermal biyokömürler ve bunların farklı doz uygulamaları arasında belirgin farklar kaydedilmemiştir (Çizelge 4.14).

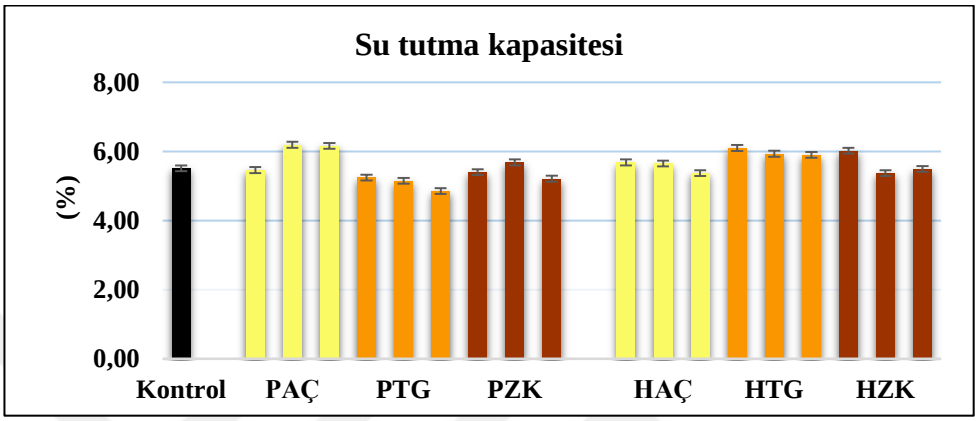
Çizelge 4.14 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın kireç içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				Kireç (%)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	24,07**Aa**	19,55**Bb**	24,70**Ab**	23,97**Aa**	24,65**Aa**	25,19**Aa**	24,36**Aa**	23,79
2	24,07**BCa**	23,82**Ca**	25,44**ABab**	24,51**ABCa**	25,00**ABCa**	25,98**Aa**	24,46**ABCa**	24,75
4	24,07**Ca**	24,50**Ca**	26,32**Aa**	24,68**BCa**	25,39**ABCa**	26,13**ABa**	24,60**BCa**	25,10
Ortalama	24,07	22,63	25,49	24,38	25,01	25,77	24,47	
F değeri	Materyal	**13,31****						
	Doz	**13,21****						
	Materyal x Doz	**3,49****						
LSD<0.05	1,42							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.5.9 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimler

Farklı biyokömür uygulamaları altında toprağın su tutma kapasitesi % 4,85– 6,19 arasında değişmiştir (Şekil 4.10).



Şekil 4.10 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan materyal x doz interaksiyonu önemli bulunmakla birlikte pirolitik ve hidrotermal biyokömürler ve bunların farklı doz uygulamaları arasında belirgin farklar kaydedilmemiştir (Çizelge 4.15).

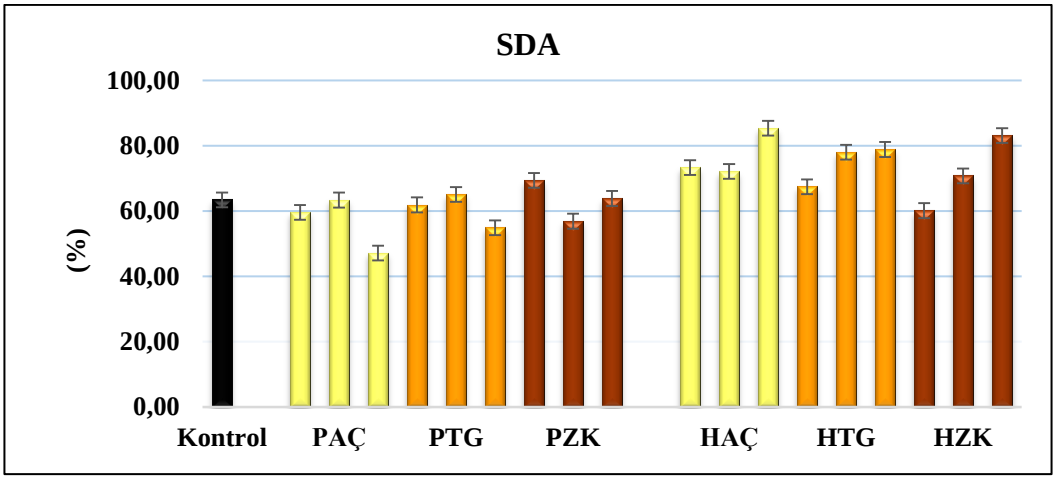
Çizelge 4.15 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Su tutma kapasitesi (%)								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	5,51**CDa**	5,46**CDb**	5,15**Dab**	5,40**CDab**	5,68**BCa**	6,10**Aa**	6,02**ABa**	5,62
2	5,51**CDa**	6,19**Aa**	5,24**Da**	5,68**BCa**	5,65**BCa**	5,93**ABa**	5,37**CDb**	5,65
4	5,51**Ba**	6,16**Aa**	4,85**Cb**	5,21**Bb**	5,37**Ba**	5,90**Aa**	5,49**Bb**	5,50
Ortalama	5,51	5,94	5,08	5,43	5,57	5,98	5,63	
F değeri	Materyal	**19,71****						
	Doz	**3,24***						
	Materyal x Doz	**4,43****						
LSD<0.05	0,34							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.5.10 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimler

Piroliz ve HTC ile elde edilen biyokömür uygulanmış koşullarda suya dayanaklı agregat stabilitesi % 47.18– 85.37 arasında değişmiştir. Genel olarak bütün hidrotermal biyokömürlerin agregasyona olan katkısının piroliz yolu ile elde edilen biyokömürlerden daha fazladır. Hidrotermal biyokömür uygulamaları altında uygulama dozuna bağlı olarak agregasyon artma eğilimi gösterirken pirolitik biyokömür uygulamaları altında azalma eğilimi göstermiştir (Şekil 4.11).



Şekil 4.11 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, SDA: suya dayanaklı agregat

İstatistiksel analizler özellikle yüksek uygulama dozunda hidrotermal biyokömürler ile pirolitik muadilleri arasındaki farkların önemli olduğunu; ancak pirolitik ve hidrotermal biyokömür grupları kendi içinde kıyaslandığında elde edilen farkların önemli olmadığını göstermiştir (Çizelge 4.16).

Çizelge 4.16 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

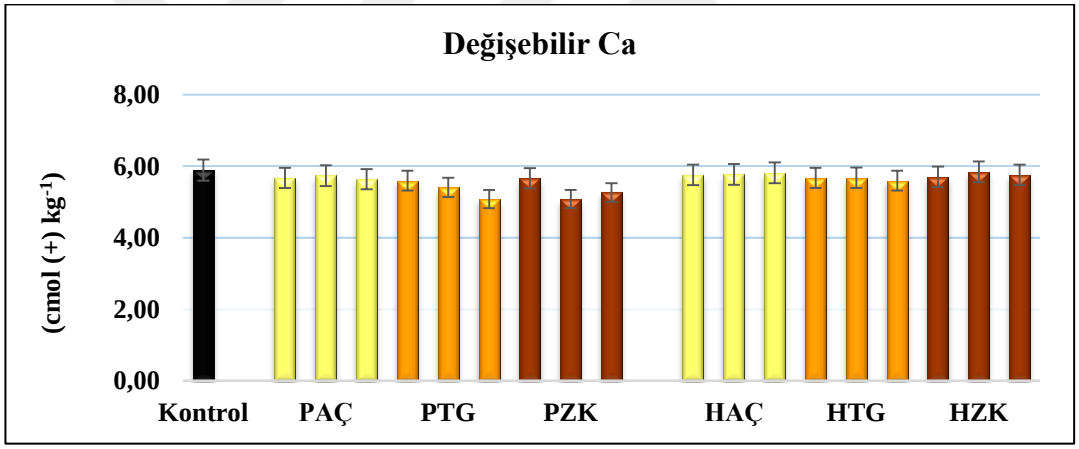
				SDA (%)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	63,41**AB a**	59,63**Ba**	61,91**AB a**	69,42**AB a**	73,32**Ab**	67,46**AB a**	60,14**AB b**	65,04
2	63,41**BC a**	63,37**BC a**	65,12**BC a**	56,90**Cb**	72,12**AB b**	78,05**Aa**	70,78**AB b**	67,11
4	63,41**Ba**	47,18**Cb**	54,89**BC a**	63,85**Bab**	85,37**Aa**	78,81**Aa**	83,12**Aa**	68,09
Ortalama	63,41	56,72	60,64	63,39	76,94	74,77	71,35	
F değeri	Materyal	**10,30****						
	Doz	**1,00^{öd}**						
	Materyal x Doz	**3,42****						
LSD<0.05	11,76							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$ ve öd: önemli değil.

4.5.11 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir katyon (Ca, Mg, K, Na) düzeylerinde meydana gelen değişimler

4.5.11.1 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın değişebilir Ca içeriği 5.08– 5.89 cmol (+) kg^{-1} arasında değişmiştir. Bütün hidrotermal biyokömürler, pirolitik muadillerine kıyasla daha yüksek miktarda değişebilir Ca değerleri göstermiştir (Şekil 4.12) ve aradaki farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.17). Farklı atıklardan elde edilen pirolitik biyokömürler kendi aralarında kıyaslandığında değişebilir Ca düzeyi açısından belirtilen farklar önemsiz bulunmuştur. Aynı durum hidrotermal biyokömürler açısından da geçerlidir (Çizelge 4.17).



Şekil 4.12 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

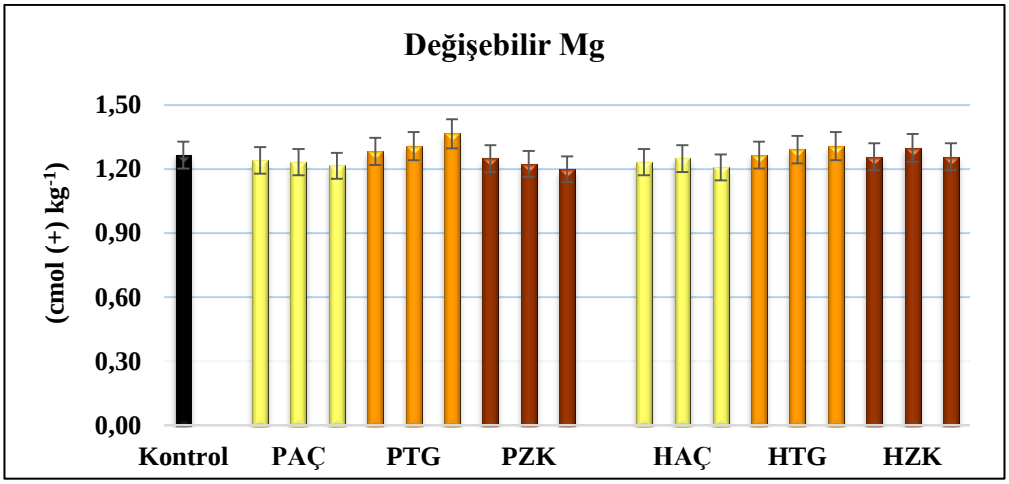
Çizelge 4.17 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				Değişebilir Ca (cmol (+) kg^{-1})				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	5,89**Aa**	5,66**Ba**	5,59**Ba**	5,66**Ba**	5,76**ABa**	5,66**Ba**	5,70**Ba**	5,70
2	5,89**Aa**	5,73**ABa**	5,40**Db**	5,53**CDa**	5,77**ABa**	5,67**BCa**	5,83**ABa**	5,69
4	5,89**Aa**	5,64**Ba**	5,08**Dc**	5,26**Cb**	5,81**Aa**	5,59**Ba**	5,75**ABa**	5,57
Ortalama	5,89	5,68	5,36	5,48	5,78	5,64	5,76	
F değeri	Materyal	**34,18****						
	Doz	**12,04****						
	Materyal x Doz	**4,69****						
LSD<0.05	0,16							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.5.11.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın değişebilir Mg içeriği 1.20– 1.37 cmol (+) kg^{-1} arasında değişmiştir. Farklı atıklardan elde edilen pirolitik biyokömürler kendi aralarında kıyaslandığında P_{TG} ve H_{TG} biyokömürlerinin değişebilir Mg düzeylerinin daha yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 4.13) ve diğer biyokömür tiplerine kıyasla oluşan farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.18). Diğer yandan uygulama dozuna bağlı değişebilir Mg düzeyleri çoğu durumda farklı eğilimler sergilemiştir.



Şekil 4.13 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Çizelge 4.18 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın değişebilir magnesyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

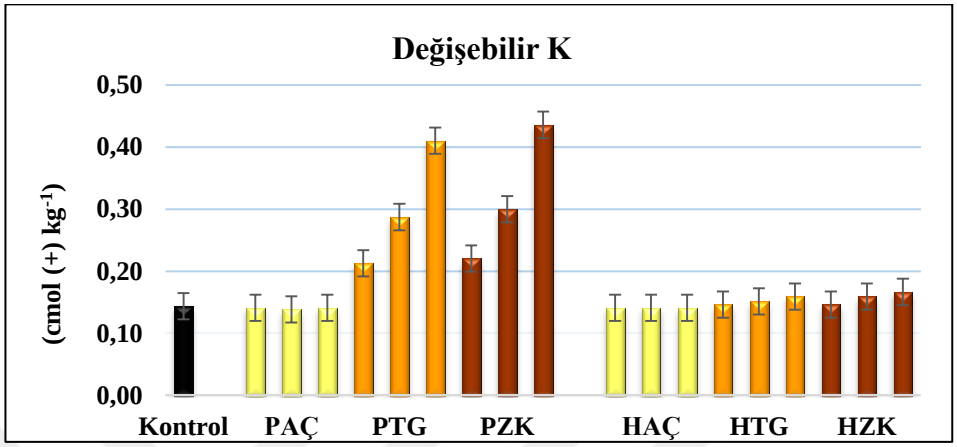
				Değişebilir Mg (cmol (+) kg^{-1})				
				Materyal				
Doz %)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	1,27**ABa**	1,24**BCa**	1,28**Ac**	1,25**ABCa**	1,23**Cab**	1,27**ABb**	1,26**ABb**	1,26
2	1,27**BCa**	1,24**DEa**	1,31**Ab**	1,22**Eb**	1,25**CDa**	1,29**ABab**	1,30**Aa**	1,27
4	1,27**Ca**	1,22**Da**	1,37**Aa**	1,20**Db**	1,21**Db**	1,31**Ba**	1,26**Cb**	1,26
Ortalama	1,27	1,23	1,32	1,23	1,23	1,29	1,27	
F değeri	Materyal	**40,67****						
	Doz	**2,30$^{ö d}$**						
	Materyal x Doz	**6,71****						
LSD<0.05	0,03							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$ ve ö.d. önemli değil

4.5.11.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın değişebilir K içeriği 0.14– 0.44 cmol (+) kg^{-1} arasında değişmiştir. Genel olarak pirolitik

biyokömürlerin hidrotermal muadillerine kıyasla toprağın değişebilir K içeriğine katkısı daha yüksek olmuş (Şekil 4.14), $P_{AÇ}$ ve $H_{AÇ}$ biyokömürleri haricindeki bütün durumlarda aradaki farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.19).



Şekil 4.14 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

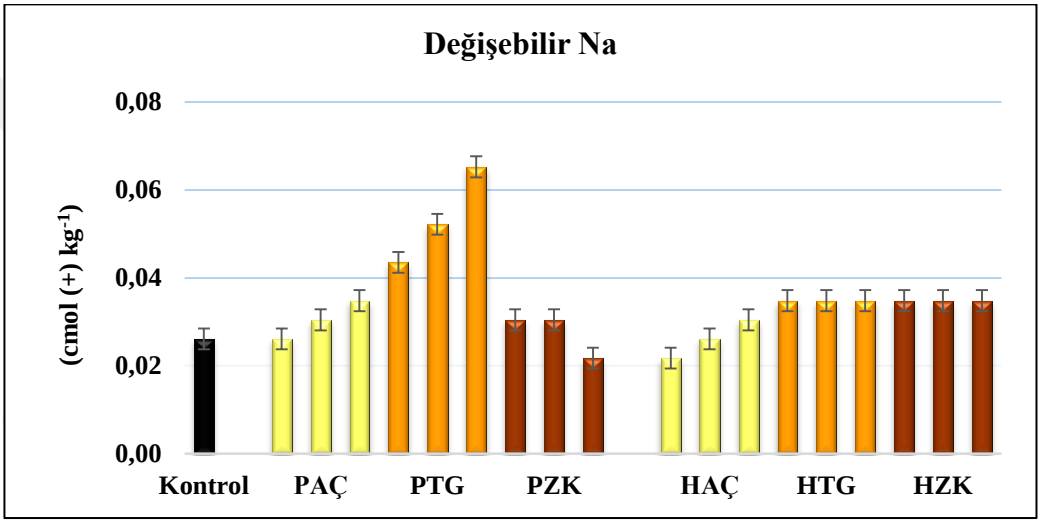
Çizelge 4.19 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Değişebilir K (cmol (+) kg^{-1})								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,14**Da**	0,14**Da**	0,21**Bc**	0,22**Ac**	0,14**Da**	0,15**Cb**	0,15**Cc**	0,16
2	0,14**Ea**	0,14**Ea**	0,29**Bb**	0,30**Ab**	0,14**Ea**	0,15**Db**	0,16**Cb**	0,19
4	0,14**Ea**	0,14**Ea**	0,41**Ba**	0,44**Aa**	0,14**Ea**	0,16**Da**	0,17**Ca**	0,23
Ortalama	0,14	0,14	0,3	0,32	0,14	0,15	0,16	
F değeri	Materyal	**3070,94****						
	Doz	**1164,58****						
	Materyal x Doz	**386,90****						
LSD<0.05	0,01							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.5.11.4 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın değişebilir Na içeriği 0.02– 0.07 cmol (+) kg^{-1} arasında değişmiştir. Genel olarak, P_{TG} biyokömürü haricinde kalan diğer pirolitik ve hidrotermal biyokömürler toprağın değişebilir Na içeriğinde belirgin bir değişime neden olmamıştır (Şekil 4.15). P_{TG} biyokömürü toprağın değişebilir Na düzeyini bütün uygulama dozlarında önemli düzeyde artırmıştır (Çizelge 4.20).



Şekil 4.15 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Çizelge 4.20 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

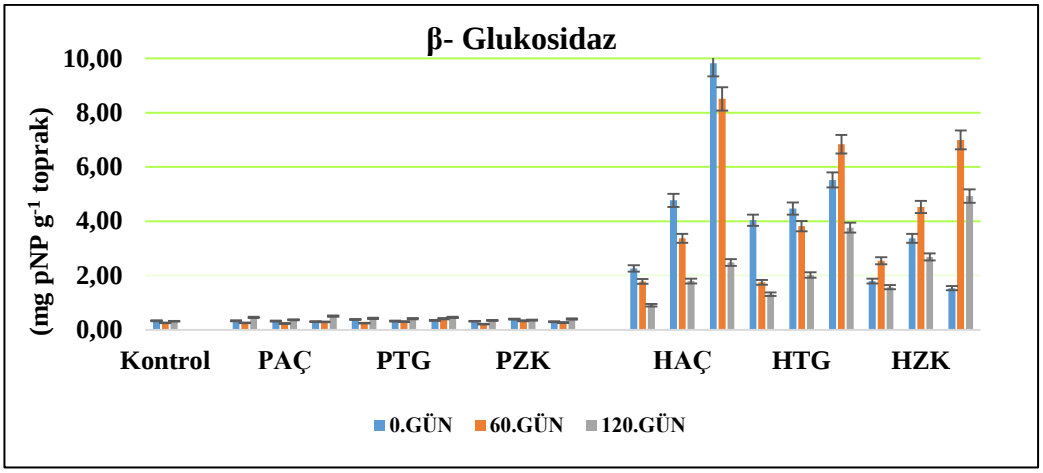
		Değişebilir Na (cmol (+) kg^{-1})						
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,03**Ba**	0,03**Ba**	0,04**Ac**	0,03**Ba**	0,02**Cb**	0,03**Bb**	0,03**Bb**	0,03
2	0,03**Ca**	0,03**Ca**	0,05**Ab**	0,03**Ca**	0,03**Ca**	0,03**Cb**	0,04**Ba**	0,03
4	0,03**Ca**	0,03**Ca**	0,06**Aa**	0,02**Db**	0,03**Ca**	0,04**Ba**	0,03**Cb**	0,04
Ortalama	0,03	0,03	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	
F değeri	Biyokömür	**27,71****						
	Doz	**$2,29^{ öd}$**						
	Biyokömür x Doz	**2,29***						
LSD<0.05	0,01							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; *: $p<0.05$, **: $p<0.01$, ö.d.: önemli değil

4.5.12 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın enzim aktivitelerinde meydana gelen değişimler

4.5.12.1 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın ß-glukosidaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın ß-glukosidaz enzim aktiviteleri düzeyi (120. günlük inkübasyon süreci boyunca) 0.31– 4.93 mg pNP g^{-1} toprak aralığında değişmiştir (Şekil 16). Genel olarak pirolitik biyokömür uygulamaları toprağın ß-glukosidaz enzim aktivitelerinde kaydadeğer bir değişikliğe neden olmazken; hidrotermal biyokömür uygulamalarının pirolitik muadillerine kıyasla toprağın ß-glukosidaz aktvitesini istatistiksel açıdan önemli düzeyde artırdığı belirlenmiştir (Çizelge 4.21.a.b, c). Hidrotermal biyokömür uygulamaları elde edildikleri organik atık türüne zamana ve uygulama dozuna bağlı olarak ß-glukosidaz enzim aktivitelerinde değişen düzeyler sergilemiştir (Şekil 4.16). İnkübasyon sürecinin başı ve ortasında hidrotermal biyokömürler arası sıralama $H_{AÇ}>H_{TG}>H_{ZK}$ iken inkübasyon sürecinin sonunda bu sıralama $H_{ZK}>H_{TG}>H_{AÇ}$ olarak değişmiştir. Hem sıralamalara neden olan farklar hem de uygulama dozları arasındaki farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.21.a.b, c). En yüksek ß-glukosidaz enzim aktivitesi $H_{AÇ}$ uygulanmış koşullarda gözlenmiştir.



Şekil 4.16 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın ß-glukosidaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Çizelge 4.21 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın ß-glukosidaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi; (a) başlangıç

				β- glukosidaz (mg pNP g^{-1} toprak)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,33**Da**	0,33**Da**	0,38**Da**	0,32**Da**	2,26**Bc**	4,04**Ac**	1,79**Cb**	1,35
2	0,33**Da**	0,32**Da**	0,32**Da**	0,39**Da**	4,77**Ab**	4,46**Bb**	3,37**Ca**	2,00
4	0,33**Da**	0,30**Da**	0,34**Da**	0,29**Da**	9,83**Aa**	5,52**Ba**	1,53**Cc**	2,59
Ortalama	0,33	0,32	0,35	0,33	5,62	4,68	2,23	
F değeri	Materyal	**2737,99****						
	Doz	**470,84****						
	Materyal x Doz	**398,36****						
LSD<0.05	0,22							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

(b) 60. gün

β- glukosidaz (mg pNP g^{-1} toprak),								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,25**Ca**	0,25**Ca**	0,24**Ca**	0,21**Ca**	1,78**Bc**	1,75**Bc**	2,55**Ac**	1,00
2	0,25**Da**	0,23**Da**	0,30**Da**	0,33**Da**	3,37**Cb**	3,82**Bb**	4,52**Ab**	1,83
4	0,25**Ca**	0,29**Ca**	0,40**Ca**	0,26**Ca**	8,51**Aa**	6,84**Ba**	7,00**Ba**	3,37
Ortalama	0,25	0,26	0,32	0,27	4,55	4,14	4,69	
F değeri	Materyal	**803,74****						
	Doz	**534,14****						
	Materyal x Doz	**122,91****						
LSD<0.05	0,39							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması, **: $p<0.01$

(c) 120.gün

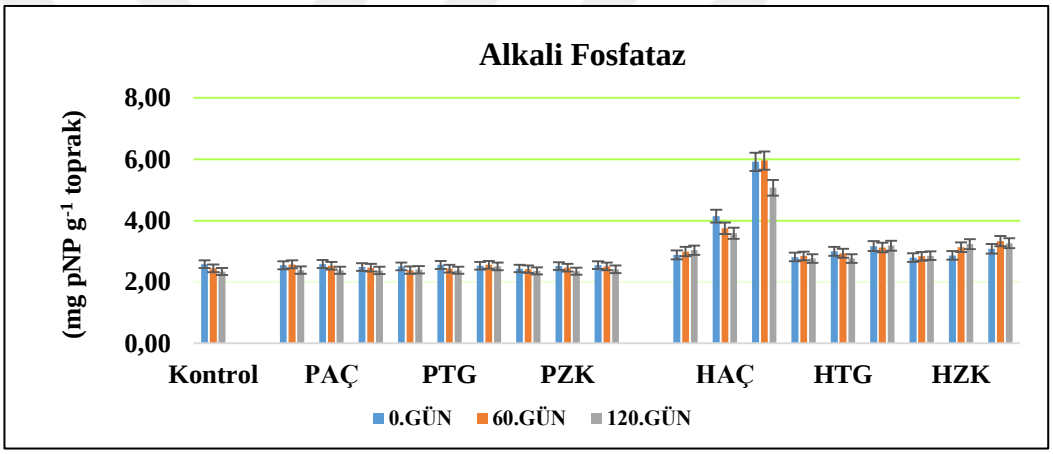
β- glukosidaz (mg pNP g^{-1} toprak),								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,31**Da**	0,45**Da**	0,42**Da**	0,34**Da**	0,91**Cc**	1,31**Bc**	1,57**Ac**	0,76
2	0,31**Da**	0,36**Da**	0,41**Da**	0,36**Da**	1,80**Cb**	2,02**Bb**	2,69**Ab**	1,14
4	0,31**Da**	0,50**Da**	0,46Da	0,39**Da**	2,48**Ca**	3,76**Ba**	4,93**Aa**	1,83
Ortalama	0,31	0,44	0,43	0,36	1,73	2,36	3,06	
F değeri	Materyal	**1017,06****						
	Doz	**546,44****						
	Materyal x Doz	**134,03****						
LSD<0.05	0,18							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.5.12.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın alkali fosfataz enzim aktiviteleri düzeyi (120. günlük inkübasyon süreci boyunca) 2.34– 5.07 mg pNP g^{-1} toprak aralığında değişmiştir (Şekil 4.17). Genel olarak alkali fosfataz enzim aktivite

düzeylerindeki duruma benzer şekilde pirolitik biyokömürlerin toprağın alkali fosfataz enzim üretiminde kaydadeğer bir değişikliğe neden olmadığı; diğer yandan hidrotermal biyokömür uygulamalarının pirolitik muadillerine kıyasla toprağın alkali fosfataz etkisini istatistiksel açıdan önemli düzeyde artırdığı (Çizelge 4.22.a.b, c) belirlenmiştir. Hidrotermal biyokömür uygulamaları kullanılan organik atık türüne ve zamana bağlı olarak alkali fosfataz enzim aktivitelerinde değişen düzeyler sergilemiş ve genellikle $H_{AÇ}>H_{TG}>H_{ZK}$ olarak sıralanmıştır. Hem sıralamalara neden olan farklar hem de uygulama dozları arasındaki farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur ($p<0,01$), (Çizelge 4.22.a.b, c). En yüksek alkali fosfataz aktivitesi $H_{AÇ}$ biyokömürü uygulanmış koşullarda gözlenmiştir.



Şekil 4.17 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Çizelge 4.22 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi; (a) başlangıç

Alkali fosfataz (mg pNP g^{-1} toprak)								
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	2,58**BCa**	2,54**Ca**	2,50**Ca**	2,44**Ca**	2,88**Ac**	2,81**Ab**	2,79**ABb**	2,65
2	2,58**Ca**	2,58**Ca**	2,55**Ca**	2,52**Ca**	4,14**Ab**	2,99**Bab**	2,86**Bb**	2,89
4	2,58**Ca**	2,48**Ca**	2,53**Ca**	2,54**Ca**	5,91**Aa**	3,16**Ba**	3,08**Ba**	3,18
Ortalama	2,58	2,53	2,53	2,5	4,31	2,99	2,91	
F değeri	Materyal	**235,89****						
	Doz	**93,63****						
	Materyal x Doz	**58,25****						
LSD<0.05	0,21							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

(b) 60. gün

Alkali fosfataz (mg pNP g^{-1} toprak)								
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	2,44**BCa**	2,57**Ba**	2,38**Ca**	2,42**BCa**	2,99**Ac**	2,84**Ab**	2,83**Ac**	2,64
2	2,44**Da**	2,52**Da**	2,43**Da**	2,46**Da**	3,74**Ab**	2,93**Cb**	3,13**Bb**	2,81
4	2,44**Da**	2,46**Da**	2,56**Da**	2,50**Da**	5,95**Aa**	3,12**Ca**	3,33**Ba**	3,20
Ortalama	2,44	2,52	2,45	2,46	4,23	2,96	3,10	
F değeri	Materyal	**392,66****						
	Doz	**175,85****						
	Materyal x Doz	**97,60****						
LSD<0.05	0,16							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$,

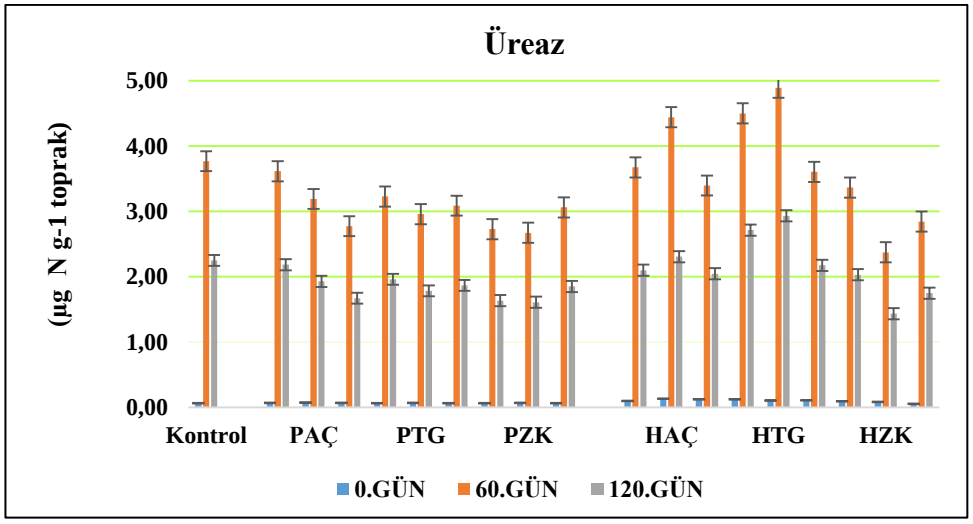
(c) 120. gün

Alkali fosfataz (mg pNP g^{-1} toprak)								
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	2,34**Da**	2,38**Da**	2,40**Db**	2,36**Da**	3,03**Ac**	2,76**Cb**	2,85**Bb**	2,59
2	2,34**Da**	2,38**Da**	2,38**Db**	2,35**Da**	3,58**Ab**	2,76**Cb**	3,23**Ba**	2,72
4	2,34**Fa**	2,37**EFa**	2,50**Da**	2,41**Ea**	5,07**Aa**	3,17**Ca**	3,26**Ba**	3,02
Ortalama	2,34	2,38	2,42	2,37	3,89	2,90	3,11	
F değeri	Materyal	**2587,47****						
	Doz	**869,64****						
	Materyal x Doz	**378,80****						
LSD<0.05	0,06							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.5.12.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın üreaz enzim aktiviteleri düzeyi (120. günlük inkübasyon süreci boyunca) 0.06– 4.89 µg N g^{-1} toprak aralığında değişmiştir (Şekil 4.18). ß-glukosidaz ve alkali fosfataz aktivitelerindeki kadar belirgin olmasa da hidrotermal biyokömürler pirolitik biyokömürlere kıyasla üreaz enzimi açısından da daha yüksek değerler sergilemiş ve aradaki farklar genel olarak önemli bulunmuştur. Pirolitik ve hidrotermal biyokömürler elde edildikleri organik atık tipine göre kendi içinde kıyaslandığında farklı pirolitik biyokömür uygulamalarının üreaz enzim aktivitesi üzerindeki etkileri önemsiz bulunurken hidrotermal biyokömür uygulamaları arasındaki farklar genellikle önemli bulunmuştur (Çizelge 4.23.a.b, c). En yüksek üreaz aktivitesi H_{TG} biyokömürü uygulanmış koşullarda gözlenmiştir (Şekil 4.18).



Şekil 4.18 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Çizelge 4.23 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirilmesi; (a) başlangıç

				Üreaz (µgN g^{-1} toprak)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,06**Ca**	0,07**Ca**	0,06**Ca**	0,07**Ca**	0,10**Bb**	0,12**Aa**	0,10**Ba**	0,08
2	0,06**Da**	0,07**Da**	0,07**Da**	0,07**Da**	0,13**Aa**	0,11**Ba**	0,09**Ca**	0,09
4	0,06**Ba**	0,07**Ba**	0,07**Ba**	0,07**Ba**	0,12**Aa**	0,11**Aa**	0,06**Bb**	0,08
Ortalama	0,06	0,07	0,07	0,07	0,12	0,11	0,08	
F değeri	Materyal	**75,20****						
	Doz	**3,00^{öd}**						
	Materyal x Doz	**5,39****						
LSD<0.05	0,01							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması, **: $p<0.01$, ö.d.: önemli değil

(b) 60.gün

Üreaz (µgN g^{-1} toprak)								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	3,77**Ba**	3,62**Ba**	3,23**BCa**	2,73**Ca**	3,67**Bb**	4,50**Aa**	3,36**Ba**	3,56
2	3,77**Ba**	3,19**Cab**	2,96**Ca**	2,67**CDa**	4,44**Aa**	4,89**Aa**	2,37**Db**	3,47
4	3,77**Aa**	2,77**Cb**	3,09**BCa**	3,06**BCa**	3,39**ABb**	3,60**ABb**	2,84**Cb**	3,22
Ortalama	3,77	3,19	3,09	2,82	3,84	4,33	2,86	
F değeri	Materyal	**31,52****						
	Doz	**6,90****						
	Materyal x Doz	**5,38****						
LSD<0.05	0,50							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması, **: $p<0.01$.

(c) 120.gün

Üreaz (µgNg^{-1} toprak)								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	2,25**Ba**	2,18**Ba**	1,96**BCa**	1,64**Ca**	2,10**Ba**	2,72**Aa**	2,03**BCa**	2,13
2	2,25**Ba**	1,93**BCab**	1,79**CDa**	1,61**CDa**	2,31**Ba**	2,93**Aa**	1,44**Db**	2,04
4	2,25**Aa**	1,67**Cb**	1,87**ABCa**	1,86**ABCa**	2,05**ABCa**	2,17**ABb**	1,75**BCab**	1,95
Ortalama	2,25	1,93	1,87	1,70	2,15	2,61	1,74	
F değeri	Materyal	**17,26****						
	Doz	**3,18***						
	Materyal x Doz	**2,72****						
LSD<0.05	0,38							

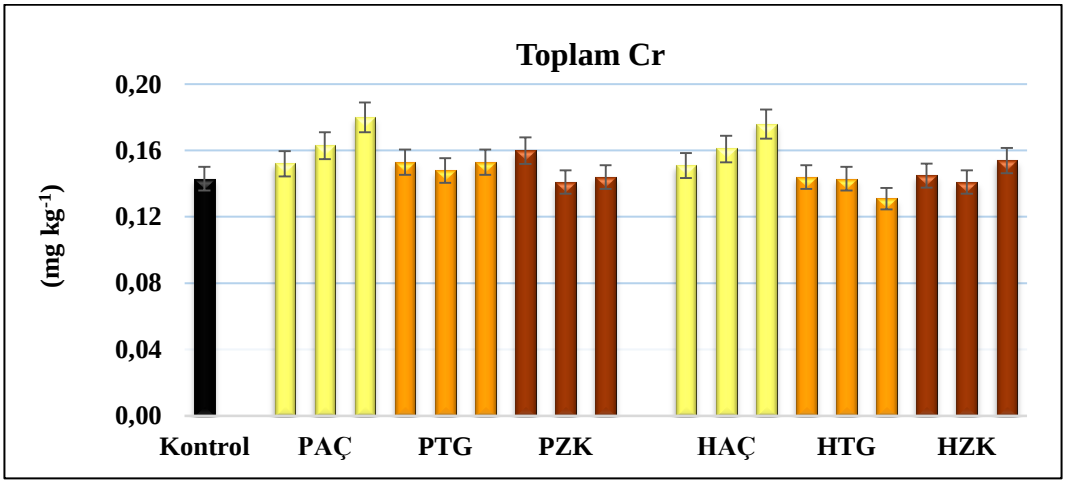
AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; *: $p<0.05$, **: $p<0.01$.

4.5.13 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın ağır metal içeriğinde meydana gelen değişmeler

Toprak inkübasyon denemesi sonunda gerçekleştirilen toplam ağır metal analizleri sonucunda Cd ve Cu değerleri analiz sınır değerlerinin altında kalmıştır. Toplam Cr, Ni, Pb ve Zn değerlerinde uygulamalara bağlı değişimler aşağıda verilmiştir.

4.5.13.1 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam krom içeriğinde meydana gelen değişmeler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın toplam Cr içeriği 0.13- 0.18 mg kg^{-1} arasında değişmiştir. Genel olarak $P_{AÇ}$ ve $H_{AÇ}$ biyokömürü uygulanmış toprakların Cr içeriğinde bir artış görülmektedir (Şekil 4.19). Farklı biyokömür uygulamaları kıyaslandığında hem pirolitik hem de hidrotermal biyokömürler arasında $H_{AÇ}$ ve $P_{AÇ}$ biyokömürlerinin diğer biyokömür uygulamalarına kıyasla toprağın Cr içeriğinde sağladıkları artış önemli bulunmuştur. Ayrıca bu iki biyokömür türünün uygulama dozuna bağlı olarak sergilediği artışlar da önemli bulunmuştur (Çizelge 4.24).



Şekil 4.19 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam krom içeriğinde meydana gelen değişmeler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

$H_{AÇ}$ ve $P_{AÇ}$ biyokömürleri dışındaki biyokömür tiplerinin toprağın toplam Cr içeriğinde meydana getirdiği farklar genel olarak istatistiksel açıdan önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.24)

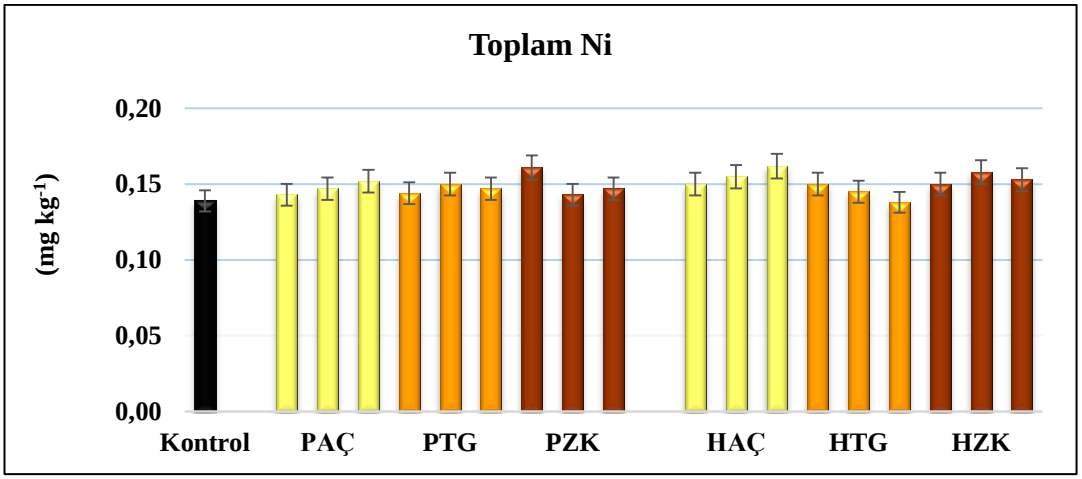
Çizelge 4.24 Biyokömür uygulanmış- inkübe edilmiş toprağın toplam krom içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

		Toplam Cr (mg kg^{-1})						
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,14**Ca**	0,15**Bc**	0,15**Ba**	0,16**Aa**	0,15**Bc**	0,14**Ca**	0,14**Cb**	0,15
2	0,14**Ca**	0,16**Ab**	0,15**Ba**	0,14**Cb**	0,16**Ab**	0,14**Ca**	0,14**Cb**	0,15
4	0,14**Ca**	0,18**Aa**	0,15**Ba**	0,14**Cb**	0,18**Aa**	0,13**Db**	0,15**Ba**	0,15
Ortalama	0,14	0,16	0,15	0,15	0,16	0,14	0,15	
F değeri	Materyal	**33,33****						
	Doz	**8,65****						
	Materyal x Doz	**10,16****						
LSD<0.05	0,01							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.5.13.2 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam nikel içeriğinde meydana gelen değişmeler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın toplam Ni içeriği 0.14-0.16 mg kg^{-1} arasında değişmiştir. Genel olarak farklı hidrotermal ve pirolitik biyokömür uygulanmış toprakların toplam Ni içeriği birbirine yakın düzeylerde seyretmiştir (Şekil 4.20).



Şekil 4.20 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam nikel içeriğinde meydana gelen değişmeler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan farklı biyokömür tipleri ve uygulama dozları arasındaki değişmeler toplam Ni açısından belirgin değildir (Çizelge 4.25).

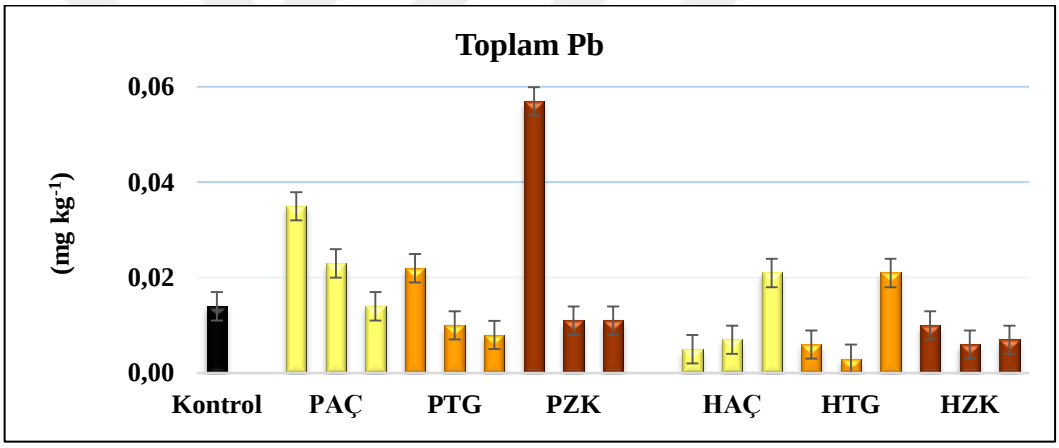
Çizelge 4.25 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın toplam nikel içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Toplam Ni (mg kg^{-1})								
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,14**Ba**	0,14**Bb**	0,14**Bb**	0,16**Aa**	0,15**Bb**	0,15**Ba**	0,15**Bb**	0,15
2	0,14**Ba**	0,15**Ba**	0,15**Ba**	0,14**Bc**	0,16**Aa**	0,15**Ba**	0,16**Aa**	0,15
4	0,14**Ba**	0,15**Ba**	0,15**Ba**	0,15**Bb**	0,16**Aa**	0,14**Bb**	0,15**Bb**	0,15
Ortalama	0,14	0,15	0,15	0,15	0,16	0,15	0,15	
F değeri	Materyal	**8,37****						
	Doz	**0,15$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**3,24****						
LSD<0.05	0,01							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$, ö.d.: önemli değil.

4.5.13.3 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam kurşun içeriğinde meydana gelen değişmeler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın toplam Pb içeriği 0.003- 0.057 mg kg^{-1} arasında değişmiştir. Genel olarak farklı biyokömür tipleri uygulanan topraklar arasında $P_{AÇ}$ biyokömürü uygulanmış koşullarda Pb içeriği artmış olmakla birlikte (Şekil 4.21), toplam Pb düzeyleri arasındaki değişimler istatistiksel açıdan yeterince belirgin değildir (Çizelge 4.26). Pirolitik biyokömür uygulanmış koşullarda toplam Pb uygulama dozuna bağlı olarak azalırken hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullarda uygulama dozuna bağlı olarak artma eğiliminde olmuştur. Düşük dozda P_{ZK} biyokömürü uygulanmış koşullardaki yüksek Pb düzeyinin deneysel ya da analiz hatası olduğu düşünülmektedir (Şekil 4.21).



Şekil 4.21 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam kurşun içeriğinde meydana gelen değişmeler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Diğer yandan farklı doz düzeylerinde farklı biyokömür uygulamaları arasındaki farklara bakıldığında toplam Pb düzeyleri arasındaki değişmeler istatistiksel açıdan belirgin değildir (Çizelge 4.26, büyük harfler arası yatay karşılaştırma). Ancak pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toplam Pb düzeylerinde uygulama dozuna bağlı artışlar istatistiksel açıdan önemli bulunmamıştır (Çizelge 4.26).

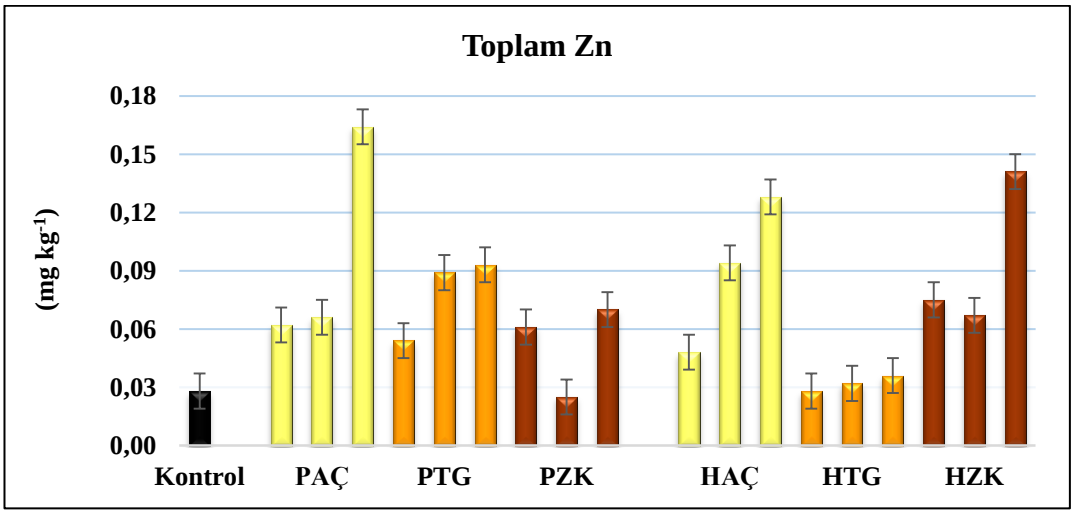
Çizelge 4.26 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın toplam kurşun içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

		Toplam Pb (mg kg^{-1})						
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,01**Ca**	0,03**Ba**	0,02**BCa**	0,06**Aa**	0,01**Ca**	0,01**Cab**	0,01**Ca**	0,02
2	0,01**ABa**	0,02**Aab**	0,01**ABa**	0,01**ABb**	0,01**ABa**	0,00**Bb**	0,01**ABa**	0,01
4	0,01**Aa**	0,01**Ab**	0,01**Aa**	0,01**Ab**	0,02**Aa**	0,02**Aa**	0,01**Aa**	0,01
Ortalama	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	
F değeri	Materyal	**6,81****						
	Doz	**10,43****						
	Materyal x Doz	**6,02****						
LSD<0.05	0,01							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.5.13.4 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam çinko içeriğinde meydana gelen değişmeler

Farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın toplam Zn içeriği 0.03–0.16 mg kg^{-1} arasında değişmiştir. Genel olarak bütün pirolitik ve hidrotermal biyokömürler, uygulama dozuna paralel olarak toprağın toplam Zn içeriğini artırmıştır. En yüksek değerler yüksek düzeyde $P_{AÇ}$ ve $H_{AÇ}$ biyokömürü uygulanmış koşullarda kaydedilmiştir (Şekil 4.22).



Şekil 4.22 Biyokömür uygulanmış ve inkübe edilmiş toprağın toplam çinko içeriğinde meydana gelen değişmeler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Diğer yandan farklı doz düzeylerinde farklı biyokömür uygulamaları arasındaki farklara bakıldığında toplam Zn düzeyleri arasındaki değişmeler istatistiksel açıdan belirgin değildir (Çizelge 4.27, büyük harfler arası yatay karşılaştırma). Ancak P_{ZK} ve H_{TG} biyokömürleri haricindeki biyokömür uygulamaları altında toplam Zn düzeylerinde uygulama dozuna bağlı artışlar istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.27).

Çizelge 4.27 Biyokömür uygulanmış-inkübe edilmiş toprağın toplam çinko içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

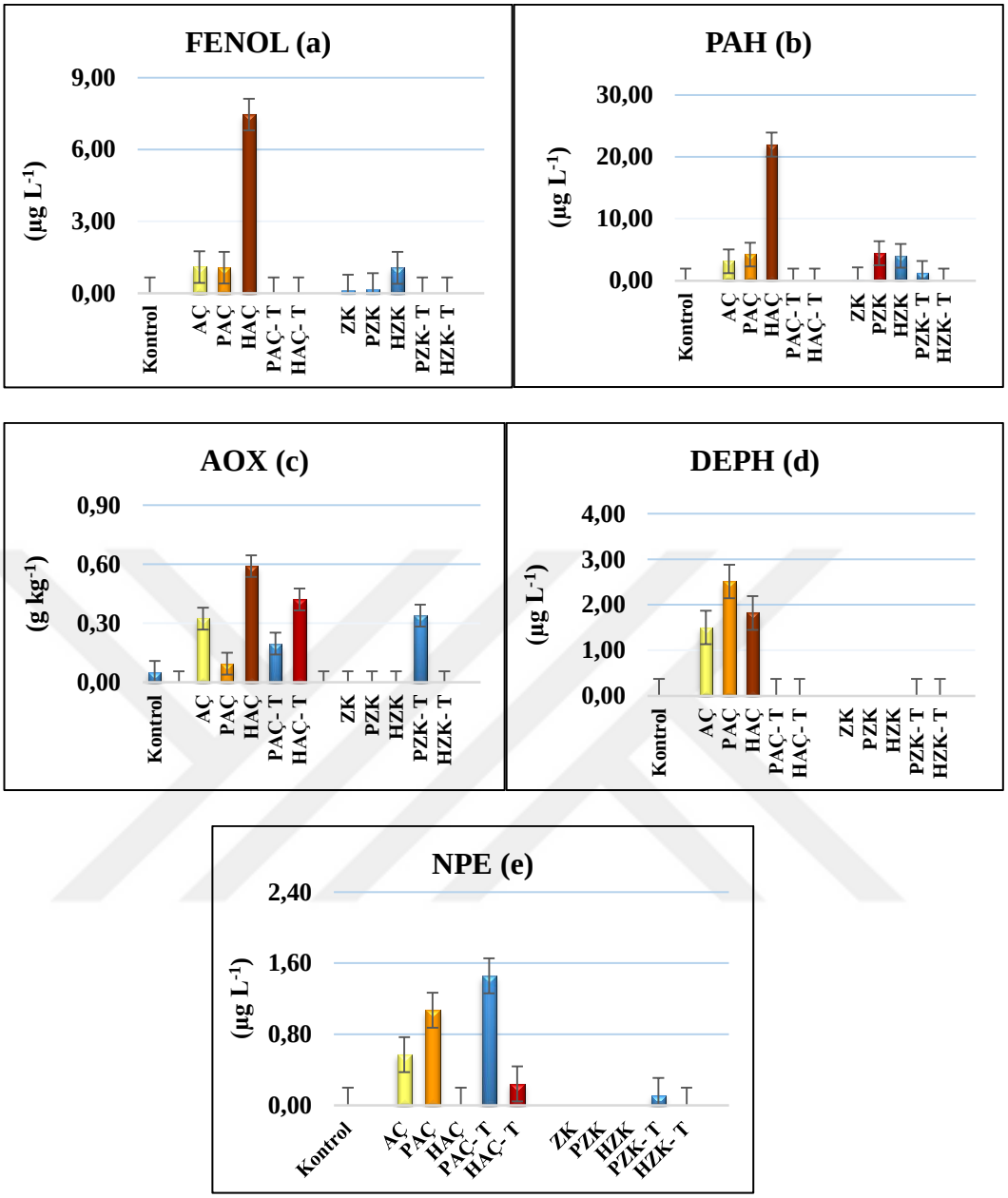
		Toplam Zn (mg kg^{-1})						
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,03**Ba**	0,06**ABb**	0,05**ABb**	0,06**ABa**	0,05**ABc**	0,03**Ba**	0,08**Ab**	0,05
2	0,03**Ba**	0,07**Ab**	0,09**Aa**	0,02**Bb**	0,09**Ab**	0,03**Ba**	0,07**Ab**	0,06
4	0,03**Ea**	0,16**Aa**	0,10**BCa**	0,07**CDa**	0,13**ABa**	0,04**DEa**	0,14**Aa**	0,10
Ortalama	0,03	0,1	0,08	0,05	0,09	0,03	0,09	
F değeri	Materyal	**18,72****						
	Doz	**28,36****						
	Materyal x Doz	**4,38****						
LSD<0.05	0,03							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması, **: $p<0.01$.

4.5.14 Araştırmada kullanılan organik atıklar, biyokömürler ve biyokömür uygulanmış toprak koşullarında organik kontaminant analizi sonuçları

NEN Müh. Tic. Ltd. Şti. Laboratuvar Hizmetleri koşullarında projede kullanılan AÇ ve ZK, bunlardan elde edilen biyokömür ürünleri ve bu biyokömürlerin (en yüksek dozda) uygulanmış olduğu toprak koşullarında gerçekleştirilen organik toksik bileşen analiz sonuçları Şekil 4.23'de verilmiştir. Toplam fenol ve PAH bileşikleri açısından bir değerlendirme yapıldığında toprak (kontrol) ve biyokömür uygulanmış toprak koşularında ölçülebilir düzeyde fenol ve PAH tespit edilememekle birlikte $H_{AÇ}$ ve H_{ZK} biyokömürlerinin pirolitik muadilleri olan $P_{AÇ}$ ve P_{ZK} biyokömürlerine kıyasla daha yüksek düzeyde fenol ve PAH içerdiği görülmektedir. Bu durum HTC boyunca pirolize kıyasla daha fazla fenolik ve polisiklik aromatik hidrokarbonun açığa çıktığına işaret etmektedir (Şekil 4.23.a, b). AÇ içeriğinde yer alan diğer bir organik kontaminant olan AOX'a bakıldığında fenol ve PAH grubu organik toksik maddelere benzer şekilde $H_{AÇ}$ biyokömürünün pirolitik muadili $P_{AÇ}$ biyokömürüne kıyasla daha fazla AOX içerdiği

ve bu durumun biyokömürler toprağa uygulandığı takdirde aynen toprağa yansıdığı belirlenmiştir (Şekil 4.23.c). Diğer yandan AÇ içeriğinde yer alan DEPH ve NPE'deki duruma bakıldığında Fenol, PAH ve AOX gruplarından farklı olarak $P_{AÇ}$ biyokömürünün hidrotermal muadili $H_{AÇ}$ biyokömürüne kıyasla daha fazla DEPH ve NPE içerdiği görülmektedir. Ayrıca NPE açısından bu durum biyokömür uygulanmış toprak örneklerine de yansımıştır (Şekil 4.23.d, e).



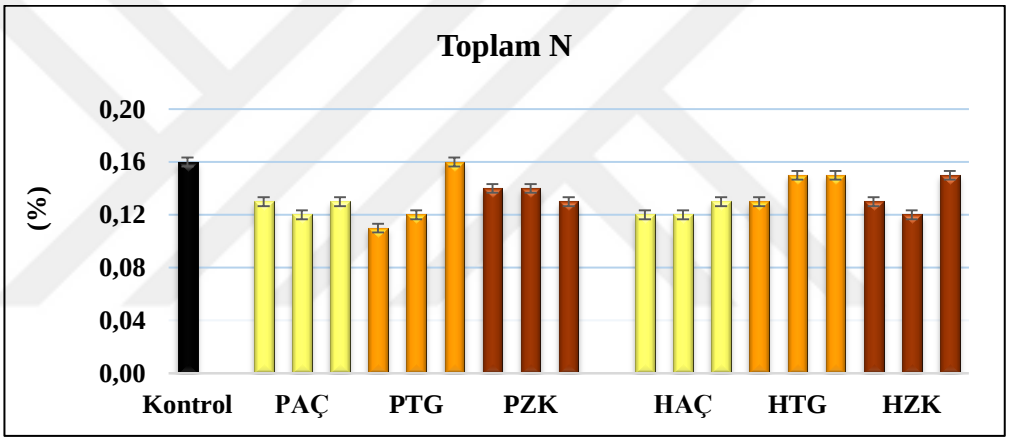
Şekil 4.23 Çeşitli organik kontaminant içeren atıkların; bu atıklardan elde edilen biyokömürlerin ve bu biyokömürlerin uygulandığı toprak koşullarında organik kontaminant düzeyleri

AÇ: arıtma çamuru, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$ ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$ ve H_{ZK}; $P_{AÇ}$-toprak, $H_{AÇ}$-toprak, P_{ZK}-toprak ve H_{ZK}-toprak en yüksek dozda (% 4) pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış toprak koşulları

4.6 Biyokömür Uygulanmış Topraklarda Buğday Sera Denemesi Çalışmasına Ait Bulgular

4.6.1 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday sera denemesi koşullarında toprağın toplam N değeri % 0.11–0.16 arasında değişmiştir. Genel olarak bakıldığında hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullarda toprağın azot içeriği uygulama dozuna bağlı olarak genellikle artma eğiliminde olurken pirolitik biyokömür uygulamaları farklı eğilimler göstermiştir (Şekil 4.24).



Şekil 4.24 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Sera denemesi topraklarında farklı biyokömürler ve uygulama dozları altında toprak N içeriğinde meydana gelen farklar önemli bulunmamıştır. Ancak kontrol uygulamasına kıyasla toplam azot değerinde önemli azalmalar meydana getirmişlerdir. Uygulama dozu açısından ise P_{TG} biyokömürü uygulamasında dozlara bağlı olarak artış bulunmuştur (Çizelge 4.28).

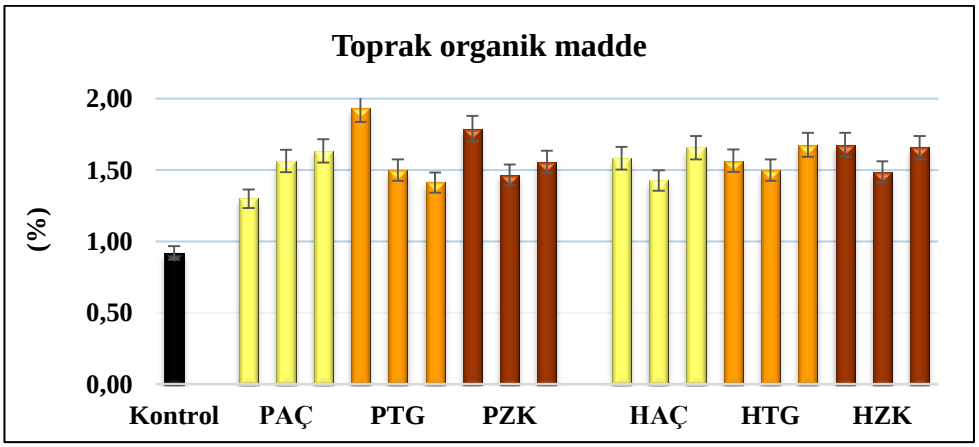
Çizelge 4.28 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Toplam N (%)								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,16**Aa**	0,13**BCa**	0,11**Cb**	0,14**ABa**	0,12**BCa**	0,13**BCa**	0,13**BCab**	0,13
2	0,16**Aa**	0,12**Ba**	0,12**Bb**	0,14**ABa**	0,12**Ba**	0,15**Aa**	0,12**Bb**	0,13
4	0,16**Aa**	0,13**Ba**	0,16**Aa**	0,13**Ba**	0,13**Ba**	0,15**ABa**	0,15**ABa**	0,14
Ortalama	0,16	0,13	0,13	0,14	0,12	0,14	0,13	
F değeri	Materyal	**8,36****						
	Doz	**4,89****						
	Materyal x Doz	**2,67****						
LSD<0.05	0,02							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.6.2 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın organik madde içeriği % 0,92– 1,93 arasında değişmiştir (Şekil 4.25).



Şekil 4.25 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Bitkili sera denemesi koşullarında hidrotermal ve pirolitik biyokömür uygulamaları altındaki toprak organik maddesi düzeyleri açısından istatistiksel açıdan önemli bir fark tespit edilememiştir. Biyokömür dozları açısından istatistiksel değerlendirme yapılırsa; $P_{AÇ}$ ve P_{TG} biyokömür uygulamalarında uygulama dozuna bağlı önemli artışlar olmuştur (Çizelge 4.29).

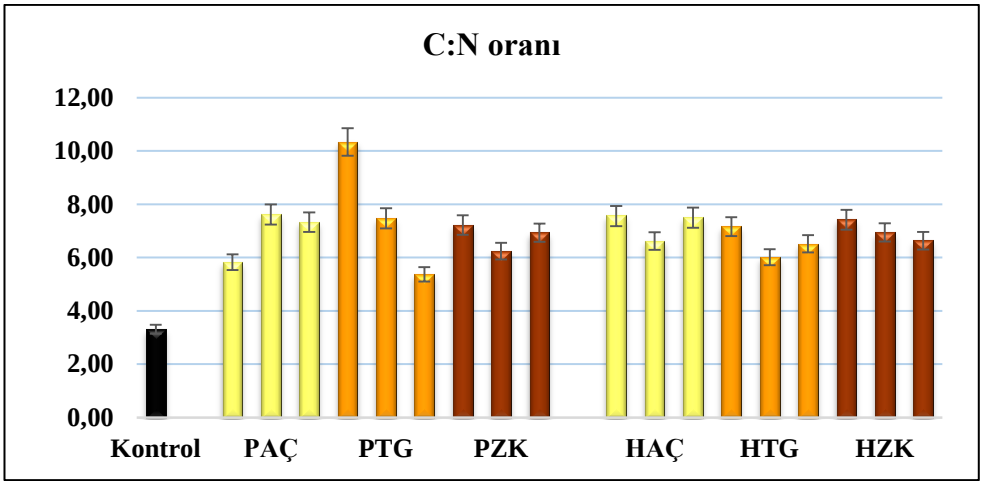
Çizelge 4.29 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın organik madde içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

		Toprak organik madde (%)						
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,92**Da**	1,30**Cb**	1,93**Aa**	1,79**ABa**	1,58**Ba**	1,57**Ba**	1,68**Ba**	1,54
2	0,92**Ba**	1,56**Aa**	1,50**Ab**	1,47**Ab**	1,43**Aa**	1,50**Aa**	1,49**Aa**	1,41
4	0,92**Ca**	1,63**ABa**	1,41**Bb**	1,56**ABb**	1,66**ABa**	1,68**Aa**	1,66**ABa**	1,50
Ortalama	0,92	1,50	1,62	1,60	1,56	1,58	1,61	
F değeri	Materyal	**30,22****						
	Doz	**4,97****						
	Materyal x Doz	**3,66****						
LSD<0.05	0,23							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.6.3 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın C:N oranında meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın C:N oranı 3,31-10,34 arasında değişmiştir. Genel olarak AÇ pirolitik biyokömür uygulamaları altında C:N oranının diğer uygulamalara kıyasla daha yüksek iken, hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın C:N oranında belirgin bir değişim görülmemektedir (Şekil 4.26).



Şekil 4.26 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın C:N oranında meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Sadece en yüksek uygulama dozu düzeyinde $P_{AÇ}$ biyokömürü, diğer bütün biyokömür uygulamalarına kıyasla toprağın C:N düzeyini önemli düzeyde artırmıştır. P_{TG} biyokömürü uygulamasında C:N oranı uygulama dozu artışına bağlı olarak azalmıştır. (Çizelge 4.30).

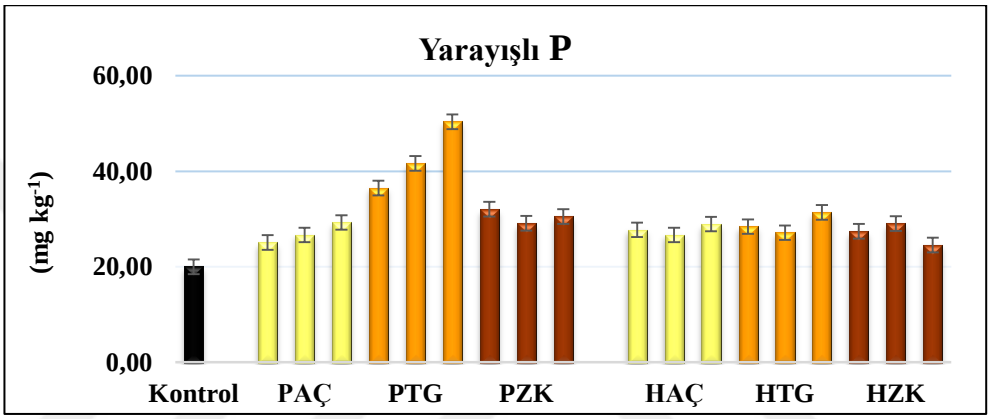
Çizelge 4.30 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın C:N oranında meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				C:N oranı				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	3,31**Da**	5,83**Cb**	10,34**Aa**	7,22**BCa**	7,56**Ba**	7,16**BCa**	7,42**Ba**	6,98
2	3,31**Ca**	7,62**Aa**	7,48**Ab**	6,25**ABa**	6,62**ABa**	6,01**Ba**	6,95**ABa**	6,32
4	3,31**Ca**	7,33**Aa**	5,37**Bc**	6,93**Aa**	7,50**Aa**	6,52**ABa**	6,64**ABa**	6,23
Ortalama	3,31	6,93	7,73	6,80	7,23	6,56	7,00	
F değeri	Materyal	**29,64****						
	Doz	**5,43****						
	Materyal x Doz	**5,41****						
LSD<0.05	1,32							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.6.4 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın yarayışlı P değerleri 20.00- 50.39 mg kg^{-1} arasında değişmiştir. Genellikle P_{TG} biyokömürü uygulanmış koşullar haricinde kalan bütün biyokömür uygulamaları altında toprağın yarayışlı P içeriğinin birbirine yakın değerlerde seyrettiği görülmektedir (Şekil 4.27).



Şekil 4.27 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

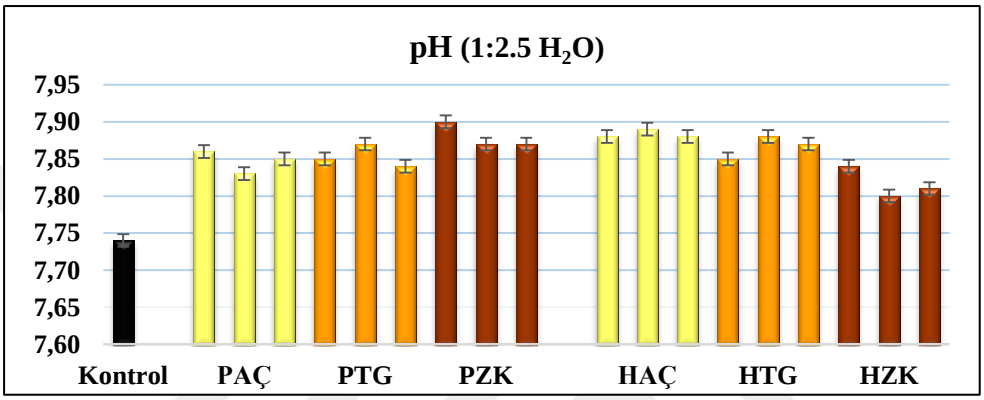
Çizelge 4.31 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın yarayışlı fosfor içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

		Yarayışlı P (mg kg^{-1})							
		Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	20,00**Da**	25,07**Ca**	36,51**Ac**	32,06**Ba**	27,73**BCa**	28,40**BCa**	27,43**BCa**	28,17
2	20,00**Ca**	26,67**Ba**	41,64**Ab**	29,11**Ba**	26,67**Ba**	27,14**Ba**	29,03**Ba**	28,61
4	20,00**Da**	29,28**Ba**	50,39**Aa**	30,54**Ba**	28,95**BCa**	31,38**Ba**	24,57**Ca**	30,73
Ortalama	20,00	27,01	42,85	30,57	27,78	28,97	27,01	
F değeri	Materyal	**59,24****						
	Doz	**5,46****						
	Materyal x Doz	**3,75****						
LSD<0.05	4,42							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$

4.6.5 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprak pH'sı değerleri 7.74–7.90 arasında değişmiştir. Genel olarak bütün biyokömür uygulamaları sera denemesi koşullarında toprağın pH'sında artışa neden olmuştur. En yüksek pH düzeyi H_{ZK} biyokömürü uygulamasında bulunmuştur (Şekil 4.28).



Şekil 4.28 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

$P_{AÇ}$ ve P_{TG} biyokömürlerinin uygulandığı koşullarda dozlara bağlı olarak toprak pH'sı önemli düzeyde artmış; bu ikisi haricinde kalan diğer biyokömür uygulamaları arasında pH açısından belirtilen farklar istatistiksel açıdan önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.32).

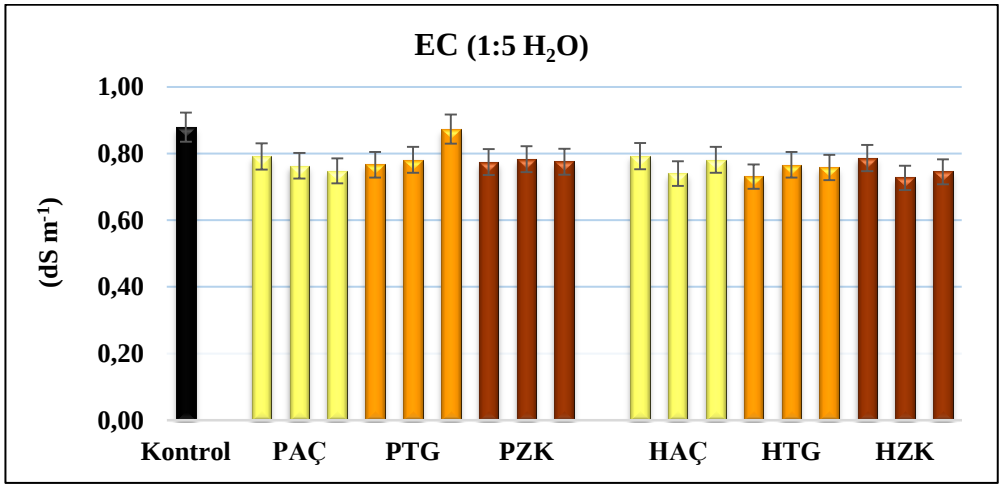
Çizelge 4.32 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın pH düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

				pH (1:2.5 H_2O)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	7,74	7,86	7,85	7,90	7,88	7,85	7,84	7,85
2	7,74	7,83	7,87	7,87	7,89	7,88	7,80	7,84
4	7,74	7,85	7,84	7,87	7,88	7,87	7,81	7,84
Ortalama	7,74**C**	7,85A**B**	7,85**AB**	7,88**A**	7,88**A**	7,87**A**	7,82**B**	
F değeri	Materyal	**35,36****						
	Doz	**0,60$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**1,08$^{ öd}$**						
LSD<0.05	0,04							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$, ö.d: önemli değil.

4.6.6 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın EC'si 0.73-0.87 dS m^{-1} arasında değişmiştir. Genel olarak farklı organik atıklardan elde edilen pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları arasında dikkate değer bir fark görülmemektedir (Şekil 4.29).



Şekil 4.29 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Farklı dozlarda pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanan buğday saksı denemesi koşullarında toprak EC düzeyleri arasında belirtilen farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmamıştır. H_{TG} biyokömürü uygulamasında kontrol ve diğer biyokömür tiplerine göre azalma meydana gelmiştir. Ayrıca, P_{TG} biyokömürü uygulaması hariç doz uygulamaları istatistiksel olarak herhangi bir değişiklik yaratmamıştır (Çizelge 4.33).

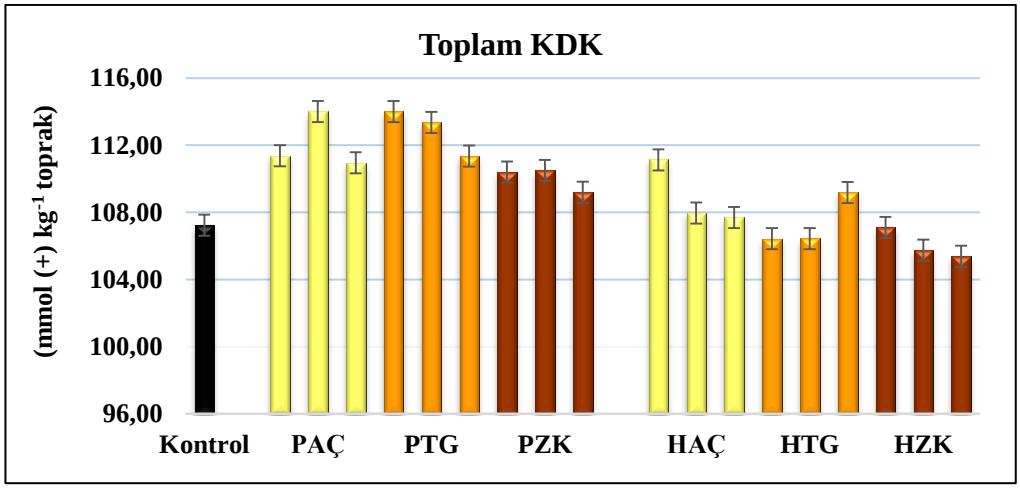
Çizelge 4.33 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın EC düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

					EC (dS m^{-1})				
					Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,88**Aa**	0,79**Ba**	0,77**BCb**	0,78**BCa**	0,79**Ba**	0,73**Ca**	0,79**Ba**	0,79
2	0,88**Aa**	0,76**Ba**	0,78**Bb**	0,78**Ba**	0,74**Ba**	0,77**Ba**	0,73**Ba**	0,78
4	0,88**Aa**	0,75**Ba**	0,87**Aa**	0,78**Ba**	0,78**Ba**	0,76**Ba**	0,75**Ba**	0,80
Ortalama	0,88	0,77	0,81	0,78	0,77	0,75	0,75	
F değeri	Materyal	**20,63****						
	Doz	**2,03$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**2,95****						
LSD<0.05	0,05							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$, ö.d.: önemli değil.

4.6.7 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın KDK'sı 105.39-114.02 mmol (+) kg^{-1} toprak arasında değişmiştir. Genel olarak pirolitik biyokömür uygulanmış koşullarda hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullara kıyasla daha yüksek KDK değerleri kaydedilmiştir. En yüksek KDK, $P_{AÇ}$ ve P_{TG} biyokömürü uygulanmış koşullarda ölçülmüştür (Şekil 4.30).



Şekil 4.30 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

$P_{AÇ}$ ve P_{TG} biyokömürü uygulamalarının diğer hidrotermal biyokömür uygulamalarına kıyasla neden olduğu artış istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.34).

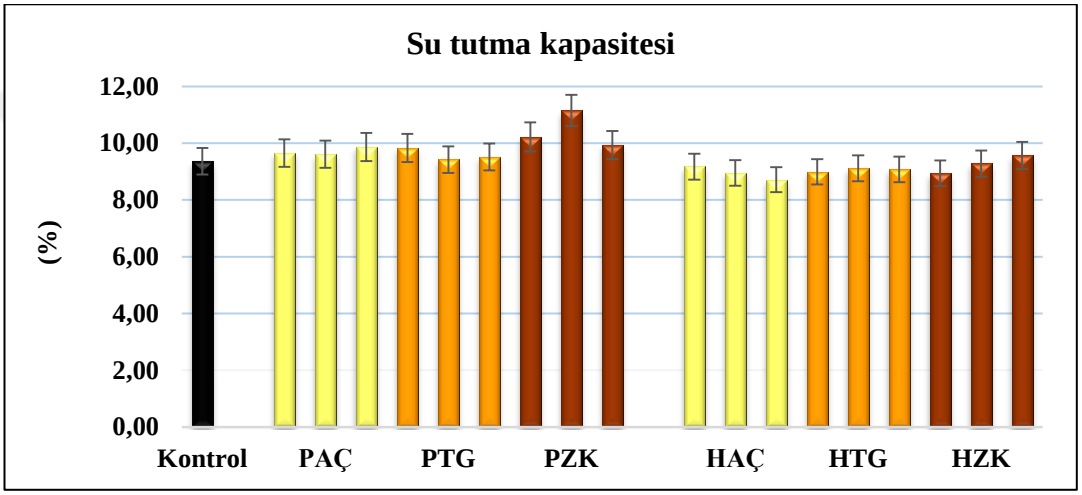
Çizelge 4.34 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın KDK düzeyinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

	KDK (mmol (+) kg^{-1} toprak)							
	Materyal							
Doz (%)	Kontrol	$P_{AÇ}$	P_{TG}	P_{ZK}	$H_{AÇ}$	H_{TG}	H_{ZK}	Ortalama
1	107,24 **Ca**	111,37 **Bb**	114,02 **Aa**	110,41 **Ba**	111,14 **Ba**	106,43 **Cb**	107,10 **Ca**	109,67
2	107,24 **Ca**	114,01 **Aa**	113,36 **Aa**	110,50 **Ba**	107,96 **BCb**	106,44 **Cb**	105,76 **Ca**	109,33
4	107,24**B** **Ca**	110,95 **Ab**	111,37 **Aa**	109,20 **ABa**	107,70 **BCb**	109,18 **ABa**	105,39 **Ca**	108,72
Ortalama	107,24	112,11	112,92	110,04	108,93	107,35	106,08	
F değeri	Materyal	24,42**						
	Doz	2,00$^{ö d}$						
	Materyal x Doz	2,15*						
LSD<0.05	2,60							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; *: $p<0.05$, **: $p<0.01$, ö.d.: önemli değil.

4.6.8 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın su tutma kapasitesi %8,71-11,15 arasında değişmiştir. Genel olarak pirolitik biyokömür uygulanmış koşullarda hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullara kıyasla daha yüksek su tutma kapasitesi değerleri kaydedilmiştir. En yüksek su tutma kapasitesi P_{zk} biyokömürü uygulanmış koşullarda ölçülmüştür (Şekil 4.31).



Şekil 4.31 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

P_{zk} biyokömürü uygulamasının diğer biyokömür uygulamalarına kıyasla neden olduğu artış istatistiksel açıdan önemli bulunmuştur (Çizelge 4.35).

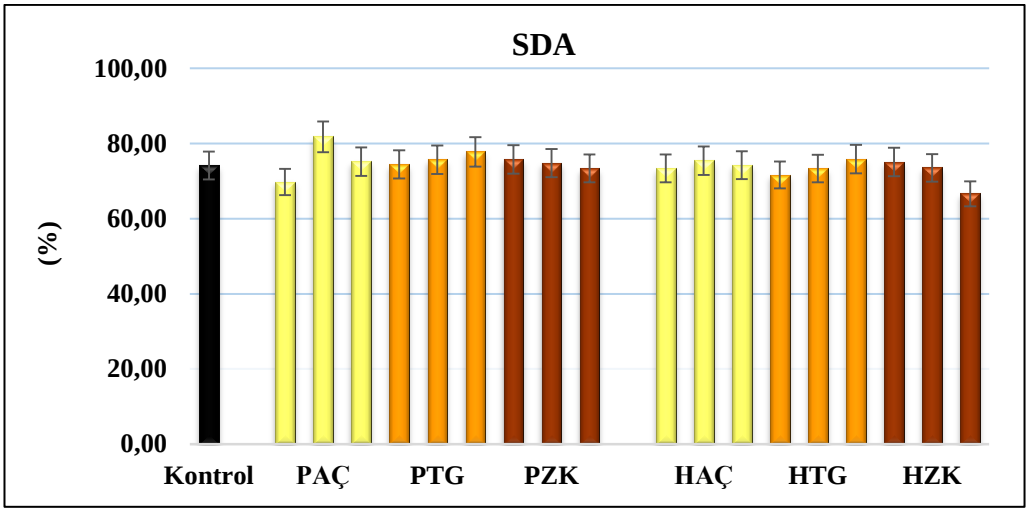
Çizelge 4.35 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Su tutma kapasitesi (%)								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	9,36	9,65	9,83	10,22	9,17	8,99	8,94	9,45
2	9,36	9,61	9,42	11,15	8,95	9,11	9,28	9,55
4	9,36	9,86	9,51	9,94	8,71	9,08	9,57	9,43
Ortalama	9,36**B**	9,71**AB**	9,59**AB**	10,44**A**	8,94**B**	9,06**B**	9,26**B**	
F değeri	Materyal	**7,09****						
	Doz	**0,28$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**0,93$^{ öd}$**						
LSD<0.05	0,93							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$, ö.d.: önemli değil.

4.6.9 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın SDA düzeyi % 69.80- 81.78 arasında değişmiştir. Genel olarak farklı organik atıklardan elde edilen pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları arasında SDA açısından dikkate değer bir fark görülmemektedir (Şekil 4.32).



Şekil 4.32 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimler

SDA: suya dayanaklı agregat, AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Buğday saksı denemesi koşullarında farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanan toprağı SDA düzeyleri arasında istatistiksel açıdan bir fark tespit edilememiştir (Çizelge 4.36).

Çizelge 4.36 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın SDA stabilitesinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

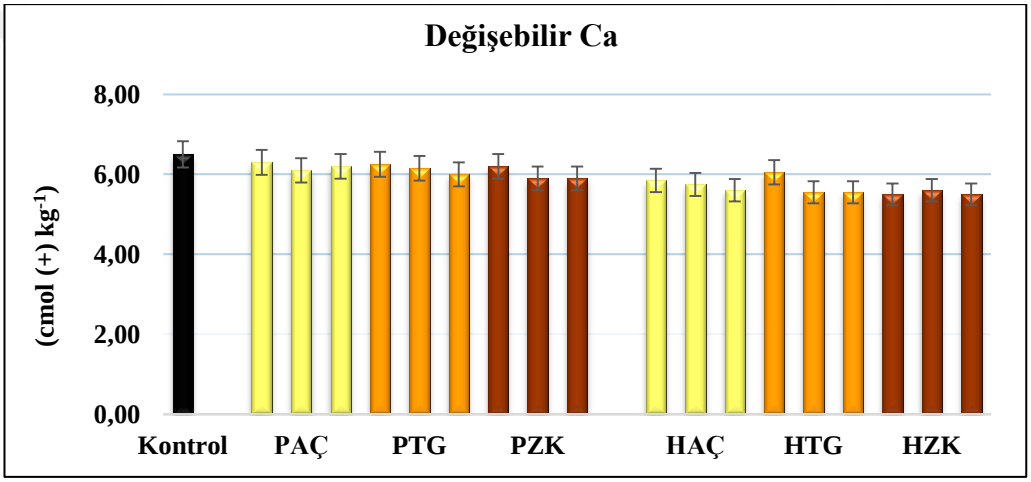
				SDA (%)				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	74,19	69,80	74,47	75,75	73,40	71,62	75,10	73,48
2	74,19	81,78	75,73	74,80	75,46	73,36	73,53	75,55
4	74,19	75,19	77,78	73,40	74,27	75,85	66,64	73,90
Ortalama	74,19	75,59	75,99	74,65	74,38	73,61	71,76	
F değeri	Materyal	**0,26$^{ö d}$**						
	Doz	**0,37$^{ö d}$**						
	Materyal x Doz	**0,43$^{ö d}$**						
LSD<0.05								

SDA: suya dayanaklı agregat, AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, ö.d: önemli değil.

4.6.10 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir katyon (Ca, Mg, K, Na) içeriğinde meydana gelen değişimler

4.6.10.1 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın değişebilir Ca içeriği 5.50- 6.50 cmol (+) kg^{-1} arasında değişmiştir. Farklı biyokömür uygulamaları arasında değişebilir Ca içeriği açısından belirgin değişimler görülmemektedir (Şekil 4.33).



Şekil 4.33 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Buğday saksı denemesi koşullarında farklı pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanan toprağın değişebilir Ca düzeyleri arasında istatistiksel açıdan bir fark tespit edilememiştir. (Çizelge 4.37).

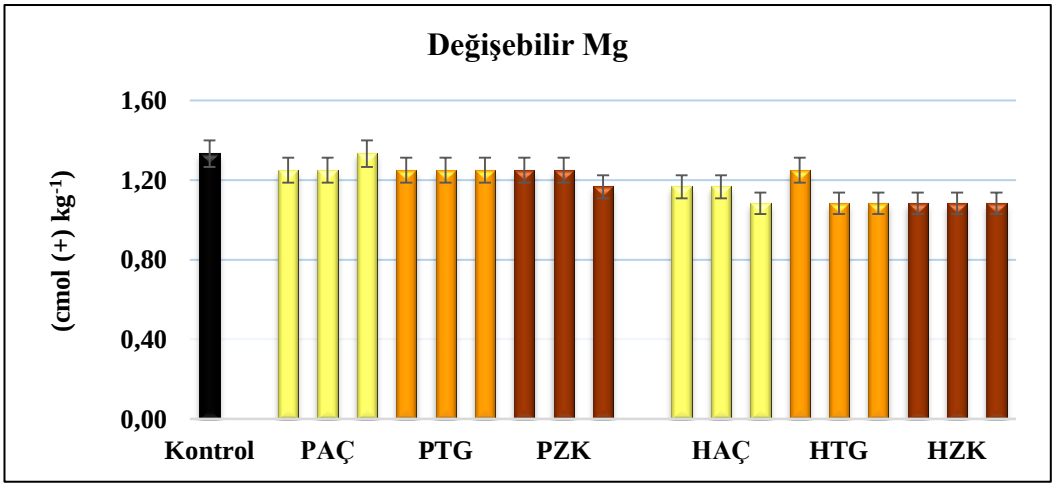
Çizelge 4.37 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir kalsiyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Değişebilir Ca (cmol (+) kg^{-1})								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	6,50	6,28	6,24	6,18	5,86	6,07	5,52	6,09**A**
2	6,50	6,08	6,13	5,90	5,75	5,54	5,61	5,93**A**
4	6,50	6,20	6,02	5,91	5,63	5,53	5,52	5,90**A**
Ortalama	6,50**A**	6,18**AB**	6,13**ABC**	6,00**BC**	5,75**BCD**	5,71**CD**	5,55**D**	
F değeri	Materyal	**15,94****						
	Doz	**3,66***						
	Materyal x Doz	**0,69$^{ öd}$**						
LSD<0.05	0,40							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$, *: $p<0.05$, ö.d.: önemli değil.

4.6.10.2 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın değişebilir Mg içeriği 1.08-1.33 cmol (+) kg^{-1} arasında değişmiştir. Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları kıyaslandığında değişebilir Mg düzeylerinin pirolitik biyokömür uygulanmış koşullarda daha yüksek olduğu görülmektedir (Şekil 4.34).



Şekil 4.34 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Pirolitik biyokömür tipleri muadili olan hidrotermal biyokömürler kıyasla daha yüksek değişebilir Mg değerleri sergilemiş; istatistiksel açıdan farklı atıkların pirolitik ve hidrotermal biyokömürler arasındaki farklar önemli bulunmuştur (Çizelge 4.38).

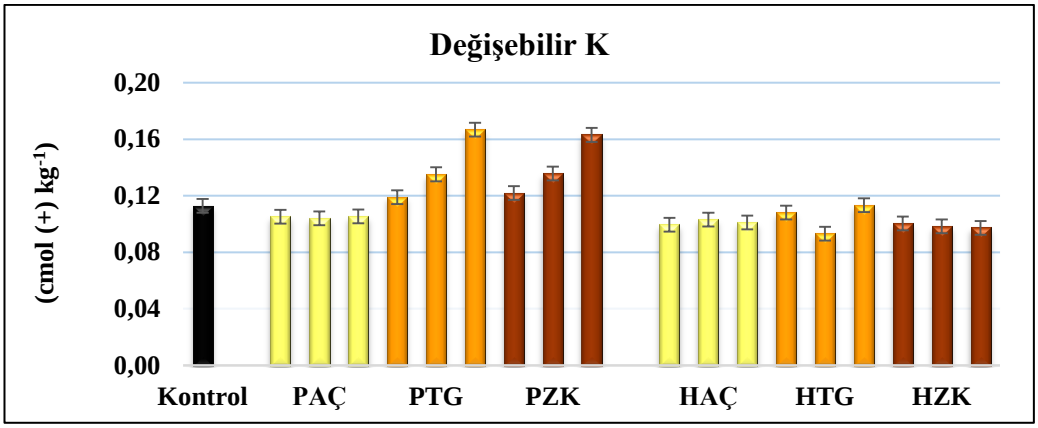
Çizelge 4.38 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir magnezyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Değişebilir Mg (cmol (+) kg^{-1})								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	1,33	1,28	1,29	1,25	1,19	1,23	1,06	1,23**A**
2	1,33	1,25	1,28	1,22	1,16	1,04	1,10	1,20**AB**
4	1,33	1,30	1,26	1,17	1,09	1,06	1,06	1,18**B**
Ortalama	1,33**A**	1,28**AB**	1,28**AB**	1,21**BC**	1,15**CD**	1,11**CD**	1,07**D**	
F değeri	Materyal	**21,55****						
	Doz	**3,73***						
	Materyal x Doz	**1,51$^{ öd}$**						
LSD<0.05	0,10							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$, *: $p<0.05$, ö.d.: önemli değil.

4.6.10.3 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın değişebilir K içeriği 0.09- 0.17 cmol (+) kg^{-1} arasında değişmiştir. Genel olarak pirolitik biyokömür uygulamaları altında toprağın değişebilir K düzeyleri hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullara kıyasla daha yüksek değerler sergilemiştir. En yüksek değişebilir K düzeyleri P_{TG} ve P_{ZK} biyokömürü uygulanmış koşullarda belirlenmiştir (Şekil 4.35).



Şekil 4.35 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan P_{TG} ve P_{ZK} biyokömürü uygulamaları ile diğer hidrotermal biyokömür uygulamaları arasında toprağın değişebilir K düzeyleri açısından belirtilen farklar ve ayrıca bu biyokömürlerin (P_{TG} ve P_{ZK}) artan uygulama dozlarının değişebilir K üzerindeki etkileri önemli bulunmuştur (Çizelge 4.39).

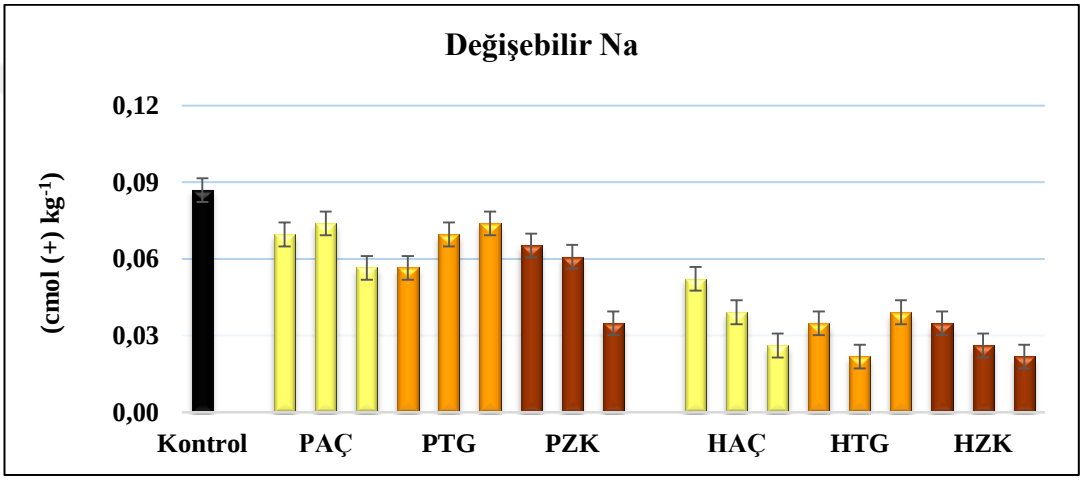
Çizelge 4.39 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir potasyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Değişebilir K (cmol (+) kg^{-1})								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,11**ABa**	0,11**ABa**	0,12**Ab**	0,12**Ac**	0,10**Ba**	0,11**ABa**	0,10**Ba**	0,11
2	0,11**Ba**	0,10**BCa**	0,13**Ab**	0,14**Ab**	0,10**BCa**	0,09**Cb**	0,10**BCa**	0,11
4	0,11**BCa**	0,11**BCa**	0,17**Aa**	0,16**Aa**	0,10**Ca**	0,12**Ba**	0,10**Ca**	0,12
Ortalama	0,11	0,11	0,14	0,14	0,10	0,10	0,10	
F değeri	Materyal	**38,61****						
	Doz	**17,30****						
	Materyal x Doz	**5,11****						
LSD<0.05	0,01							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.6.10.4 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın değişebilir Na içeriği 0.02- 0.09 cmol (+) kg^{-1} arasında değişmiştir. Genellikle pirolitik biyokömür uygulanmış koşullarda toprak değişebilir Na içeriği hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullara kıyasla daha yüksek değerler göstermiştir. Uygulama dozuna bağlı değişimler biyokömürlerin elde edildiği organik atık tipine bağlı olarak farklı eğilimler sergilemiştir (Şekil 4.36).



Şekil 4.36 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan biyokömür türü etkisi önemli bulunmuştur. Buna göre hidrotermal biyokömür uygulamalarına kıyasla pirolitik biyokömür uygulamaları altında değişebilir Na düzeylerinde belirlenen artışlar anlamlıdır (Çizelge 4.40).

Çizelge 4.40 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın değişebilir sodyum içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

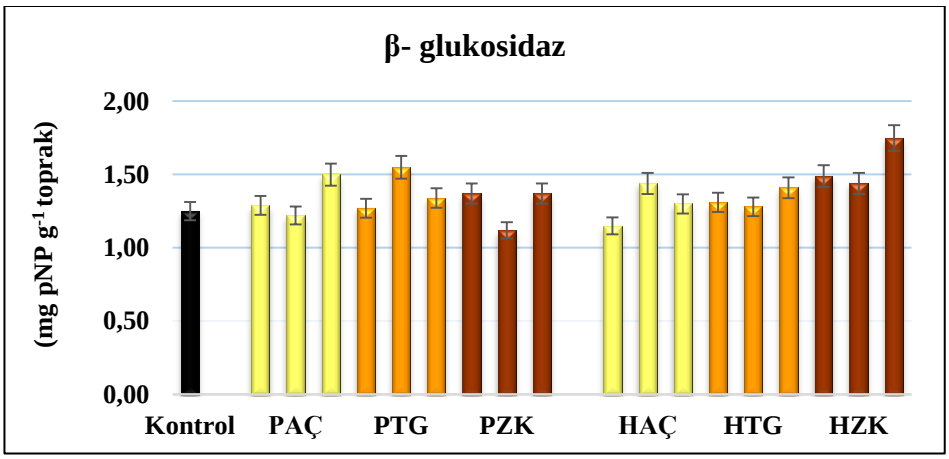
		Değişebilir Na (cmol (+) kg^{-1})							
		Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	0,09	0,07	0,05	0,06	0,05	0,04	0,03	0,06
2	0,09	0,07	0,07	0,06	0,04	0,02	0,03	0,06
4	0,09	0,06	0,07	0,04	0,03	0,04	0,02	0,05
Ortalama	0,09**A**	0,06**B**	0,06**B**	0,05**BC**	0,04**BC**	0,03**C**	0,03**C**	
F değeri	Materyal	**27,02****						
	Doz	**1,93$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**1,59$^{ öd}$**						
LSD<0.05	0,02							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; **: $p<0.01$ ve ö.d.: önemli değil.

4.6.11 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın enzim aktivite düzeylerinde meydana gelen değişimler

4.6.11.1 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın β-glukosidaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın β-Glukosidaz enzim aktivitesi düzeyi 1.12-1.75 mg pNP g^{-1} toprak arasında değişmiş olup biyokömür türüne ve uygulama dozuna bağlı olarak farklı eğilimler sergilemiştir (Şekil 4.37).



Şekil 4.37 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın β-glukosidaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan farklı biyokömür tipleri ve uygulama dozlarının β-Glukosidaz enzim aktivitesinde meydana getirdiği değişimler önemli bulunmamıştır (Çizelge 4.41).

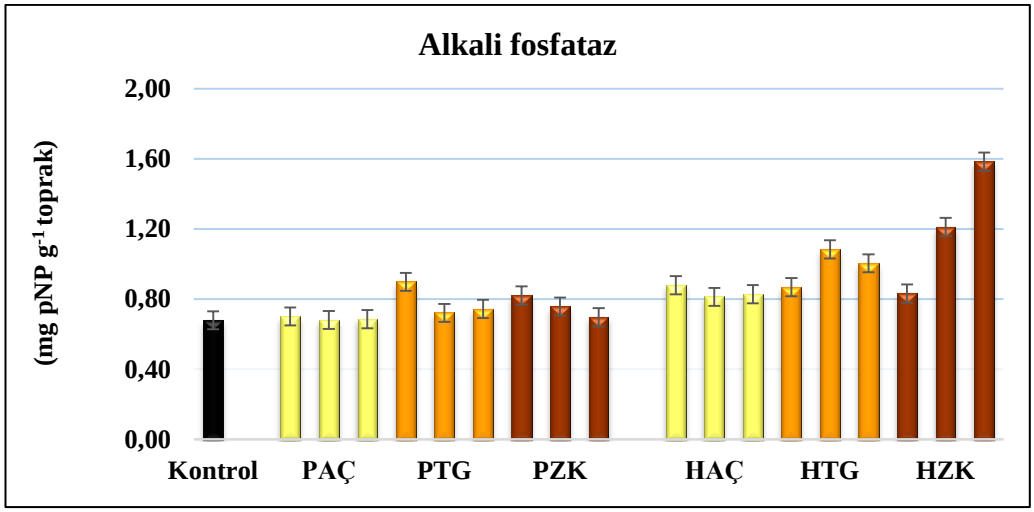
Çizelge 4.41 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın β-glukosidaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

ß-glukosidaz (mg pNP g^{-1} toprak)								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	1,25	1,29	1,27	1,37	1,16	1,31	1,49	1,31
2	1,25	1,22	1,55	1,12	1,44	1,28	1,44	1,33
4	1,25	1,50	1,34	1,37	1,30	1,41	1,75	1,42
Ortalama	1,25	1,34	1,39	1,28	1,30	1,33	1,56	
F değeri	Materyal	**2,05^{öd}**						
	Doz	**1,51^{öd}**						
	Materyal x Doz	**0,98^{öd}**						
LSD<0.05								

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, ö.d.: önemli değil.

4.6.11.2 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeyi 0.68-1.58 mg pNP g^{-1} toprak arasında değişmiştir. Genel olarak hidrotermal biyokömür uygulamaları altında toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesinin daha yüksek olduğu görülmektedir. En yüksek alkali fosfataz enzim aktiviteleri H_{TG} ve H_{ZK} biyokömür uygulamalarında belirlenmiştir (Şekil 4.38).



Şekil 4.38 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler
AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan H_{TG} ve H_{ZK} biyokömürü uygulanmış koşullarda belirlenen yüksek alkali fosfataz enzim değerleri önemli bulunmuştur (Çizelge 4.42).

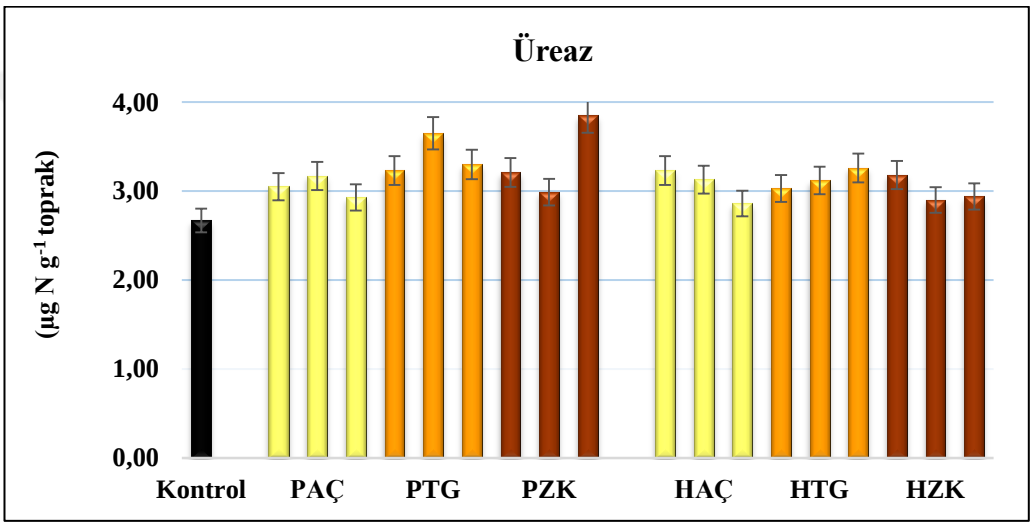
Çizelge 4.42 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın alkali fosfataz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Alkali fosfataz (mg pNP g^{-1} toprak)									
		Materyal							
Doz (%)		**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1		0,68**Aa**	0,70**Aa**	0,90**Aa**	0,82**Aa**	0,88**Aa**	0,87**Ab**	0,83**Ac**	0,81
2		0,68**Ba**	0,68**Ba**	0,72**Ba**	0,76**Ba**	0,81**Ba**	1,08**Aab**	1,21**Ab**	0,85
4		0,68**Ea**	0,69**Da**	0,74**CDa**	0,70**Da**	0,93**Ca**	1,22**Ba**	1,58**Aa**	0,93
Ortalama		0,68	0,69	0,79	0,76	0,87	1,06	1,21	
F değeri	Materyal		**21,90****						
	Doz		**5,10****						
	Materyal x Doz		**4,99****						
LSD<0.05		0,21							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması; **: $p<0.01$.

4.6.11.3 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış buğday saksı denemesi koşullarında toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeyi 2.67- 3.85 µg N g^{-1} toprak arasında değişmiştir. Genel olarak bütün biyokömür uygulamaları kimyasal gübre uygulamasına kıyasla toprağın üreaz enzim aktiviteside artışa neden olmuştur. Pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerin artan doz uygulamaları altında üreaz enzim aktivitesi farklı eğilimler sergilemiştir (Şekil 4.39).



Şekil 4.39 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan farklı biyokömür tipleri ve uygulama dozlarının üreaz enzim aktivitesinde meydana getirdiği değişimler önemli bulunmamıştır (Çizelge 4.43).

Çizelge 4.43 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın üreaz enzim aktivitesi düzeylerinde meydana gelen değişimlerin itatistiksel değerlendirmesi

		Üreaz (µg N g^{-1} toprak)						
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	2,67	3,05	3,23	3,21	3,23	3,04	3,18	3,09
2	2,67	3,17	3,65	2,99	3,13	3,12	2,90	3,09
4	2,67	2,93	3,30	3,85	2,86	3,26	2,95	3,12
Ortalama	2,67**B**	3,05**AB**	3,39**A**	3,35**A**	3,07**AB**	3,14**AB**	3,01**AB**	
F değeri	Materyal	**5,93****						
	Doz	**0,07**$^{ öd}$						
	Materyal x Doz	**1,92**$^{ öd}$						
LSD<0.05	0,50							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması, **: P<0,01, ö.d.: önemli değil.

4.6.12 Biyokömür uygulanmış sera denemesi koşullarında toprağın toplam ağır metal düzeylerinde meydana gelen değişimler

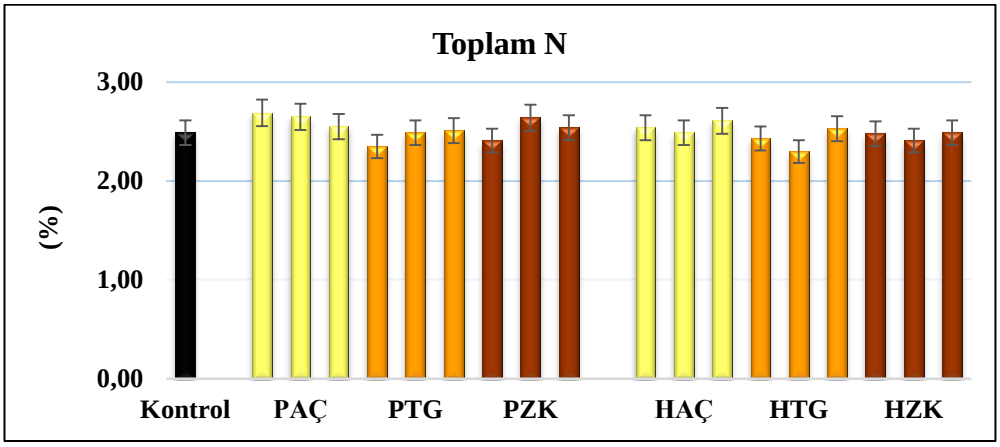
Toprak sera denemesi sonunda gerçekleştirilen toplam ağır metal analizleri sonucunda Cd, Cr, Ni ve Pb değerleri analiz sınır değerlerinin altında kalmıştır. Bu nedenle istatistik analizlerine tabi tutulmamaıştır.

4.7 Biyokömür Uygulamalarının Sera Denemesi Koşullarında Bazı Buğday Karakteristikleri Üzerinde Etkisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış saksı denemesi koşullarında buğday bitkisinde yapılan analiz sonuçları aşağıda verilmiştir.

4.7.1 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam azot içeriği üzerinde etkisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış saksı denemesi koşullarında yetiştirilen buğday bitkisinin N içeriği %2.30- 2.69 arasında değişmiş; farklı biyokömürler ve bunların farklı uygulama dozları arasında belirgin farklılıklar gözlenmemiştir (Şekil 4.40).



Şekil 4.40 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam azot içeriği üzerinde etkisi

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan farklı biyokömür tipleri ve uygulama dozlarının bitki azot içeriğinde meydana getirdiği değişimler önemli bulunmamıştır (Çizelge 4.44).

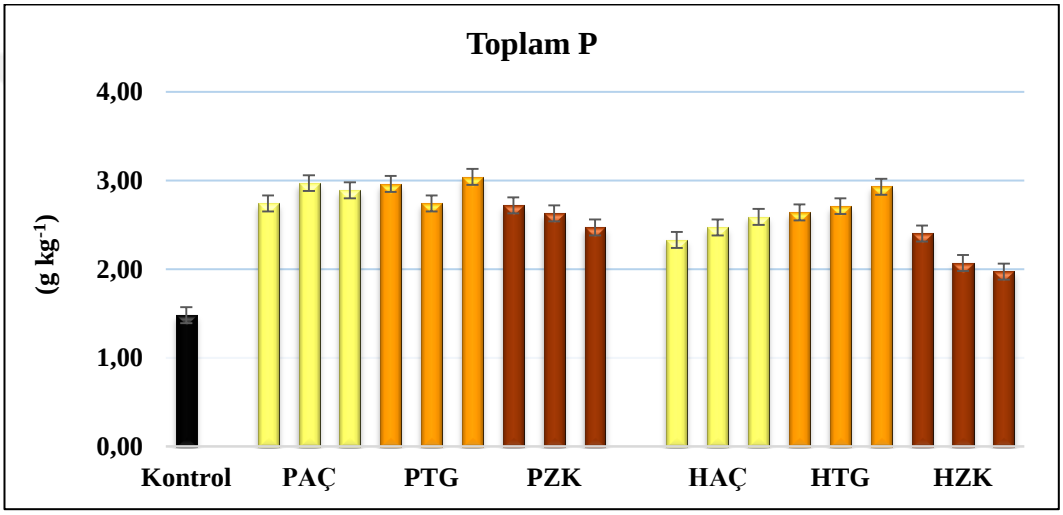
Çizelge 4.44 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam azot içeriğinde meydana gelen değişimlerin istatistiksel değerlendirmesi

Toplam N (%)								
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	2,49	2,69	2,35	2,41	2,54	2,43	2,48	2,49
2	2,49	2,65	2,49	2,64	2,49	2,30	2,41	2,50
4	2,49	1,70	2,51	2,54	2,61	2,53	2,49	2,53
Ortalama	2,49**AB**	2,63**A**	2,45**AB**	2,53**AB**	2,55**AB**	2,42**B**	2,46**AB**	
F değeri	Materyal	**3,80****						
	Doz	**0,99$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**1,67$^{ öd}$**						
LSD<0.05	0,18							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması,**: P<0,01, ö.d.: önemli değil.

4.7.2 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam fosfor içeriği üzerinde etkisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış saksı denemesi koşullarında yetiştirilen buğday bitkisinin P içeriği 1.48- 3.04 g kg^{-1} toprak arasında değişmiştir. En yüksek bitki toplam P değerleri pirolitik biyokömür uygulamaları arasında P_{TG}; hidrotermal biyokömür uygulamaları altında ise H_{TG} biyokömürü uygulanmış koşullarda belirlenmekle beraber biyokömür türü ve uygulama dozuna bağlı değişimlerin genellikle birbirine yakın düzeylerde olduğu görülmektedir (Şekil 4.41).



Şekil 4.41 Biyokömür uygulamalarının buğday toplam fosfor içeriği üzerinde etkisi

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Ayrıca istatistiksel açıdan biyokömür türünün bitki toplam azot içeriği üzerindeki etkisi önemli bulunmakla birlikte elde edilen farklar dikkate değer değildir (Çizelge 4.45).

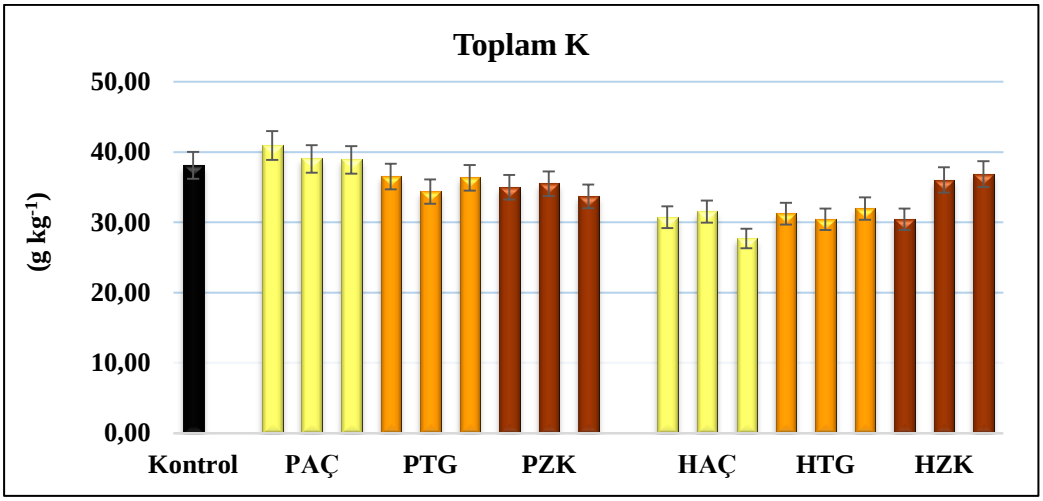
Çizelge 4.45 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam fosfor içeriği üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi

		Toplam P (g kg^{-1})						
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	1,48	2,74	2,96	2,72	2,33	2,64	2,40	2,47
2	1,48	2,97	2,74	2,63	2,47	2,71	2,08	2,44
4	1,48	2,89	3,04	2,47	2,59	2,93	1,97	2,48
Ortalama	1,48**C**	2,87**A**	2,91**A**	2,61**AB**	2,46**AB**	2,76**A**	2,15**B**	
F değeri	Materyal	**27,04****						
	Doz	**0,11$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**0,82$^{ öd}$**						
LSD<0.05	0,48							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; **: $p<0.01$, ö.d.: önemli değil.

4.7.3 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam potasyum içeriği üzerinde etkisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış saksı denemesi koşullarında yetiştirilen buğday bitkisinin toplam K içeriği 27.70- 40.93 g kg^{-1} toprak arasında değişmiştir. Genel olarak pirolitik biyokömür uygulanan koşullarda belirlenen bitki toplam K düzeyleri hidrotermal biyokömür uygulanan koşulara göre daha yüksektir. En yüksek bitki toplam K değerleri pirolitik biyokömür uygulamaları arasında $P_{AÇ}$ biyokömürü; hidrotermal biyokömür uygulamaları altında ise H_{ZK} biyokömürü uygulanmış koşullarda belirlenmiştir (Şekil 4.42).



Şekil 4.42 Biyokömür uygulamalarının buğday toplam potasyum içeriği üzerinde etkisi

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

Diğer yandan istatistiksel açıdan biyokömür türünün bitki toplam K içeriği üzerindeki etkisi önemli bulunmakla birlikte elde edilen farklar dikkate değer değildir (Çizelge 4.46)

Çizelge 4.46 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam potasyum içeriği üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi

				Toplam K (g kg^{-1})				
				Materyal				
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	38,10	40,93	36,53	34,98	30,73	31,23	30,43	34,71
2	38,10	39,03	34,38	35,49	31,54	30,43	36,03	35,00
4	38,10	38,89	36,35	33,71	27,70	31,98	36,88	34,80
Ortalama	38,10**AB**	39,62**A**	35,75**AB**	34,73**BC**	29,99**D**	31,21**CD**	34,45**BC**	
F değeri	Materyal	**17,70****						
	Doz	**0,07$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**1,60$^{ öd}$**						
LSD<0.05	4,20							

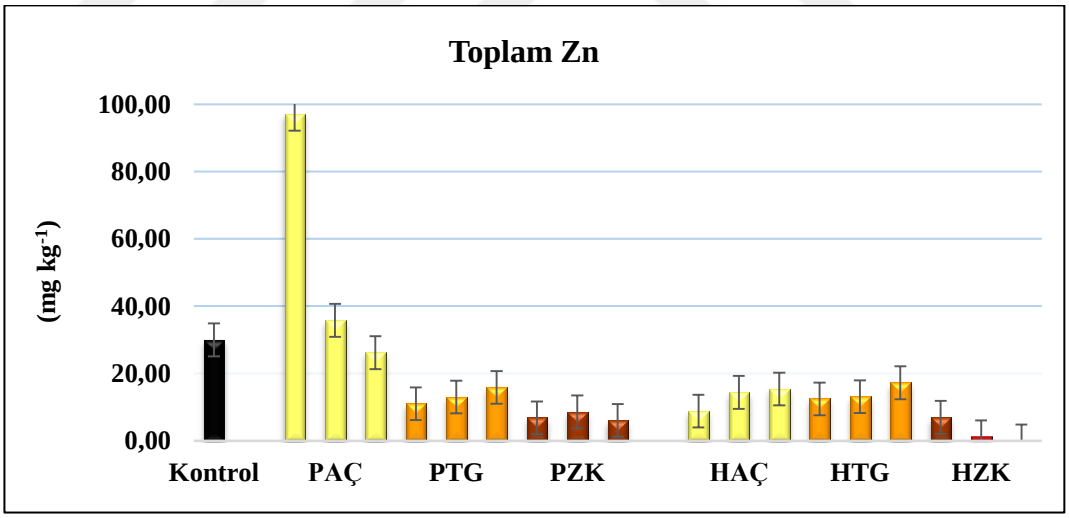
AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; **: $p<0.01$, ö.d.: önemli değil.

4.7.4 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam ağır metal içeriği üzerinde etkisi

Gerçekleştirilen ağır metal analizleri Cd, Pb, Zn, Ni, Fe, Cu ve Cr analizleri olup bitki ekstraktlarının Cd, Cr, Ni, Pb ve Cu içerikleri Zn haric dedeksiyon limitlerinin altında kaldığından dolayı istatistiksel analizler yapılmamıştır.

4.7.4.1 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam çinko üzerinde etkisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış saksı denemesi koşullarında yetiştirilen buğday bitkisi toplam Zn içeriği 0.003- 97.07 mg kg^{-1} arasında değişmiştir. En yüksek bitki toplam Zn düzeyleri $P_{AÇ}$ biyokömürü uygulanmış koşullarda kaydedilmiştir. Diğer pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları altında bitki toplam Zn içeriği birbirine yakın düzeyler sergilemiş olup uygulama dozuna bağlı dalgalanmalar değişkenlik göstermiştir (Şekil 4.43).



Şekil 4.43 Biyokömür uygulamalarının buğday çinko içeriğinde meydana gelen değişmeler

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan "Biyokömür türü x uygulama dozu" interaksiyonu önemli bulunmakla birlikte farklı biyokömür uygulamaları ve bunların değişen uygulama

dozları arasında toplam Zn açısından oluşan farklar dikkate değer değildir (Çizelge 4.47).

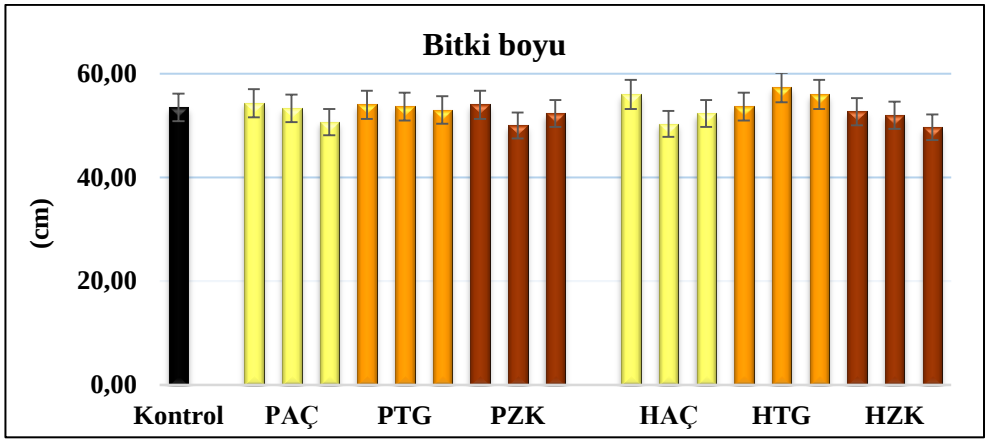
Çizelge 4.47 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam çinko içeriği üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi

Toplam Zn (mg kg^{-1})								
	Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	30,00**Ba**	97,07**Aa**	11,07**Ca**	6,87**Ca**	8,87**Ca**	12,47**Ca**	7,00**Ca**	24,76
2	30,00**Aa**	38,80**Ab**	13,00**Ba**	8,60**Ba**	14,40**Ba**	13,13**Ba**	1,20**Ba**	16,59
4	30,00**Aa**	26,20**ABc**	15,87**BCa**	6,07**CDa**	15,40**BCa**	17,27**ABCa**	0,00**Da**	15,83
Ortalama	30,00	53,02	13,31	7,18	12,89	14,29	2,73	
F değeri	Materyal	**47,69****						
	Doz	**9,23****						
	Materyal x Doz	**12,07****						
LSD<0.05	12,31							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması, **: $p<0.01$.

4.7.5 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday boyu üzerinde etkisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış saksı denemesi koşullarında yetiştirilen buğday bitkisinin boyu 49.67- 57.33 cm arasında değişmiştir. Ancak pirolitik ve hidrotermal biyokömürler ve bunların artan doz uygulamaları açısından bitki boyu ölçümleri arasında dikkate değer farklar oluşmamıştır (Şekil 4.44).



Şekil 4.44 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday boyu üzerinde etkisi

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan farklı biyokömür uygulamaları ve bunların değişen uygulama dozları arasında bitki boyu açısından oluşan farklar önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.48).

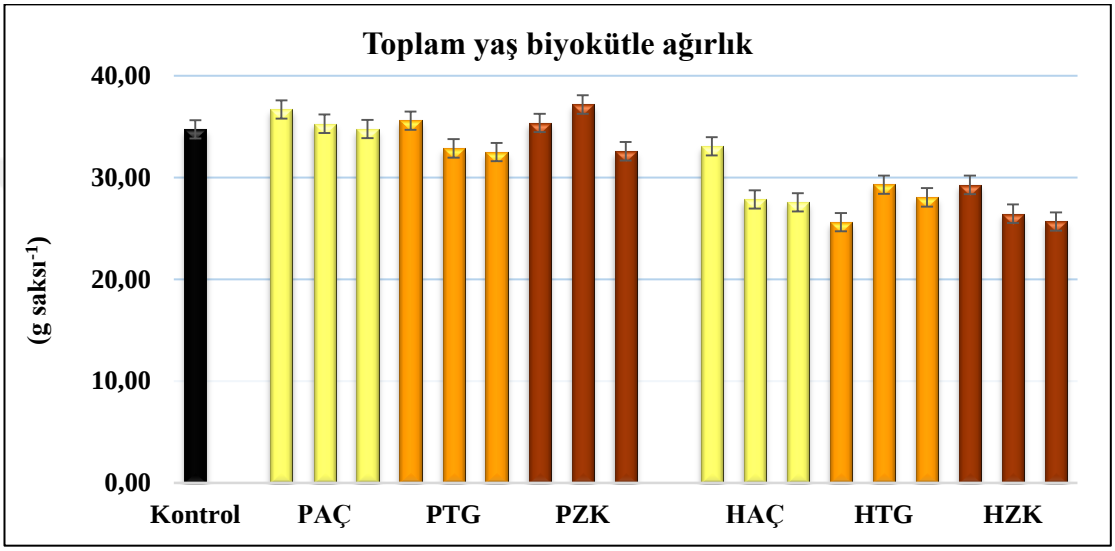
Çizelge 4.48 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday bitki boyu üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi

		Bitki boyu (cm)							
		Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	53,50	54,33	54,00	54,00	56,00	53,67	52,67	54,02
2	53,50	53,33	53,67	50,00	50,33	57,33	52,00	52,88
4	53,50	50,67	53,00	52,33	52,33	56,00	49,67	52,50
Ortalama	53,50**AB**	52,78**B**	53,56**AB**	52,11**B**	52,89**B**	55,67**A**	51,44**B**	
F değeri	Materyal	**2,41***						
	Doz	**1,96$^{ öd}$**						
	Materyal x Doz	**1,31$^{ öd}$**						
LSD<0.05	4,28							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; *: P<0,05, ö.d.: önemli değil.

4.7.6 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday yaş biyokütle ağırlığı üzerinde etkisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış saksı denemesi koşullarında yetiştirilen buğday bitkisinin yaş ağırlığı 25.62– 37.18 g saksı$^{-1}$ arasında değişmiştir. Pirolitik biyokömür uygulamaları altında daha yüksek yaş ağırlık değerlerine ulaşılmıştır (Şekil 4.45).



Şekil 4.45 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday yaş biyokütle ağırlığı üzerinde etkisi

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan pirolitik biyokömür uygulamaları arasında kaydadeğer bir fark bulunmamaktadır. Benzer şekilde hidrotermal biyokömür uygulamaları altında ölçülen değerler arasındaki fark da önemli değildir. Diğer yandan aynı organik atıktan elde edilen pirolitik ve hidrotermal biyokömürler arası bir kıyaslama yapıldığında pirolitik biyokömür uygulamalarının neden olduğu artış önemli bulunmuştur (Çizelge 4.49).

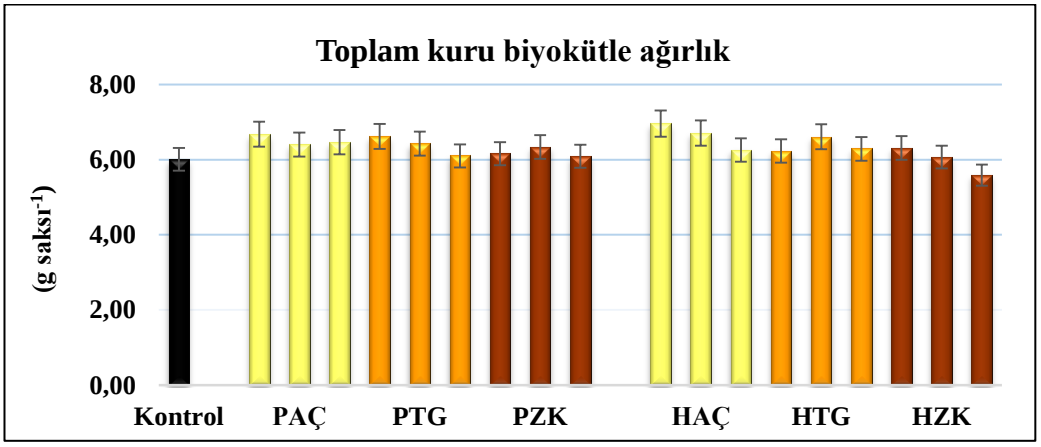
Çizelge 4.49 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam yaş biyokütle ağırlığı üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi

		Toplam yaş biyokütle ağırlık (g saksı$^{-1}$)							
		Materyal							
Doz (%)	**Kontrol**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	34,74	36,69	35,60	35,38	33,08	25,62	29,28	32,91**A**
2	34,74	35,29	32,87	37,18	27,85	29,30	26,45	31,96**AB**
4	34,74	34,77	32,50	32,59	27,57	28,06	25,67	30,84**B**
Ortalam	34,74**A**	35,58**A**	33,66**A**	35,05**A**	29,50**B**	27,66**B**	27,13**B**	
F değeri	Materyal	**20,50****						
	Doz	**3,80***						
	Materyal x Doz	**1,55$^{ öd}$**						
LSD<0.05	4,01							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; yukarıdan aşağıya küçük harf uygulama dozlarının karşılaştırılması *: p<0,05, **: p<0.01. ö.d.: önemli değil.

4.7.7 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday kuru biyokütle ağırlığı üzerinde etkisi

Pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış saksı denemesi koşullarında yetiştirilen buğday bitkisinin kuru ağırlığı 5.59- 6.96 g saksı$^{-1}$ arasında değişmiştir (Şekil 4.46).



Şekil 4.46 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday kuru biyokütle ağırlığı üzerinde etkisi

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}

İstatistiksel açıdan pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulamaları arasındaki farklar önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.50).

Çizelge 4.50 Biyokömür uygulamalarının sera denemesi koşullarında buğday toplam kuru biyokütle ağırlığı üzerinde etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi

Toplam kuru biyokütle ağırlık (g saksı$^{-1}$)								
		Materyal						
Doz (%)	**Kontrol)**	**$P_{AÇ}$**	**P_{TG}**	**P_{ZK}**	**$H_{AÇ}$**	**H_{TG}**	**H_{ZK}**	**Ortalama**
1	6,01	6,68	6,62	6,16	6,96	6,23	6,31	6,42
2	6,01	6,40	6,43	6,34	6,71	6,61	6,07	6,37
4	6,01	6,47	6,10	6,09	6,26	6,29	5,59	6,11
Ortalam	6,01**B**	6,52**A**	6,38**AB**	6,19**AB**	6,64**A**	6,38**AB**	5,99**B**	
F değeri	Materyal	**2,57***						
	Doz	**2,66$^{ö d}$**						
	Materyal x Doz	**0,52$^{ö d}$**						
LSD<0.05	0,77							

AÇ: arıtma çamuru, TG; tavuk gübresi, ZK; zeytinyağı küspesi, pirolitik biyokömürler $P_{AÇ}$, P_{TG} ve P_{ZK}, hidrotermal biyokömürler $H_{AÇ}$, H_{TG} ve H_{ZK}, soldan sağa büyük harf, farklı biyokömür tiplerinin karşılaştırılması; *: P<0,05, ö.d.: önemli değil.

5. SONUÇ

5.1 Biyokömür Uygulanmış Toprakta İnkübasyon Çalışmasından Elde Edilen Sonuçların Değerlendirmesi

Toprak inkübasyon çalışması sonucunda genel olarak piroliz ile elde edilen biyokömürlerin toprak azot içeriğine olan katkısının HTC ile elde edilen muadillerine kıyasla daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Hidrotermal ve pirolitik biyokömürler farklı dönüşüm işlemleri ile elde edilen karbonizasyon ürünleridir. Bu nedenle aromatizasyon ve yüzey alanı gibi bazı kimyasal ve fiziksel özellikleri büyük ölçüde farklıdır ve bu durum topraktaki ayrışma durumlarını etkilemektedir. Toprak mikroorganizmaları açısından HTC ile elde edilen biyokömürlerin yüksek; piroliz ile elede edilen biyokömürlerin düşük karbon erişim potansiyelinde olması nedeniyle HTC yoluyla elde edilmiş biyokömür uygulanmış koşullarda mikrobiyel aktivitenin artmasından dolayı daha yüksek düzeyde N mineralize olmuş olabilir ki bu çalışmada pirolitik biyokömürlerin hidrotermal muadillerine kıyasla daha yüksek düzeyde azot içermesi bulgularını desteklemektedir (Kolb vd. 2009; van Zwieten vd. 2009; Novak vd. 2010).

Genel olarak pirolitik biyokömür uygulanmış koşullarda toprak organik maddesi (OM) düzeyindeki değişimlerin HTC ile elde edilen muadillerine kıyasla daha düşük düzeylerde seyrettiği belirlenmiştir. Özellikle organik madde içeriği yüksek olan H_{ZK} biyokömürü uygulanmış koşulda en yüksek değerlere ulaşılmıştır. Bu durumun HTC ile elde edilen biyokömürlerin piroliz ile elde edilen muadillerine kıyasla daha yüksek (OM) içermesi ve yukarıda ifade edildiği üzere hidrotermal biyokömür yapısındaki karbonun topraktaki ayrışma süreçlerine daha kolay servis olması ile ilgili olduğu düşünülmektedir. Dolayısı ile inkübasyon çalışması sonucu farklı biyokömür uygulamaları altında toprağın C:N oranında meydana gelen değişmelerin de yukarıda ifade edilen görüşlerle (kullanılan farklı organik atıkların kimyasal özellikleri ve karbonizasyon şartlarının etkilerine bağlı olarak) alakalı olduğu düşünülmektedir.

Genellikle TG biyokömürleri toprağın yarayışlı P içeriğinde (P_{TG}>H_{TG} sırasıyla) en yüksek artışları kaydetmiştir. Bu durum TG'sinin nispeten yüksek olan fosfor içeriği ile

ilgili olduğu; bir diğer faktörün de hidrotermal biyokömürlerin yarayışlı P adsorbe etme potansiyeli olabileceği (Fuertes vd. 2010) düşünülmektedir.

HTC ile elde edilen biyokömür uygulamaları altında ölçülen pH değerleri, muadili pirolitik biyokömür uygulamaları altında belirlenen değerlere kıyasla daha yüksek olarak belirlenmiş olmakla birlikte istatistiksel açıdan önemli farklar tespit edilememiştir. Bu durumun potansiyel nedenleri olarak öncelikle pH'daki olası değişmeler açısından inkübasyon süresinin kısalığı ve sonra, çalışmada kullanılan deneme toprağı pH'sının hafif alkali olması ve kireç düzeyinin yüksek olması görülmektedir.

Pirolitik biyokömür uygulanan koşullarda toprak EC'sinin hidrotermal biyokömür uygulanmış koullara kıyasla daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Bu durumun pirolitik biyokömürlerin yüksek olan EC değerleri ile ilgili olduğu düşünülmektedir.

Toprak pH'sına benzer bir şekilde çalışmada yer alan pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerin toprağın KDK ve kireç içeriği üzerindek etkisi açısından da önemli farklar belirlenememiştir. KDK ile ilgili durum büyük bir olasılıkla inkübasyon süresinin kısa olması ve deneme toprağının mevcut tamponlama kapasitesi ile ilgilidir. Genel olarak biyokömürler toprağın KDK'sını artırarak, besin elementlerin tutulma ve yarayışlılığını artırmaktadır (Glaser vd. 2002; Cheng vd. 2006; Liang vd. 2006; Steiner vd. 2008a).

Suya dayanıklı agregat stabilitesi (SDA) açısından genel olarak bütün hidrotermal biyokömürler pirolitik biyokömürlerden daha yüksek bir performans göstermiştir. Bu durum mikrobiyel aktivitelerce daha fazla ayrışabilen hidrotermal biyokömür uygulamaları altında glomalin gibi toprak partiküllerini yapıştırıcı proteinler sentezleyen toprak mantarlarının daha aktif olmasıyla açıklanabilir (Steinbeiss vd. 2009). Örneğin pancar atıklarından elde edilen hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullarda glomalin sentezleyen mikorizal toprak mantarlarını arttığı tespit edilmiştir (Rillig vd. 2010).

Genel olarak Ca haricindeki diğer durumlarda pirolitik biyokömürlerin toprağın değişebilir katyon içeriğine katkısı daha yüksek; HTC yoluyla elde edilen biyokömürlerinki ise nispeten düşük bulunmuştur. Genel olarak, pirolitik biyokömürler yüksek miktarda alkali elementler içermektedirler. Bu nedenle toprağa uygulandığı takdirde de değişebilir bazik katyon düzeyleri artabilmektedir. Diğer yandan hidrotermal biyokömürler sulu koşullarda elde edildiklerinden toprak alkali elementlerin bir kısmı çözünerek, azalabilmekte veya yüksek adsorpsiyon kapasitesi nedeniyle bazik katyonların tutulmasını sağlayarak, bu elementlerin açığa çıkmasını engellemektedir.

Genel olarak hidrotermal biyokömür uygulamaları altında ölçülen enzim aktiviteleri pirolitik muadilleri altında ölçülen enzim aktivitelerine kıyasla daha yüksek düzeylerde seyretmiştir. Hidrotermal biyokömür düşük miktarda aromatik yapı ve yüksek derecede parçalanabilir karbon türleri içerdiği nedeniyle pirolitik biyokömürlerle kıyasla, mikroorganizmalar tarafından kolay ve hızlı parçalanma özelliğine sahiptir (Cao vd. 2011). Bir diğer ifade ile kolay parçalanabilir karbon fraksiyonları mikrobiyal faaliyeti teşvik ederek, toprak-biyokömür arasında besin döngüsünü uyarabilmektedir (Kolb vd. 2009; van Zwieten vd. 2009; Novak vd. 2010). Biyokömür, toprağın su tutma kapasitesi, havalandırma ve hidrolik iletkenliğini artırmakta ve biyolojik faaliyetler açısından uygun koşullar yaratmaktadır (Glaser vd. 2002; Oguntunde vd. 2008). Guiotoku vd. (2012)' göre, 200°C ve 240 dk'da elde edilmiş hidrotermal biyokömür çok küçük çaplı (≈2µm) agregat mikrokürelere sahiptir ki bu durum toprak mikroorganizmalarının korunması açısından önem taşımaktadır.

Ağır metaller açısından bakıldığında pirolitik arıtma çamuru uygulanmış koşullarda Cr, Pb, Zn ağır metal düzeylerinin hidrotermal biyokömür uygulamalarına kıyasla daha fazla arttığı gözlenmiştir. Farklı karbonizasyon işlemleriyle elde edilen biyokömürlerin ağır metal içerikleri arasında belirgin farklar yoktur (hidrotermal karbonizasyon aşamasında ağır metaller sıvı faza geçmemektedir, içeriğinde bir azalma göstermemiştir). Libra vd. (2011)'e göre organik materyalin oksijensiz ortamda hızlı bir şekilde yüksek sıcaklıklara ısıtıldığı flash karbonizasyon işleminde elde edilen arıtma çamuru biyokömüründe düşük kaynama noktasına sahip ağır metaller (Hg, Cd ve Se

gibi) flash karbonizasyon reaktöründen ayrılabilirler, ancak, yüksek kaynama noktasına sahip ağır metaller (Pb, Cd, Ni, Cu, Zn ve Sr gibi) kömürün içerisinde kalmaktadır. Hidrotermal biyokömür uygulanmış koşullarda nispeten daha düşük olan Pb ve Zn bu koşullarda organik hidroksil ve karboksil fonksiyonel gruplarca metallerin adsorpsiyonu ve kimyasal olarak durağanlaştırılması ile ilgili olabileceği düşünülmektedir.

Hidrotermal karbonizayon, bu prosesle elde edilen hidrotermal arıtma çamurlarının inorganik (Ni, Cr, Pb ve Zn) ve organik kirletici (fenol, AOX, DEHP, NPE ve PAH) içeriklerinin azaltılması ya da eliminasyonu açısından belirgin bir avantaj sağlamamıştır.

5.2 Biyokömür Uygulanmış Toprakta Buğday Sera Denemesinden Elde Edilen Sonuçların Değerlendirmesi

Sera denemesi sonuçlarına bakıldığında farklı dozlarda pirolitik ve hidrotermal biyokömür uygulanmış ve buğday yetiştirilmiş toprak koşularında toprağın toplam N, organik madde, C:N oranı, EC, KDK gibi kimyasal özelliklerinde ve agregat stabilitesinde (SDA) kaydadeğer farklar gözlenmemiştir. Diğer yandan P_{TG} biyokömürü sera toprağının pH'sında önemli düzeyde azalmaya neden olmuştur. Bu duruma paralel olarak P_{TG} biyokömürü uygulanmış koşullarda alınabilir fosfor düzeyinde önemli bir artma tespit edilmiştir. Bu durumun P_{TG} biyokömürünün yüksek P içeriği ile ilgili olduğu düşünülmektedir. Genel olarak, piroliz yöntemi ile elde edilen biyokömürlerde yüksek miktarda alınabilir P açığa çıkmaktadır.

Değişebilir katyon (Ca, Mg, K, Na) analizleri açısından genel bir değerlendirme yapmak gerekirse Ca haricindeki değişebilir katyonların pirolitik biyokömür uygulamaları altında daha yüksek değerler sergilediği belirlenmiştir. Hidrotermal karbonizasyon sulu ortamda gerçekleşmekte ve bu sırada toprak alkali elementler demineralize olarak sıvı faza geçebilmektedir. Diğer yandan çalışmada kullanılan P_{TG} ve P_{ZK} biyokömürleri hidrotermal muadilleri H_{TG} ve H_{ZK} biyokömürlerine kıyasla daha yüksek miktarda kül içermektedir. Bu nedenlerden dolayı pirolitik biyokömür uygulanmış topraklarda bazik katyon içeriklerinin yüksek olduğu düşünülmektedir.

Sera denemesi koşullarında farklı tür ve dozlarda biyokömür uygulanmış ve buğday yetiştirilmiş toprakların enzim aktiviteleri değerlendirildiğinde alkali fosfataz enzim aktivitesi haricindeki enzim parametreleri (β-Glukosidaz ve üreaz) açısından uygulamalar arasında önemli bir fark tespit edilemiştir. Ancak fosfotaz enzim aktivitelerinin H_{TG} ve H_{ZK} biyokömürü uygulamaları altında önemli düzeyde arttığı tespit edilmiştir. Yukarıda toprak inkübasyon çalışması ile ilgili yorumlarda belirtildiği üzere hidrotermal biyokömüler yüksek derecede parçalanabilir karbon türleri içermesi nedeniyle pirolitik biyokömürlerle kıyasla, mikroorganizmalar tarafından kolay ve hızlı parçalanma özelliğine sahip olabilmektedir (Cao vd. 2011). Bir diğer ifade ile kolay parçalanabilir karbon fraksiyonları mikrobiyal faaliyeti teşvik ederek, toprak-biyokömür arasında besin döngüsünü teşvik edebilmektedir (Kolb vd. 2009; Van Zwieten vd. 2009; Novak vd. 2010).

Farklı tipte ve dozda biyokömür uygulanmış koşullarda yetiştirilen buğday bitkisinin besin maddesi, ağır metal içeriği, toplam yaş ağırlığı ve bitki boyu değerlerine bakıldığında bitkinin toplam N, P ve K içerikleri arasında beliren farklar önemsiz bulunmuş; sadece $P_{AÇ}$ biyokömürü uygulanmış koşullarda bitkinin Zn içeriği önemli düzeyde artmış; diğer ağır metal değerleri dedeksiyon limitlerinin altında kalmıştır. Pirolitik biyokömür uygulamaları altında ölçülen bitki yaş ağırlığı HTC ile elde edilen biyokömür uygulamaları altında ölçülen bitki yaş ağırlığı değerlerine kıyasla artış göstermiş ancak bitki boyunda beliren farklar istatistiksel açıdan önemli bulunmamıştır. Bitki besin içeriği ve gelişimi ile ilgili bu ölçümler açısından 8 haftalık periyodun yeterli olmadığı düşünülmektedir.

Fitotoksisite test sonucuna göre, hidrotermal biyokömür pirolitik biyokömür muadili ile kıyasla, düşük çimlenme parametreleri (çimlenme oranı ve kök uzunluğu) nedeniyle daha yüksek fitotoksisite oranı göstermektedir.

5.3 Genel Değerlendirme

Bu doktora tezi araştırmasında Türkiye koşullarında yüksek düzeylerde elde edilen ancak nitrat, fenol, ağır metal (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, ve Hg) ve organik toksik madde

(AOX , LAS , DEHP , NPE, PAH ve PCB) içerikleri nedeniyle tarım topraklarına doğrudan uygulanması sakıncalı olan organik atıkların (tavuk gübresi, zeytinyağı küspesi ve kentsel arıtma çamuru) farklı karbonizasyon uygulamaları (piroliz ve hidrotermal karbonizasyon) ile elde edilen biyokömürlerinin toprak düzenleyicisi olarak toprak özellikleri ve bitki verimine etkileri irdelenmiştir. Yukarıda ifade edilen sonuçların ve değerlendirmelerin ışığında;

I. Pirolitik ve hidrotermal arıtma çamuru biyokömürlerinin toprağın ağır metal (Cr, Ni, Pb ve Zn) içeriğini artırdığı belirlenmiştir. Arıtma çamurunda yer alan organik-toksik bileşenler (fenol, AOX, DEHP , NPE ve PAH) piroliz ve hidrotermal karbonizasyon uygulamaları sonrasında elde edilen biyokömürlerde de tespit edilmiş olup, özellikle AOX ve NPE toprak uygulamaları sonrasında toprakta da ölçülmüştür. Ayrıca zeytinyağı küspesi pirolitik/hidrotermal biyokömürlerinde ve ayrıca bunların toprak uygulamalarında da bazı organik toksik maddeler (fenol, PAH, AOX) tespit edilmiştir. Diğer yandan tavuk gübresi ve tavuk gübresi pirolitik ve hidrotermal biyokömürlerinde analiz edilen organik toksik maddelere rastlanmamıştır. Bu nedenle inorganik/organik toksik madde içeriğinden dolayı arıtma çamuru ve yine organik-toksik madde içeriği ile ilişkili olarak zeytinyağı küspesi biyokömür eldesinde kullanılabilecek uygun materyaller değildir. Diğer yandan tavuk gübresi bu açıdan bir risk arzetmemektedir.

II. Araştırmada elde edilen pirolitik/hidrotermal biyokömürler buğday yetiştirilen koşullarda toprağın C ve N içeriklerinde önemli bir değişime neden olmamıştır. Diğer yandan yarayışlı P açısından pirolitik biyokömürlerin hidrotermal muadillerinden daha etkili olduğu belirlenmiştir. Benzer şekilde pirolitik biyokömürler hidrotermal biyokömürlere kıyasla toprağın, değişebilir katyon (Ca, K ve Na) içeriği ve üreaz enzim aktivitesini artırmıştır. Hidrotermal biyokömürler ise fosfataz enzim aktivitesini artırmıştır. Bu verilere dayanarak pirolitik biyokömürlerin hidrotermal muadillerine kıyasla toprak verimliliğini daha fazla destekleme potansiyelinde olduğu söylenebilir. Diğer yandan mısır bitkisi ile aynı hidrotermal ve pirolitik biyokömür türleri kullanılarak yürümekte olan bir diğer araştırmamızda toprak DNA profilindeki değişmeler üzerinden

farklı organik atıklardan farklı yöntemlerle elde edilen biyokömür türlerinin topraktaki bakteri çeşitliliğini nası etkilediği araştırılmaktadır. Bulgular hidrotermal biyokömür uygulanan koşullarda bakteriyel çeşitliliğin daha yüksek olduğunu göstermiştir.

5.4 Geleceğe İlişkin Öngörülen Katkılar

Elde edilen bu sonuçlar pirolitik tavuk gübresi biyokömürünün en uygun toprak düzenleyicisi olduğuna işaret etmektedir. Diğer yandan bu araştırmada hidrotermal karbonizasyon işlemi oldukça küçük bir hazne içinde gerçekleştirilmiş ve dolayısı ile sınırlı miktarlarda hidrotermal biyokömür elde edildiğinden mevcut veriler kısa süreli inkübasyon ve saksı denemelerinden elde edilmek durumunda kalınmıştır.

Gelecekte hidrotermal biyokömürlerin toprak ve bitki verimi üzerinde etkilerinin daha etkin bir şekilde belirlenebilmesi için arazi ölçeğinde veri elde etmeye imkan sağlayacak yüksek kapasiteli bir HTC donanımının geliştirilmesi gerekmektedir. Ancak bunun maliyeti düşünüldüğünde gerçek tarımsal/arazi koşullarını yakalamaya yönelik bir diğer model yaklaşım olarak PVC contalar kullanmak suretiyle gerçekleştirilebilecek bir “arazi inkübasyon” çalışmasıdır.

5.5 Yeni Eğilimler ve Bakış Açıları

Tarımda biyokömür kullanmasının en önemli sorunlarından; uygulama yaklaşımları, çevre güvenliği ve fiyat ve maliyat açısındandır. Araştırmalara göre tropikal topraklarda biyokömürn faydaları daha belirgindir.

Biyokömürün olumlu etkisini bitki gelişimi ve toprak verimliliği artırması, radikal yaşayan N fikse eden bakteriler ve çeşitli simbiyotik MO’lar popülasyonu üzerinde etkisi açısından çok çalışmalar gerekmektedir. Bu MO’lar biyokömür uygulaması ile gelişbilirler. Odun kömürünün fiyatı kimyasal gübreler veya kompost ile kıyasla daha yüksektir. Bu nedenle, çiftçiler ağaç kömürünün kullanmasını, onun olumlu etkilerinin bilmesine rağmen ilgi göstermemektedirler. Örneğin, pirinç kabuğundan biyokömür

elde edilmesi çok ucuzdur ama etksi çok belirgin değildir ve karbon içeriği ağaç kömürüne göre daha düşüktür. Ayrıca, finansal yatırımlar kömürün büyük ölçekte üretilmesi için gerekmektedir. Çünkü, fosil yakıtlar ile CO_2 salınımı karbonizasyona göre yüksektir. Sürdürülebilir tarım ve ormancılık gelecekte nüfusun artışı nedeniyle gelişmiş ülkelerde yenilenebilir enerji teknolojisi geliştirmesi öne sürülmüştür ki tarım sistemleri kimyasal sistemden yoğun tarım sistemine değiştirilmesi, gıda ve beslenmek, organik tarım, kompost ve biyokömür ile sağlanması gerekmektedir (Ogawa ve Okimori 2010). Biyokömürün toprağa uygulaması ve bitki yetiştirmesi, karbon tutma yaklaşımı ve aynı zamanda ekosistemin korunmasıdır (ormancılık vb. ki atmosferik CO_2 fiksasyonunda çok önemlidir) (Okimori vd. 2003). Biyokömürün orman toprağına uygulanması insanoğlunun etkisi olmadan, uzun vadede karbon havzası oluşturur ki sürdürülebilir biyokömür karbonu olarak dikkate alınır (Ogawa vd. 2006).

KAYNAKLAR

Abel, S. Peters, A. Trinks, S. Schonsky, H. Facklam, M. Wessolek, G. 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. Geoderma 202–203. 183–191.

Agrafiotia, A. Bourasa, G. Kalderisb, D. Diamadopoulosa, E. 2013. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 101 (2013) 72–78.

Ahmad, M. Rajapaksha, A. U. Lim, J. E. Zhang, M. Bolan, N. Mohan, D. ... & Ok, Y. S. 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. Chemosphere, 99, 19-33.

Akça, M.O. Namlı, A.2015. Effects of poultry litter biochar on soil enzyme activities and tomato, pepper and lettuce plants growth. Eurasian J Soil Sci, 4 (3) 161 – 168. DOI: http://dx.doi.org/10.18393/ejss

Alexis, M.A. Rasse, D.P. Rumpel, C. Bardoux, G. Pechot, N. Schmalzer, P. Drake, B. Mariotti, A. 2007. Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem. Biogeochemistry 82:201–216.

Allmaras, R.R. and Gardner, C.O. 1956. Soil sampling for moisture determination in irrigation experiments. Agron. Jour., 48; 15-17.

Alvarez, J. Mace, S. Llabres, P. 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. Bioresour. Technol. 74, 3– 16.

Amonette, J.E. Joseph, S. 2009. Characteristics of biochar: microchemical properties. Chapter 3. In: Lehmann J, Joseph S (eds) Biochar for environmental management; science and technology. Earthscan, London, pp 33–52.

Amonette, J.E. Kim, J. Russell, C. Hendricks, M. Bashore, C. Rieck, B. 2006. Soil charcoal–a potential humification catalyst. In ‘ASA-CSSA-SSSA International Annual Meetings’. 12–16 November 2006. (ASA/CSSA/ SSSA: Madison, WI.

Amuda, O.S. Giwa, A.A. Bello, I.A. 2007. Removal of heavy metal from industrial waste wate rusing modified activated coconut shell carbon. Biochem Eng J. 36: 174– 81.

Antal, Jr.M.J. Gronli, M. 2003. The art, science, and technology of charcoal production. Ind. Eng. Chem. Res. 42. 1619–1640.

Asai, H. Samson, B.K. Stephan, H.M. Songyikhangsuthor, K. Inoue, Y. Shiraiwa, T. Horie, T. 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. Field Crops es 111:81–84.

ASTM D1762- 84. 2011. Standard Test Method for Chemical Analysis of Wood Charcoal., 17:42:03 EDT. ASTM International, 100 Barr Harbor Drive, PO Box C700, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States.

ASTM D3694- 96. 2017. Standard Practices for Preparation of Sample Containers and for Preservation of Organic Constituents.

ASTM D7065- 11. 2013. Standard test method for determination of Nonylphenol, Bisphenol A, p-tert-Octylphenol, Nonylphenol Monoethoxylate and Nonylphenol Diethoxylate in environmental waters by gas chromatography mass spectrometry.

Atkinson, C.J. Fitzgerald, J.D. Hipps, N.A. 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. DOI 10.1007/s11104-010-0464-5. Plant Soil. 337:1– 18.

Avola, S. Guillot, M. da Silva-Perez, D. Pellet-Rostaing, S. Kunz, W. Goettmann, F. 2012. Organic chemistry under hydrothermal conditions. Pure Appl Chem, 85 (2012), pp. 89–103.

Ayoub, A.T. 1998. Extent, severity and causative factors of land degradation in the Sudan. Journal of Arid Environments 38, 397- 409.

Bagreev, A. Bandosz, T.J. Locke, D.C. 2001. Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer. Carbon 39:1971–1979.

Baldock, J. A. and Smernik, R. J. 2002. Chemical composition and bioavailability of thermally altered Pinus resinosa (Red pine) wood. Org. Geochem. 33, 1093–1109.

Barbosa, J.M.D. Re-Poppi, N. Santiago-Silva, M. 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbons from wood pyrolyis in charcoal production furnaces. Environmental Research 101, 304- 311.

Barker, T. Bashmakov, I. Bernstein, L. Bogner, J. E. Bosch, P. R. Dave, R. Davidson, O. R. Fisher, B. S. Gupta, S. Halsnæs, K. Heij, G. J. Kahn Ribeiro, S. et al. 2007. limate change 2007: Mitigation. Contribution of working group III to the fourth assessment. In ‘‘Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change’’(B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, and L. A. Meyer, Eds.), Cambridge University Press, Cambridge.

Barrow, C. 2012. Biochar: potential for countering landdegradation and for improving agriculture. Appl Geogr. 34: 21– 8.

Bartlett, R.J 1999. Characterizing soil redox behavior. In ‘Soil physical chemistry’. 2nd edn (Ed. DL Sparks) pp. 371–395. (CRC Press: Boca Raton, FL).

Barton, C.J. 1948. Photometric analysis on Phosphate roch. Ind. And. Eng. Chem. Anal. Ed. 20; 1068- 1073.

Baskyr, I. Weiner, B. Riedel, G. Poerschmann, J. Kopinke, F.D. 2014. Wet oxidation of char–water-slurries from hydrothermal carbonization of paper and brewer's spent grains.Fuel Process Technol. 128: 425– 31.

Basso, D. Castello, D. Baratieri, M. & Fiori, L. 20139. Hydrothermal carbonization of waste biomass: Progress report and prospects. In Proceedings of the 21th European Biomass Conference and Exhibition, Copenhagen (pp. 3-7).

Baxter, L.L. Miles, T.R. Miles, Jr.TR. Jenkins, B.M. Milne, T. Dayton, D. etal. 1998. The behavior of inorganic material in biomass-fired power boilers: field and laboratory experiences. Fuel Process Technol. 54:47–78.

Becker, R. Dorgerloh, U. Helmis, M. Mumme, J. Diakité, M. & Nehls, I. 2013. Hydrothermally carbonized plant materials: patterns of volatile organic compounds detected by gas chromatography. Bioresource technology, 130, 621-628.

Beesley, L. Moreno-Jiménez, E. Gomez-Eyles, J.L. Harris, E. Robinson, B. Sizmur, T.2011a. A review of biochars potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. Environ. Pollut. 159. 3269–3282.

Benavente, V. Calabuig, E. Fullana, A. 2014. Upgrading of moist agro-industrial wastes by hydrothermal carbonization. J Anal Appl Pyrolysis. In Press.

Bending, G.D. Rodriguez-Cruz, M.S. 2007. Microbial aspects of the interaction between soil depth and biodegradation of the herbicide isoproturon. Chemosphere 66. 664–671.

Berge, N.D. Kammann, C.Ro, K. Libra, J. 2013. Environmental applications of hydrothermal carbonization technology: biochar production,carbon sequestration, and waste conversion. In: Sustainable carbon materials from hydrothermal processes. p. 295– 340.

Berge, N.D. Ro, K.S. Mao, J. Flora, J.R.V. Chappell, M. Bae, S. 2011. Environmental Science and Technology, 45(13). 5696-5703.

Bergius, F. 1931. Chemical reactions under high pressure.Nobel Foundation. (Lecture Note). p 1-33.

Bergman, P. Boersma, A. Zwart, R. Kiel, J. 2005. Torrefaction for biomass co-firing in existing coal-fired powerstations. Energy Research Centreof the Nether- lands, ECN-C-05-013.

Bernardo, M. Lapa, N. Gonc, M. Mendes, B. Pinto, F. Fonseca, I.. Lopes, H. 2012. Journal of Hazardous Materials 219– 220. 196– 202.

Biederman, L.A. Harpole, W.S. 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. GCB Bioenergy 5, 202- 214.

Biochar solutions Inc. 2011. http://www.biocharsolutions.com/

Bird, M. I. Ascough, P. L. Young, I. M. Wood, C. V. and Scott, A. C. 2008. X-ray microtomographic imaging of charcoal. J. Archaeol. Sci. 35, 2698–2706.

Blackwell, P. Riethmuller, G. Collins, M. 2009. Biochar application to soil. In: Lehmann, J. Joseph, S. editors. Biochar for environmental management: science and technology.p. 207– 26.

Blackwell, P. Shea, S. Storer, P. Solaiman, Z. Kerkmans, M. and Stanley, I. 2007. Improving wheat production with deep banded oil mallee charcoal in Western Australia. In ‘‘The First Asia-Pacific Biochar Conference’’ Terrigal, Australia.

Bobleter, O. 1994. Hydrothermal degradation of polymers derived from plants. Pro Polym Sci. 19: 797– 841.

Boehm, H.P. 2001. Carbon surface chemistry. In ‘Graphite and precursors’. (Ed. P Delhaes) pp. 141–178. (CRC: Amsterdam).

Borchard, N. Wolf, A. Laabs, V. Aeckersberg, R. Scherer, H. Moellerand, A. Amelung, W. 2012. Physical activation of biochar and its meaning for soil fertility and nutrient leaching-a greenhouse experiment. Soil Use Manag. 28, 177- 184.

Bouyoucos, G.J. 1951. Are calbiration of hydrometer method for making mechanical analysis of soils. Agron Jur, 43; 434- 438.

Bremner, J.M. 1965a. Total nitrogen. In. C.A. et.ad. (ed). Methods of soils analysis. Part 2. Agron 9; pp.1149- 1178. Am. Soc. of Agron., Inc. Madison, Wisconsin, USA.

Brewer, C.E. Schmidt-Rohr, K. Satrio, J.A. Brown, R.C. 2009. Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems. Environ Prog Sustain Energy, 28, pp. 386–396.

Brick, S. 2010. Biochar: assessing the promise and risk stoguide US policy. Natural Resources Defense Council. p.1– 24.

Bridgeman, T, Jones, J. Shield, I. Williams, P. 2008. Torrefaction of reed canary grass, wheat straw and willow to enhance solid fuel qualities and combustion properties. Fuel 2008; 87: 844–56.

Bridgwater, A. 1995. The technical and economic feasibility of biomass gasification for power generation. Fuel. 74: 631–53.

Bridgwater, A. Boocock, D.G.B. 2006. ‘Science in thermal and chemical biomass conversion.’ (CPL Press: Newbury, UK).

Bridgwater, A. Peacocke, G. 2000. Fast pyrolysis processes for biomass. Renew Sustain Energy Rev. 4:1–73.

Bridgwater, A.V. 2003. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. Chem. Eng. J. 91, 87–102.

Bridle, T.R. Pritchard, D. 2004. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. Water Sci Technol 50(9): 169–175.

Brodowski, S. Amelung, W. Haumaier, L. and Zech, W. 2007. Black carbon contribution to stable humus in German arable soils. Geoderma 139, 220–228

Brodowski, S. John, B. Flessa, H. Amelung, W. 2006. Aggregate-occluded black carbon in soil. European Journal of Soil Science 57(4), 539–546. doi:10.1111/j.1365-2389.2006.00807.x.

Brosse, N. Dufour, A. Meng, X. Sun, Q. Ragauskas, A. 2012. Miscanthus: a fast-growing crop for biofuels and chemicals production. Biofuels Bioprod Biorefining 2012; 6: 580–98.

Brown, I. C. 1943. A rapid method of determining exchangeable hydrogen and total exchangeable bases of soils. Soil Science, Volume 56 - Issue 5 – pp: 353-358.

Brownsort, P.A. 2009. Biomass pyrolysis processes: performance parameters and their influence on biochar system benefits. (MA Scthesis).TheUniversity of Edinburg.

Brunn, E. 2011, Application of fast pyrolysis biochar to a loamy soil- effects on carbon and nitrogen dynamics and potential for carbon sequestration. RISØ-78 (EN). Biosystem Division.

Bruun, S. Jensen, E.S. Jensen, L.S. 2008. Microbial mineralization and assimilation of black carbon: dependency on degree of thermal alteration. Organic Geochemistry 39, 839–845. doi:10.1016/ j.orggeochem.2008.04.020.

Budinova, T. Ekinci, E. Yardim, F. Grimm, A. Björnbom, E. Minkova, V. et al. 2006. characterization and application of activated carbon produced by H3PO4 and water vapor activation. Fuel Process Technol. 87: 899– 905.

Busscher, W. Novak, J.M. Ahmedna, M. 2011. Physical effects of organic matter amendment of a southeastern US coastal loamy sand. Soil Science 176, 661–667.

Buurman, P. Jongmans, A.G. Pi-Pujol, M.D. 1998. Clay illuviation and mechanical clay infiltration – is there a difference? Quaternary International 51–52, 66–69. doi:10.1016/S1040-6182(98)90225-7.

Cantrell, K. Hunt, P.G. Uchimiya, M. Novak, J.M. Ro, K.S. 2012. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. Bioresour. Technol. 107, 419–428.

Cao, X. Harris, W. 2010. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. Bioresource Technol. 101, 5222–5228.

Cao, X. Ro, K.S. Chappell, M. Li, Y. Mao, J. 2011. Chemical structures of swine manure chars produced under different carbonization conditions investigated by advanced solid-state 13C nuclear magnetic resonance (NMR) spectroscopy. Energy Fuels 25, 388–397.

Carlson, C.A. Bates, N.R. Hansell, D.A. Steinberg, D.K. 2001. CARBON CYCLE. 1st edition of Encyclopedia of Ocean Sciences, volume 1, pp 390–400.

Castello, D. Kruse, A. Fiori, L. 2013. Chemical Engineering Journal. http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2013.04.119.

Chan, K.Y. Van Zwieten, L. Meszaros, I. Downie, A. Joseph, S. 2007. Agronomic values of green waste biochar as a soil amendment. Aust J Soil Res 45:629–634.

Chan, K.Y. Van Zwieten, L. Meszaros, I. Downie, A. Joseph, S. 2008. Using poultry litter biochars as soil amendments. Australian Journal of Soil Research 46, 437–444. doi:10.1071/SR08036.

Chan, K.Y. Xu, K. 2009. Biochar: nutrient properties and their enhancement. In 'Biochar for environmental management. Science and technology'. (Eds J Lehmann, S Joseph) pp. 13–323. (Earthscan: London).

Chang, C.F. Chang, C.Y. Tsai, W.T. 2000. Effects of burn-off and activation temperature on preparation of activated carbon from corn cob agrowaste by CO2 and steam. J Colloid Interface Sci. 232: 45– 9.

Cheng, C.H, Lehmann, J. Engelhard, M.H. 2008a. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. Geochimical Cosmochimica Acta 72, 1598–1610. doi:10.1016/j.gca .2008.01.010.

Cheng, C.H. Lehmann, J. 2009. Ageing of black carbon along a temperature gradient. Chemosphere 75, 1021–1027. doi:10.1016/j. chemosphere. 01.045.

Cheng, C.H. Lehmann, J. Thies, J.E. Burton, S.D. 2008b. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. J Geophys Res 113:G02027.

Cheng, C.H. Lehmann, J. Thies, J.E. Burton, S.D. Engelhard, M.H. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. Organic Geochemistry 37, 1477–1488. doi:10.1016/j. orggeochem. 06.022.

Chynoweth, D.P. Issacson, R. 1987. Anaerobic digestion of biomass. Elsevier Applied Science, London, ISBN 1-85166-069-0, p. 279.

Clarholm, M. 1994. Granulated wood ash and a 'N-free'fertilizer to forest soil: effects on P availability. For Ecol Manage 66:127–136.

Clement, C.R. McCann, J.M. Smith, N.J.H. 2003. Agrobiodiversity in Amazonia and its relationship with dark earths. Chapter 9. In: Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI (eds) Amazonian dark earths origin properties management. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 159–178.

Cohen-Ofri, I. Popovitz-Biro, R. Weiner, S. 2007. Structural characterization of modern and fossilized charcoal produced in natural fires as determined by using electron energy loss spectroscopy. Chemistry – A European Journal 13, 2306–2310. doi:10.1002/chem. 2006.09.20.

Collison, M. Collison, L. Sakrabani, R. Tofield, B. Wallage, Z. 2009. Biochar and Carbon Sequestration: a Regional Perspective: a Report Prepared for East of England Development Agency (EEDA). https://www.uea.ac.uk/polopoly_fs/1.

Cornelissen, G. Gustafsson, Ö. Bucheli, T.D. Jonker, M.T.O. Koelmans, A.A. van Noort, P.C.M. 2005. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation. Environ. Sci. Technol. 39. 6881–6895.

Crelling, J.C Hagemann, H.W. Sauter, D.H. et al. 2006. Coal. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley VCH, Weinheim, Germany 5–6.

Crutzen, P. J. 2006. Albedo enhancement by stratospheric sulfur injections: A contribution to resolve a policy dilemma? Climatic Change 77, 211–219.

Cui, X. Mayer, P. Gan, J. 2013. Methods to assess bioavailability of hydrophobic organic contaminants: principles, operations, and limitations. Environ. Pollut. 172. 223–234.

Das, K.C. Garcia-Perez, M. Bibens, B. and Melear, N. 2008. Slow pyrolysis of poultry litter and pine woody biomass: Impact of chars and bio-oils on microbial growth. ISSN: 1093-4529 (Print); 1532-4117.DOI: 10.1080/10934520801959864. Journal of Environmental Science and Health Part A. 43, 714–724.

Daud, W.M.A.W. Ali, W.S.W. Sulaiman, M.Z. 2001. Effect of carbonization temperature on the yield and porosity of char produced from palm shell. J Chem Technol Biotechnol 76:1281–1285.

Day, D. Evans, R. J. Lee, J. W. and Reicosky, D. 2005. Economical CO2, SOx, and NOx capture from fossil–fuel utilization with combined renewable hydrogen production and large-scale carbon sequestration. Energy 30, 2558–2579.

Deenik, J. Diarra, A. Uehara, G. Campbell, S. Sumiyoshi, Y. Antal Jr. M. 2011. Charcoal ash and volatile matter effects on soil properties and plant growth in an acid Ultisol. Soil Science 176, 336–345.

Demirbas, A. 2001. Carbonization ranking of selected biomass for charcoal, liquid and gaseous products. Energy Convers Manage 42:1229–1238.

Demirbas, A. 2004. Combustion characteristics of different biomass fuels. Progress in energy and combustion science, 30(2), 219-230.

Demirbas, A. Pehlivan, E. Altun, T. 2006. Potential evolution of Turkish agricultural residues as bio-gas, bio-char and bio-oil sources. Int. J. Hydrogen Energy 31, 613–620.

Dewulf, J. Van Langenhove, H. 2006. Renewables-Based Technology: sustainability assessment.

Di Blasi, C. Signorelli, G. Di Russo, C. Rea, G. 1999. Product distribution from pyrolysis of wood and agricultural residues. Ind Eng Chem Res. 38: 2216– 24.

Dias, B.O. Silva, C.A, Higashikawa, F.S. Roig, A. Sanchez-Monedero, A. 2010. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: effect on organic matter degradationand humification. Bioresource Technology 101, 1239–1246. doi:10.1016/j.biortech.2009.09.024.

DIN 38414-18:1989-11. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; sludge and sediments (group S); determination of adsorbed organically bound halogens (AOX) (S 18). UDC 628.1/.3: 620.1:62 8.336.1:547-302.

DIN 38414-2:1985-11. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; sludge and sediments (group S); determination of water content, of dry residue and of solids content (S 2).

DIN 38414-7:1983-01. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; Sludge and sediments (Group S); Digestion using aqua regia for subsequent determination of the acid-soluble portion of metals (S7).

Dixon, K. 1998. Smoke germination of Australian plants. RIRDC Report 98/108, KPW-1A. RIRDC, Canberra, ACT.

Downie, A. Crosky, A. Munroe, P. 2009. Physical properties of biochar. In 'Biochar for environmental management. Science and technology'. (Eds J Lehmann, S Joseph) pp. 13–32. (Earthscan: London).

Downie, A. Klatt, P. Downie, R. Munroe, P. 2007. Slow pyrolysis: Australian Demonstration Plant successful on multi feedstocks. In 'Bioenergy 2007 Conference'. Jyvaskyla, Finland.

Du, Z. Hu, B. Shi, A. Ma, X. Cheng, Y. Chen, P. Liu, Y. Lin, X. Ruan, R. 2012. Cultivation of a microalga Chlorella vulgaris using recycled aqueous phase nutrients from hydrothermal carbonization process. Bioresour. Technol. 126, 354–357.

Eckmeier, E. Gerlach, R. Skjemstad, J.O. Ehrmann, O. Schmidt, M.W.I. 2007. Minor changes in soil organic carbon and charcoal concentrations detected in a temperate deciduous forest a year after an experimental slash-and-burn. Biogeosciences 4(3), 377–383. doi:10.5194/bg-4-377- 2007.

Edmunds, C.W. 2012. The effects of biochar amendment to soil on bioenergy crop yield and biomass composition. (Mastersthesis). Knoxville: University of Tennessee.

Eibisch, N. Helfrich, M. Don, A. Mikutta, R. Kruse, A. Ellerbrock, R. et.al. 2013. Properties and degradability of hydrothermal carbonization products.J Environ Qual. 42: 1565– 73.

Eibisch, N. Schroll, R. Fuß, R. 2015. Effect of pyrochar and hydrochar amendments on the mineralization of the herbicide isoproturon in an agricultural soil. Chemosphere 134. 528–535.

Elad, Y. David, D.R. Harel, Y.M. Borenshtein, M. Ben Kalifa, H. Silber, A. Graber, E.R. 2010. Induction of systemic resistance in plants by biochar, a soilapplied carbon sequestering agent. Phytopathology 100, 913- 921.

Elaigwu, S.E. Rocher, V. Kyriakou, G. Greenway, G.M. 2014. Removal of Pb2+ and Cd2+ from aqueous solution usingc hars from pyrolysis and microwave-assisted hydrothermal carbonization of Prosopis africana shell.J Ind Eng Chem. 20: 3467– 73.

EPA method 3510C. 1996. Separatory funnel liquid-liquid extraction

EPA method 8270D. 2007. Semi volatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS).

Erlach, B. Harder, B. & Tsatsaronis, G. 2012. Combined hydrothermal carbonization and gasification of biomass with carbon capture. Energy, 45(1), 329-338.

Erlach, B. Tsatsaronis, G. 2010. Proceedings of ECOS – 23rd International Conference. Jun 14-17, Lausanne, Switzerland.

Ezawa, T. Yamamoto, K. Yoshida, S. 2002. Enhancement of the effectiveness of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi by inorganic soil amendments. Soil Science and Plant Nutrition 48(6), 897–900.

Falco, C. Marco-Lozar, J.P. Salinas-Torres, D. Morallón, E. Cazorla-Amorós, D. Titirici M.M. et al. 2013. Tailoring the porosity of chemically activated hydrothermal carbons: influence of the precursor and hydrothermal carbonization temperature.Carbon. 62: 346– 55.

Fang, Z. Fang, C. 2008. Complete dissolution and hydrolysis of wood in hot water. AIChE J. 54(10), 2751–2758.

FAO, 1985. Industrial charcoal making, FAO Forestry Research Paper 63. FAO, Rome Italy.

Field, C.B. Behrenfeld, M.J. Randerson, J.T. Falkowski, P. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. Science 281:237–240.

Field, C.B. Randerson, J.T. Malmstrom, C.M. 1995. Global net primary production: combining ecology and remote sensing. Remote Sens Environ 51:74–88.

Fiori, L. Basso, D. Castello, D. Baratieri, M. 2014. Hydrothermal Carbonization of Biomass: Design of a Batch Reactor and Preliminary Experimental Results, CHEMICAL ENGINEERING TRANSACTIONS, VOL. 37. 55- 60.

Friedl, A. Padouvas, E. Rotter, H. and Varmuza, K. 2005. Prediction of heating values of biomass fuel from elemental composition. Analyt. Chimica Acta 544, 191–198.

Fuertes, A. Arbestain, M.C. Sevilla, M. Maciá-Agulló, J. Fiol, S. López, R. et al. 2010. Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by Pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover.Soil Res; 48: 618–626.

Funke, A. Ziegler, F. 2010. Hydrothermal carbonization of biomass: a summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering.Biofuels Bioprod Biorefining; 4: 160– 77.

Fushimi, C. Araki, K. Yamaguchi, Y. and Tsutsumi, A. 2003. Effect of heating rate on steam gasification of biomass 2. Thermogravimetric-mass spectrometric (TG-MS) analysis of gas evolution. Ind. Eng. Chem. Res. 42, 3929–3936.

Gajic, A. Koch, H. J. 2012. Sugar beet (Beta vulagris L.) growth reduction caused by hydrochar is related to nitrogen supply. J. Envion. Qual. 41, 1067–1075.

Gajić, A. Ramke, H. G. Hendricks, A. & Koch, H. J. 2012. Microcosm study on the decomposability of hydrochars in a Cambisol. Biomass and bioenergy, 47, 250-259.

Gao, Y. Wang, X. Wang, J. Li, X. Cheng, J. Yang, H. et al. 2013. Effect of residence time on chemical and structural properties of hydrochar obtained by hydrothermal carbonization of water hyacinth. Energy. 58: 376–83.

Gaskin, J.W. Steiner, C. Harris, K. Das, K.C. Bibens, B. 2008. Effect of low temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. Trans. ASABE 51, 2061–2069.

Gaunt, J. L. and Lehmann, J. 2008. Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production. Environ. Sci. Technol. 42, 4152–4158.

Glaser, B. Amelung, W. 2003. Pyrogenic carbon in native grassland soils along a climosequence in North America. Glob Biogeochem Cycles 17:1064. doi: 10.1029/2002GB002019.

Glaser, B. Balashov, E. Haumaier, L. Guggenberger, G. Zech, W. 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. Org Geochem 31:669–678.

Glaser, B. Haumaier, L. Guggenberger, G. Zech, W. 2001. The 'TerraPreta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. Natur wissenschaften. 88:37–41.

Glaser, B. Lehmann, J. and Zech, W. 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—A review. Biol. Fert. Soils 35, 219–230.

Glover, M. 2009. Taking biochar to market: some essential concepts for commercial success. In: Lehmann J, Joseph S (eds) Biochar for environmental management. Earthscan Publications Ltd. ISBN: 9781844076581, pp 375–392.

Gomez-Eyles, J.L. Sizmur, T. Collins, C.D. Hodson, M.E. 2011. Effects of biochar and the earthworm Eisenia fetida on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and potentially toxic elements. Environ. Pollut. 159. 616–622.

Goyal, H.B. Seal, D. Saxena, R.C. 2008. Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources : a review. Renew Sustain Energy Rev. 12: 504–17.

Graber, E.R. Harel, Y.M. Kolton, M. Cytryn, E. Silber, A. David, D.R. Tsechansky, L. Borenshtein, M. Elad, Y. 2010. Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. Plant and Soil 337, 481- 496.

Gratuito, M.K.B. Panyathanmaporn, T. Chumnanklang, R.A. Sirinuntawittaya, N. Dutta, A. 2008. Production of activated carbon from coconut shell: optimization using response surface methodology. Bioresour Technol. 99: 4887– 95.

Gronli, M.G. Várhegyi, G. Di Blasi, C. 2002. Thermogravimetric analysis and devolatilization kinetics of wood. Ind Eng Chem Res. 41: 4201– 8.

Grossman, J.M. O'Neill, B.E. Tsai, S.M. Liang, B. Neves, E. Lehmann, J. et al. 2010. Amazonian anthrosols support similar microbial communities that differ distinctly from those extantin adjacent, unmodified soils of the same mineralogy. Microb Ecol. 60: 192– 205.

Guide to the Council of the European Communities 1986.

Guiotoku, M. Hanse, F.A, Novotny, E.H. Maia C.M.B.dF. 2012. Molecular and morphological characterization of hydrochar produced by microwave-assisted hydrothermal carbonization of cellulose.Pesqui Agropecu Bras;47: 687–92.

Gullón, P. Romaní, A. Vila, C. Garrote, G. Parajó, J.C. 2012. Potential of hydrothermal treatments in lignocellulose biorefineries. Biofuels Bioprod Biorefining. 6: 219– 32.

Gundale, M.J. DeLuca, T.H. 2007. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of Koeleria macrantha in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem. Biol Fertil Soils 43:303–311.

Hammes, K. Schmidt, M.W.I. 2009. Changes of biochar in soil. In 'Biochar for environmental management. Science and technology'. (Eds J Lehmann, S Joseph) pp. 169–178. (Earthscan: London).

Hammes, K. Torn, M.S. Lapenas, A.P. Schmidt, M.W.I. 2008. Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil. Biogeosciences Discussion 5:661–683.

Hanlon, E.A. and Devore, J.M. 1989. IFAS extension soil testing laboratory chemical procedures and training manual. Circ. No. 812. Fla. Coop. Ext. Ser., IFAS, Univ. of Florida, Gainesville, FL.

Hao, W. Björkman, E. Lilliestråle, M. Hedin, N. 2013. Activated carbons prepared from hydrothermally carbonized waste biomass used as a dsorbents for CO2. Appl Energy. 112: 526– 32.

Hass, A. Gonzalez, J.M. Lima, I.M. Godwin, H.W. Halvorson, J. J. and Boyer, D.G. 2012. Chicken manure biochar as liming and nutrient source for acid appalacatian soil. Environmental Benefits of Biochar. Journal of Environmental Quality, 41(4), 1096-1106.

Hatcher, P.G Clifford, D.J. 1997. The organic geochemistry of coal: from plant materials to coal. Org. Geochem. 27, 251–274.

Heilmann, S.M. Jader, L.R. Harned, L.A. Sadowsky, M.J. Schendel, F.J. Lefebvre, P.A.,et al. 2011a. Hydrothermal carbonization of microalgae II: fatty acid, char and algal nutrient products. Appl. Energy. http://dx.doi.org/10.1016/ j.apenergy.2010.12.041.

Hendriks, A. Zeeman, G. 2010. Review: pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. Bioresour. Technol. 100, 10–18.

Herath, H.M.S.K. Camps-Arbestain, M. Hedley, M. 2013.Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.016.

Hesse, P. R. 1971. A Textbook of Soil Chemical Analysis London: John Murray, pp. 520.

Hilber, I. Wyss, G.S. Mäder, P. Bucheli, T.D. Meier, I. Vogt, L. Schulin, R. 2009. Influence of activated charcoal amendment to contaminated soil on dieldrin and nutrient uptake by cucumbers. Environ Pollut 157:224–230.

Hillel, D. 2004. 'Introduction to soil physics.' (Elsevier India Pty Ltd: New Delhi).

Hilscher, A. Heister, K. Siewert, C. Knicker, K. 2009. Mineralization and structural changes during the initial phases of microbial degradation of pyrogenic plant residues in soil. Organic Geochemistry 40, 332–342. doi:10.1016/j.orggeochem. 2008.12.004.

Hitzl, M. Corma, A. Pomares, F. Renz, M. 2014. The hydrothermal carbonization (HTC) plant as a decentral biorefinery for wet biomass. Catal Today2014, InPress.

Hodgson, E.M. Nowakowski, D.J. Shield, I. Riche, A. Bridgwater, A.V. Clifton-Brown, J.C. et al. 2011. Variation in Miscanthus chemical composition and implications for Conversion by pyrolysis and thermo-chemical bio-refining for fuels and chemicals. Bioresour Technol; 102:3411–8.

Hoekman, S.K. Broch, A. Robbins, C. 2011. Hydrothermal carbonization (HTC) of lignocellulosic biomass. Energy Fuels 25, 1802–1810. http://dx.doi.org/10.1021/ ef101745n.

Hoekman, S.K. Broch, A. Robbins,C. Zielinska, B. Felix, L. 2013. Hydrothermal carbonization (HTC) of selected woody and herbaceous biomass feedstocks. Biomass Convers Biorefinery. 3: 113–26. http:// dx.doi.org/10.1111/gcbb.12037. http://lib.dr.iastate. edu/etd/ 12284/.

Hossain, M. Strezov, V. Chan, K. Nelson, P. 2010. Agronomic properties of waste water sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (Lycopersicon esculentum). Chemosphere 78(9), 1167–1171.

Houghton, R. A. 2003. Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different? Global Change Biol. 9, 500–509.

Hua, L. Wu, W. Liu, Y. McBride, M.B. Chen, Y. 2009. Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment. Environ Sci Pollut Res 16:1–9.

Hwang, I. H. Aoyama, H. Matsuto, T. Nakagishi, T. & Matsuo, T. 2012. Recovery of solid fuel from municipal solid waste by hydrothermal treatment using subcritical water. Waste management, 32(3), 410-416.

Hwang, I. H. Matsuto, T. Aoyama, H. Nakagishi, T. Matsuo, T. 2010. Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Venice, Italy.

IBI: International Biochar Initiative. 2014. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. IBI- STD- 2.0.

IEA. 2007. ‘‘IEA Bioenergy Annual Report 2006’’ International Energy Agency, Paris.

Inal, A. Gunes, A. Sahin, O. Taskin, M.B. Kaya, E.C. 2015. Impacts of biochar and processed poultry manure, applied to a calcareous soil, on the growth of bean and maize. Soil Use and Management, 31, 106–113

Ioannidou, O. Zabaniotou, A. 2007. Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. Renewable Sustainable Energy Rev 11:1966–2005.

Ippolito, J.A. Laird, D.A. Busscher, W.J. 2012. Environmental benefits of biochar.J Environ Qual. 41: 967–72.

Ishihara, S. 1996. Recent trend of advanced carbon materials from wood charcoals. Mokuzai Gakkai Shi 42, 717–723.

Ishii, T. Kadoya, K. 1994. Effects of charcoal as a soil conditioner on citrus growth and VA mycorrhizal development. Journal of the Japanese Society of Horticultural Science 63(3), 529–535. doi:10.2503/ jjshs.63.529.

ISO/DIS. 1994. 11466. Soil quality- extraction of trace metals solubge in aqua regia: ISO/Tc 190/SC3.

ISO/DIS. 1995. 11047. Soil quality- determination of cadmium, chromium, cobalt, copper, lead, manganese, nickel and zink flame and electrotmal atomic absorbtion spectrometric methods.

Jackson, M. L. 1962. Soil Chemical Analysis. Verlag: Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ. U.S.A. 480 p.

Janzen, H. H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? Soil Biol. Biochem. 38, 419–424.

Jha, P. Biswas, A. Lakaria, B. Rao, A.S. 2010. Biochar in agriculture- prospects and related implications. Curr Sci. 99: 1218– 25.

Jien, S.H. Wang, C.S. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. Catena 110. 225–233.

Johnson, C.M. and Ulrich, A. 1959. Analytical methods for use in plant analysis. II. California Agri. Exp. Sta. Bull, 766.

Jones, S.B. Valkenburg, C. Walton, C.W. Elliott, D.C. Holladay, J.E. Stevens, D.J. et al. 2009. Production of gasoline and diesel from biomass via fast pyrolysis, hydrotreating and hydrocracking: adesign case.Richland, WA:Pacific Northwest National aboratory.

Jones, D.L. Edwards-Jones, G. Murphy, D.V. 2011a. Biochar mediated alterations in herbicide breakdown and leaching in soil. Soil Biology & Biochemistry 43, 804- 813.

Jones, D.L. Murphy, D.V. Khalid, M. Ahmad, W. Edwards-Jones, G. DeLuca, T.H. 2011b. Short-term biochar-induced increase in soil CO2 release is both biotically and abiotically mediated. Soil Biology & Biochemistry 43, 1723-1731.

Jones, D.L. Rousk, J. Edwards-Jones, G. DeLuca, T.H. Murphy, D.V. 2012. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. Soil Biology & Biochemistry 45. 113- 124.

Kacar, B ve İnal, A. 2010. Bitki analizleri. Nobel yayınevi, ISBN: 978- 605- 395- 036-3, 912 s.

Kalderis, D. Koutoulakis, D. Paraskeva, P. Diamadopoulos, E. Otal, E.J.O.d.Valle, et al. 2008. Adsorption of polluting substances on activated carbons prepared from rice husk and sugarcane bagasse.Chem Eng J. 144: 42– 50.

Kalderis, D. Papameletiou, G. & Kayan, B. 2019. Assessment of orange peel hydrochar as a soil amendment: impact on clay soil physical properties and potential phytotoxicity. *Waste and Biomass Valorization*, *10*(11), 3471-3484.

Kalra, Y.P. 1998. This Handbook of Reference Methods for Plant Analysis.

Kambo, H.S. Dutta, A. 2014. Hydrothermal carbonization (HTC): an innovative process for the conversion of low quality lignocellulosic biomass to hydrochar for replacing coal. In: Proceedings of the 9th Annual Green Energy Conference (IGEC-IX). Tianjin,China.

Kambo, H.S. Dutta, A. 2015. A comparative review of biochar and hydrochar in terms of production, physico-chemical properties and applications. Renewable and Sustainable Energy Reviews 45. 359–378.

Kammann, C. Ratering, S. Eckhard, C. Müller, C. 2012. Biochar and hydrochar effects on greenhouse gas (carbondioxide, nitrousoxide,and methane) fluxes from soils. J Environ Qual. 41: 1052– 66.

Kandeler, E. 1996. Aggregate stability. In: Schiner et al. (eds): Methods in Soil Biology. Berlin, Springer-Verlag: 390–395.

Karaosmanoğlu, F. Tetik, E. Göllü, E. 1999. Biofuel production using slow pyrolysis of the straw and stalk of the rapeseed plant. Fuel Process Technol. 59:1– 12.

Kato, M. Loomis, D. Brooks, L.M. Gattas, G.F.J. Gomes, L. Carvalho, A.B. Rego, M.A.V. DeMarini, D.M. 2004. Urinary biomarkers in charcoal workers exposed to wood smoke in Bahia State, Brazil. Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention 13, 1005- 1012.

Kaya, N. Yildiz1, Z. Ceylan, S. 2017. Preparation and characterisation of biochar from hazelnut shell and its adsorption properties for methylene blue dye. http://dergipark.gov.tr/politeknik/archive. DOI: 10.2339/politeknik.386963. ISSN: 1302-0900 (PRINT), ISSN: 2147-9429.

Keiluweit, M. Kleber, M. 2009. Molecular-level interactions in soils and sediments: the role of aromatic p-systems. Environmental Science & Technology 43(10), 3421–3429. doi:10.1021/es8033044.

Keiluweit, M. Nico, P.S. Johnson, M.G. Kleber, M. 2010. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). Environmental Science & Technology 44, 1247–1253.

Kemper, W. D. Koch, E. J. 1966. Aggregate stability of soils from western United States and Canada. Measurement procedure, correlation with soil constituents. Book: Technical Bulletin. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service 1966 pp.52 pp. Record Number : 19671900173.

Ketterings, Q. M. and Bigham, M. 2000. Soil color as an Indicator of slash-and-burn fire severity and soil fertility in Sumatra, Indonesia. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1826–1833.

Kiltson, R.E. and Mellon, M.G. 1944. Colorometric determination of phosphorus as molybdovanadophosphoric asid. Ind. Eng. Chem., Anal. Ed. 16; 379- 383.

Kim, D. Lee, K. Park, K.Y. 2014. Hydrothermal carbonization of an aerobically digested sludge for solidfuel production and energy recovery. Fuel2014; 130: 120–5.

Kim, S. Agblevor, F.A. Lim, J. 2009. Fast pyrolysis of chicken litter and turkey litter in a fluidized bed reactor. J. Ind. Eng. Chem. 15(2), 247–252.

Kimetu, J. M. Lehmann, J. Ngoze, S. O. Mugendi, D. N. Kinyangi, J. M. Riha, S. Verchot, L. Recha, J. W. and Pell, A. N. 2008. Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. Ecosystems 11, 726–739.

Kimetu, J.M. Lehmann, J. 2010. Stability and stabilisation of biochar and green manure in soil with different organic carbon contents. Australian Journal of Soil Research 48, 577–585.

Kirubakaran, V. Sivaramakrishnan, V. Nalini, R. Sekar, T. Premalatha, M. Subramanian, P. 2009. A review on gasification of biomass.Renew Sustain Energy Rev. 13: 179–86.

Kleber, M. Sollins, P. Sutton, R. 2007. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. Biogeochemistry 85, 9–24. doi:10.1007/s10533-007-9103-5.

Kloss, S. Zehetner, F. Dellantonio, A. Hamid, R. Ottner, F. Liedtke, V. et al. 2012. Characterization of slow pyrolysis biochars: effects of feedstocks and pyrolysis temperature on biochar properties. J Environ 41: 990– 1000.

Kludze, H. Deen, B. Dutta, A. 2013. Impact of agronomic treatments on fuel Characteristics of herbaceous biomass for combustion. Fuel Process Technol. 109: 96–102.

Knežević, D. 2009. Hydrothermal conversion biomass, MS thesis University of Twente.

Knicker, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. Biogeochemistry 85(1), 91–118.

Kolb, S.E. Fermanich, K.J. Dornbush, M.E. 2009. Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. SSSAJ 73(4), 1173–1181.

Kołodyńska, D. Wnętrzak, R. Leahy, J. Hayes, M. Kwapiński, W. Hubicki, Z. 2012. kinetic and adsorptive characterization of biochar in metal ions removal.Chem Eng J.197: 295– 305.

Kronholm, J. Hartonen, K. Riekkola, M.L. 2007. Trends in Analytical Chemistry 26(5). 396-412.

Krull, E. S. Skjemstad, J. O. and Baldock, J. A. 2004. Functions of Soil Organic Matter and the Effect on Soil Properties. Grains Research and Development Corporation, Barton.

Kruse, A. 2011. Chemical & Engineering Technology 12. 2037–2043.

Kruse, A. Dinjus, E. 2007. Journal of Supercritical Fluids 41. 361–379.

Kruse, A. Funke, A. Titirici, M-M. 2013. Hydrothermal conversion of biomass to fuels and energetic materials. Curr Opin Chem Biol, 17, pp. 515–521

Kuhlbush, T. A. J. 1998. Black carbon and the carbon cycle. Science 280, 1903–1904.

Kumar, S. Loganathan, V.A. Gupta, R.B. Barnett, M.O. 2011. An assessment of U (VI) removal from groundwater using biochar produced from hydrothermal carbonization. Journal of Environmental Management, 92(10). 2504–2512.

Kurt, S. 2016. The effect of biochar and vermicompost on the enzyme activity in the root zone of corn (zea mays L.). University of Ordu Institute for Graduate Studies in Science and Technology Department of Soil Science and Plant Nutrition, 2016, MSc. Thesis, 45p.

Kuzyakov,Y. Subbotina, I. Chen, H. Bogomolova, I. Xu, X. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by 14C labeling. Soil Biology & Biochemistry 41(2), 210–219. doi:10.1016/j.soilbio.2008.10.016.

Kwon, S. Pignatello, J.J. 2005. Effect of natural organic substances on the surface and adsorptive properties of environmental black carbon (char): pseudo pore blockage by model lipid components and its implications for N_2-probed surface properties of natural sorbents. Environmental Science & Technology 39, 7932–7939. doi:10.1021/ es050976h.

Lagaly, G. 1984. Clay-organic interactions. Royal Society of London Philosophical Transactions Series A 311, 315–332. doi:10.1098/ rsta.1984.0031.

Laird, D. Fleming, P. Wang, B. Horton, R. Karlen, D. 2010a. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. Geoderma 158, 436-442. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.012.

Laird, D.A. 2008. The charcoal vision: a win-win-win scenario for simultaneously producing bio-energy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality. Agron J 100:178–181.

Laird, D.A. Brown, R.C. Amonette, J.E. Lehmann, J. 2009. Review of the pyrolysis platform for coproducing bio- oil and biochar. Biofuels Bioprod Bio refining. 3:547–62.

Laird, D.A. Fleming, P. Davis, D.D. Horton, R. Wang, B. Karlen, D.L. 2010b. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. Geoderma 158, 443e449. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.013.

Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma 123:1–22.

Lal, R. 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. Food Policy 36, S33–S39.

Lal, R. Griffin, M. Apt, J. Lave, L. and Granger Morgan, M. 2004. Managing soil carbon. Science 304, 393.

Lee, J.W. Hawkins, B. Day, D.M. Reicosky, D.C. 2010. Sustainability: the capacity of smokeless biomass pyrolysis for energy production, global carbon capture and sequestration. Energy Environ Sci. 3:1695– 705.

Lehmann, C. J. and Joseph, S. 2009. Biochar systems. In ‘‘Biochar for Environmental Management: Science and Technology’’ (C. J. Lehmann and S. Joseph, Eds.), arthscan, London.

Lehmann, J. 2007. A handful of carbon, Nature 447. 143-144.

Lehmann, J. 2009. Terra Preta Nova– where to from here? In: Woods W, Teixeira W, Lehmann J, Steiner C, Winkler Prins A, Rebellato L, editors. Amazonian dark earths: Wim Sombroek's vision. Netherlands: Springer. p. 473– 486.

Lehmann, J. Czimczik, C. Laird, D. Sohi, S. 2009. Stability of biochar in soil. In: Lehmann J, Joseph S (Eds). Biochar for Environmental Management – Science and Technology. Earthscan, London, UK. 183–205.

Lehmann, J. da Silva Jr, J.P. Rondon, M. Cravo, M.S. Greenwood, J. Nehls, T. Steiner, C. Glaser, B. 2002. Slash and char—a feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon? Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science Bangkok, Thailand. Paper no 449.

Lehmann, J. Gaunt, J. Rondon, M. 2005. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems—a review. Mitig Adapt Strateg Glob Change 11:403–427.

Lehmann, J. Gaunt, J. Rondon, M. 2006. Bio- char sequestration in terrestrial ecosystems- a review. Mitig Adapt Strateg Glob Change. 11: 395– 419.

Lehmann, J. Kern, D. C. Glaser, B. and Woods, W. I. (Eds.) 2003a. In ‘‘Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management’’, Kluwer Academic Publishers, Dordecht.

Lehmann, J. Kern, D. German, L. McCann, J. Martins, G.C. Moreira, L. 2003b. Soil fertility and production potential. Chapter 6. In: Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI (eds) Amazonian dark earths: origin, properties, management. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 105–124.

Lehmann, J. Rillig, M.C. Thies, J. Masiello, C.A. Hockaday, W.C. Crowley, D. 2011. Biochar effects on soil biotaea review. Soil Biology& Biochemistry 43, 1812-1836.

Lehmann, J. Rondon, M.A. 2006. Bio-char soil management on highly weathered soil in the humid tropics’. Chapter 36. In: Uphoff N (ed) Biological approaches to sustainable soil systems. CRC, Boca Raton, pp 517–530.

Lehmann, J. Skjemstad, J. Sohi, S. Carter, J. Barson, M. Falloon, P. Coleman, K.Woodbury, P. and Krull, E. 2008. Australian climate–carbon cycle feedback reduced by soil black carbon. Nature Geoscience 1(12).832-835.

Leifeld, J. Fenner, S. Muller, M. 2007. Mobility of black carbon in drained peatland soils. Biogeosciences 4:425–432.

Liang, B. Lehmann, J. Solomon, D. Kinyangi, J. Grossman, J. O'Neill, B. Skjemstad, J.O. Thies, J. Luizao, F.J. Petersen, J. Neves, E.G. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 1719–1730. http:// dx.doi.org/10.2136/sssaj2005.0383.

Libra, J.A. Ro, K.S. Kammann, C. Funke, A. Berge, N.D. Neubauer, Y. Titirici, M.M. Fühner, C. Bens, O. Kern, J. Emmerich, K.H. 2011. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry processes and applications of wet and dry pyrolysis. Biofuels. 2(1): 89–124.

Light, M.E. Daws, M.I. Van Staden, J. 2009. Smoke-derived butenolide: towards understanding its biological effects. South African Journal of Botany 75, 1–7. doi:10.1016/j.sajb.2008.10.004.

Lillo-Ródenas, M. A. Cazorla-Amorós, D. & Linares-Solano, A. 2003. Understanding chemical reactions between carbons and NaOH and KOH: an insight into the chemical activation mechanism. Carbon, 41(2), 267-275.

Lima, I.M. Marshall, W.E. 2005. Granular activated carbons from broiler manure: physical, chemical and adsorptive properties. Bioresource Technology 96, 699–706. doi:10.1016/j.biortech. 2004.06.021.

Lima, I.M. Mcaloon, A.J. Boateng, A.A. 2008. Activated carbon from broiler litter: process description and cost of production. Biomass Bioenergy 32:568–572.

Lin, Y. R. Schertz, K. F. and Paterson, A. H. 1995. Comparative Analysis of QTLs Affecting Plant Height and Maturity Across the Poaceae, in Reference to an Interspecific Sorghum Population. Genetics 141: 391 -411.

Lindorfer, H. López, C.P. Resch, C. Braun, R. Kirchmayr, R. 2007. The impact of increasing energy crop addition on process performance and residual methane potential in anaerobic digestion. Water Sci. Technol. 56 (10), 55–63.

Liu, Z. Balasubramanian, R. 2014. Upgrading of waste biomass by hydrothermal carbonization (HTC) and low temperature pyrolysis (LTP): a comparative evaluation. Appl Energy. 114: 857– 64.

Liu, Z. Quek, A. Kent Hoekman, S. Balasubramanian, R. 2013. Production of solid biochar fuel from waste biomass by hydrothermal carbonization.Fuel. 103: 943–9.

Liu, Z. Zhang, F.S. Wu, J. 2010. Characterization and application of chars produced from pinewood pyrolysis and hydrothermal treatment. Fuel. 89:510–4.

Lu, L. Namioka, T. Yoshikawa, K. 2011. Applied Energy, 88(11). 3659–3664.

Lu, X. Jordan, B. Berge, N.D. 2012. Waste Management, 32(7). 1353–1365.

Lua, A.C. Yang, T. 2004. Effect of activation temperature on the textural and chemical properties of potassium hydroxide activated carbon prepared from pistachio nut shell. J Colloid Interface Sci. 274: 594– 601.

Lynam, J.G. Coronella, C.J. Yan, W. Reza, M.T. Vasquez, V.R. 2011. Aceticacid and lithium chloride effects on hydrothermal carbonization of lignocellulosic biomass. Bioresour Technol. 102: 6192– 9.

Mac Kenzie, M.D. DeLuca, T.H. 2006. Charcoal and shrubs modify soil processes in ponderosa pine forests of western Montana. Plant and Soil 287, 257–266. doi:10.1007/s11104-006-9074-7.

Mahmood, S. Finlay, R.D. Fransson, A.M. Wallander, H. 2003. Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhiza spruce seedlings. FEMS Microbiol Ecol 43:121–131.

Major, J. Lehmann, J. Rondon, M. Goodale, C. 2010a. Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. Global Change Biology 16:1366– 1379. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02044.x.

Major, J. Rondon, M. Molina, D. Riha, S.J. Lehmann, J. 2010b. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. Plant and Soil (in press).

Major, J. Steiner, C. Downie, A. Lehmann, J. 2009. Biochar effects on nutrient leaching. Chapter 15. In: Lehmann J, Joseph S (eds) Biochar for environmental management science and technology. Earthscan, London, pp 271–287.

Malghani, S. Gleixner, G. Trumbore, S.E. 2013. Chars produced by slow pyrolysis and hydrothermal carbonization vary in carbon sequestration potential and greenhouse gases emissions. Soil Biol Biochem. 62: 137– 46.

Mani, S. Sokhansanj, S. Bi, X. Turhollow, A. 2006. Economics of producing fuel pellets from biomass. Appl Eng Agric. 22:421.

Manyà, J.J. 2012. Pyrolysis for biochar purposes: a review to establish current Knowledge gaps and research needs. Environ Sci Technol; 46: 7939– 54.

Mathis, W.T. 1956. Report on the flame photometric determination of potassium and sodium in plant tissue. J. of A.O.A.C., 39; 419- 423.

Matusik, J. Gawel, A. Bielanska, E. Osuch, W. Bahranowski, K. 2009. The effect of structural order on nanotubes derived from kaolin-group minerals. Clays and Clay Minerals 57, 452–464. doi:10.1346/ CCMN.2009.0570406.

McConnell, J. R. Edwards, R. Kok, G. L. Flanner, M. G. Zender, C. S. Saltzman, E. S. Banta, J. R. Pasteris, D. R. Carter, M. M. and Kahl, J. D. W. 2007. 20th-century industrial black carbon emissions altered arctic climate forcing. Science 317, 1381–1384.

McKendry, P. 2002. Energy production from biomass (part1): overview of biomass. Bioresour Technol. 83: 37– 46.

Meyer, S. Glaser, B. Quicker, P. 2011. Technical, economical, and climate-related aspects of biochar production technologies: a literature review. Environ Sci Technol. 45:9473–83.

Michael, G. 2001. The control of root hair formation: suggested mechanisms. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 164(2), 111–119. doi:10.1002/1522-2624(200104)164:2<111::AID-JPLN111> 3.0.CO;2-A.

Mizuta, K. Matsumoto, T. Hatate, Y. Nishihara, K. Nakanishi, T. 2004. Removal of nitrate nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal. Bioresource Technology 95, 255–257. doi:10.1016/ j.biortech. 2004.02.015.

Mohan, D. Pittman, C.U. Steele, P.H. 2006. Pyrolysis of wood/ biomass for bio-oil: a critical review. Energy Fuels. 20: 848–89.

Mosier, N. Wyman, C. Dale, B. Elander, R. Lee, Y. Holtzapple, M. etal. 2005. Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass. Bioresour Technol. 96: 673–86.

Mumme, J. Eckervogt, L. Pielert, J. Diakité, M. Rupp, F. Kern, J. 2011. Hydrothermal carbonization of anaerobically digested maize silage. Bioresour Technol. 102: 9255–60.

Murer, E.J. Baumgarten, A. Eder, G. Gerzabek, M.H. Kandeler, E. Rampazzo, N. 1993. An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS) In: Brussard L., Kooistra M.J. (eds): Int. Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Biota Interrelationships, Geoderma, 56: 539–547.

Naisse, C. Girardin, C. Lefevre, R. Pozzi, A. Maas, R. Stark, A. et al. 2014. Effect of physical weathering on the carbon sequestration potential of biochars and hydrochars in soil. GCB Bioenergy. 1–9.

Namlı, A. Akça, M.O. Akça, H. 2017. Tarımsal atıklardan elde edilen biyokömürün buğday bitkisinin gelişimi ve bazı toprak özellikleri üzerine etkileri. Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Dergisi 5 (1) 39 – 47.

Nelson, D.W. and Sommers, L. E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. p. 961- 1010. Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods. Number 5 in Soil Science Society of America, Inc., SSSA- ASA, Madison, Wisconsin. USA.

Nguyen, B. Lehmann, J. 2009. Black carbon decomposition under varying water regimes. Organic Geochemistry 40, 846–853. doi:10.1016/ j.orggeochem. 2009.05.004.

Nguyen, B. Lehmann, J. Hockaday, W.C. Joseph, S. Masiello, C. 2010. Temperature sensitivity of black carbon decomposition and oxidation. Environmental Science & Technology 44, 3324–3331. doi:10.1021/ es903016y.

Nguyen, B.T. Lehmann, J. Kinyangi, J. Smernik, R. Riha, S.J. Engelhard, M.H. 2009. Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. Biogeochemistry 92:163–176.

Nocentini, C. Guenet, B. Di Mattia, E. Certini, G. Bardoux, G. Rumpel, C. 2010. Charcoal mineralisation potential of microbial inocula from burned and unburned forest soil with and without substrate addition. Soil Biology and Biochemistry, 42(9), 1472-1478.

Noguchi, A. Sabino, J.A. Palis, M.J. Takahashi, T. 1993. Effect of rice husk charcoal application on the growth and nitrogen fixation of Phaseolus vulgaris. JICA Internal Report . [in Japanese].

Novak, J. Busscher, W. Watts, D, et al. 2010. Short-term CO2 mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiudult. Geoderma. 154(3–4), 281–288.

Novak, J.M. Spokas, K.A. Cantrell, K. Ro, K.S. Watts, D.W. Glaz, B. Busscher, W.J. Hunt, P.G. 2014. Effects of biochars and hydrochars produced from lignocellulosic and animal manure on fertility of a Mollisol and Entisol. Soil Use Manage. 30, 175–181.

Oden, S. Unnerstad, A. 1924. About the wet carbonization of the peat. Fuel chemistry. 5, 249–253.

Ogawa, M. 1994. Symbiosis of people and nature in the tropics. Farming Japan 28, 10–34.

Ogawa, M. Okimori, Y. 2010. Pioneering works in biochar research, Japan. Australian Journal of Soil Research. 48, 489–500. www.publish.csiro.au/journals/ajsr.

Ogawa, M. Okimori, Y. Takahashi, F. 2006. Carbon sequestration by carbonization of biomass and forestation: three case studies. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 11, 421-436. doi:10.1007/s11027-005-9007-4.

Oguntunde, P. G. Abiodun, B. J. Ajayi, A. E. and van de Giesen, N. 2008. Effects of charcoal production on soil physical properties in Ghana. J. Plant Nutrit. Soil Sci. 171, 591–596.

Oka, H. Rungrattanakasin, W. 1993. Improvement of sandy soil in the Northeast by using carbonized rice husks. JICA Technical Report 13, Tokyo. [in Japanese].

Okimori, Y. Ogawa, M. Takahashi, F. 2003. Potential of CO_2 emission reduction by carbonizing biomass wastes from industrial tree plantation in South Sumatra, Indonesia. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 8, 261–280. doi:10.1023/B:MITI. 0000005643.79908.5a

Oliveira, I. Blöhse, D. Ramke, H.G. 2013. Hydrothermal carbonization of agricultural residues. Bioresource Technology 142. 138–146.

Olsen, S.R. Colve, V. Watanabe, F.S. Dean, L.B. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Dept. of Agr., 939

Onay, O. 2007. Influence of pyrolysis temperature and heating rate on the production of bio-oil and char from safflower seed by pyrolysis, using a well-swept fixed-bed reactor. Fuel Process Technol. 88: 523–31.

Onay, O. Kockar, O.M. 2003. Slow, fast and flash pyrolysis of rapeseed. Renew Energy. 28: 2417–33.

Özbay, N. Pütün, A.E. Uzun, B.B. Pütün, E. 2001. Biocrude from biomass: pyrolysis of Cottonseed cake. Renew Energy 2001; 24: 615–25.

Pacala, S. and Socolow, R. 2004. Stabilization Wedges: Solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. Science 305, 968–972.

Painter, T.J 2001. Carbohydrate polymers in food preservation: an integrated view of the Maillard reaction with special reference to discoveries of preserved foods in Sphagnum dominated peat bogs. Carbohydrate Polymers 36, 335–347. doi:10.1016/S0144-8617(97)00258-0.

Pala, M. Kantarli, I.C. Buyukisik, H.B. Yanik, J. 2014. Hydrothermal carbonization and Torrefaction of grapepomace: a comparative evaluation. Bioresour Technol. 161:255–62.

Parshetti, G.K. Kent Hoekman, S. Balasubramanian, R. 2013. Chemical, structural and combustion characteristics of carbonaceous products obtained by hydrothermal carbonization of palm empty fruit bunches. Bioresour Technol, 135: 683– 9.

Pavlovič, I. Knez, Ž. Škerget, M. 2013. Hydrothermal reactions of agricultural and food processing wastes in sub-and supercritical water: a review of fundamentals, mechanisms, and state of research. J Agric Food Chem. 61: 8003–25.

Perlack, R. Turhollow A. 2003. Feedstockcostanalysis of cornstover residues for further processing. Energy. 28:1395–403

Peterson, A.A. Vogel, F. Lachance, R.P. Fröling, M. Antal, Jr.M.J. Tester, J.W. 2008. Thermochemical biofuel production in hydrothermal media: a review of sub- and supercritical water technologies. Energy Environ Sci. 1:32–65.

Pham, M. Schideman, L. Sharma, B.K. Zhang, Y. Chen, W. T. 2013. Effects of hydrothermal liquefaction on the fate of bioactive contaminants in manure and algal feedstocks. Bioresour. Technol. 149, 126–135.

Pignatello, J.J. Kwon, S. Lu, Y. 2006. Effect of natural organic substances on the surface and adsorptive properties of environmental black carbon (char): attenuation of surface activity by humic and fulvic acids. Environmental Science & Technology 40(24), 7757–7763. doi:10.1021/es061307m.

Pimchuai, A. Dutta, A. Basu, P. 2010. Torrefaction of agriculture residue to enhance combustible properties. Energy Fuels, 24. pp. 4638–45.

Ponomarenko, E.V. Anderson, D.W. 2001. Importance of charred organic matter in black chernozem soils of Saskatchewan. Can J Soil Sci 81:285–297.

Prawisudha, P. Namioka, T. & Yoshikawa, K. 2012. Coal alternative fuel production from municipal solid wastes employing hydrothermal treatment. Applied Energy, 90(1), 298-304.

Preston, C.M. Schmidt, M.W.I. 2006. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. Biogeosciences 3:397–420.

Prochnow, A. Heiermann, M. Plochl, M. Linke, B. Idler, C. Amon, T. et al. 2009. Bioenergy from permanent grassland – a review: 1. Biogas Bioresour. Technol. 100, 4931– 4944.

Puig-Arnavat, M. Bruno, J.C. Coronas, A. 2010. Review and analysis of biomass gasification models. Renew Sustain Energy Rev. 14: 2841–51.

Rajkovich, S. Enders, A. Hanley, K. Hyland, C. Zimmerman, A.R. Lehmann, L. 2011. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. Bio Fertil Soils. DOI 10.1007/s00374-011-0624-7.

Ramanathan, V. Carmichael, G. 2008. Global and regional climate changes due to black carbon. Nature Geoscience 1:221–227.

Ramke, H. G. Blöhse, D. Lehmann, H. J. Fettig, J. 2009. Hydrothermal carbonization of organic waste, in : Cossu, R., Diaz, L.F., Stegmann, R. (Eds.). Sardinia 2009: Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium Proceedings, CISA Publisher (ISBN 978-88-6265-007-6).

Rayment, G.E. and Higginson, F.R. 1992. Australian Laboratory Handbook of Soil and Water Chemical Method. Reed International Books Australia P/L, Trading as Inkata Press, Port Melbourne, 330 p.

Reza, M.T. Andert, J. Wirth, B. Busch, D. Pielert, J. Lynam, J.G. et al. 2014. Hydrothermal carbonization of biomass for energy and crop production. Appl Bioenergy 1.

Richards, L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA. Handbook, 60:94.

Riedlinger, J. Schrey, S. Tarkka, M. Hampp, R. Kapur, M. Fiedler, H. 2006. Auxofuran, a novel metabolite that stimulates the growth of fly agaric, is produced by the mycorrhiza helper bacterium Streptomyces strain AcH 505. Applied and Environmental Microbiology 72(5), 3550–3557. doi:10.1128/AEM.72.5.3550-3557.2006.

Rillig, M.C. Wagner, M. Salem, M. Antunes, P.M. George, C. Ramke, H.G. et al. 2010. Material derived from hydrothermal carbonization: effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. Appl Soil Ecol. 45: 238– 42.

Ro, K.S. Cantrell, K.B. Hunt, P.G. 2010. High-temperature pyrolysis of blended animal manures for producing renewable energy and value-added biochar. Ind. Eng. Chem. Res. 49, 10125–10131.

Ro, K.S. Novak, J. Bae, S. Flora, J.R.V. Berge, N.D. 2010. Greenhouse gas emission from soil amended with biochar made from hydrothermally carbonizing swine solids. Presented at: American Chemical Society National Meeting. San Francisco, CA, USA, 21–25, 2010 March.

Ro, K.S. Novak, J.M. Johnson, M.G. Szogi, A.A. Libra, J.A. Spokas, K.A. Bae, S. 2016. Leachate water quality of soils amended with different swine manure-based amendments. Chemosphere 142. 92–99.

Román, S. Nabais, J. M. V. Laginhas, C. Ledesma, B. & González, J. F. 2012. Hydrothermal carbonization as an effective way of densifying the energy content of biomass. Fuel Processing Technology, 103, 78-83.

Román, S. Valente Nabais, J.M. Ledesma, B.González, J.F. Laginhas, C. Titirici, M.M. 2013. Production of low-costad sorbents with tunable surface chemistry by conjunction of hydrothermal carbonization and activation processes.Micro-porous Mesoporous Mater. 165: 127– 33.

Rondon, M. A. Lehmann, J. Ramirez, J. and Hurtado, M. 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (Phaseolus vulgaris L.) increases with bio-char additions. Biol. Fert. Soils 43, 699–708.

Ronsse, F. Van Hecke, S. Dickinson, D. Prins, W. 2012. Production and characterization of slow pyrolysis biochar: influence of feedstock type and pyrolysis conditions. GCB Bioenergy, 5(2):104– 15.

Rosillo-Calle, F. de Groot, P. S.L. Hemstock, S.L. Woods, J. 2007. The biomass Assessment Handbook. Bioenergy for a Sustainable Environment, EarthScan, London (UK).

Rousset, P. Macedo, L. Commandré, J.M. Moreira, A. 2012. Biomass torrefaction under different oxygen concentrations and its effect on the composition of the solid by-product. J Anal Appl Pyrolysis. 96: 86–91.

Rovira, P. Duguy, B. Vallejo, V.R. 2009. Black carbon in wildfire-affected shrubland Mediterranean soils. J Plant Nutr Soil Sci 172:43–52.

Rumpel, C. Chaplot, V. Planchon, O. Bernadou, J. Valentin, C. Mariotti, A. 2006. Preferential erosion of black carbon on steep slopes with slash and burn agriculture. Catena 65:30–40.

Ruyter, H.P. 1982. Coalification model. Fuel 61(12), 1182–1187.

Ryu, C. Sharifi, V. N. Swithenbank, J. 2007. Waste pyrolysis and generation of storable char. Int. J. Energ. Res. 31, 177–191.

Saxena, R. Adhikari, D. Goyal, H. 2009. Biomass-based energy fuel through biochemical routes: a review. Renew Sustain Energy Rev. 13:167–78.

Schimmelpfennig, S. Glaser, B. 2012. One step forward toward characterization: some important material properties to distinguish biochars. J Environ Qual. 41:1001–13.

Schimmelpfennig, S. Müller, C. Grünhage, L. Koch, C. Kammann, C. 2014. Biochar, Hydrochar and uncarbonized feedstock application to permanent grassland effects on greenhouse gas emissions and plant growth. Agric Ecosyst Environ. 191: 39– 52.

Schlesinger, W. H. 1995. An overview of the global carbon cycle. In ‘‘Soils and Global Change’’ (R. Lal, J. Kimble, E. Levine, and B. A. Stewart, Eds.), pp. 9–25. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Schmidt, M.W.I. Skjemstad, J.O. Czimczik, C.I. Glaser, B. Prentice, K.M. Gelinas, Y. Kuhlbusch, T.A.J. 2001. Comparative analysis of black carbon in soils. Glob Biogeochem Cycles 15:163–167.

Schmidt, M.W.I. Skjemstad, J.O. Gehrt, E. Kogel-Knabner, I. 1999. Charred organic carbon in German chernozemic soils. European Journal of Soil Science 50(2):351–365.

Schuhmacher, J.P. Huntjens, F.J. Van Krevelen, D.W. 1969. Chemical structure and properties of coal XXVI – studies on artificial coalification. Fuel 39, 223–234.

Seifritz, W. 1993. Should we store carbon in charcoal? Int. J. Hydrogen Energy 18, 405–407.

Şensöz, S. Angın, D.Yorgun, S. 2000. Influence of particle size on the pyrolysis of rapeseed (Brassica napus L.): fuel properties of bio-oil.Biomass Bioenergy. 19: 271–9.

Sevilla, M. Fuertes, A.B. 2011. Sustainable porous carbons with a superior performance for CO2 capture. Energy Environ Sci. 4: 1765– 71.

Sevilla, M. Maciá-Agulló, J.A. and Fuertes, A.B. 2011. Hydrothermal carbonization of biomass as a route for the sequestration of CO2: Chemical and structural properties of the carbonized products. Biomass and Bioenergy Volume 35, Issue 7, July 2011, Pages 3152-3159.

Sheth, A.C. Bagchi, B. 2005. Investigation of nitrogen-bearing species in catalytic steam gasification of poultry litter. J. Air Wastes Manage. Assoc. 55, 619–628.

Shinogi, Y. 2004. Nutrient leaching from carbon products of sludge. In ‘ASAE/CSAE Annual International Meeting’. Paper No. 044063, Ottawa, Canada.

Shinogi, Y. Kanri, Y. 2003. Pyrolysis of plant, animal and human waste: physical and chemical characterization of the pyrolytic products. Bioresour. Technol. 90(3), 241–247.

Shinogi, Y. Yoshida, H. Koizumi, T. Yamaoka, M. Saito, T. 2003. Basic characteristics of low-temperature carbon products from waste sludge. Advances in Environmental Research 7(3), 661–665. doi:10.1016/ S1093-0191(02)00040-0.

Sierra, J. Noel, C. Dufour, L. Ozier-Lafontaine, H. Welcker, C. Desfontaines, L. 2003. Mineral nutrition and growth of tropical maize as affected by soil acidity. Plant Soil 252:215–226.

Silber, A. Levkovitch, I. Graber, E.R. 2010. pH-dependent mineral release and surface properties of cornstraw biochar: agronomic implications. Environ. Sci. Technol. 44, 9318- 9323. http://dx.doi.org/10.1021/es101283d.

Singh, B.P. Cowie, A.L. 2008. A novel approach, using 13C natural abundance, for measuring decomposition of biochars in soil. In 'Carbon and Nutrient Management in Agriculture, Fertilizer and Lime Research Centre Workshop Proceedings'. (Eds LD Currie, LJ Yates) pp. 549. (Massey University: Palmerston North, New Zealand).

Singh, K. Risse, M. Worley, J. Das, K.C. Thompson, S. 2007. Adding value to poulty litter using fractionation, pyrolysis, and pelleting. ASABE Paper 074064.

Sivula, L. Oikari, A. Rintala, J. 2012. Toxicity of waste gasification bottom ash leachate. Waste Manag. 32: 1171– 8.

Skjemstad, J.O. Clarke, P. Taylor, J.A. Oades, J.M. McClure, S.G. 1996. The chemistry and nature of protected carbon in soil. Aust J Soil Res 34:251–271.

Skjemstad, J.O. Reicosky, D.C. Wilts, A.R. McGowan, J.A. 2002. Charcoal carbon in US agricultural soils. Soil Sci Soc Am J 66:1249–1255.

Skjemstad, J.O. Taylor, J.A. Janik, L.J. Marvanek, S.P. 1999. Soil organic carbon dynamics under long-term sugarcane monoculture. Aust J Soil Res 37:151–164.

Smernik, R. 2009. Biochar and sorption of organic compounds. In 'Biochar for environmental management. Science and technology'. (Eds J Lehmann, S Joseph) pp. 289–296. (Earthscan: London).

Smith, J.L. Collins, H.P. Bailey, V.L. 2010. The effect of young biochar on soil respiration. Soil Biology & Biochemistry 42, 2345- 2347.

Soba, M.R. Türkmen, F. Taşkın, M.B. Akça, M.O. Öztürk, H.S. 2015, Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Haymana Araştırma Ve Uygulama Çiftliği Topraklarının Verimlilik Durumlarını İncelenmesi. Toprak Su Dergisi, 2015,4 (1): (7-17).

Sohi, S. Krull, E. Lopez-Capel, E. Bol, R. 2012. A review of biochar and its use and function in soil. Adv Agron; 105 :47– 82.

Sohi, S. P. Krull, E. Lopez-Capel, E. Bol, R. 2010. A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. In DONALD L. SPARKS editor: Advances In Agronomy, Vol. 105, Burlington: Academic Press, 2010, pp.47-82. ISBN: 978-0-12-381023-6.

Sokhansanj, S. Fenton, J. 2006. Cost benefit of biomass supply and pre-processing: BIOCAP Canada Foundation.

Solomon, D. Lehmann, J. Thies, J. Schafer, T. Liang, B. Kinyangi, J. Neves, E. Peterson, J. Luizao, F. Skjemstad, J. 2007b. Molecular signature and sources of biochemical recalcitrance of organic C in Amazonian Dark Earths. Geochim Cosmochim Acta 71:2285–2298.

Spokas, K. Reicosky, D. 2009. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. Annals of Environmental Science 3, 179–193.

Spokas, K.A. Novak, J.M. Stewart, C.E. Cantrell, K. Uchimiya, M. DiSaire, M.G. Ro, K.S. 2011. Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. Chemosphere 85, 869–882.

Steinbeiss, S. Gleixner, G. Antonietti, M. 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. Soil Biology & Biochemistry 41, 1301–1310. doi:10.1016/j.soilbio. 03.016.

Steiner, C. 2007. Soil charcoal amendments maintain soil fertility and establish a carbon sink—research and prospects. In: Soil Ecology and Research Developments 1–6. Edt. Liu T-X.

Steiner, C. Glaser, B. Teixeira, W. G. Lehmann, J. Blum, W. E. H. and Zech, W. 2008a. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian ferralsol amended with compost and charcoal. J. Plant Nutr. Soil Sci. 171, 893–899.

Steiner, C. Glaser, B. Teixeira, W. G. Lehmann, J. Blum, W. E. H. and Zech, W. 2008b. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian ferralsol amended with compost and charcoal. J. Plant Nutr. Soil Sci. 171, 893–899.

Steiner, C. Teixeira, M. Zech, W. 2007. Soil respiration curves as soil fertility indicators in perennial central Amazonian plantations treated with charcoal, and mineral or organic fertilisers. Tropical Sci. 47(4), 218–230.

Steiner, C. Teixeira, W.G. Lehmann, J. Nehls, T. de Macedo, J.L.V. Blum, W.E.H. Zech, W. 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. Plant Soil 291:275–290.

Sugimoto, Y. Miki, Y. 1997. Chemical structure of artificial coals obtained from cellulose, wood and peat. Proceedings of the 9th International Conference on Coal Science ICCS '97. Ziegler A, van Heek KH, Klein J, Wanzl W (Eds). 1, 187–190

Taghizadeh-Toosi, A. 2011. Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. Journal of Environmental Quality 40, 468- 476.

Takaya, C.A. Fletcher, L.A. Singh, S. Anyikude, K.U. Ross, A.B. 2016. Phosphate and ammonium sorption capacity of biochar and hydrochar from different wastes, Chemosphere 145. 518- 527.

Teixeira, W.G. Martins, G.C. 2003. Soil physical characterization. Chapter 15. In: Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI (eds) Amazonian dark earths origin properties management. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 271–286.

Tejada, M. Gonzalez, J.L. 2007. Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain. Soil and Tillage Research 93, 197–205.

Tekin, K. Karagöz, S. Bektaş, S. 2014. A review of hydrothermal biomass processing. renew Sustain Energy Rev. 40: 673– 87.

Thies, E. Rilling, M.C. 2009. Characteristics of biochar: biological properties. In 'Biochar for environmental management. Science and technology'. (Eds J Lehmann, S Joseph) (Earthscan: London).

Tiessen, H. Cuevas, E. Chacon, P. 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. Nature 371:783–785.

Titirici, M. M. Thomas, A. Antonietti, M. 2007. Back in the black: hydrothermal carbonization of plant material as an efficient chemical process to treat the CO_2 problem? 788/ New J. Chem. 31, 787–789.

Titirici, M.M. White, R.J. Falco, C. Sevilla, M. 2012. Black perspectives for a green future: hydrothermal carbons for environment protection and energy storage. Energy Environ Sci, 5, pp. 6796–6822.

Tomlinson, T. 2013. IBI white paper: pyrolysis and gasification of biosolids to produce biochar. IBI Posts.

Tremel, A. Stemann, J. Herrmann, M. Erlach, B. Spliethoff, H. 2012. Fuel 102, 396–403.

Troeh, F. R. and Thompson, L. M. 2005. Soils and soil fertility (Vol. 489). Ames: Blackwell.

Trompowsky, P.M. Benites, V.M. Madart, B.E. Pimenta, A.S. Hockasday, W.C. Hatcher, P.G. 2005. Characterization of humic like substances obtained by chemical oxidation of eucalyptus charcoal. Organic Geochemistry 36, 1480–1489.

U.S. EPA, 1996, Guidance on Use of Modeled Results to Demonstrate Attainment of the Ozone NAAQS, EPA-454/B-95-007, (June 1996). Web site: http://www.epa.gov/ttn/scram/ (file name: "O3TEST").

U.S. Salinity Laboratory Staff. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Agric. Handbook 60, U.S. Government Printing Office, Washington, D. C.

Uchimiya, M. Lima, I.M. Klasson, K.T. Wartelle, L.H. 2010. Contaminant immobilization and nutrient release by biochar soil amendment: roles of natural organic matter. Chemosphere. 80: 935– 40.

Uchimiya, M. Thomas Klasson, K. Wartelle, L. H. Lima, I.M. 2011. Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations. Chemosphere 82, 1431–1437.

Unur, E. 2013. Functional nanoporous carbons from hydrothermally treated biomass for environmental purification. Microporous and Mesoporous Materials, 168, 92-101.

Uzoma, K.C. Inoue, M. Andry, H. Zahoor, A. Nishihara, E. 2011. Influence of biochar application on sandy soil hydraulic properties and nutrient retention. J. Food Agric. Environ. 9.1137–1143.

Vaccari, F.P. Baronti, S. Lugato, E. Genesio, L. Castaldi, S. Fornasier, F. Miglietta, F. 2011. Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. Eur. J. Agron. 34, 231–238.

Vamvuka, D. 2011. Bio- oil, solid and gaseous biofuels from biomass pyrolysis processes-an overview. Int J Energy Res. 35:835–62.

Van Krevelen, D.W. 1993. Coal: Typology- Physics- Chemistry- Constitution (3rd Edition). Elsevier, Amsterdam 837–846.

Van Zwieten, L. Kimber, S. Morris, S. Chan, K.Y. Downie, A. Rust, J. Joseph, S. Cowie, A. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. Plant and Soil 327, 235–246.

Van Zwieten, L. Singh, B. Joseph, S. et al. 2009. Biochar and emissions of non-CO_2 greenhouse gases from soil. In: Biochar for Environmental Management – Science and Technology. Lehmann J, Joseph S (Eds). Earthscan, London, UK, 227–249.

Van Zwieten, L. Singh, B. Joseph, S. Kimber, S. Cowie, A. Chan, Y. 2009. Biochar reduces emissions of non-CO_2 GHG from soil. In: Lehmann J, Joseph S (eds) Biochar for environmental management. Earthscan Publications Ltd. ISBN: 9781844076581, pp 22.

Venderbosch, R.H. Sander, C. 2000. Hydroconversion of wet biomass: a review. Report GAVE-9919. SenterNovem, Utrecht, The Netherlands.

Violante, A. Gianfreda, L. 2000. The role of biomolecules in the formation and reactivity towards nutrient and organics of variable charge minerals and organominerals. In 'Soil biochemistry'. (Eds J Bollag, G Stotzky) (Marcel Dekker: New York).

Vitousek, P. M. Ehrlich, P. R. Ehrlich, A. H. and Matson, P. A. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. BioScience 36, 368–373.

Walkley, A. and Black, I.A. (1934) An Examination of the Degtjaredd Method for Determining Soil Organic Matter and Proposed Modification of the Chromic Titration Method. Soil Science, 37, 29-38. http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003.

Wang, B. Lehmann, J. Hanley, K. Hestrin, R. Enders, A. 2015b. Adsorption and desorption of ammonium by maple wood biochar as a function of oxidation and pH. Chemosphere 138, 120- 126. http://dx.doi.org/10.1016/ j.chemosphere.2015.05.062.

Wang, Z. Guo, H. Shen, F. Yang, G. Zhang, Y. Zeng, Y. Wang, L. Xiao, H. Deng, S. 2015a. Biochar produced from oak sawdust by lanthanum (La)-involved pyrolysis for adsorption of ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-), and phosphate (PO_4^{3-}). Chemosphere 119, 646-653. http://dx.doi.org/10.1016/ j.chemosphere.2014.07.084.

Ward, A. Hobbs, P. Holliman, H. Holliman, P. Jones, D. 2008. Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. Bioresour. Technol. 99, 7928–7940.

Wardle, D.A. Nilsson, M.C. Zackrisson, O. 2008. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. Science 320, 627- 629.

Warnock, D.D. Lehmann, J. Kuyper, T.W. Rillig, M.C. 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil-concepts and mechanisms. Plant Soil 300:9-20.

Whalley, W.R. Clark, L.J. Gowing, D.J.G. Cope, R.E. Lodge, R.J. Leeds-Harrison, P.B. 2006. Does soil strength play a role in wheat yield losses caused by soil drying? Plant Soil 280:279–290.

Wiedner, K. Rumpel, C. Steiner, C. Pozzi, A. Maas, R. Glaser, B. 2013. Chemical evaluation of chars produced by thermochemical conversion (gasification, pyrolysis and hydrothermal carbonization) of agro-industrial biomass on a commercial scale. Biomass Bioenergy; 59: 264– 78.

Woods, W.I. 2003. Development of anthrosol research. Chapter 1. In: Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI (eds) Amazonian dark earths origin properties management. Kluwer Academic, Dordrecht, pp 3–14.

Wornat, M.J. Hurt, R.H. Yang, N.Y.C. 1995. Structural and compositional transformations of biomass chars during combustion. Combustion and Flame 100, 131–143. doi:10.1016/0010-2180(94)00055-W.

Xiao, L. Shi, Z. Xu, F. Sun, R. 2012. Hydrothermal carbonization of lignocellusic biomass. Bioresource Technology 118. 619–623.

Xu, G. Sun, J. Shao, H. Chang, S.X. 2014. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. Ecol. Eng. 62, 54- 60. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.027.

Yaman, S. 2004. Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks. Energ. Conver. Manag. 45, 651–671.

Yamato, M. Okimori, Y. Wibowo, I.F. Anshori, S. Ogawa, M. 2006. Effects of the application of charred bark of Acacia mangium on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. Soil Sci. Plant Nutr. 52, 489- 495. http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-0765.2006.00065.x.

Yan, W. Acharjee, T.C. Coronella, C.J. Vásquez, V.R. 2009. Thermal pretreatment of lignocellulosic biomass. Environ Prog Sustain Energy. 28: 435– 40.

Yan, W. Hastings, J.T. Acharjee, T.C. Coronella, C.J. Vásquez, V.R. 2010. Mass and energy balances of wet torrefaction of lignocellulosic biomass. Energy Fuels. 24: 4738– 42.

Yanai, Y. Toyota, K. Okazaki, M. 2007. Effects of charcoal addition on N2O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. Soil Sci Plant Nutr 53:181–188.

Yariv, S. Cross, H. 2002. 'Organo-clay complexes and interactions.' (Marcel Dekker: New York).

Yoshizawa, S. Tanaka, S. Ohata, M. 2007. Proliferation effect of aerobic microorganisms during composting of rice bran by addition of biomass charcoal. In 'Proceedings of the International Agrichar Conference'. Terrigal, NSW. p. 26. International Agrichar Initiative: www.iaiconference.org.

Yuan, J.H. Xu, R.K. 2011. The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic Ultisol. Soil Use and Management 27, 110- 115.

Yürür, N. Tosun, O. Eser, D. ve Geçit, H.H. 1981. Buğdayda anasap verimiyle bazi karakterler arasındaki ilişkiler. Ankara Üniversitesi Zirrat Fakültesi Yayınları: 755.

Zackrisson, O. Nilsson, M.C. Wardle, D.A. 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. Oikos 77, 10–19. doi: 10.2307/3545580.

Zech, W. Haumaier, L. Reinhold, H. 1990. Ecological aspects of soil organic matter in tropical landuse. In: Bloom PR, editor. Humic substances in soil and crop sciences: selected readings. p. 187– 202.

Zeng, Z. Li, T. Q. Zhao, F. L. He, Z. L. Zhao, H. P. Yang, X. E. ... & Rafiq, M. T. 2013. Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants. Journal of Zhejiang University Science B, 14(12), 1152-1161.

Zhang, G. Zhang, Q. Sun, K. Liu, X. Zheng, W. Zhao, Y. 2011. Sorption of simazine to corn straw biochars prepared at different pyrolytic temperatures. Environ. Pollut. 159. 2594–2601.

Zhang, T. Walawender, W.P. Fan, L. Fan, M. Daugaard, D. Brown, R. 2004. Preparation of activated carbon from forest and agricultural residues through CO_2 activation. Chem Eng J. 105: 53– 9.

Zhang, Z. Zhang, S. Li, T. Zhao, F. He, Z. Zhao, H. Yang, X. Wang, H. Zhao, J. Rafiq, M.T. 2013. Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants. J. Zhejiang Univ. Sci. B 14, 1152- 1161. http://dx.doi.org/10.1631/jzus.B1300102.

Zhao, L. Cao, X. Masek, O. Zimmerman, A. 2013. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. J. Hazard. Mater. 256- 257, 1- 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat. 04.015.

Zhao, L. Fan, L. Z. Zhou, M. Q. Guan, H. Qiao, S. Antonietti, M. & Titirici, M. M. 2010. Nitrogen- containing hydrothermal carbons with superior performance in supercapacitors. Advanced materials, 22(45), 5202-5206.

Zhao, P. Shen, Y. Ge, S. Chen, Z. Yoshikawa, K. 2014. Clean solid biofuel production from high moisture content waste biomass employing hydrothermal treatment. Appl Energy. 131: 345– 67.

Zheng, W. Sharma, B.K. Rajagopalan, N. 2010. Using Biochar as a Soil Amendment for Sustainable Agriculture. 22(12), 249–258. 13558/1/jrc_biochar_soils. https://www.ideals.illinois.edu/handle/2142/25503.

EKLER

EK 1 İnkübasyon denemesi toprak parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri

EK 2 Sera denemesi toprak parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri

EK 3 Sera denemesi bitki parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri

EK 1 İnkübasyon denemesi toprak parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam Azot (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,040	6	,007	35,692	,000
Doz	,026	2	,013	69,547	,000
Materyal * Doz	,010	12	,001	4,303	,000
Error	,008	42	,000		
Total	1,689	63			

a. R Squared = ,906 (Adjusted R Squared = ,861)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **TOM (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	10,439	6	1,740	24,982	,000
Doz	4,247	2	2,124	30,492	,000
Materyal * Doz	6,161	12	,513	7,372	,000
Error	2,925	42	,070		
Total	56,951	63			

a. R Squared = ,877 (Adjusted R Squared = ,818)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **TOK (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	3,533	6	,589	25,287	,000
Doz	1,421	2	,711	30,517	,000
Materyal * Doz	2,078	12	,173	7,438	,000
Error	,978	42	,023		
Total	19,165	63			

a. R Squared = ,878 (Adjusted R Squared = ,820)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **C:N oranı**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	127,025	6	21,171	19,342	,000
Doz	16,988	2	8,494	7,760	,001
Materyal * Doz	50,888	12	4,241	3,874	,001
Error	45,971	42	1,095		
Total	650,020	63			

a. R Squared = ,809 (Adjusted R Squared = ,718)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **pH**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
materyal	,333	6	,055	5,760	,000
doz	,014	2	,007	,720	,493
materyal * doz	,202	12	,017	1,745	,091
Error	,405	42	,010		
Total	3622,526	63			

a. R Squared = ,576 (Adjusted R Squared = ,373)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **EC (dS m^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	1,977	6	,330	5463,430	,000
Doz	,227	2	,114	1885,368	,000
Materyal * Doz	,451	12	,038	623,219	,000
Error	,003	42	6,032E-5		
Total	19,579	63			

a. R Squared = ,999 (Adjusted R Squared = ,999)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Yarayışlı P (mg kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	78742,335	6	13123,723	927,048	,000
Doz	7939,879	2	3969,940	280,433	,000
Materyal * Doz	18029,377	12	1502,448	106,132	,000
Error	594,572	42	14,156		
Total	205999,791	63			

a. R Squared = ,994 (Adjusted R Squared = ,992)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **KDK (mmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	4,754	6	,792	,768	,600
Doz	7,859	2	3,930	3,807	,030
Materyal * Doz	33,089	12	2,757	2,671	,009
Error	43,353	42	1,032		
Total	779027,265	63			

a. R Squared = ,513 (Adjusted R Squared = ,281)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **kireç (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	58,881	6	9,814	13,311	,000
Doz	19,476	2	9,738	13,209	,000
Materyal * Doz	30,885	12	2,574	3,491	,001
Error	30,964	42	,737		
Total	38097,207	63			

a. R Squared = ,779 (Adjusted R Squared = ,674)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **SDA (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	3145,845	6	524,308	10,298	,000
Doz	101,840	2	50,920	1,000	,376
Materyal * Doz	2087,120	12	173,927	3,416	,002
Error	2138,470	42	50,916		
Total	288139,004	63			

a. R Squared = ,714 (Adjusted R Squared = ,578)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Değişebilir Ca (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	1,810	6	,302	34,182	,000
Doz	,212	2	,106	12,041	,000
Materyal * Doz	,497	12	,041	4,690	,000
Error	,371	42	,009		
Total	2017,625	63			

a. R Squared = ,872 (Adjusted R Squared = ,811)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Değişebilir Mg (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,067	6	,011	40,674	,000
Doz	,001	2	,001	2,295	,113
Materyal * Doz	,022	12	,002	6,712	,000
Error	,012	42	,000		
Total	100,600	63			

a. R Squared = ,887 (Adjusted R Squared = ,833)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Değişebilir K (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,351	6	,058	3070,944	,000
Doz	,044	2	,022	1164,583	,000
Materyal * Doz	,088	12	,007	386,903	,000
Error	,001	42	1,905E-5		
Total	2,836	63			

a. R Squared = ,998 (Adjusted R Squared = ,998)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Değişebilir Na (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,004	6	,001	27,706	,000
Doz	,000	2	6,190E-5	2,294	,113
Materyal * Doz	,001	12	6,190E-5	2,294	,024
Error	,001	42	2,698E-5		
Total	,078	63			

a. R Squared = ,825 (Adjusted R Squared = ,742)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam Cr (mg kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,005	6	,001	33,333	,000
Doz	,000	2	,000	8,647	,001
Materyal * Doz	,003	12	,000	10,157	,000
Error	,001	42	2,698E-5		
Total	1,419	63			

a. R Squared = ,890 (Adjusted R Squared = ,837)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam Ni (mg kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,002	6	,000	8,367	,000
Doz	9,524E-6	2	4,762E-6	,150	,861
Materyal * Doz	,001	12	,000	3,242	,002
Error	,001	42	3,175E-5		
Total	1,395	63			

a. R Squared = ,680 (Adjusted R Squared = ,528)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam Pb (mg kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,003	6	,000	6,808	,000
Doz	,001	2	,001	10,425	,000
Materyal * Doz	,005	12	,000	6,021	,000
Error	,003	42	6,349E-5		
Total	,026	63			

a. R Squared = ,761 (Adjusted R Squared = ,648)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam Zn (mg kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,047	6	,008	18,718	,000
Doz	,023	2	,012	28,356	,000
Materyal * Doz	,022	12	,002	4,375	,000
Error	,017	42	,000		
Total	,401	63			

a. R Squared = ,841 (Adjusted R Squared = ,765)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Su tutma kapasitesi(%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	5,076	6	,846	19,710	,000
Doz	,278	2	,139	3,241	,049
Materyal * Doz	2,284	12	,190	4,435	,000
Error	1,803	42	,043		
Total	1977,624	63			

a. R Squared = ,809 (Adjusted R Squared = ,718)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **ÜREA (µgNg^{-1} toprak) (Başlangıç, T_0)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,031	6	,005	75,202	,000
Doz	,000	2	,000	3,000	,061
Materyal * Doz	,004	12	,000	5,388	,000
Error	,003	42	6,825E-5		
Total	,471	63			

a. R Squared = ,926 (Adjusted R Squared = ,890)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **ÜREA (µgNg^{-1} toprak) (T_{60})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	17,597	6	2,933	31,519	,000
Doz	1,283	2	,642	6,896	,003
Materyal * Doz	6,012	12	,501	5,384	,000
Error	3,908	42	,093		
Total	763,554	63			

a. R Squared = ,864 (Adjusted R Squared = ,800)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **ÜREA (µgNg^{-1} toprak) (T_{120})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	5,604	6	,934	17,258	,000
Doz	,344	2	,172	3,176	,052
Materyal * Doz	1,763	12	,147	2,715	,008
Error	2,273	42	,054		
Total	271,146	63			

a. R Squared = ,772 (Adjusted R Squared = ,664)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **AL_PEA (mg pNP g^{-1} toprak) (Başlangıç, T_0)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	22,771	6	3,795	235,889	,000
Doz	3,013	2	1,506	93,631	,000
Materyal * Doz	11,247	12	,937	58,253	,000
Error	,676	42	,016		
Total	570,091	63			

a. R Squared = ,982 (Adjusted R Squared = ,974)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **AL_PEA (mg pNP g^{-1} toprak) (T_{60})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	22,916	6	3,819	392,659	,000
Doz	3,421	2	1,710	175,847	,000
Materyal * Doz	11,392	12	,949	97,600	,000
Error	,409	42	,010		
Total	560,858	63			

a. R Squared = ,989 (Adjusted R Squared = ,984)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **AL_PEA (mg pNP g^{-1} toprak) (T_{120})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	18,112	6	3,019	2587,468	,000
Doz	2,029	2	1,015	869,638	,000
Materyal * Doz	5,303	12	,442	378,795	,000
Error	,049	42	,001		
Total	510,494	63			

a. R Squared = ,998 (Adjusted R Squared = ,997)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **βGLEA (mg pNP g^{-1} toprak) (Başlangıç, T_0)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	283,108	6	47,185	2737,991	,000
Doz	16,228	2	8,114	470,838	,000
Materyal * Doz	82,381	12	6,865	398,360	,000
Error	,724	42	,017		
Total	629,387	63			

a. R Squared = ,998 (Adjusted R Squared = ,997)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **βGLEA (mg pNP g^{-1} toprak) (T_{60})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	272,408	6	45,401	803,744	,000
Doz	60,344	2	30,172	534,141	,000
Materyal * Doz	83,314	12	6,943	122,909	,000
Error	2,372	42	,056		
Total	687,436	63			

a. R Squared = ,994 (Adjusted R Squared = ,992)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **βGLEA (mg pNP g^{-1} toprak) (T_{120})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	69,809	6	11,635	1017,061	,000
Doz	12,502	2	6,251	546,436	,000
Materyal * Doz	18,399	12	1,533	134,027	,000
Error	,480	42	,011		
Total	198,456	63			

a. R Squared = ,995 (Adjusted R Squared = ,993)

EK 2 Sera denemesi toprak parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam N (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,008	6	,001	8,360	,000
Doz	,002	2	,001	4,889	,012
Materyal * Doz	,005	12	,000	2,673	,009
Error	,007	42	,000		
Total	1,192	63			

a. R Squared = ,687 (Adjusted R Squared = ,537)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **TOM (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	2,945	6	,491	9,314	,000
Doz	,525	2	,262	4,981	,011
Materyal * Doz	1,287	12	,107	2,035	,045
Error	2,213	42	,053		
Total	438,956	63			

a. R Squared = ,682 (Adjusted R Squared = ,531)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **TOK (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,960	6	,160	8,935	,000
Doz	,172	2	,086	4,800	,013
Materyal * Doz	,430	12	,036	2,002	,049
Error	,752	42	,018		
Total	147,718	63			

a. R Squared = ,675 (Adjusted R Squared = ,520)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **C:N oranı**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	155,052	6	25,842	17,024	,000
Doz	1,791	2	,895	,590	,559
Materyal * Doz	42,318	12	3,527	2,323	,022
Error	63,757	42	1,518		
Total	8389,181	63			

a. R Squared = ,758 (Adjusted R Squared = ,642)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Yrayışlı P (mg kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	2559,826	6	426,638	59,244	,000
Doz	78,662	2	39,331	5,462	,008
Materyal * Doz	323,735	12	26,978	3,746	,001
Error	302,455	42	7,201		
Total	56873,013	63			

a. R Squared = ,907 (Adjusted R Squared = ,863)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **pH**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,127	6	,021	35,362	,000
Doz	,001	2	,000	,597	,555
Materyal * Doz	,008	12	,001	1,076	,403
Error	,025	42	,001		
Total	3873,434	63			

a. R Squared = ,843 (Adjusted R Squared = ,769)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **EC (dS m^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,108	6	,018	20,627	,000
Doz	,004	2	,002	2,031	,144
Materyal * Doz	,031	12	,003	2,950	,005
Error	,037	42	,001		
Total	39,214	63			

a. R Squared = ,795 (Adjusted R Squared = ,698)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **KDK (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	360,228	6	60,038	24,422	,000
Doz	9,826	2	4,913	1,999	,148
Materyal * Doz	63,272	12	5,273	2,145	,034
Error	103,250	42	2,458		
Total	752315,333	63			

a. R Squared = ,808 (Adjusted R Squared = ,716)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Su tutma kapasitesi (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	13,532	6	2,255	7,089	,000
Doz	,178	2	,089	,279	,758
Materyal * Doz	3,560	12	,297	,932	,525
Error	13,363	42	,318		
Total	5692,467	63			

a. R Squared = ,564 (Adjusted R Squared = ,356)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **SDA (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	104,448	6	17,408	,257	,954
Doz	50,279	2	25,140	,371	,692
Materyal * Doz	346,113	12	28,843	,426	,944
Error	2842,806	42	67,686		
Total	351225,168	63			

a. R Squared = ,150 (Adjusted R Squared = -,255)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable**: Değişebilir Ca (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	5,815	6	0,969	15,94	0
Doz	0,446	2	0,223	3,664	0,034
Materyal * Doz	0,504	12	0,042	0,69	0,751
Error	2,554	42	0,061		
Total	2258,158	63			

a. R Squared = ,726 (Adjusted R Squared = ,595)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Değişebilir Mg (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,498	6	,083	21,547	,000
Doz	,029	2	,014	3,733	,032
Materyal * Doz	,070	12	,006	1,505	,161
Error	,162	42	,004		
Total	92,175	63			

a. R Squared = ,787 (Adjusted R Squared = ,685)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Değişebilir K (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,017	6	,003	38,610	,000
Doz	,003	2	,001	17,298	,000
Materyal * Doz	,005	12	,000	5,110	,000
Error	,003	42	7,460E-5		
Total	,857	63			

a. R Squared = ,886 (Adjusted R Squared = ,832)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Değişebilir Na (cmol (+) kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,027	6	,004	27,019	,000
Doz	,001	2	,000	1,932	,158
Materyal * Doz	,003	12	,000	1,592	,131
Error	,007	42	,000		
Total	,214	63			

a. R Squared = ,815 (Adjusted R Squared = ,727)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **ÜREA (µgNg^{-1} toprak)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	3,111	6	,519	5,929	,000
Doz	,011	2	,006	,065	,937
Materyal * Doz	2,015	12	,168	1,920	,060
Error	3,673	42	,087		
Total	613,373	63			

a. R Squared = ,583 (Adjusted R Squared = ,385)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **AL_PEA (mg pNP g^{-1} toprak)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	2,137	6	,356	21,903	,000
Doz	,166	2	,083	5,098	,010
Materyal * Doz	,975	12	,081	4,994	,000
Error	,683	42	,016		
Total	51,125	63			

a. R Squared = ,828 (Adjusted R Squared = ,745)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **βGLEA (mg pNP g^{-1} toprak)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,567	6	,095	2,046	,081
Doz	,140	2	,070	1,513	,232
Materyal * Doz	,541	12	,045	,976	,486
Error	1,941	42	,046		
Total	117,953	63			

a. R Squared = ,391 (Adjusted R Squared = ,102)

EK 3 Sera denemesi bitki parametreleri için SPSS 22 programıyla yapılan ANOVA test çizelgeleri

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam N (%)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	,278	6	,046	3,801	,004
Doz	,024	2	,012	,993	,379
Materyal * Doz	,244	12	,020	1,666	,110
Error	,513	42	,012		
Total	396,010	63			

a. R Squared = ,516 (Adjusted R Squared = ,286)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam P (g kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	13,867	6	2,311	27,037	,000
Doz	,019	2	,010	,114	,893
Materyal * Doz	,843	12	,070	,822	,627
Error	3,590	42	,085		
Total	400,309	63			

a. R Squared = ,804 (Adjusted R Squared = ,711)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam K (g kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	639,972	6	106,662	16,690	,000
Doz	,951	2	,476	,074	,928
Materyal * Doz	122,483	12	10,207	1,597	,130
Error	268,412	42	6,391		
Total	77483,322	63			

a. R Squared = ,740 (Adjusted R Squared = ,616)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam Zn (mg kg^{-1})**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	15972,833	6	2662,139	47,694	,000
Doz	1030,100	2	515,050	9,227	,000
Materyal * Doz	8081,757	12	673,480	12,066	,000
Error	2344,320	42	55,817		
Total	50316,640	63			

a. R Squared = ,915 (Adjusted R Squared = ,874)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Bitki boyu (cm)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	97,325	6	16,221	2,405	,044
Doz	26,413	2	13,206	1,958	,154
Materyal * Doz	106,032	12	8,836	1,310	,249
Error	283,333	42	6,746		
Total	178382,250	63			

a. R Squared = ,448 (Adjusted R Squared = ,185)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam yaş biyokütle ağırlık (g saksı$^{-1}$)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	729,764	6	121,627	20,501	,000
Doz	45,098	2	22,549	3,801	,030
Materyal * Doz	110,665	12	9,222	1,554	,143
Error	249,174	42	5,933		
Total	65256,892	63			

a. R Squared = ,780 (Adjusted R Squared = ,676)

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: **Toplam kuru biyokütle ağırlık (g saksı$^{-1}$)**

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Materyal	3,327	6	,554	2,573	,033
Doz	1,144	2	,572	2,655	,082
Materyal * Doz	1,338	12	,112	,517	,891
Error	9,052	42	,216		
Total	2516,213	63			

a. R Squared = ,391 (Adjusted R Squared = ,101)

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Ommolbanin JAFARI-TARF

Doğum Yeri : İran

Doğum Tarihi : 24.05.1976

Medeni Hali : Evli

Yabancı Dili : İngilizce

Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)

Lise : Fatemiyeh high school, Tabriz, Iran (1994)

Lisans : Bu- Ali Sina University of Hamadan, Faculty of Agriculture, Department of Soil Science and Plant Nutrition, Hamadan, Iran (2000)

Yüksek Lisans : Islamic Azad University- Karaj Branch, Faculty of Agriculture, Department of Soil Science and Plant Nutrition, Karaj, Iran (Eylül 2009- Şubat 2012)

Doktora : Ankara Üniversitesi- Fen Bilimleri Enstitüsü- Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı, Ankara, Turkey (Eylül 2013- Ocak 2020)

Çalıştay Kurum/Kurumlar ve Yıl

Oğuz Can TURGAY, Ommolbanin JAFARI-TARF, Ahmad MAHMOD. 2014. Mikrobiyolojik Gübre Materyali olarak "Mikoriza"; Türkiye'de Mikoriza Çalışmaların Dünü, Bugünü ve Yarını . Mikrobiyal gübre çalıştayı, 23- 24 Ekim 2014, T.C GIDA, TARIM VE HAYVANCILIK BAKANLIĞI. İlgaz,Turkey

Yayınlar

Jafari-Tarf, O. Jafarzadeh, AA. and abbasi, A. 2019. Study of soils formation origin based on mineralogical studies (A case study: Marand region, Iran), International Journal of Agricultural Policy and Research Vol.7 (4), pp. 80-90, July2019Available online at https://www.journalissues.org/IJAPR/https://doi.org/10.15739/IJAPR.19.009

Uluslararası Kongre Sunum

Ommolbanin Jafari-Tarf, Ali Asghar Jafarzadeh, Ayda Aabasi. Study of soils formation origin based on mineralogical and micromorphological studies (A case study: Marand region, Iran). 4th International Scientific Conference of Iranian Academicians Abroad in Turkey. 1-3 March 2014, Ankara, Turkey

Ommolbanin Jafari-Tarf, Ali Asghar Jafarzadeh, Ayda Aabasi. Study of soils formation origin based on mineralogical studies (A case study: Marand region, Iran). 9th International Congress on "The Soul of Soil and Civilization", October 14-16, 2014 Soil Science Society of Turkey & Federation of Eurasian Soil Science Societies. Antalya, Turkey

Ommolbanin Jafarı-Tarf. An Overview On Geophagy; Soil eating behaviors in different regions of the world. 5th International Scientific Conference of Iranian Academicians Abroad in Turkey. 20 - 21 February 2015, Ankara, Turkey

Ommolbanin Jafari-Tarf, Muhittin Onur Akça, Oğuz Can Turgay, Ali Sınağ, Yusuf Osman Donar. Efects of Biochars and Hydrochars Obtained from Different Carbonization Processes on Selected Soil Characteristics. 5th International Participation Soil and Water Resources Congress, 12-15 September 2017, Kırklareli, Turkey

Ommolbanin Jafari-Tarf, Muhittin Onur Akça, Oğuz Can Turgay, Ali Sınağ, Yusuf Osman Donar. Effects of Different Carbonization Processes on Pyrochars and Hydrochars Characteristics. I. International Agricultural Science Congress 09-12 May 2018, Van, Turkey

Ommolbanin Jafari-Tarf, Muhittin Onur Akça, Yusuf Osman, Donar, Oğuz Can Turgay and Ali Sınağ. Effects of Hydrochars Obtained from Different Organic Wastes on Soil Enzyme Activities. Ecology 2018 International Symposium , 19- 23 June 2018 Kastamonu, Turkey

Ommolbanin Jafari-Tarf, Muhittin Onur Akça, Yusuf Osman Donar, Oğuz Can Turgay and Ali Sınağ. Effects of Pyrochars Obtained from Different Organic Wastes on Soil Enzyme Activities. IV. Internatıonal Agrıculture Congress, 05-08 July 2018 Nevşehir, Turkey

Ommolbanin Jafari-Tarf, Muhittin Onur Akça, Yusuf Osman Donar, Oğuz Can Turgay and Ali Sınağ. An evaluation of the effects of hydrothermal and pyrolytic biochars on soil quality assessed by physico-chemical and biological indicators. International Soil Congress, 17-19 June 2019 Ankara, Turkey

Ommolbanin Jafari-Tarf, Muhittin Onur Akça, Yusuf Osman Donar, Oğuz Can Turgay and Ali Sınağ. A Comparison Of The Effects Of Hydrothermal And Pyrolytic Biochars On Selected Soil Physical, Chemical And Biological Characteristics. 6th Congress on Soil and Water Resources with International Participation, 12-14 November 2019, Izmir, Turkey