

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOKÜTLE KÜLÜ İLE ZENGİNLEŞTİRİLMİŞ ARITMA
ÇAMURU KOMPOSTUNDA MİKRO-MAKRO ELEMENT VE
AĞIR METAL SPESİFİKASYONUNUN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Zeynep Banu ŞAŞMAZ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

HAZİRAN 2023

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOKÜTLE KÜLÜ İLE ZENGİNLEŞTİRİLMİŞ ARITMA
ÇAMURU KOMPOSTUNDA MİKRO-MAKRO ELEMENT VE
AĞIR METAL SPESİFİKASYONUNUN İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Zeynep Banu ŞAŞMAZ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Gülgün DEDE

HAZİRAN 2023

Zeynep Banu ŞAŞMAZ tarafından hazırlanan “Biyokütle Külü İle Zenginleştirilmiş Arıtma Çamuru Kompostunda Mikro-Makro Element Ve Ağır Metal Spesifikasyonunun İncelenmesi ” adlı tez çalışması 14.06.2023 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği ile Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Jüri Başkanı :	Doç. Dr. Gülgün Dede (Danışman) Sakarya Üniversitesi
Jüri Üyesi :	Prof. Dr. Saim Özdemir Sakarya Üniversitesi
Jüri Üyesi :	Doç. Dr. Ömer Hulusi Dede Sakarya Üniversitesi

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Eğitim-Öğretim Yönetmeliğine ve Yükseköğretim Kurumları Bilimsel Araştırma ve Yayın Etiği Yönergesine uygun olarak hazırlamış olduğum “Biyokütle Külü İle Zenginleştirilmiş Arıtma Çamuru Kompostunda Mikro-Makro Element Ve Ağır Metal Spesifikasyonunun İncelenmesi” başlıklı tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın tüm aşamalarında yukarıda belirtilen yönetmelik ve yönergeye uygun davrandığımı, tezin içerdiği yenilik ve sonuçları başka bir yerden almadığımı, tezde kullandığım eserleri usulüne göre kaynak olarak gösterdiğimi, bu tezi başka bir bilim kuruluna akademik amaç ve unvan almak amacıyla vermediğimi ve 20.04.2016 tarihli Resmi Gazete’de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince Sakarya Üniversitesi’nin abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Enstitü tarafından belirlenmiş ölçütlere uygun rapor alındığını, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun ortaya çıkması halinde doğabilecek her türlü hukuki sorumluluğu kabul ettiğimi beyan ederim.

(14/06/2023)

Zeynep Banu ŞAŞMAZ

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim boyunca değerli bilgi ve deneyimlerinden yararlandığım, her konuda bilgi ve desteğini almaktan çekinmediğim, araştırmanın planlanmasından yazılmasına kadar tüm aşamalarında yardımlarını esirgemeyen, teşvik eden, aynı titizlikte beni yönlendiren değerli danışman hocam Doç. Dr. Gülgün DEDE'ye teşekkür ederim.

Laboratuvar olanakları konusunda anlayış ve yardımlarını esirgemeyen Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Prof. Dr. Saim ÖZDEMİR'e, Çevre Mühendisliği Bölümü Doç. Dr. Ömer Hulusi DEDE'ye, Çevre Mühendisliği Bölümü Arş. Gör. Hasan ÖZER'e, Kimya Bölümü Arş. Gör. Dr. Celal CANER'e, ve Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı Prof. Dr. Nurtaç ÖZ'e teşekkür ederim.

Bu aşamaya gelirken her daim yanımda olan ve benden desteğini hiç esirgemeyen sevgili aileme teşekkür ederim.

Zeynep Banu ŞAŞMAZ

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ	v
TEŞEKKÜR	vii
İÇİNDEKİLER	ix
KISALTMALAR	x
TABLO LİSTESİ	xi
ŞEKİL LİSTESİ	xiii
ÖZET	xv
SUMMARY	xvii
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ÖZETİ	9
2.1. Arıtma Çamuru	9
2.2. Arıtma Çamurlarının Toprağa Uygulanması	13
2.3. Arıtma Çamurlarının Kopmostlaştırılması	16
2.4. Biyokütle Külü	19
2.5. Kompostta Kullanılabilen Biyokütle Külünün Yararları	21
2.6. Bitki Mikro Makro Besin Elementleri	23
2.7. Ağır Metaller	23
2.8. Mikro Makro Element ve Ağır Metal Spesifikasyonu	24
3. MATERYAL METOT	27
3.1. Materyal	27
3.1.1. Arıtma çamuru	27
3.1.2. Biyokütle külü	27
3.2. Metot	28
3.2.1. Deneme planının oluşturulması	28
3.2.2. Mikro makro element ve ağır metal spesifikasyonu	31
4. ARAŞTIRMA ve BULGULAR	35
4.1. Kompost Parametreleri	35
4.2. Kompostlama Sırasında Mikro Makro Element Spesifikasyonu Parametreleri	47
4.3. Kompostlama Sırasında Ağır Metal Spesifikasyonu	68
4.4. Biyokütle Külü Uygulamasının Mikro-Makro Element Biyoyararlanımı	73
Üzerine Etkisi	73
4.5. Biyokütle Külü Uygulamasının Ağır Metal Biyoyararlanımı	85
Etkisi	85
5. TARTIŞMA ve SONUÇLAR	89
KAYNAKLAR	101
ÖZGEÇMİŞ	111

KISALTMALAR

BF	: Biyoyararlanım Faktörü
C/N	: Karbon Azot oranı
ÇED	: Çevresel Etki Değerlendirme Raporu
EC	: Elektriksel İletkenlik
EDTA	: Etilen Diamin Tetraasetik Asit
K₂Cr₂O₇	: Potasyum Dikromat
K₂SO₄	: Potasyum Sülfat
NaOH	: Sodyum Hidroksit
NPK	: Azot – Fosfor- Potasyum
OM	: Organik Madde
TK	: Toplam Potasyum
TP	: Toplam Fosfor
TN	: Toplam Azot
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu
USEPA	: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı

TABLO LİSTESİ

Sayfa

Tablo 2.1. Bertaraf ve geri kazanım yöntemlerine göre belediye atıksu arıtma çamur miktarı 2020, (TÜİK, Atık İstatistikleri, 2020)	10
Tablo 2.2. Arıtma Çamurlarının Toprakta kullanılabilmesine ilişkin Evsek ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik Ağır Metal Sınır Değereleri, ppm(mh/kg) cinsinden.....	19
Tablo 2.3. Bitkiler için gerekli besin elementlerinin sınıfları (Bergman, 1992ye atfen Bolat ve Kara 2017).....	23

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1. Dünyada arıtma çamurunun uzaklaştırma yöntemleri	11
Şekil 2.2. Avrupa Birliği'nde çamur yönetim alternatiflerinin ülke bazındaki dağılım.....	14
Şekil 2.3. Çin'de çamur yönetiminin mevcut durum keşif verilerine ve CO2 emisyon analizlerine dayalı eğilim grafiği	14
Şekil 2.4. Kompostlaştırma sürecinde zamana karşı sıcaklık ve pH değişim grafiği	18
Şekil 3.1. Deneme planı	30
Şekil 3.2. a) Kompost reaktörlerinin hazırlanma sonrasında tartılması.....	30
Şekil 3.2. b) Kompostlardan günlük gaz ölçümü alınması	30
Şekil 3.2. c) Gaz ölçümü örnek sonucu	30
Şekil 3.3. Santrifüj cihazı sonrası süzölmüş numuneler	31
Şekil 4.1. Kompostlama sırasında T0 kompostunun çıkış gazında CO2 içeriğinin zamanla değişimi.....	35
Şekil 4.2. Kompostlama sırasında T1 kompostunun çıkış gazında CO2 içeriğinin zamanla değişimi.....	36
Şekil 4.3. Kompostlama sırasında T2 kompostunun çıkış gazında CO2 içeriğinin zamanla değişimi	36
Şekil 4.4. Kompostlama sırasında T3 kompostunun çıkış gazında CO2 içeriğinin zamanla değişimi.....	36
Şekil 4.5. Kompostlama sırasında T0 kompostunun çıkış gazında CH4 içeriğinin zamanla değişimi.....	37
Şekil 4.6. Kompostlama sırasında T1 kompostunun çıkış gazında CH4 içeriğinin zamanla değişimi.....	38
Şekil 4.7. Kompostlama sırasında T2 kompostunun çıkış gazında CH4 içeriğinin zamanla değişimi.....	38
Şekil 4.8. Kompostlama sırasında T3 kompostunun çıkış gazında CH4 içeriğinin zamanla değişimi.....	38
Şekil 4.9. Kompostlama sırasında T0 kompostunun çıkış gazında O2 içeriğinin zamanla değişimi.....	39
Şekil 4.10. Kompostlama sırasında T1 kompostunun çıkış gazında O2 içeriğinin zamanla değişimi.....	40
Şekil 4.11. Kompostlama sırasında T2 kompostunun çıkış gazında O2 içeriğinin zamanla değişimi.....	40
Şekil 4.12. Kompostlama sırasında T3 kompostunun çıkış gazında O2 içeriğinin zamanla değişimi.....	40
Şekil 4.13. Kompostlama sırasında T0 tekerrülerinin ortalama H2S ölçümleri	42
Şekil 4.14. Kompostlama sırasında T1 tekerrülerinin ortalama H2S ölçümleri	42
Şekil 4.15. Kompostlama sırasında T2 tekerrülerinin ortalama H2S ölçümleri.....	42
Şekil 4.16. Kompostlama sırasında T3 tekerrülerinin ortalama H2S ölçümleri	43

Şekil 4.17. Kompostlama sırasında T0 grubunda sıcaklık değişimi	44
Şekil 4.18. Kompostlama sırasında T1 grubunun sıcaklık değişimi.....	44
Şekil 4.19. Kompostlama sırasında T2 grubunun sıcaklık değişimi.....	45
Şekil 4.20. Kompostlama sırasında T3 grubunun sıcaklık değişimi.....	45
Şekil 4.21. Kompostlama sürecinde P fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler...47	
Şekil 4.22. Kompostlama sürecinde K fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler...49	
Şekil 4.23. Kompostlama sürecinde Ca fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler..51	
Şekil 4.24. Kompostlama sürecinde Mg fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.53	
Şekil4.25. Kompostlama sürecinde Al fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler...54	
Şekil 4.26. Kompostlama sürecinde Cu fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 56	
Şekil 4.27. Kompostlama sürecinde Zn fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 58	
Şekil 4.28. Kompostlama sürecinde Fe fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 60	
Şekil 4.29. Kompostlama sürecinde Mn fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 62	
Şekil 4.30. Kompostlama sürecinde Ni fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 64	
Şekil 4.31. Kompostlama sürecinde Na fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 66	
Şekil 4.32. Kompostlama sürecinde Cr fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 68	
Şekil 4.33. Kompostlama sürecinde Cd fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 70	
Şekil 4.34. Kompostlama sürecinde Pb fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler 71	
Şekil 4.35. Kompostlama sürecinde P fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	74
Şekil 4.36. Kompostlama sürecinde K fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	75
Şekil 4.37. Kompostlama sürecinde Ca fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	76
Şekil 4.38. Kompostlama sürecinde Mg fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	77
Şekil 4.39. Kompostlama sürecinde Al fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	78
Şekil 4.40. Kompostlama sürecinde Cu fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	79
Şekil 4.41. Kompostlama sürecinde Zn fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	80
Şekil 4.42. Kompostlama sürecinde Fe fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	81
Şekil 4.43. Kompostlama sürecinde Mn fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	82
Şekil 4.44. Kompostlama sürecinde Ni fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	83
Şekil 4.45. Kompostlama sürecinde Na fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	84
Şekil 4.46. Kompostlama sürecinde Cr fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler	85
Şekil 4.47. Kompostlama sürecinde Cd fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü değişimler	86
Şekil 4.48. Kompostlama sürecinde Pb fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım .faktörü değişimler	87

BIYOKÜTLE KÜLÜ İLE ZENGİNLEŞTİRİLMİŞ ARITMA ÇAMURU KOMPOSTUNDA MİKRO-MAKRO ELEMENT VE AĞIR METAL SPESİFİKASYONUNUN İNCELENMESİ

ÖZET

Anahtar kelimeler: Arıtma çamuru, biyokütle külü, kompost, mikro-makro element, ağır metal, biyoyararlanım

Bu çalışmanın amacı, arıtma çamuru kompostunu, besin içeriğini bitki mikro besin elementleri (Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Na, Mn), makro besin elementler (P, K, Mg, Ca) açısından zengin biyokütle kül katkı maddesi ile iyileştirmek ve arıtma çamurunun kompostlanması sırasında ağır metalleri (Cr, Cd, Pb) pasifleştirmektir. Özellikle arıtma çamurunun yüksek konsantrasyonlarda içerdikleri mikro-makro besin elementlerinin spesifikasyonlarının ortaya konması, ağır metal spesifikasyonunun belirlenmesi, bu atıklardan oluşturulan kompost ürünlerinin de bitki verim kalitesi ve çevresel risk açısından risk teşkil edip etmediğinin ortaya konmasında önemli bir noktadır. Çalışmamızda element türlerini belirlemek için sıralı ekstraksiyon yöntemi kullanılmıştır.

Ülkemizde arıtma çamurları yüksek organik madde miktarlarına rağmen düzenli depolama sahalarına atık sınıfında gönderilir ya da arazi dolgusu olarak değerlendirilirler. Bu çalışmada kanatlı hayvan çiftliklerinde oluşan organik atıkların yakılmasıyla oluşturulan biyokütle külünün belli oranlarda arıtma çamuru ve yardımcı malzeme olan ağaç talaşı ile kompostlanması yapılmıştır. Sonuçta, bu çalışmadan elde edilecek veriler, bu organik atıkların faydalı bir kullanım alanını da ortaya koyacaktır. Özellikle biyokütle külünün faydalarını hesaba katan kompost ilave endekslerinin oluşturulması, bu faaliyetin ileride ticari kullanımını arttırmaya da yardımcı olacaktır. Bu sayede hem düşük maliyetli hem de bölgedeki birçok üreticiyi kapsayarak atıkların büyük oranda azaltılması da sağlanacaktır. Sürdürülebilir üretim ve çevre çerçevesinde, organik atıklar için bilinçsizce uygulanan bertaraf ortadan kaldırılacak ve meydana gelebilecek çevresel riskler önlenebilecektir.

Malzemelerin karışım oranları, 2018 yılı Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı tarafından hazırlanan Tarımda Kullanılan Organik, Mineral ve Mikrobiyal Kaynaklı Gübrelere Dair Yönetmelik'te yer alan %7 NPK sınır şartına göre kuru ağırlıkta oluşturulmuştur. Bu sınır değere göre hesaplanan biyokütle kül miktarı, arıtma çamuru + odun talaşı karışımına (hacimce, 1:1) homojen olarak ilave edilerek kompost numunelerindeki nihai NPK içeriği kuru maddede; T0: %0, T1: %3,5, T2: %7,0 ve T3: %14,0 olarak belirlenmiş, kompostlar 45 gün boyunca takip edilmiştir.

Elde edilen sonuçlarda Cr, Cd ve Pb, biyokütle külünün eklendiği tüm uygulamalarda inoksitlerle bileşik yapmış (mineral kısma bağlanmış, çökelmiş) ve çözünemeyen (kalıntı) formlar birincil fraksiyonlar olmuş, biyoyararlanım faktörü (BF) kül ilaveli gruplarda (<1% BF-Cr, 21% BF-Cd and 9% BF-Pb), kontrol grubuna oranla (46% BF-Cr, 47% BF-Cd ve 80% BF-Pb) daha düşük oranlarda ölçülmüştür. Biyokütle külü miktarı arttıkça (T1-T3), kalıntı Cr (%10-65), değiştirilebilir Cd ve organik olarak

bağlı Cd sırası ile (%14 ve %21) ve inoksitlerle birleşik yapmış-Pb (%20-61) oranları artmıştır. Tüm kompostlarda, Fe, Al ve Cu'nun, organik bağlı ve inoksitlerle birleşik yapmış fraksiyonları birincil fraksiyon olmuştur. Kül ilavesi Mn ve Mg dışındaki tüm elementlerin biyoyararlanımını kontrol grubuna oranla azaltmıştır. Toplam Mn ve Mg'un %50'den fazlası, esas olarak değişebilir fraksiyonlarda yoğunlaşmıştır, bu da yüksek hareketlilik ve buna bağlı biyoyararlanım olduğunu göstermektedir (%42 BF–Mn ve %98 BF–Mg). Ni, Zn ve Na, İnoksitlerle bileşik oluşturmuş, organik bağlı ve kalıntı fraksiyonlarda bulunma eğilimindeyken, K ve P, değiştirilebilir ve organik bağlı fraksiyonlarda yoğunlaşmıştır.

Bu çalışma, biyokütle külü ile zenginleştirilmiş arıtma çamuru kompostunun, ağır metalleri pasifleştirdiği ve zengin besin element içeriği ile biyoyararlanımlığının yüksek olması sebebi ile toprak ıslahında tercih edilmesi gereken en iyi strateji ve tekni olduğunu göstermektedir.

INVESTIGATION OF HEAVY METAL AND MICRO-MACRO ELEMENT SPECIATION IN BIOMASS ASH ENRICHED SEWAGE SLUDGE COMPOST

SUMMARY

Keywords: Sewage sludge, biomass ash, compost, micro-macro element, heavy metal, bioavailability

The objective of this study was to enrich the nutrient content of compost and to investigate the passivation and solubilization of plant micronutrients (Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Na, Mn), macroelements (P, K, Mg, Ca), and heavy metals (Cr, Cd, Pb) during sewage sludge composting with nutrient-rich biomass ash additives.

It is an important point to reveal the specifications of micro-macro nutrients that the sewage sludge contains in high concentrations, to determine the heavy metal specification, and to reveal whether the compost products formed from these wastes pose a risk in terms of plant yield quality and environmental risk. In our study, sequential extraction method was used to determine the element types.

Despite the high organic matter content of sewage sludge in our country, they can be obtained as landfill or sent to landfills as waste. In this study, composting of biomass ash, which is created by burning organic wastes in poultry farms, was made with treatment sludge and wood sawdust as auxiliary material in certain proportions. As a result of our study, a beneficial and environmental disposal method will be revealed for both treatment sludge and biomass ash. Establishing compost addition indices that specifically take into account the benefits of biomass ash will also help to increase the commercial use of this activity in the future.

Treatment sludge was obtained from Sakarya Metropolitan Municipality Karaman Wastewater Treatment Plant. The physico-chemical analysis results of the treatment sludge used in the study were obtained as follows: pH 6.83, EC 2160 $\mu\text{S cm}^{-1}$, organic matter content 57%, total N 2.316%, P 710 mg kg⁻¹, K 5120 mg kg⁻¹. Micro-macro element and heavy metal content, respectively, micro elements; Fe 18485 mg kg⁻¹, Cu 78 mg kg⁻¹, Mn 468 mg kg⁻¹, Zn 327 mg kg⁻¹, Ni 28 mg kg⁻¹, Al 18106 mg kg⁻¹, Na 819 mg kg⁻¹, macro elements; Mg 6850 mg kg⁻¹, Ca 51075 mg kg⁻¹, Si 737 mg kg⁻¹ and heavy metals; Cr 173 mg kg⁻¹, Cd 1.08 mg kg⁻¹, Pb 36.7 mg kg⁻¹, Ba 815 mg kg⁻¹, Hg 0.912 mg kg⁻¹. It has been observed that the sewage sludge is rich in organic matter, nitrogen, phosphorus, potassium, micro-macro nutrients required for plant growth. Sewage sludge has been preferred as an organic nutrient provider in compost mixtures.

Biomass ash was obtained from a biomass power plant located in Sakarya. This facility burns 500-550 tons of organic waste per day. Approximately 80% of this mixture consists of poultry organic waste. While the biomass ash coming out of the facility is a difficult waste to deal with for other disposal methods due to its high nitrogen

content, when mixed into the treatment sludge for composting, it turns into an ideal nitrogen, i.e. nutrient source for microbiological activities, and the excess nitrogen is converted into forms that can be tolerated by composting and taken up for the plant. Composition of biomass ash obtained as follows: 839 mg kg⁻¹ B, 20179 mg kg⁻¹ Na, 33390 mg kg⁻¹ Mg, 26640 mg kg⁻¹ Al, 100558 mg kg⁻¹ K, 171116 mg kg⁻¹ Ca, 2143 mg kg⁻¹ Ti, 119.8 mg kg⁻¹ Cr, 2948 mg kg⁻¹ Mn, 26042 mg kg⁻¹ Fe, 100.1 mg kg⁻¹ Co, 267.3 mg kg⁻¹ Cu, 1222 mg kg⁻¹ Zn, 236.2 mg kg⁻¹ Sr, 507.6 mg kg⁻¹ Ba, 72 mg kg⁻¹ Ni, 3.92 mg kg⁻¹ Pb, 1.4 mg kg⁻¹ Cd, 97642 mg kg⁻¹ p.

The composting process was carried out in aerated (aerobic) rectangular plastic boxes with a volume of 5 L. The mixing ratios of the materials have been established in dry weight according to the 7% NPK limit requirement in the Regulation on Organic, Mineral and Microbial Originated Fertilizers Used in Agriculture prepared by the Ministry of Food, Agriculture and Livestock in 2018. The amount of biomass ash calculated according to this limit value was added homogeneously to the treatment sludge + wood sawdust mixture (by volume, 1:1) and the final NPK content in the compost samples was determined in the dry matter; T0: 0%, T1: 3.5%, T2: 7.0%, and T3: 14.0% dry weight (DW), weight/weight (w/w) biomass ash was added to the sewage sludge+sawdust mixture (volume, 1:1) to obtain the final NPK content and monitored over a 45-day period. Sawdust was used as auxiliary material. The sequential extraction method was used to determine the elemental species.

Mixed pile compost method was used in the study. Unlike passive composting, this method is based on regular mixing so that microorganisms can get enough oxygen and remove moisture. For this reason, measurements of the daily compost were taken every day during the follow-up process, then each sample was mixed and aerated.

Gas formation (CH₄, CO₂, O₂, H₂S) in manually mixed composts for 45 days was monitored with a Geotech GA5000 Portable gas analyzer to remove volatile and other toxic substances and to ensure good aeration and homogeneity. In addition, microbial activity was monitored daily by measuring the temperature with a digital thermometer receiver at different locations (upper, middle and lower layers) in the compost.

Determination of total heavy metal content alone does not provide sufficient information about bioavailability risks, remobilization (remobilization) and behavior of heavy metals in the environment. For this reason, we need to know in which forms and how much heavy metals dissolve.

To determine the micro-macro element and heavy metal specification, samples were taken at day 0 (week 1), day 9 (week 2), day 18 (week 3), day 27 (week 4), day 36 (week 5) and day 45 (week 6) were analyzed. To ensure representative sampling, samples were taken from three different positions in the reactors and homogenized. The resulting samples (5 g) were oven dried (70 °C) and ground to pass through a 2 mm sieve for further analysis.

Micro (Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Na, Mn) - macro (P, K, Mg, Ca) element and heavy metal (Cr, Cd, Pb) specification small to Sposito procedure (Sposito et al., 1982) With a change (Agbenin and Atin; 2003) method, it was applied as four steps, except for the total element concentration treated in acid, which allows the detection of elements in the form of residues. These four steps can be briefly summarized as follows.

(1) Water soluble (free ionic form) (mobilized); 5 g of air dry and sieved sample was put into the centrifuge tube without weighing. 25 ml of distilled water was added to it. It was shaken for 2 hours in a shaker and separated by centrifugation at 3500 rpm for

10 minutes and filtered through Whatmann 42 filter paper into a 100 ml bottle. The filtrate was sent to the instrument for element determination. The centrifuge tube was weighed and the second step was taken.

(2) Exchangeable (K_2SO_4) (mobilized); 25 ml of 0.25 M K_2SO_4 solution was added to the centrifuge tube and sample at hand and shaken in a shaker for 16 hours and separated by centrifugation at 3500 rpm for 10 minutes and filtered through Whatmann 42 filter paper into a 100 ml bottle. The filtrate was sent to the instrument for heavy metal determination. The centrifuge tube was weighed and the third step was taken.

(3) Organic bound (NaOH) (mobilizable); 25 ml of 0.5 M NaOH solution was added to the centrifuge tube and sample at hand and shaken in a shaker for 16 hours and separated by centrifugation at 3500 rpm for 10 minutes and filtered through Whatmann 42 filter paper into a 100 ml bottle. The filtrate was sent to the instrument for heavy metal determination. The centrifuge tube was weighed and the fourth step was taken.

(4) Conjugated with Inoxides (EDTA) (bound to mineral fraction, precipitated) (mobilizable); 25 ml of 0.5 M EDTA solution was added to the centrifuge tube and sample at hand and shaken in a shaker for 6 hours and separated by centrifugation at 3500 rpm for 10 minutes and filtered through Whatmann 42 filter paper into a 100 ml bottle. The filtrate was sent to the instrument for heavy metal determination.

(5) Residual (Calculated by subtracting the results obtained from the above-mentioned steps from the total elemental concentration) (Total elemental concentration is calculated by adding 6 ml of HNO_3 (65%), 1 ml of H_2O_2 (30%) to 250 mg of sample in a microwave oven (Sorisolet). -Bg, Italy) It was measured by burning for 10 minutes at 170 °C, 15 minutes at 200 °C, 10 minutes at 100 °C and 10 minutes at 100 °C for a total of 45 minutes and after cooling the samples, it was made up to 25 ml with ultrapure water.)

The bioavailability factor (BF) was calculated by taking the ratio of the metal content in the water-soluble and exchangeable fractions (1 and 2) to the total metal content.

Cr, Cd and Pb showed higher affinity to the residual fraction and occluded in the oxide fraction, which decreased the bioavailability factor (BF) (<1% BF-Cr, 21% BF-Cd and 9% BF-Pb) compared to the control treatment (46% BF-Cr, 47% BF-Cd and 80% BF-Pb). As the amount of biomass ash increased (T1- T3), the percentages of residual Cr (Res-Cr) (10-65%), exchangeable Cd (Exc-Cd) and organically bound Cd (Org-Cd) (14% and 21%), and oxides-Pb (Oxi-Pb) (20-61%) increased. In all composts, Fe, Al, and Cu were associated with organically bound and oxides-entrapped fractions. More than 50% of total Mn and Mg were concentrated mainly in exchangeable fractions, suggesting high mobility and bioavailability (42% BF-Mn and 98% BF-Mg). Ni, Zn, and Na tended to be present in oxide-bound, organically bound, and residual fractions, while K and P were associated with exchangeable and organically bound fractions.

The composting process tends to passivate heavy metals because it accelerates organic matter humidification and changes chemical parameters. In the data obtained in this study, besides the addition of biomass ash to the compost, it has been shown that during composting, organic matter mineralization and heavy metal release, heavy metal dissolution by decreasing pH, metal biosorption by microbial biomass, and humic substances formed during composting, respectively. showed the formation of metal complexes with.

In the physical examinations made during and at the end of composting, it was observed that the compost structure of T0 (control) application was unstable and

muddy compared to other applications (T1, T2, T3). A more stable compost structure was observed in the applications with biomass ash addition, T1, T2 and T3, and it was observed that the T3 application during mixing was more earthy and stable than the other applications (T1, T2). This is an indication that biomass ash enriches the compost, promotes the composting process and has a healing effect in composting.

If the compost created in this way is used as fertilizer and recycled as an economic product, it will be revealed whether these elements are in a form that can be taken for the plant. In this way, it will be ensured that wastes are reduced to a large extent by covering many producers in the region and with a low cost. In the framework of sustainable production and environment, unconscious disposal of organic wastes will be eliminated and environmental risks that may occur will be prevented.

In the general evaluation made as a result of the study, the addition of biomass ash to the sewage sludge compost decreased the bioavailability of all elements except Mn and Mg. Mg and Mn showed greater affinity for their Exchangeable and water-soluble fractions, while the remaining other micro-macro elements and heavy metals were mostly in the organic bound and compounding fractions with Inoxides. BF analyzes proved that heavy metals were not in a suitable form for plant uptake. A large proportion of the fractions more resistant to extraction (residual form) showed that the heavy metals were in more stable forms.

The overall results suggest that composting sewage sludge with biomass ash may be the best strategy and technique to overcome soil application bottlenecks because it passivates heavy metals and improves the bioavailability of plant nutrients.

1. GİRİŞ

Büyük şehir belediyelerinde arıtma çamurunun verimli yönetimi, nüfus artışı ve atık su arıtımındaki artışlar karşısında büyük bir zorluk teşkil etmektedir. Arıtma çamurunun güvenli ve geri dönüştürülebilir kullanımı çevre ve toplum sağlığı için tehdit oluşturmayacak şekilde planlanmalıdır. Arıtma çamuruna kompost uygulaması, çevresel ve ekonomik sürdürülebilirliği nedeniyle dünya çapında çekici bir toprak iyileştirme ve besin geri kazanım aracıdır (Doğan ve ark., 2023). Kompostlaştırma işlemi, daha az stabilize edilmiş bir atığı artık atık olarak sınıflandırılmayan bir malzemeye dönüştürerek arıtma çamurunun geri dönüştürülebilirliğini daha da artırır (Alvarenga ve ark., 2015). Ancak arıtma çamuru uygulamasındaki en önemli sınırlayıcı faktör ağır metallerin ve mikro makro elementlerin toprak-bitki sisteminde bitkiler tarafından kullanılabilirliğidir (Dede ve ark., 2017; Wang ve ark., 2008). Bu elementlerin toplam konsantrasyonlarının belirlenmesi, bitki tarafından alım potansiyelleri ve yeniden bitkiler tarafından alınabilir formlarına geri dönme yetenekleri hakkında yeterli bilgi sağlamaz (Abhishek ve ark., 2022; Fageria ve Baligar, 2005). Bununla birlikte, bu elementlerin kimyasal spesifikasyonu, özellikle serbest iyonik formda, değiştirilebilir formda, organik malzeme ile birlikte veya mineral fraksiyonlarına bağlı çöktürülmüş formda olmak üzere farklı doğal yapıları nedeniyle mevcudiyetlerinin ve farklı bağlanma özelliklerinin bir tahminine izin verir. (Cui ve ark., 2020). Bu sayede arıtma çamuru kompostundaki bu elementlerin bitkiler için alınabilecek formda olup olmadığını daha iyi belirlememize yardımcı olur.

Aynı zamanda parçalanamayan kirleticiler olan ağır metaller, özellikle Cu ve Zn olmak üzere yüksek bir biyoyararlanıma sahiptir ve bu da tarımsal kullanımlarını sınırlar (Dede ve Özdemir, 2016). Genel olarak, ağır metal biyoyararlanımı, toplam ağır metal konsantrasyonundan ziyade ağır metal spesifikasyonu ile ilgilidir (Cui ve ark., 2020; Kim ve ark., 2007; Olaniran ve ark., 2013; Ratuszny ve ark., 2009). Ağır metaller, özellikle değiştirilebilir ve indirgenebilir formlarında, bitki hücrelerine kolayca girebildikleri için genellikle biyoyararlanımı yüksek ağır metaller olarak

adlandırılır (Chang ve ark, 2019). Arıtma çamurunun kompostlaştırma sürecinde organik madde mineralizasyonu ile ağır metallerin salınımı, pH'ın düşmesi ile metal çözünmesi, mikrobiyal biyokütle ile metal biyosorpsiyonu ve oluşan hümik maddeler ile metal komplekslerinin oluşumu meydana gelmektedir. (Özdemir ve ark., 2020; Turp ve ark., 2021). Bu nedenle kompostlaştırma işlemi, organik madde sindiriminin hızlanması ve fizikokimyasal parametrelerdeki dinamik değişim nedeniyle ağır metalleri pasifleştirme eğilimindedir (Amir ve ark, 2005; Chang ve ark, 2019).

Literatür, kompostun bu ağır metalleri pasifleştirme yeteneğini daha da geliştirmek için biyokömür (Abhishek ve ark., 2022; Chang ve ark, 2019; Chen ve ark., 2020), fosfat (Zheng ve ark., 2020), bentonit (Li ve ark., 2020), gibi bazı malzemelerin eklenmesini önermektedir. Bu, özellikle biyokütle külü olarak adlandırılan organik atıklardan elde edilen külle zenginleştirilmiş arıtma çamurunun kompostlarında geçerlidir. Biyokütle külü, biyoorganik malzemelerin oksijensiz veya düşük oksijen seviyelerinde piroliz olarak bilinen 700 °C'ye kadar sıcaklıklarda termal ayrışmasıyla üretilir (Luo ve ark, 2020, McDonald ve ark. 2019). Kompostlaştırma sırasında biyokütle külü gibi inorganik gözenekli malzemelerin eklenmesi, ağır metallerin pasivasyonunda olumlu rol oynamaktadır (Chang ve ark. , 2019; Chen ve ark., 2020; Cui ve ark, 2020; Li ve ark, 2020; Luo ve ark., 2020; Zhang ve ark., 2017; Zheng ve ark., 2020). Bunun başlıca nedeni külün gözenekli yapısı, iyon değiştirme kapasitesi ve yapısında bulunan fonksiyonel gruplardır (Chen ve ark., 2020).

Son zamanlarda yapılan araştırmalar, ağır metallerin biyoyararlanımını azaltırken yavaş salınan formlarda makro bitki besinleri sağlamak için kompost gibi çevre dostu yöntemlerle besin açısından zengin ancak oldukça alkali biyokütle külünün bitki besin maddelerine dönüştürülmesine odaklanmıştır (Dede ve ark., 2023; Shan ve ark, 2020; Tang ve ark, 2020). Çalışmalar, alkalik biyokütle külü eklenmiş arıtma çamurunun kompostlanması sırasında mevcut olan ağır metallerin, kompostlama sırasında bakteriyel ve ağır metal fraksiyonları arasındaki korelasyonu geliştirerek değiştirilebilir ve indirgenebilir formlardan oksitlenebilir ve artık fraksiyonlara dönüştürüldüğünü bulmuştur (Saffari ve ark, 2020). Schmidt ve ark. (2014), biyokütle külü ilavesiyle kompostlaştırma işleminin toplam ağır metal miktarını önemli ölçüde değiştirmediğini, ancak Cu ve Zn'nun suda çözünürlüğünü önemli ölçüde azalttığını bulmuşlardır. Başka bir çalışma, tavuk gübresinin kompostlaştırılmasında biyokütle külü kullanımının Cu'nun biyoyararlanımını %90,3 ve Zn'nin %11,7 oranında

azalttığını göstermiştir (Hao ve ark, 2019). Bununla birlikte, eklenen biyokütle külünün türü ve dozu kompost malzemesinin fizikokimyasal özelliklerini doğrudan etkiler ve bu nedenle kompostlaştırma işleminin genel profilini değiştirdiğinden pasivasyon mekanizmasını daha iyi anlamak için biyokütle külünün türü ve ağır metallerin pasivasyonuna ilişkin yükleme hızı hakkında daha fazla bilgiye ihtiyaç vardır.

Ayrıca çalışmalar, tek başına veya organik veya mineral gübrelerle birlikte uygulanan biyokütle külünün düşük verimli topraklarda verimliliği ve sürdürülebilirliği artırmak için uygun bir yöntem olduğunu belirtmektedir (Pandit ve ark., 2020). Biyokütle külü ilavesi, pH, kation değişim kapasitesi, baz doygunluğu veya su tutma kapasitesi gibi toprağın fizikokimyasal özelliklerini iyileştirmede olumlu bir etkiye sahiptir (Faridullah ve ark, 2013; Khoshnevisan ve ark, 2021; Shi ve ark, 2017). Özellikle, kompostlaştırma malzemeleriyle karıştırılan biyokütle külü, biyokütle külünün hidrofobikliğini azaltan ve besin tutma koşullarını iyileştiren ve besin açısından iyileştirilmiş agronomik performansa sahip nihai bir ürünle sonuçlanan biyokütle parçacıklarının organik bir kaplamasıyla sonuçlanır (Cui ve ark, 2020; Pandit ve ark, 2020).

Hem arıtma çamurunun hem de biyokütle külünün nitrojen, fosfor ve potasyum gibi önemli bitki besinleri içerdiği bulunmuştur (Awasthi ve ark., 2022). Ancak her iki malzeme de sadece bitki gübrelemesinde kullanılacaksa yapısal, kimyasal ve mikrobiyolojik özelliklerinden dolayı önemli dezavantajlara sahiptir. Kompostlama, mevcut besin bileşenleri üzerinde birçok kimyasal ve biyolojik etkiyi içeren karmaşık bir süreçtir. Bu nedenle, biyokütle külünün kanalizasyon çamuruyla birlikte kompostlanması, ayrı ayrı bileşenlerin mikrobiyal etkisi ve alkalinite etkileri yoluyla besin mevcudiyetini ve ağır metallerin pasivasyonunu optimize etmek için uygun bir yaklaşım olabilir (Turp ve ark, 2021). Yüksek besin içeriğine ve düşük çevresel etkiye sahip bir kompost üretmek için, kompostlama işlemi sırasında besinlerin ve ağır metallerin formlarındaki değişiklikleri ve bunların mevcudiyetini anlamak önemlidir. Buna ek olarak, kompostlaştırma işlemi uygulanırken kolayca bulunabilen, daha az erişilebilir ve erişilemeyen fraksiyonlar tahmin edilmelidir.

Yakın tarihli bir çalışmada Mahmood ve Kamal (2022), kompost katkı maddeleri dahil olmak üzere çeşitli geri dönüşüm amaçları için odun külü karakterleri için bir veri tabanı geliştirdi ve numunelerindeki geniş çeşitliliği belirttiler. Asquer ve ark. (2019)

ayrıca kompost katkı maddeleri için biyokütle külünü karakterize etmiş ve kireçleme etkisine sahip yüksek pH'ına (>12-13), kalsiyum, potasyum, magnezyum ve fosfor gibi yüksek besin içeriğine ve yüksek elektrik iletkenliğine (16 ve 33 mS cm⁻¹) sahip olmaları bitki büyümesi için zararlı olabileceğini belirtmiştir. Mandpe ve ark. (2019), biyolojik atığa %20 kül eklendiğinde maksimum mikrobiyal ve enzimatik aktivite ve iyi kompost kalitesi elde etmişlerdir. Doğan ve ark. (2023), tatmin edici bir kompostlaştırma süreci, mezofilik, termofilik ve mezofilik aşamalarda sıcaklık artışı ve nihai üründe besin maddelerinde iyileşme kaydetti. Bununla birlikte, arıtma çamurunun esas olarak mevcut olmayan formlarda bulunan biyokütle kül besin maddeleri ile zenginleştirildiği kompostlama sırasında bitki besinleri ve ağır metallerin dinamikleri hakkında hiçbir çalışma yayınlanmamıştır (Özdemir ve Demir, 2021). Besin maddelerinin potansiyel faydasını ve çevresel etkilerini değerlendirmek için, kompostta bulunan farklı formların tanımlanması önemlidir, çünkü bu elementlerin hareketliliği ve biyoyararlanımı, organik maddenin biyolojik bozunması ve kanalizasyon çamurunda bulunan çok yönlü mikroorganizma grupları ile ilişkili mikrobiyal dinamikler tarafından kontrol edilir.

Son yıllardaki araştırmalar, çeşitli ağır metal türlerinin biyoyararlanımını stabilize etmek ve azaltmak için biyokütle külünün kullanımına odaklanmıştır (Huang ve ark., 2017; Lucchini ve ark., 2014; Luo ve ark., 2020; Plácido ve ark., 2019; Shan ve ark., 2020; Tang ve ark., 2020; Xu ve ark., 2020). Yapılan çalışmalarda, biyokütle külü ilave edilmiş arıtma çamurunun kompostlaştırma işleminde bulunan ağır metallerin, kompostlaştırma sırasında bakteri ve ağır metal fraksiyonları arasındaki korelasyonu arttırarak, değiştirilebilir ve indirgenebilir formlardan oksitlenebilir ve artık fraksiyonlara dönüştürüldüğü tespit edilmiştir (Saffari ve ark., 2020; Schmidt ve ark. 2014; Zhang ve ark., 2017), biyokütle külü ilavesi ile kompostlaştırma işleminin toplam ağır metal miktarını önemli ölçüde değiştirmediğini, Cu ve Zn'nun suda çözünürlüğünü önemli ölçüde azalttığını belirtmişlerdir. Başka bir araştırma, tavuk gübresi kompostlamasında biyokütle külü uygulamasının Cu biyoyararlanımlığını %90,3 ve Zn'nin %11,7 oranında azalttığını göstermiştir (Hao ve ark., 2019). Ayrıca, biyokütle kül tipinin ve yükleme hızının ağır metal pasivasyonu üzerindeki etkilerine ilişkin sistematik çalışmalar hakkında çok az rapor bulunmaktadır. Eklenen biyokütle külünün türü ve dozu kompost malzemesinin fizikokimyasal özelliklerini doğrudan etkilediğinden ve bu nedenle kompostlaştırma işleminin genel profilini

değiştirdiğinden, pasivasyonu daha iyi anlamak için bu iki parametrenin etkileri hakkında daha fazla bilgiye ihtiyaç vardır (Chen ve ark., 2020).

Bunların yanı sıra tek başına veya organik veya mineral gübrelere birlikte uygulanan biyokütle külünün düşük verimli topraklarda verimliliği ve sürdürülebilirliği artırmak için uygun bir yöntem olduğu yapılan çalışmalarda belirtilmektedir (Pandit ve ark., 2020). Biyokütle külü, kompostlama işlemi sırasında kompostlama malzemeleriyle karıştırılmakta ya da depolanan olgunlaşmış komposta doğrudan eklenebilmektedir (Pandit ve ark., 2020). Biyokütle külünün eklenmesi pH, kation değişim kapasitesi, baz doygunluğu veya su tutma kapasitesi gibi iyileştirilmiş toprak fizikokimyasal özellikleri üzerinde olumlu bir etkiye sahiptir (Ding ve ark., 2016; Faridullah ve ark., 2013; Jien ve Wang, 2013; Pandit ve ark., 2020; Shi ve ark., 2017). Özellikle kompostlaştırma malzemeleriyle karıştırılan biyokütle külü, biyokütle partikülleri üzerinde organik bir kaplama oluşturur, bu da biyokütle külünün hidrofobikliğini azaltır ve besin tutma koşullarını iyileştirir, böylece besin açısından iyileştirilmiş agronomik performansa sahip son ürün elde edilebilir (Cui ve ark., 2020; Pandit ve ark., 2020). Son saha çalışmaları, biyokütle kül-kompost karışımlarının mineral gübrelemeye kıyasla mahsul veriminde önemli artışlara neden olduğunu, özellikle topraktaki değişebilir K, Ca, Mg ve çeşitli eser elementlerin seviyelerini arttırdığını kanıtlamıştır (Agegnehu ve ark., 2016; Cao ve ark., 2017; Glaser ve ark., 2015; Kammann ve ark., 2015; Lehmann ve ark., 2006; McDonald ve ark., 2019; Schmidt ve ark., 2017; Sokchea ve ark., 2013;).

Bugüne kadar bitki besinlerinin biyoyararlanımı ve ağır metallerin pasivasyonu göz önüne alındığında, arıtma çamurunun besin açısından zengin biyokütle kül katkı maddeleri ile kompost haline getirilmesine ilişkin kapsamlı bilgi henüz mevcut değildir. Hem arıtma çamuru hem de biyokütle külü birincil bitki besin maddelerinden ve ağır metallerden oluşur ve bu makro besinlerin ve eser elementlerin çözünürlüğünün ve pasivasyonunun kompostlama sırasında netleştirilmesi gerekir. Ağır metal pasivasyonunu ve bitki besinlerinin biyoyararlanımını etkileyen yukarıda belirtilen tüm bu faktörler göz önüne alındığında, bu çalışma, bildiğimiz kadarı ile, kompostlama sırasında biyokütle külünün element türleşmesi üzerindeki etkisini araştıran ilk çalışmadır. Çalışmanın temel bilimsel hipotezi, biyokütle külünün alkali yapısının ağır metalleri pasifleştirip pasifleştirmediğiydi; aksine, kanalizasyon çamuru mikroorganizması biyokütle kül besinlerini harekete geçirir. Mevcut araştırma için

aşağıdaki özel hedefler seçilmiştir: 1) biyokütle santrali külünün belediye arıtma çamuruyla farklı oranlarda ana kompostlaştırma parametreleri üzerindeki etkilerini incelemek, (2) biyokütle külünün çeşitli oranlarda pasivasyon yeteneklerini analiz etmek ve ağır metal içeriğini tespit etmek ve (3) kompostlama sırasında beş aşamalı element türleşme analizini kullanarak mevcut, daha az mevcut ve erişilemeyen bitki besin formlarını belirlemek.

Literatürdeki bu eksikliklerin kapatılması için bu çalışmada kanatlı atıklarından elde edilen biyokütle külünün yardımcı malzeme olarak, arıtma çamuru ve odun talaşı ile belirli oranlarda kompostlanması amaçlanmaktadır. Biyokütle külündeki farklı oranların zamana bağlı olarak mikro ve makro elementlerin türleşmesine etkisi ve biyokütle külünün ağır metal pasivasyonuna etkisi element türleşmesi ile belirlenmiştir. Böylece bu elementlerin bitki için alınabilecek formda olup olmadığı ortaya çıkarılacak ve oluşturulan kompostun gübre olarak kullanılması ve ekonomik bir ürün olarak geri dönüştürülmesi durumunda elementlerin türleşmesini ortaya koymak amaçlanmaktadır.

Günümüzde içeriğindeki yüksek organik madde miktarına rağmen hala atık olarak değerlendirilen ve çoğunlukla yakma tesislerine gönderilen, düzenli depolama alanlarında depolanan ya da arazi dolgusunda kullanılan evsel nitelikli arıtma çamurları için sürdürülebilir üretim ve çevre çerçevesinde, yararlı bir bertaraf yönteminin ortaya konması ve böylelikle çevresel risklerin ortadan kaldırılması önem arz etmektedir.

Bu çalışmanın amaçları şu şekilde sıralanabilir;

- 1) Arıtma çamurunun kanatlı hayvan atıklarından elde edilen biyokütle külü ve yardımcı malzeme olan ağaç talaşı ile kompostlanması
- 2) Zamana bağlı olarak kompostlama süreci üzerinde, biyokütle külündeki farklı oranların etkisinin saptanması
- 3) Mikro ve makro elementlerin spesifikasyonunun yapılarak, bitki tarafından alınabilirliklerinin tespiti
- 4) Oluşturulan kompost yığınlarındaki sıcaklık, pH ve nem içeriği gibi parametrelerdeki değişiklikleri, organik maddenin ayrışmasının bir fonksiyonu olarak dikkate almak. Bu parametreler mikroorganizma topluluklarının çeşitliliği ve aktivitesi üzerinde baskılayıcı etkiye sahiptir.

- 5) Farklı oranlarda ilave edilen biyokütle külünün ağır metal pasifleşmesi üzerindeki etkisinin ağır metal spesifikasyonu ile tespiti ve bu ağır metal fraksiyonlarındaki dinamik değişikliklerin araştırılması
- 6) Sonuçta temel element yönünden zenginleştirilmiş kararlı bir ürün elde etmek
- 7) Elde edilen sonuçların literatürde daha önceden yapılmış çalışmalarla desteklenmesi ve bu konudaki eksiklikleri gidermektir.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Arıtma Çamuru

Sanayi ve kentsel arıtma tesislerinde fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma işlemlerinin ardından işlem görmüş suyun arta kalan çökebilir veya yüzebilir katılar içeren kısmı arıtma çamuru olarak tanımlanır. Genel olarak arıtma işlemi sonrası geride kalan kısım dır. Evsel ve endüstriyel atıksuların arıtma işlemine tabii tutulması sonrası suyun %99'u temizlenmiş olarak dere ve nehirlerle deşarj edilir (Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği, 08.01.2006, sayı:26047). (Koyuncu ve ark., 2013). (Yıldız ve ark., 2010).

Arıtma çamurlarının üç kaynağı olduğu kabul edilebilir; içme suyu arıtımı sonucu oluşa tesis çamurları, endüstriyel üretim sonucu ortaya çıkan atıksuların arıtımı sonucu oluşa çamurlar ve bizim çalışmamızda değerlendirdiğimiz kentsel ve evsel atıksu arıtma tesislerinin ön arıtmalı, filtreleme işlemlerinden sonra biyolojik arıtma adımlarından geçmesi sonrası ortaya çıkan arıtma çamuru.

Avrupa Birliğine bağlı ülkelerde yaklaşık 500 milyon toplam nüfus oranına arıtma çamuru 13 Mt/yıl üretilmektedir ve kişi başına kuru madde oranı 10 – 15 kg/yıl ((27-41 g KM/kişi/gün) dır. (Grobelak vd., 2019).

TÜİK Atık İstatistiklerine göre Türkiye için 2020 yılında kentsel atıksu arıtma tesislerince açığa çıkan arıtma çamuru toplam 314325,4 ton KM verilmiştir (TÜİK, Atık İstatistikleri, 2020). Yıllık kuru madde oranına göre kişi başına Türkiye çamur miktarı 36 g KM/kişi/gün'dür (TÜBİTAK KAMAG 108G189, 2013).

Tablo 2.1.'de bu istatistiklere ait veriler incelendiğinde Türkiye'de çıkan arıtma çamurunun yaklaşık %36.7'si lisanslı tesislere, yüzde %24'ü düzenli depolama tesislerine gönderildiği görülmüştür. Düzenli depolamanın dez avantajı arazi bakımından yer kaybına yol açması ve kompostlaştırılmamış ham arıtma çamurunun patojen içeriğinin giderilmemiş olması ve yağmur sularının etkisi ile toprağa sızma, kirliliğe yol açma potansiyelinin yüksek olmasıdır.

2021 Sakarya Çed raporuna göre nüfusun %80 atıksuyunun bölgedeki arıtma tesislerine ulaştığı, (Karaman, Akyazı, Hendek, Karasu, Geyve ve Kocaali) tesislerin kapasitesinin 1.361.000 kişiye ve 245.800 m³ atıksu için yeterli kapasitede olduğu ve 2021 yılında arıtılan su miktarının toplamda 48.100.574 m³ olduğu raporlanmıştır. (T.C. Sakarya İli Valilik 2021 Yılı Çevre Durum Raporu).

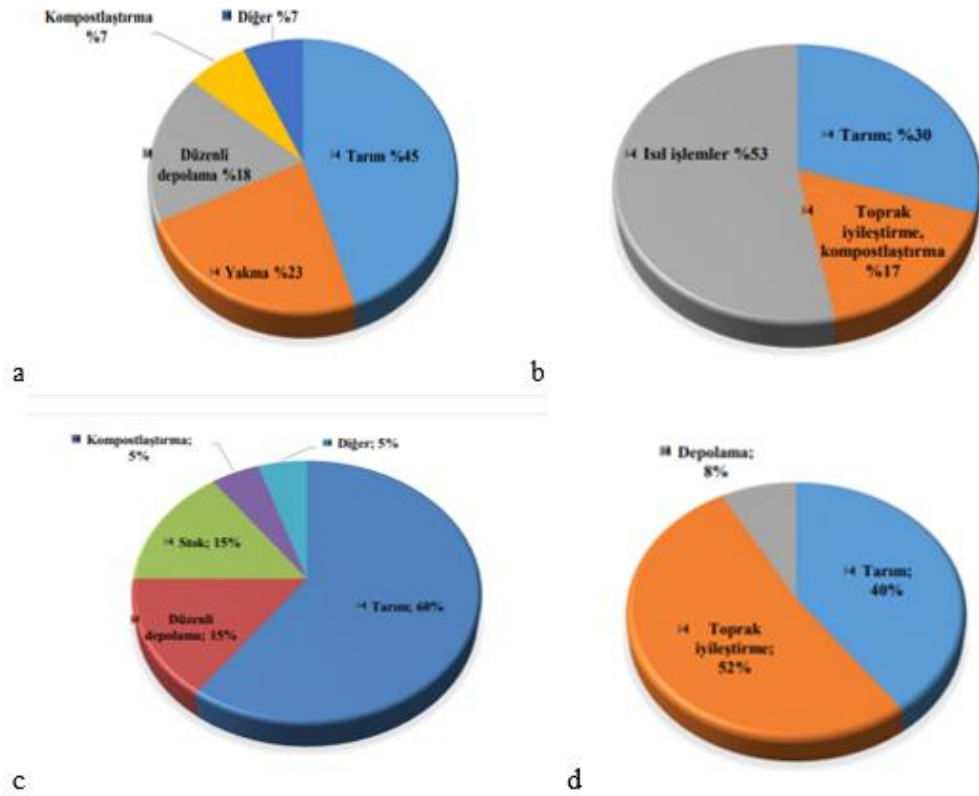
TÜİK, Atık İstatistikleri 2020’de arıtma çamurunun bertaraf yöntemleri belirtilmiş Tablo 2.1.’de belirtilen oranlar incelendiğinde toplam arıtma çamurunun %24’lük oranı ile 75.571 tonluk çok yüksek oranının düzenli depolama tesislerinde bertaraf edilmektedir. Aynı tabloda %12.4 ile 38,971 tonluk oranın ise belediye çöplüklerinde bertaraf edildiği görülmektedir. (TÜİK, Atık İstatistikleri, 2020).

Tablo 2.1. Bertaraf ve geri kazanım yöntemlerine göre belediye atıksu arıtma çamuru miktarı 2020. (TÜİK, Atık İstatistikleri, 2020).

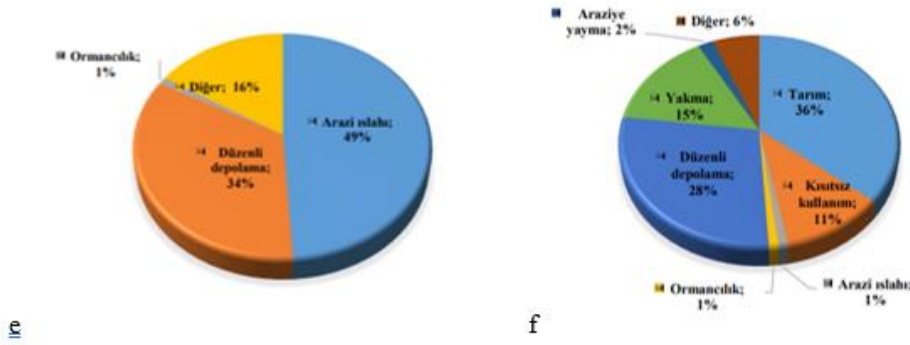
	Miktar (Ton)	(%)
Toplam	314 325	100
Lisanslı tesislere gönderilen	115 229	36,7
Düzenli depolama tesislerine gönderilen	75 571	24,0
Belediye çöplüğünde bertaraf edilen	38 971	12,4
Yakma tesislerine gönderilen	20 553	6,5
Araziye atılan	14 460	4,6
Tarım yararına veya ekolojik iyileştirme amacıyla araziye uygulanan	3 506	1,1
Geçici depolanan	28 905	9,2
Diğer ⁽²⁾	17 131	5,5

Arıtma çamurları bertaraf işlemi ile ilgili Dünya’da yaygın iki bakış açısı mevcuttur. Arıtma çamurları organik madde ve besin elementi kaynağı olarak kabul edilip toprakta değerlendirilir veya atık materyal olarak görülüp bertaraf edilir.

Dünyada arıtma çamurunun uzaklaştırma yöntemleri incelendiğinde, (Şekil 2.1.) Avustralya, Macaristan, Almanya, Yeni Zelanda ve Amerika’da tarımda kullanımın ve toprağa vermenin daha yüksek yüzdelerle tercih edildiği, c) grafiğinde de Avrupa Birliği’ne üye ülkeler genelinde çamur bertarafı için uygulanan yöntemlerin yüzde dağılımı incelendiğinde %60 oranında toprağa verildiği görülmektedir.(csb.gov.tr : <https://webdosya.csb.gov.tr/db/destek/icerikler/ek12-20191127124029.pdf>)



Şekil 2.1. Dünyada arıtma çamurunu uzaklaştırma yöntemleri a) Avrupa Birliği üyesi ülkelerin genel oranlarına göre arıtma çamuru bertarafına ilişkin yöntemlerin yüzdelerle dağılımı(PURE, 2012). b) Almanya’da oranlarına göre arıtma çamuru bertarafına ilişkin yöntemlerin yüzdelerle dağılımı (Zsabokorszky, 2012).c) Avustralya’da oranlarına göre arıtma çamuru bertarafına ilişkin yöntemlerin yüzdelerle dağılımı (Darvodelsky, 2009). d)Macaristan’da oranlarına göre arıtma çamuru bertarafına ilişkin yöntemlerin yüzdelerle dağılımı (Zsabokorszky, 2012).



Şekil 2.1. (Devamı): Dünyada arıtma çamurunu uzaklaştırma yöntemleri e)Yeni Zelanda'da oranlarına göre arıtma çamuru bertarafına ilişkin yöntemlerin yüzdelik dağılımı (Darvodelsky, 2009). (f) Amerika Birleşik Devletleri'nde oranlarına göre arıtma çamuru bertarafına ilişkin yöntemlerin yüzdelik dağılımı (Darvodelsky, 2009). Kaynak:https://webdosya.csb.gov.tr/db/destek/icerikler/ek12-20191127124_029.pdf

Türkiye arıtma çamurunu atık materyali kabul eden ülkelerdendir ve arıtma çamurunda bulunan ağır metallerin toprağa ve temiz su kaynaklarına karışmaması için düzenli depolama alanlarına gönderilir. Azot oranı yüksek, bitkiler için besin elementleri barındıran arıtma çamuruna yönelik ülkemizde de alternatif uzaklaştırma yöntemlerine yönelinmesi düzenli depolama alanlarına giden atık miktarını azaltacaktır. Dünya genelinde çıkan arıtma çamurunun neredeyse yarısından fazlası toprağa verilmektedir. Arıtma çamurunun toprakta kullanımının yararlarına ilişkin literatürde de birçok çalışma mevcuttur.

Arıtma çamurlarının toprak için birçok yararı mevcuttur. Türkiye'de yıllık evsel arıtma çamurunun 1,38 milyon ton oranlarında çıktığı ön görülmektedir. Literatürde de görülmektedir ki toprak düzenleyici etkisi sayesinde, besi değerini arttırmakla kalmaz, su tutma kapasitesini de artırır, fiziksel özelliklerini iyileştirici etkidedir. Kimyasal gübreleme gibi çevre kirliliğine yol açmadığı gibi bitki üretimine de katkısı olumlu yönde olacaktır. Arıtma çamurlarının düzenli depolama alanlarında ya da arazide depolanması Türkiye'de geçerli bertaraf yöntemleridir.

Alternatif bir bertaraf yöntemi olarak süs bitkisi yetiştiriciliğinde kullanılması barındırdığı bitki besin elementlerinin doğal döngüye geri dönmesini sağlar (Aksu, 2008;Kocaer ve ark., 2003; Pagliai ve Guidi, 1980).

2003 yılında zamanla oranları artırılarak toprağa arıtma çamuru uygulanması ve gıda yetiştirilmesi üzerine bir çalışma yapılmış, çamurun tuzluluğu arttırmanın yanı sıra

toprak pH oranını düşürdüğü tespit edilmiştir. Ancak toprağın organik madde, makro ve mikro besin elementleri artmış, üretilen mısırlar üzerinde yapılan ölçümlerde minerallerin arttığı tespit edilmiştir. (Ünal ve Katkat 2003).

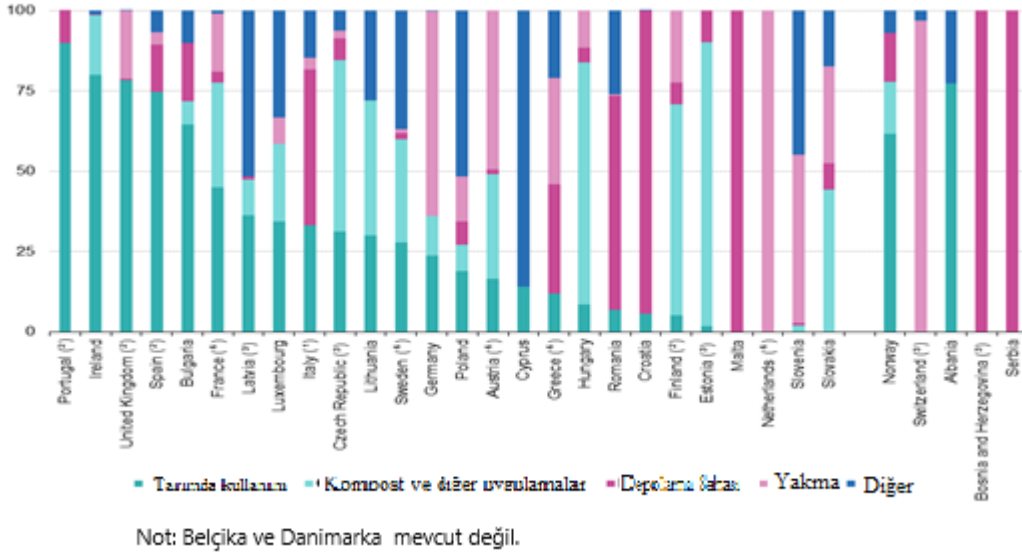
2.2. Arıtma Çamurlarının Toprağa Uygulanması

Toprağın bitki gelişimi için sağlıklı organik madde oranının %5 civarında olması idealdir organik madde arttığında oranın %10'a yükseldiği, yoğun işlenen ve kötü kullanılan durumlarda ise %1'in altına düştüğü görülür (Konakçı ve Pak, 2020).

Suni gübreler, arıtma çamuru gibi organik ıslah yöntemlerinin aksine zaman içinde toprağın kalitesini düşürecektir.

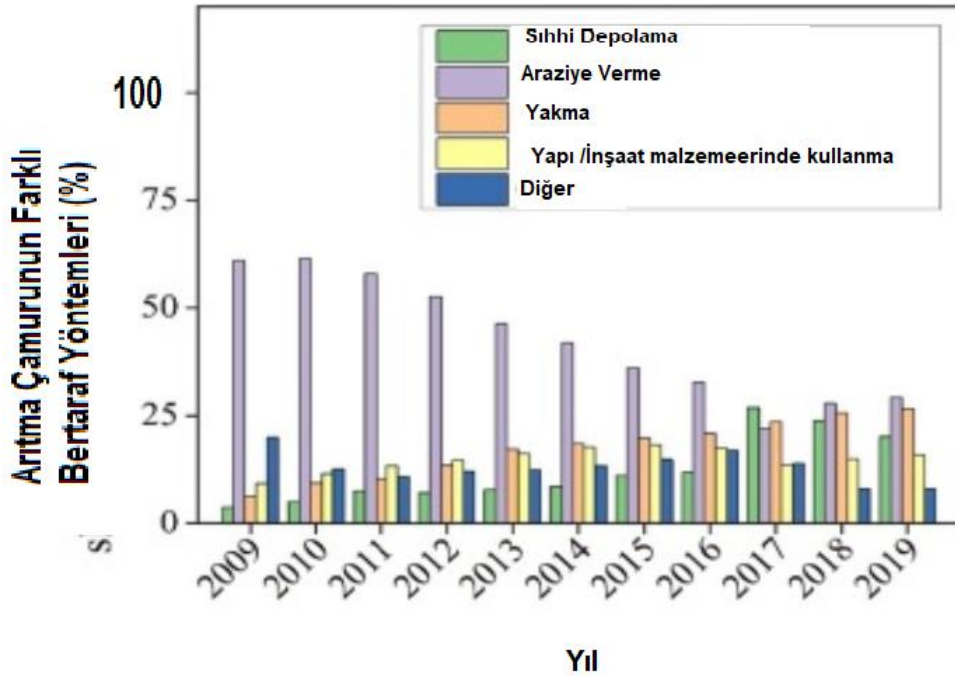
Tarımda organik ıslah yöntemlerini tercih etmek suni gübrenin aksine toprağın kalitesini artırır, aynı zamanda besin elementlerinin yavaş salınımını sağlayarak bitki gelişim verimliliğini artırır. Tarımda toprağın uzun süre kimyasal gübreye maruz kalması içeriğindeki yararlı mikroorganizmaları öldürürken, toprağın arıtma çamuru ile beslenmesi mikrobiyolojik biyokütlelerin gelişmesi ve çoğalması için uygun ortam sağlar. (Aktar ve ark., 2009).

Avrupa Birliği ülkelerinde arıtma tesislerinden çıkan çamurun meralara verilerek değerlendirilmekte olup aşağıda konuyla ilgili örnek bir tablo dağılımı Şekil 2.2.'de verilmiştir. Finlandiya, İzlanda gibi kalkınmış ülkelerin çamuru toprağa vermeyi tercih ettikleri görülmektedir. (Özdemir S., 2022).



Şekil 2.2. Avrupa Birliği’nde çamur yönetim alternatiflerinin ülke bazındaki dağılımı (Eurostat, 2015’e istinaden Özdemir S., 2022).

Çin’de uygulanan oranları görebileceğimiz Şekil 2.3. aşağıda yer almaktadır. Mor ile kodlanan Araziye vermenin yaygınlık oranı görülmektedir. (Liangliang Wei ve ark. 2020).



Şekil 2.3. Çin’de çamur yönetiminin mevcut durum keşif verilerine ve CO2 emisyon analizlerine dayalı eğilim Wei ve ark. 2020) .

Sürdürülebilir bitkisel üretim, toprağın organik madde ve bitki besin elementlerinin zenginleştirilmesi ile gerçekleşebilir. Arıtma çamuru yapısı gereği organik azot ve fosfor bakımından suni gübreye oranla zengindir, bunun yanı sıra potasyum, nitrojen gibi besin elementlerini barındırır, mikro–makro besin elementlerince zengin yapıdadır. Arıtma çamuru, toprağa uygulandığında toprağın gevşek yapı kazanmasını sağlar, bu da toprağın havalanmasını ve su tutma kapasitesinin artırır. Su tutma kapasitesi artan toprak, sudaki yararlı besin elementlerini bünyesinde daha verimli tutar bu sayede toprak zenginleşir. Suni gübreden farklı olarak yavaş salınımlıdır. Ülkemizde yaygın olarak kimyasal gübreler kullanılmakta ve gerek toprak verimi gerekse ürün kalitesinde kayıplar yaşanmaktadır. Bunun sebebi olarak toprağın su tutma kapasitesinin besin değerlerini tutma kapasitesini etkilemesi, havalanma kapasitesinin ise su tutma kapasitesini etkilemesidir (Konakçı ve Pak, 2016).

Arıtma /çamurunun tercih edilmesi hem suni gübre kullanımını azaltacak hem de sebep olduğu hasarı iyileştirecektir. Arıtma çamuru kullanılması ile, kimyasal gübreye oranla toprağın nitrat miktarı azalır, mikroorganizma faaliyetleri artar. Mikroorganizma faaliyetleri toprağın besin miktarının artmasını sağlar. Suni gübrelerin içeriğindeki yüksek azot sebebi ile ülkemizde azot denitrifikasyonuna bağlı oluşan azot oksitler kuvvetli sera gazlarıdır. Ülkemizde tarım kaynaklı salınan sera gazlarının %45-50'si azot kaynaklı kabul edilir. (Kınacı ve ark., 2018, TEMA)

Arıtma çamurunun kompostlaştırılması ve işlenmesi ile elde edilen bitki yetiştirme ortamı, kimyasal gübrelerin aksine yavaş salınımlıdır. Çamurun organik madde olduğundan içeriğindeki besin elementlerinin mikroorganizmalara hem gerekli besini hemde uygun yaşama ortamı sağlar. Bu mikroorganizmalar organik maddeleri kendi beslenme ve üremeleri için parçalarken bitki için gerekli besin elementleri de kademeli olarak alınabilir forma dönüşür. (Dindar E. Ve ark. 2008).

Toprağa katılan kompost ve organik maddeler, toprağın besin maddelerini daha uzun süre tutmasını sağlayacak, yavaş salınım ile bitki gelişimini destekleyecektir. Toprağın mikrobiyal biyokütlesinin artar ve toprağı havalandırarak fiziksel yapısının bitki ve canlılar için elverişli hale gelmesinde olumlu etkileri olacaktır (Bertan ve ark., 2003; Öztürk ve ark., 2010).

Çepel çalışmasında toprağın fiziksel ve kimyasal yapısını içeriğindeki organik maddenin etkilediğini belirtmiştir. (Çepel, 1988).

Topraklara kompostlaştırılmış organik materyaller veya doğal organik materyaller uygulanması tarımsal ürünlerde verim artışları yanı sıra, toprak ıslahı amacıyla da kullanılmaktadır (Öztürk ve ark., 2010; Özdemir ve Durmuş, 2016). Toprak organik madde kapsamı, toprağın pH ve EC gibi toprağın kimyasal özelliklerini ve dolayısıyla topraktaki mikroorganizma faaliyetini etkileyerek enzim aktivasyonunda da bazı önemli değişiklikler meydana getirir (Sofi ve ark., 2016; Zhongjun ve ark., 2017).

2.3. Arıtma Çamurlarının Kompostlaştırılması

Atıksu arıtma tesislerinin yaygınlaşması ile arıtma çamuru bertarafı sorunu, arıtma çamurlarının düzenli depolama tesislerine gönderilmesiyle çözülmeye çalışılmıştır. Ancak geniş depolama alanı ihtiyacı gerektirmesinin yanı sıra bitkiler için başta azot olmak üzere zengin besin kaynağı olan bu ürünü değerlendirmek için kompostlamak düşük maliyetli ve verimli bir bertaraf yöntemidir (Arıkan ve Öztürk 2008). Arıtma çamurlarının kompostlanması ile çamura topraksı bir yapı kazandırılırken aynı zamanda biyolojik stabilizasyon ile koku, vektör çekiciliği ve patojen giderimi sağlanmaktadır.

Kompostlama bir stabilize etme yöntemidir. Mikroorganizmaların reaksiyonları sonucu açığa çıkan ısı ile patojen giderimi sağlanır. Arıtma çamurunun kompostlamasına yönelik yapılan çalışmalar, ağır metal konsantrasyonu, biyoyararlanımı ve kimyasal içeriğini tespitinde tercih edilir (Quan-Ying Cai ve ark. 2007).

Arıtma çamuru organik maddece zengin bir yapıdadır, içeriğindeki ağır metalleri de kompostlama ile pasifleştirdiğimizden yararlı bir toprak ıslah maddesi elimize geçer. Kompostlama sürecinde organik madde mineralizasyonu sırasında ağır metallerin salınması, pH'ın düşmesi ile metal çözünmesi mikrobiyal biyokütle tarafından metal biyosorpsiyonu oluşan humik maddelerle metal komplekslerinin oluşması gerçekleşir. Kompostlama organik madde humidifikasyonunun hızlanması ve kimyasal parametrelerin değişmesi nedeni ile ağır metalleri pasifleştirme eğilimindedir. (Cui ve ark. 2020), (Düring ve Gäth,2002), (Du ve ark. 2019), (Strauch, D.,1991).

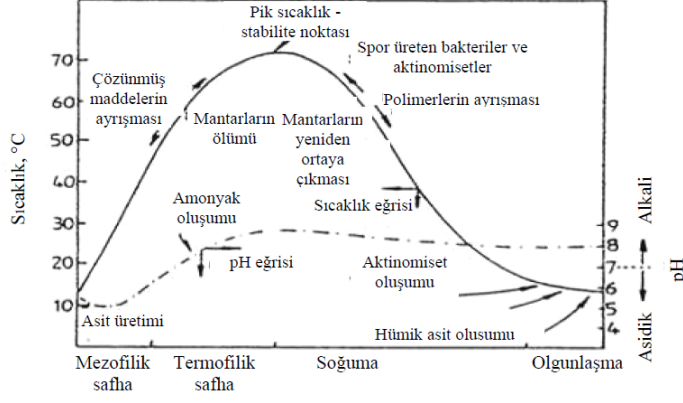
Amir ve ark. (2005) yaptıkları çalışmada, arıtma çamuru kompostunun toprağa uygulanmasındaki en büyük sınırlamanın, toplam ağır metal içeriği ve bunların toprak-bitki sistemindeki biyoyararlanımı olduğuna değinmişlerdir. Deneysel çalışmada, arıtma çamurundaki Cu, Zn, Pb ve Ni'nin ağır metal türleşmesini ve kompostlaştırma sırasında ortamın fiziko-kimyasal özelliklerini değiştirmenin konsantrasyonları, biyoyararlanımı veya kimyasal formları üzerindeki etkilerini belirlemişlerdir.

Ağır metal dağılımı ve biyoyararlanımı, metalin kendisine ve ortamın fiziko-kimyasal özelliklerine bağlı olarak kompostlaştırma sırasında bazı değişiklikler göstermiş, genel olarak biyoyararlanımlıkları azalmıştır (Amir ve ark, 2005).

Kompostun kalitesini etkileyen unsurların başında; sıcaklık, nem oranı, C/N oranı, havalandırma (oksijen ihtiyacı) oranı, pH değerleri gelmektedir.

Sıcaklık, kompostlama esnasında karbon içeren bağların parçalanması ile yükselir. Biyokütle hızını tespit etmemizi sağlar. Düşük sıcaklık göstergesi havalandırma eksikliğini ve muhtemelen mikroorganizmaların zarar gördüğünü gösterir. Bir diğer olasılık ise ağır metallerin mikroorganizmaların faaliyetlerini sınırlayıcı bağlar oluşturmuş olabileceğidir ki bu gibi durumlarda kompost ısısı 40 oC üzerinde çıkamayacağından proses ilerleyemez. Sıcaklık için üst sınır değeri 70 oC'dir. Sıcaklık ile ilgili yaşanabilecek bu olası problemlerin önüne geçmek için kompostlar kurulurken biyokütle külü ilavesi yapılabilmektedir. Kompostlaştırma sürecinde zamana karşı sıcaklık ve pH değişimi Şekil 2.4.'de görülmektedir.

pH için ideal kompost değer aralığı pH 6-8'dir. Ortam pH'ı mikroorganizmaların beslenme ve çoğalmalarını sağlayan enzimleri salgılamalarını etkiler. Aktif kompost döneminde düşer, sonrasında düşüşe geçer. Anaerobik koşullarda pH yükselir. Ağır metallerin hareketliliği üzerinde en etkin parametredir. pH'nın düşmesi metal bağlarının çözünerek hareketlerinin artmasını sağlar.



Şekil 2.4. Kompostlaştırma sürecinde zamana karşı sıcaklık ve pH değişim grafiği. (Öztürk ve ark., (2016).

Kompostta karbon/azot oranı (C/N) için ideal aralık %25- 30 olup ideal değeri 30 kabul edilir. Mikroorganizmalar karbona besin ihtiyaçlarını gidermek ve azota da üremek için ihtiyaç duyarlar. Yüksek C/N oranında organik maddelerin parçalanması için yeterli azot olmadığını anlarız. Mikroorganizmalar yeni hücre yapımında kolay çözünen bileşiklerin içerisindeki azotu kullanırlar.

Su muhtevası, kompostlaştırma prosesinde mikrobiyal aktivite üzerinde etkili parametrelerdendir. Mikroorganizmaların besinlerini alabilmeleri için kompostun ideal su muhtevası %40-50 arasında olması istenir. %60'ın üzerinde anaerobik ortam kabul edilirken %20'nin altında ise bakteriyel metabolizmalar fonksiyonlarını gerçekleştirmez.

Kompost canlı mikroorganizmaların aktiviteleri ile gerçekleşir. Mikroorganizmalar yaşaması ve üremesi için oksijen gereklidir. Prosesin karıştırılması gerekli oksijeni sağlayacaktır, ancak yetersiz karışımda mikroorganizmalar öleceği gibi, fazla karıştırılması da prosesin ısı kaybetmesine ve patojen gideriminin yavaşlamasına yol açacaktır.

Kompostlama metotları çok çeşitli olup yaygın kullanılanlar yığın kompostlaştırma metodu (pasif kompostlaştırma), karıştırmalı yığın kompostlaştırma metodu, havalandırılmalı statik yığın kompostlaştırma metodu, reaktör kompostlaştırma metodu olarak sayılabilir.

Arıtma çamurlarının toprakta kullanılabilmesine ilişkin Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik'te yer alan sınır değerler aşağıdaki tablolarda belirtilmiştir (Tablo 2.2.). İlgili yönetmelikte yer alan ürünlerdeki

ağır metal sınır değerleri, insan ve çevre sağlığını korumak amacı ile ppm(mg/kg) cinsinden aşağıdaki değerleri geçemez.

Tablo 2.2. Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılabilmesine İlişkin Evsel ve Kentsel Arıtma Çamurlarının Toprakta Kullanılmasına Dair Yönetmelik Ağır Metal Sınır Değerleri, ppm(mg/kg) cinsinden

KADMİYUM	Cd	3
BAKIR	Cu	450
NİKEL	Ni	120
KURŞUN	Pb	150
ÇİNKO	Zn	1100
CİVA	Hg	5
KROM	Cr	350
KALAY	Sn	10

2.4. Biyokütle Külü

Bitkisel ve hayvansal kısaca organik kökenli hammaddenin yakılması ile çalışan güç santralleri günümüzde hızla artmaktadır. Bu enerji üretim prosesinde ciddi miktarda atık ısı ve bitki besin elementlerince yüksek sıcak kül ortaya çıkmaktadır ve oluşan bu küle biyokütle külü denir (Blake J.P ve ark., 2014), (Vassilev,S.V. ve ark, 2010).

Biyokütle külü, bitkisel ve hayvansal üretim tesisi atıkları gibi organik atıkların enerji elde etme amacı ile yakılması sonucu açığa çıkan proses atığıdır. Mikro, makro besin elementlerince zengin bitkiler için çok besleyici olan bu ürün, son yıllarda fosil yakıtlara olan ilgilinin azalması ve pirolizin sıklıkla tercih edilmesi sebebi ile ve Sakarya bölgesinde tavuk üretim tesislerinin sayısının artması ile çok kolay temin edilmektedir.

Hayvansal üretim tesisi atığı olan tavuk atığı da nasıl değerlendirileceği bilinmediğinden dolayı çevre için kirlilik tehlikesi oluşturmaktadır. Ancak doğru değerlendirilmesi ile hem önemli bir enerji kaynağı olacak hem de arıtma çamur ile kompostlandığında süs bitkisi sektörünün yetiştirme alanı eksikliğini kapatacaktır.

Kanatlı hayvan üretim tesisi atıkları ölü hayvanlar, kesimhane artığı, tavuk atığı, kuluçkahane atıklarından oluşur. Bu atıkların kontrolsüz çevreye atılması veya gömülmesi pis koku yayılacak, yüksek vektör çekiciliği görülecektir. Tavuk güresinde marek virüsü 7 gün, Gumbaro etkeni ise 122 gün canlı kalabilir. Tifo, paratifo gibi

birçok hastalık etkeni çevre sağlığını için risk oluşturur ((Blake J.P. ve ark, 1993), (Parlak O, ve ark. 2015).

Tavuk endüstrisinden kaynaklanan atıkların, besin değeri çok yüksek olduğu için organik gübre olarak kullanımı çok yaygındır. Bu sayede içeriğindeki azot, fosfor ve kalsiyum geri kazanılmış olur. Atıkların araziye serilmesi yer altı ve yüzey sularında nütrientlerin artmasına dolayısıyla ötrofikasyona, patojenlerin çoğalmasına, fitotoksik maddelerin üremesine, hava kirliliğine ve sera gazı emisyonlarının artmasına sebep olmaktadır. Atığın patojen giderimi uygulanmadan toprağa verilmesi koku, vektörel çekicilik sorunlarını doğurur, aynı zamanda ürün çeşitliliği ve kalitesini düşürür, toprak kalitesi ve stabilitesi zarar görür.

Tavuk atığının içeriğindeki azot kolay parçalanabilir yapıya sahiptir. Bu durum her ne kadar avantaj gibi görünse de reaksiyon ürük asitin amonyağa dönüşmesi ile ürüne zarar verir (Baydan ve Yıldız. 2000), (Cantrell ve ark. 2008), (Kelleher vd. 2002), (Yetilmezsoy, K., 2008), (Yetilmezsoy 2010).

Kanatlı gübresindeki nitrojenin tamamı bitki kullanımı için hazır formda değildir. Bitki kullanımı için mevcut olan nitrojen, bitki tarafından kullanılabilir amonyum nitrojen ve organik nitrojen ve nitrat. Amonyak formları (nitrit ve nitrat) ikili reaksiyon ile dönüştüğü için bitkilere yavaş salınımlı besin sağlayarak verimliliğini artırır. Bitki ilk olarak amonyum formundaki azotu alırken, zamanla içeriğindeki azot ayrışarak amonyak formuna geçer. İlk aşamada mikroorganizmalar amonyum formundan azotu nitrit (NO₂) formuna çevirir. Daha sonra nitriti de nitrat (NO₃) formuna çevirir (John P. Ve ark.).

Organik atıklardan elde edilen biyokütle külü, içeriğinde bitkiler için çok yüksek oranlarda besin maddeleri bulunmasına rağmen günümüzde halen atık sınıfında düzenli depolama tesislerine gönderilmektedir. Oysa biyokütle külü ilavesi komposta havalandırma, su tutma kapasitesinde artış sağladığı gibi ağır metal spesifikasyonunda da fayda sağlar. Biyokütle külünün kompostlaştırmadaki en etkili faydası içeriğindeki azotun bitkiler için mükemmel bir besin maddesi olmasıdır.

Shi ve ark. (2017) yaptıkları çalışmalarında, farklı malzemelerden beş biyokütle külünün kimyasal özelliklerini, element içeriklerini, mineral bileşimlerini ve asit topraklar üzerindeki iyileştirici etkilerini analiz etmişlerdir. Küllerin kimyasal özellikleri, kaynak biyokütle malzemesine bağlı olarak değişmiştir. Ancak küllerdeki

Cr, Cu ve Zn gibi ağır metal içerikleri nispeten yüksek bulunmuştur. Tüm küllerin dahil edilmesi, toprak pH'ını, değiştirilebilir baz katyonlarını ve mevcut fosforu arttırmış, ancak toprağın değiştirilebilir asitliğini azaltmıştır. Küllerin uygulanması, toprağın mevcut ağır metal içeriğini arttırmıştır (Shi ve ark, 2017).

Jien ve Wang (2013) çalışmalarında; beyaz kurşun ağaçların (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) atık odunundan yapılan biyokütle külü, uzun süreli ekili, asidik toprağın fizikokimyasal ve biyolojik özellikleri üzerindeki etkilerini değerlendirmişlerdir. Biyokütle külünün toprağa dâhil edilmesi, kontrol ile karşılaştırıldığında, toprak kaybını sırasıyla %2,5 ve %5 uygulama oranlarında %50 ve %64 oranında önemli ölçüde azaltmıştır. Biyokütle külü topraklarda makroagregatların oluşumu, toprak erozyon potansiyelini iyileştirmek için kritik faktördür. Bu sonuçlara dayanarak, %5'lik bir biyokütle külü uygulama oranının, yüksek derecede hava koşullarına maruz kalmış topraklar için uygun olduğu çünkü bu uygulama oranının, toprağın fizikokimyasal özelliklerini verimli bir şekilde iyileştirdiği ve toprak kaybını azalttığı sonucuna varmışlardır (Jien ve Wang 2013).

2.5. Kompostta Kullanılan Biyokütle Külünün Yararları

Türkiye toprakları yapısı gereği organik madde bakımında fakirdir. Kompostlama sırasında eklenen biyokütle külünün öncelikli amacı içeriğindeki azot ve diğer besin elementleri ile mikroorganizmalar için uygun ortam sağlamaktır. Literatürde yapılan çalışmalarda görülmüştür ki, ilave edilen kül oranı arttıkça topraksı yapıya daha yakın kompostlar elde edilmiştir.

Biyokütle külü N, K, P, Mg ve Ca gibi değerli bitki besinlerini içermektedir. Bitkiye verilecek kompostun besin değerleri ne kadar yüksek olursa bitki büyüme verimi artacaktır, bu da kompostta mikro makro elementlerce zengin biyokütle külü ekleyerek sağlanabilir.

Hui Cui ve ark. (2020), biyokütle külü ilavesinin, kompostlamada sırasında ağır metallerin pasivasyonuna etkisini incelemişlerdir. Araştırmada ağır metal fraksiyonları (Zn, Cu, Cd, Cr ve Pb) analiz edilmiş fizikokimyasal, FTIR analizleri ve mikrobiyal popülasyonun ağır metal biyoyararlanımlığı üzerine etkilerini incelenmiş ve değinilen ağır metallerinbiyoyararlanımlıklarının azaldığı tespit edilmiştir (Cui ve ark. 2020).

Chang ve ark. (2019) yaptıkları çalışmada, biyokütle külü ilavesinin, buğday samanı ile birlikte arıtma çamurunun termofilik kompostu üzerindeki etkisini araştırmışlardır. pH, EC, toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), toplam potasyumun (TK), Cu ve Zn spesifikasyonuna etkisini belirlemişlerdir. Çalışmanın sonunda, %30 biyokütle külü ilavesinin, komposttaki besin maddesini iyileştirmede etkili olduğunu görmüşlerdir. Aynı zamanda Cu ve Zn'nin biyoyararlanımını azaltmada en yüksek etkiye sahip olan optimal seçim olduğunu ileri sürmüşlerdir (Chang ve ark. 2019).

Cui ve ark. (2020) çalışmalarında, pasivasyonu tespit etmek için farklı dozlarda biyokütle külü (%5 ve %10 KM) ile kompostlama sırasında bakteri çeşitliliği ve ağır metal fraksiyonları (Zn, Cu, Cd, Cr ve Pb) arasındaki ilişkiyi araştırmışlardır. %10 biyokütle külü ilavesinin, Zn, Cu, Cd ve Pb'nin biyoyararlanım faktöründe (BF) sırasıyla %4,10, %44,12, %18,75 ve %30,06 azalma ile daha iyi pasivasyon etkisi gösterdiğini tespit edilmiştir (Cui ve ark., 2020).

Pandit ve ark. (2020) çalışmalarında, yerel olarak mevcut malzemelere (gübre, yeşil atık ve gelişmiş biyokütle külü) dayalı organik besin dönüştürme tekniklerinin, biyokütle külü içermeyen diğer organik katkı maddelerine kıyasla elde edilen substratın gübreleme verimliliğini üç kat artırabildiğini göstermiştir. Biyokütle külü, istilacı bir orman çalısı olan 'Eupatorium adenophorum'dan yerel olarak üretilmiştir. Geleneksel mineral gübrelerle (NPK) karşılaştırılan üç farklı kompostlama yöntemi kullanılarak üretilen tarımsal etkiyi araştırmak için siltli tınlı toprakta yetiştirilen mısırla bir saksı denemesi yapılmış sonuç olarak mısır büyümesi üzerinde önemli etkileri gözlemlenmiştir (Pandit ve ark., 2020).

Fornes ve ark. (2020) çalışmalarında, kompostun tek başına yetersiz fiziksel ve fizikokimyasal özellikleri sebebiyle sınırlanabildiğini ancak biyokütle külünün, fiziksel özellikleri iyileştirerek, tuzluluğu azaltarak ve fitotoksik bileşikleri bitkiler için kullanılamaz hale getirerek kompostun büyüme ortamı olarak kullanımındaki bazı sınırlamalarını hafifletebildiğine değinmişlerdir. Meşe biyokütle külünün, kümes hayvanı gübre kompostunun, biyokütle külü ile kompost haline getirilmiş kümes hayvanı gübresinin ve ticari bir torfun, çoklu kombinasyonlarının hazırlanmasıyla oluşturulan bitki yetiştirme ortamlarının biberiye bitkisinin köklenmesi ve büyümesi üzerine etkilerini araştırmışlardır.

Elde ettikleri sonuçlar, yetiştirme ortamının formülasyonu için kümes hayvanı gübresi kompostu ve biyokütle külü kombinasyonunun torfun yerine kullanılabileceğini göstermiştir (Fornes ve ark. 2020).

2.6. Bitki Mikro-Makro Besin Elementleri

Literatürde bitkilerin ihtiyaç duyduğu elementler mikro ve makro besin elementleri olarak ikiye ayrılır. Bu elementleri Tablo 2.3.'de görebiliriz. Bitkinin bünyesinin bol miktarda barındırdığı ve ihtiyaç duyduğu elementlere Makro besin elementleri ve bitkilerin eser miktarda ihtiyaç duydukları elementlere Mikro besin elementleri (minör ya da iz elementi) denilmektedir. (Bolat ve Kara 2017).

Tablo 2.3. Bitkiler için gerekli besin elementlerinin sınıfları (Bergman, 1992 ye atfen Bolat ve Karan2017).

Organik Madde Bulunan Temel Elementler	Besin Elementleri				
	Makro Elementler		Mikro Elementler		
C	N	K	B	Cu	Al
H	P	Ca	Cl	Fe	Co
O	S	Mg	Mo	Mn	Na
				Zn	Ni
					Si

2.7. Ağır Metaller

Ağır metaller her ne kadar genel tanımda yoğunluğu 5g/cm³' den yüksek olan metaller olarak tanımlansa da bunların 16 tanesi (C, H, O, N, P, K, S, Ca, Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, B, Cl, ve Mo) bütün bitkiler için mutlak gerekli besin maddeleridir. Diğer 6 element (Co, Al, Na, Si, Ni ve V) ise sadece bazı bitkilere veya proseslere gerekli olduğu kabul edilen yararlı elementlerdir (Hana ve Grant, 1962). (Seven ve ark., 2018). (Yıldız, 2003).

Toksik madde içeren ağır metaller kadmiyum, kurşun, krom gibi her ne kadar ekolojik sistemi doğal akışına dahil olsalar da insanın neden olduğu etkilerle oranları artmıştır. Toksik madde içeren bakır, çinko, kurşun, nikel gibi ağır metaller lağım suyunda yüksek oranda mevcut olup arıtma çamurunun stabilize edilmeden doğaya karışması ile insan, hayvan sağlığını, ürün içeriklerini, ekolojik dengeye ve toprağa zarar verir. Uygun arıtma yöntemi ile stabilize edilmesi çok önemlidir. (Chen ve ark., 2001), (Kahveci ve ark., 2004), (Korentajar, 1991), (Schmidt, 1997).

2.8. Mikro-Makro Element ve Ağır Metal Spesifikasyonu

Arıtma çamuru kompostlarının toprağa uygulanmasındaki temel sınırlayıcı faktör, toprak-bitki sisteminde mikro ve makro elementlerin bitkiler tarafından alınabilirliğidir. Bu elementlerin toplam konsantrasyonlarının tespiti, bunların bitki tarafından alınabilirlik potansiyeli ve yeniden alınabilir forma dönme kapasiteleri hakkında yeterli bilgi vermez. Bununla birlikte, makro ve mikro elementlerin kimyasal spesifikasyonu (türlemesi), bunların alınabilirliğinin ve bilhassa serbest iyonik formda, değiştirilebilir formda, organik madde ile bileşik yapmış ya da mineral kısma bağlanmış çökelmiş formda olan farklı doğal yapıları sebebiyle oluşan farklı bağlanma özelliklerinin tahmin edilmesine olanak sağlar (Cui ve ark., 2020). Böylelikle de artıma çamuru kompostlarının içeriğindeki temel elementlerin bitkiler için alınabilir formda olup olmadıklarını daha iyi tespit etmemize yardımcı olur. Kompostlaştırma sonrasında mikro-makro besin elementlerinin ne kadar yüksek oranda bitkiler tarafından alınabilir formda olduğu, kompostun ne kadar yararlı olduğunun göstergesidir.

Aynı zamanda bozunmayan kirleticiler olan ağır metaller, mikroorganizmaların organik maddeyi ayrıştırdığı ve fizikokimyasal parametrelerde dinamik bir değişikliğe neden olduğu bu kompostlama sürecinde, başta Cu ve Zn olmak üzere tarımsal kullanımı sınırlayan yüksek bir ağır metal biyoyararlanımlığına sahiptir (Chang ve ark., 2019). Genel olarak, ağır metal biyoyararlanımlığı, toplam ağır metal konsantrasyonundan ziyade ağır metal spesifikasyonunun (türlemesinin) içeriği ile ilişkilidir (Cui ve ark., 2020). Bilhassa değiştirilebilir ve indirgenebilir formdaki ağır metaller, bitki hücrelerine kolayca girebildikleri için genellikle biyolojik olarak kullanılabilir ağır metaller olarak adlandırılır (Chang ve ark., 2019). Literatürde kompostun bu ağır metalleri pasifleştirme kabiliyetini geliştirmek için bazı materyallerin eklenmesi önerilmektedir (Chang ve ark., 2019). Böylelikle ağır metal toksisitesinin azaltılabileceği yapılan çalışmalarda doğrulanmıştır (Chen ve ark., 2020).

Bu durum bilhassa biyokütle külü olarak adlandırılan organik atıklardan elde edilen kül ile zenginleştirilmiş arıtma çamuru kompostlarında karşımıza çıkmaktadır. Biyokütle külünün kompostlamada ilave edilmesi, ağır metallerin pasifleştirilmesinde olumlu bir rol oynamaktadır. Bunun başlıca nedeni, külün gözenekli yapısı, iyon değiştirme kapasitesi ve yapısındaki bileşik-fonksiyonel gruplarıdır (Chen ve ark.,

2020). Yapılan bazı çalışmalarda biyokütle külü ilave edilmiş arıtma çamuru kompostlama sürecinde mevcut ağır metallerin değiştirilebilir ve indirgenebilir formlardan, oksitlenebilir ve residual (artık) fraksiyonlara dönüştürüldüğü tespit edilmiştir. Böylelikle ağır metal fitotoksitesinin önüne geçilmiş, temel elementler yönünden zengin, kararlı son ürün elde edilmiştir. Ağır metallerde gerçekleşen bu pasifleştirme, alkali koşullar altında ağır metallerin organik madde yâda hümik asitlerle bileşik oluşturmaya bağlanmıştır (Cui ve ark., 2020).

Cai ve ark. (2007) çalışmalarında Çin'deki iki atık su arıtma tesisinden elde edilen altı farklı arıtma çamuru kompostundaki ağır metallerin konsantrasyonlarını ve fraksiyonlarını araştırmışlardır. Elde edilen kompostlarda, toplam Cu'nun %70'inden fazlasının organik maddeye bağlı fraksiyonla ilişkilendirilirken, Zn esas olarak yüksek hareketlilik ve biyoyararlanım anlamına gelen değiştirilebilir ve Fe-Mn okside bağlı fraksiyonlarda yoğunlaşmıştır. Sürekli havalandırılmalı kompostlama işlemi, daha iyi kompost kalitesi ve ağır metallerin daha düşük potansiyel toksitesini sergilerken, kompostlaştırma sırasında mikroorganizma ve enzim eklemenin, organik maddenin nemlendirilmesinde ve ağır metal hareketliliğini ve biyoyararlanımı azaltmada bariz bir avantajının olmadığı sonucuna varmışlardır. (Cai ve ark. 2007).

Liu ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada, aerobik kompostlaştırma sırasında ağır metal türleşmesinin gelişimini ve pH, sıcaklık ve organik madde (OM) içeriği dâhil olmak üzere kompostlama parametrelerindeki değişikliklerin ağır metal türleşmesi üzerindeki etkisini araştırmışlardır.

Sonuçlar, kompostlama sırasında, (1) Pb, Zn ve Cd için kalıntı fraksiyonunun içeriğinin azaldığını ancak Ni ve Cr için olanların arttığını; Cu kalıntı fraksiyonu neredeyse sabit kaldığını (2) Zn ve Pb için toplam mobil fraksiyonların içeriğinin (1-4 fraksiyonları dahil) önemli ölçüde arttığını, ancak Cu ve Ni için artışın o kadar dikkat çekici olmadığını; (3) ağır metal fraksiyonları ile bazı seçilmiş parametrelerdeki (örneğin, pH, kompostlama sıcaklığı ve OM içeriği) değişiklikler arasında önemli derecede korelasyon olduğunu göstermiştir. (Liu ve ark. 2007).

Chen ve ark. (2020), çalışmalarında, çiftlik hayvanları ve kümes hayvanı gübresindeki ağır metallerin neden olduğu toprak kirliliğinin, Çin'de insan sağlığını riske ettiğine değinmişlerdir. Hayvan gübresinin içerdiği toksik kirliliğin önüne geçmek için biyokütle külü ile birlikte kompostlanarak güvenli bir şekilde bertaraf edilmesini bir

alternatif olarak önermişlerdir. Domuz gübresi kompostlamasında bakır ve çinkonun pasivasyonu için farklı yükleme oranlarıyla tasarlanmış farklı kaynaklardan (buğday samanı, yer fıstığı kabuğu ve pirinç kabuğu) biyokütle külü araştırılmıştır. Sonuçlar, üç tip biyokütle külü Cu ve Zn üzerindeki pasivasyon etkilerinin artan biyokütle külü dozu ile arttığını göstermiştir. Biyokütle külü eklenerek oluşturulan organik gübre uygulamasının, ağır metallerin mahsuller üzerindeki olumsuz etkilerini etkili bir şekilde azaltabildiği sonucuna varmışlardır. Chen ve ark. (2020).

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Materyal

3.1.1. Arıtma çamuru

Arıtma çamuru, Sakarya Büyükşehir Belediyesi Karaman Atıksu Arıtma Tesisi'nden temin edilmiştir. Yaklaşık 750.000 kişi kapasiteli mevcut arıtma tesisi, 90.000 m³ d-1 debiye sahip atıksuyu uzun havalandırmalı aktif çamur prosesinde arıtma kapasitesine sahiptir. Çalışmada kullanılan arıtma çamurları, yoğunlaştırma prosesi sonrası belt filtreden yaklaşık %20 kuru maddeye sahip ham çamur kekleri olarak tesisten temin edilmiş ve deneylerde kullanılmıştır. Arıtma çamuru USEPA'ya göre B sınıfı kategorisindedir.

Çalışmada kullanılan arıtma çamurunun fiziko-kimyasal analiz sonuçları şu şekilde elde edilmiştir: pH 6.83, EC 2160 μ S cm⁻¹, organik madde içeriği 57%, toplam N 2.316%, P 710 mg kg⁻¹, K 5120 mg kg⁻¹. Micro-macro element and ağır metal içeriği sırası ile mikro elementler; Fe 18485 mg kg⁻¹, Cu 78 mg kg⁻¹, Mn 468 mg kg⁻¹, Zn 327 mg kg⁻¹, Ni 28 mg kg⁻¹, Al 18106 mg kg⁻¹, Na 819 mg kg⁻¹, makro elementler; Mg 6850 mg kg⁻¹, Ca 51075 mg kg⁻¹, Si 737 mg kg⁻¹ ve ağır metaller; Cr 173 mg kg⁻¹, Cd 1,08 mg kg⁻¹, Pb 36,7 mg kg⁻¹, Ba 815 mg kg⁻¹, Hg 0.912 mg kg⁻¹. Arıtma çamurunun bitki büyümesi için gerekli organik madde, azot, fosfor, potasyum, mikro-makro besin elementlerince zengin yapıda olduğu görülmüştür. Arıtma çamuru kompost karışımlarında organik besin sağlayıcı olarak tercih edilmiştir.

3.1.2. Biyokütle külü

Biyokütle külü, Sakarya'da bulunan bir biyokütle enerji santralinden temin edilmiştir. Bu tesis günde 500-550 ton organik atık yakmaktadır. 700 °C'lik bir piroliz sıcaklığında yanan bu biyoyakıtlar (Lehmann, 2006) esas olarak odun çentikleri, ormancılık kalıntıları, fındıkkabukları, mısır samanı ve talaş yataklı kümes organik atığının bir karışımıdır. Bu karışımın yaklaşık %80'i kümes organik atıklarından oluşmaktadır. Tesisten çıkan biyokütle külü yüksek azot içeriği sebebi ile diğer bertaraf yöntemleri için baş edilmesi zor bir atık iken kompostlama için arıtma

çamuruna karıştırıldığında mikrobiyolojik faaliyetler için ideal bir azot yani besin kaynağına dönüşür ve fazla azot kompostlaştırma ile tolere edilebilmekte bitki için alınabilir formlara dönüştürülmektedir.

Tesiste üretilen enerji miktarı 15 megavat/saat olup 16000 hane için yeterli enerjidir. Tesis, ürettiği enerjinin 1,5 megavatını fabrika içi faaliyetleri için kullanırken, kalan 13 megavatını sisteme vermektedir. Reaktörden alınan biyokütle kül numuneleri, kül çukurlarından toplanan üniform taban külüdür. Pirolizden sonra, biyokütle külü, fiziko-kimyasal analizlerde tüm numunelerin üniform bir parçacık boyutuna sahip olmasını sağlamak için 2 mm'lik bir elekten geçirilmiştir. Biyokütle külünün pH değeri 13,3'tür. Bölgede tavuk fabrikalarının çok yaygın olması ve kümes organik atıklarının bertaraf konusunda çok zorlayıcı bir ürün olması sebebi ile tercih edilmiştir.

Çalışmada odun talaşı komposta havalandırma ve hacim sağlaması için Sapanca bölgesindeki ahşap işleme tesislerinden temin edilmiştir. Kompost işleminde yardımcı malzeme görevindedir.

Biyokütle külünün bileşimi şu şekilde elde edilmiştir: 839 mg kg⁻¹ B, 20179 mg kg⁻¹ Na, 33390 mg kg⁻¹ Mg, 26640 mg kg⁻¹ Al, 100558 mg kg⁻¹ K, 171116 mg kg⁻¹ Ca, 2143 mg kg⁻¹ Ti, 119,8 mg kg⁻¹ Cr, 2948 mg kg⁻¹ Mn, 26042 mg kg⁻¹ Fe, 100,1 mg kg⁻¹ Co, 267,3 mg kg⁻¹ Cu, 1222 mg kg⁻¹ Zn, 236,2 mg kg⁻¹ Sr, 507,6 mg kg⁻¹ Ba, 72 mg kg⁻¹ Ni, 3,92 mg kg⁻¹ Pb, 1,4 mg kg⁻¹ Cd, 97642 mg kg⁻¹ P.

3.2. Metot

3.2.1. Deneme planının oluşturulması

Kompostlaştırma işlemi 5 L hacimli dikdörtgen plastik kutularda havalandırılmalı (aerobik) olarak gerçekleştirilmiştir. Malzemelerin karışım oranları, 2018 yılı Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığı tarafından hazırlanan Tarımda Kullanılan Organik, Mineral ve Mikrobiyal Kaynaklı Gübrelere Dair Yönetmelik'te yer alan %7 NPK sınır şartına göre kuru ağırlıkta oluşturulmuştur.(Resmi gazete 2008). Bu sınır değere göre hesaplanan biyokütle kül miktarı, arıtma çamuru+odun talaşı karışımına (hacimce, 1:1) homojen olarak ilave edilerek kompost numunelerindeki nihai NPK içeriği kuru maddede; T0: %0, T1: %3,5, T2: %7,0 ve T3: %14,0 olarak elde edilmiştir.

Kontrol uygulamasına kül ilave edilemeyerek, zamana bağlı olarak biyokütle külündeki farklı oranların element spesifikasyonundaki etkisi tespit edilmeye çalışılmıştır. Denemeler 3 tekerrürlü olarak tasarlanmış bu bağlamda 12 adet kompost reaktörü oluşturulmuştur.

T0; 1 kilo kuru madde arıtma çamuru ve 1 kilo Talaş ile karıştırılarak içeriğine Tavuk Biyokütle Külü konulmadan üç tekerrürlü olarak T01, T02, T03 hazırlanmıştır.

T1; 2375 gram kuru madde arıtma çamuru ve 475 gr Talaş ve 50 gr Tavuk Biyokütle Külü ile karıştırılarak üç tekerrürlü olarak T11, T12, T13 hazırlanmıştır.

T2; 2100 gram kuru madde arıtma çamuru ve 420 gr Talaş ve 160 gr Tavuk Biyokütle Külü ile karıştırılarak üç tekerrürlü olarak T21, T22, T23 hazırlanmıştır.

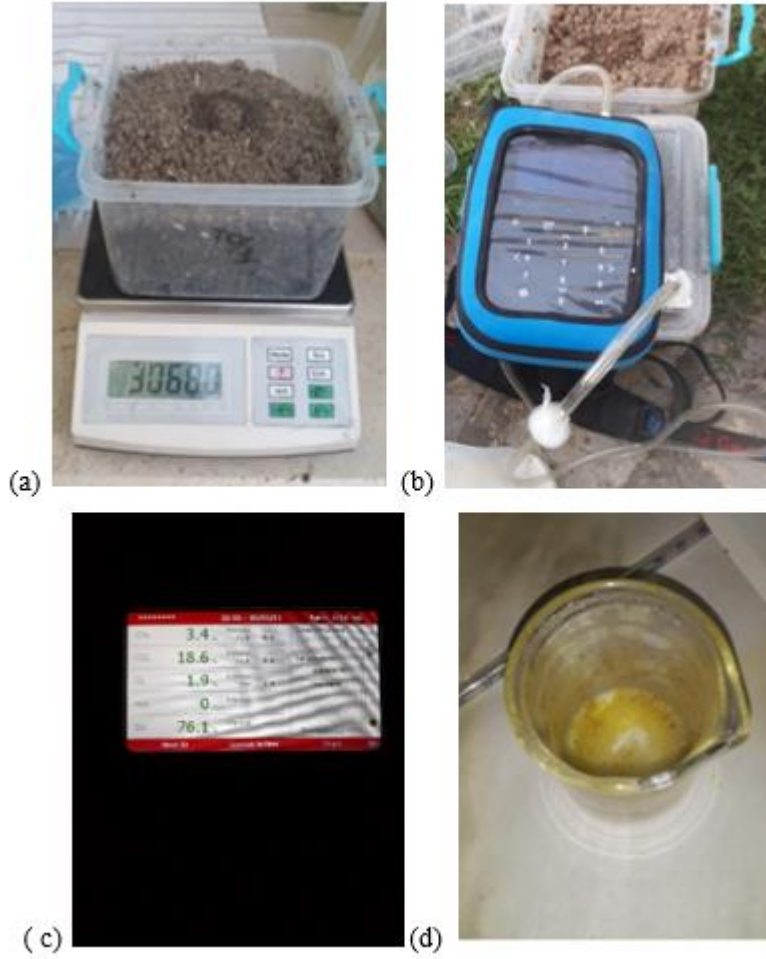
T3; 1500 gram kuru madde arıtma çamuru ve 300 gr Talaş ve 400 gr Tavuk Biyokütle Külü ile karıştırılarak üç tekerrürlü olarak T31, T32, T33 hazırlanmıştır.

Çalışmada karıştırmalı yığın kompost metodu uygulanmıştır. Bu metot pasif kompostlaştırmadan farkı olarak mikroorganizmaların yeterli oksijen alabilmesi ve rutubetin giderilebilmesi için düzenli karıştırmayı baz almaktadır.

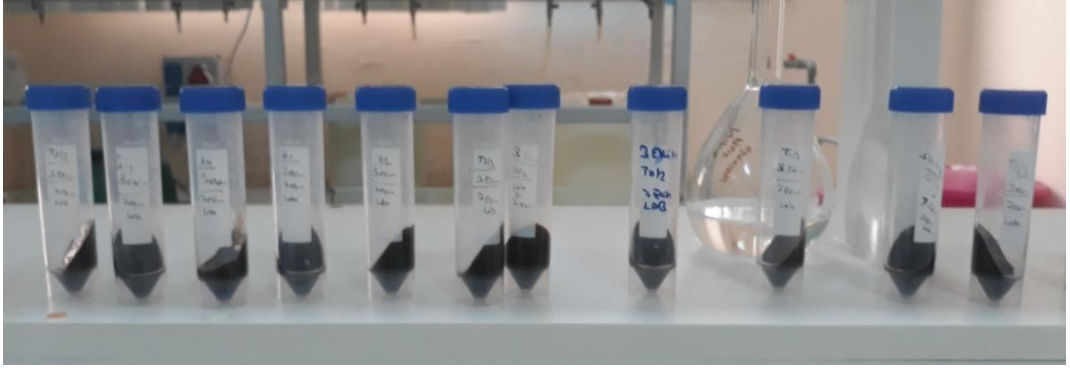
Uçucu ve diğer toksik maddelerin uzaklaştırılması ve iyi bir havalandırma ve homojenlik temini için 45 gün boyunca günlük olarak manuel olarak karıştırılan kompostlarda gaz oluşumu (CH₄, CO₂, O₂, H₂S) Geotech GA5000 Portatif gaz analizörü ile izlenmiştir. Ayrıca kompostların içinde farklı konumlarda (üst, orta ve alt katmanlar) dijital termometre alıcısı ile sıcaklık ölçülerek mikrobiyal aktivite günlük olarak takip edilmiştir. Bu prosedürler, aerobik bir ayrışma sürecini teşvik eder ve yüksek (termofilik) ayrışma sıcaklıklarının gelişmesine izin verir (Hagemann ve diğerleri, 2018).



Şekil 3.1. Çalışma Numuneleri.



Şekil 3.2. a) Kompost reaktörlerinin hazırlanma sonrasında tartılması b) Kompostlardan günlük gaz ölçümü alınması c) Gaz ölçümü örnek sonucu d) Asitte toplam element konsantrasyonu bakılmak üzere asitle ısıtılmış numune.



Şekil 3.3. Santrifüj cihazı sonrası süzölmüş numuneler.

Mikro-makro element ve ağır metal spesifikasyonunu belirlemek için numuneler 0. gün (1. hafta), 9. gün (2. hafta), 18. gün (3. hafta), 27. gün (4. hafta), 36. gün (5. hafta) ve 45. günde (6. hafta) analiz edilmiştir. Temsili örnekleme için reaktörlerde üç farklı pozisyondan numuneler alınmış ve homojenize edilmiştir. Elde edilen numuneler (5 g) fırında (70 °C) kurutulmuş ve sonraki analizler için 2 mm'lik bir elekten geçmek üzere öğütölmüştür.

Deneme planlarına ait görseli (çalışma numuneleri) Şekil 3.1.'de görebiliriz. Şekil 3.2. (a)'da ise numunenin hazırlanma sonrası tartım örneği yer almaktadır. Şekil 3.2 (b) ve (c) ise Gaz ölçümü alınması sırasında bağlantı(b), ekrandaki sonuç görseli(c) örnek görsellerdir. Şekil 3.2 (d) Numunenin laboratuvar ortamında asit ile toplam ağır metal tayini sırasında çekilmiştir. Şekil 3.3. Santrifüj cihazından çıkan ve içlerindeki sıvı örneklerin süzöldüğü numune örnekleridir.

3.2.2. Mikro-makro element ve ağır metal spesifikasyonu

pH, 1:5 (w/v) metoduna göre 10 g hava kuru numune 50 ml saf suyla seyreltilip 1 saatlik bekleme süresinin sonunda cam elektrotlu pH metre (Schott CG 840, Hollanda) ile ölçölmüştür (Dede ve ark, 2017).

EC, 1:5 (w/v) metoduna uygun olarak 15 g hava kuru numune 75 ml saf su ilave edilerek, 1 saat çalkalanıp, ardından basınç pompası ile Whatman 42 filtre kâğıdı yerleştirilmiş Buchner hunisinden süzölüp, elde edilen süzöntüde sıcaklık dikkate alınarak EC elektrotu (HACH, HQ14D, US) ile tespit edilmiştir (Dede ve ark, 2017).

Walkley-Black metoduna göre numunenin % organik maddesi; 1 g öğütülmüş (0,15 mm) hava kuru çamur numunesinde, potasyum dikromatın ($K_2Cr_2O_7$), organik karbon bileşikleri ile indirgenmesi ve sonrasında indirgenmeyen dikromatın, ferrous amonyum sülfat ile titre edilerek oksitlenmesi-indirgenmesi ile kuru ağırlıkta tespit edilmiştir (Ryan ve ark., 2001).

Toplam azot içeriği, bileşikler içindeki azotun derişik sülfürik asit ile amonyağa dönüştürülmesi ve amonyağın ortam içinde amonyum sülfat halinde tutulması prensibine dayanan Kjeldahl metodu ile belirlenmiş ve % olarak ifade edilmiştir (Dede ve ark.; 2017).

Mikro (Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Na, Mn) - makro (P, K, Mg, Ca) elementi ve ağır metal (Cr, Cd, Pb) spesifikasyonu Sposito prosedürüne (Sposito et al., 1982) küçük bir değişlikle (Agbenin ve Atin; 2003) işlevsel olarak aşığıdaki gibi tanımlanmıştır;

(1) Suda çözüdür (serbest iyonik form) (mobilize); 5 gr hava kuru ve elekten geçirilmiş numune tartımı alınmış santrifüj tüpüne kondu. Üstüne 25 ml saf su eklendi. Çalkalayıcıda 2 saat çalkalandı ve 3500 rpm'de 10 dakika santrifüjle ayrılarak Whatmann 42 filtre kağıdından 100 ml'lik şişeye süzdürüldü. Süzüntü element tayini için cihaza gönderildi. Santrifüj tüpü tartımı alınarak ikinci adıma geçildi.

(2) Değiştirilebilir (K_2SO_4) (mobilize); eldeki santrifüj tüpü ve numune üzerine 25 ml 0,25 M K_2SO_4 çözeltisi eklenere 16 saat çalkalayıcıda çalkalandı ve 3500 rpm'de 10 dakika santrifüjle ayrılarak Whatmann 42 filtre kağıdından 100 ml'lik şişeye süzdürüldü. Süzüntü ağır metal tayini için cihaza gönderildi. Santrifüj tüpü tartımı alınarak üçüncü adıma geçildi.

(3) Organik bağlı (NaOH) (mobilize edilebilir); eldeki santrifüj tüpü ve numune üzerine 25 ml 0,5 M NaOH çözeltisi eklenere 16 saat çalkalayıcıda çalkalandı ve 3500 rpm'de 10 dakika santrifüjle ayrılarak Whatmann 42 filtre kağıdından 100 ml'lik şişeye süzdürüldü. Süzüntü ağır metal tayini için cihaza gönderildi. Santrifüj tüpü tartımı alınarak dördüncü adıma geçildi.

(4) İnoksitlerle Bileşik Oluşturmuş (EDTA) (mineral kısma bağlanmış, çökemiş) (mobilize edilebilir); eldeki santrifüj tüpü ve numune üzerine 25 ml 0,5 M EDTA çözeltisi eklenere 6 saat çalkalayıcıda çalkalandı ve 3500 rpm'de 10 dakika santrifüjle ayrılarak Whatmann 42 filtre kağıdından 100 ml'lik şişeye süzdürüldü. Süzüntü ağır metal tayini için cihaza gönderildi.

(5) Kalıntı (Residual) (Toplam element konsantrasyonundan yukarıda belirtilen adımlardan elde edilen sonuçların çıkartılması ile hesaplandı) (Toplam element konsantrasyonu, 250 mg numune üzerine 6 ml HNO₃ (65%), 1 ml H₂O₂ (30%) eklenerek mikrodalga yakma ünitesi (SorisoIe-Bg, İtalya) 10 dakika 170 °C, 15 dakika 200 °C, 10 dakika 100 °C ve 10 dakika 100 °C olmak üzere toplam 45 dakika yakılarak ve numuneler soğutulduktan sonra ultra saf su ile 25 ml'ye tamamlanarak ölçülmüştür.)

Filtrelenen tüm süpernatantlar, ağır metal ve mikro-makro element spesifikasyonu elde etmek için İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometresi (ICP-OES) (ARCOS FHE16, Kleve-Almanya) ile doğrudan analiz edildi.

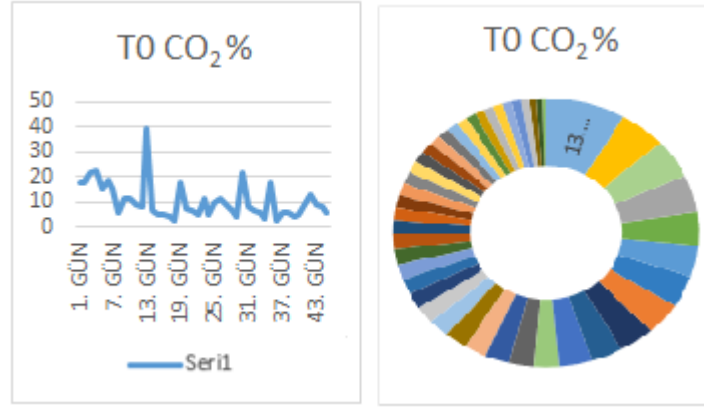
Biyoyararlanım faktörü (BF), suda çözünebilen ve değiştirilebilen fraksiyonlardaki (1 ve 2) metal içeriğinin toplam metal içeriğine oranı olarak tanımlandı ve hesaplanmıştır (Cui ve diğerleri, 2020).

4. ARAŞTIRMA VE BULGULARI

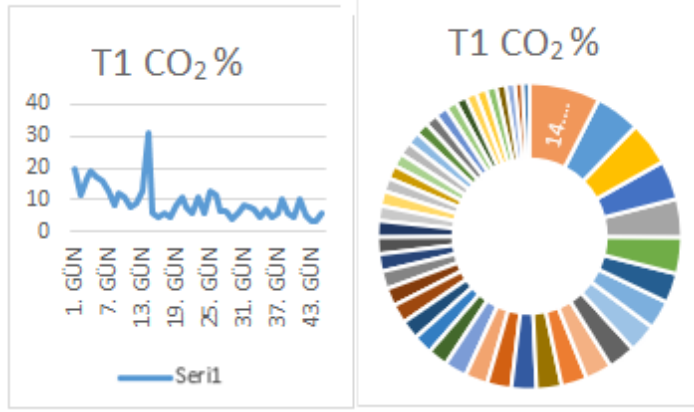
4.1. Kompost Parametreleri

Kompostlarda tespit edilen gaz oluşumu (CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2S) grafikleri aşağıda verilmiştir (Şekil 4.1.-4.16.).

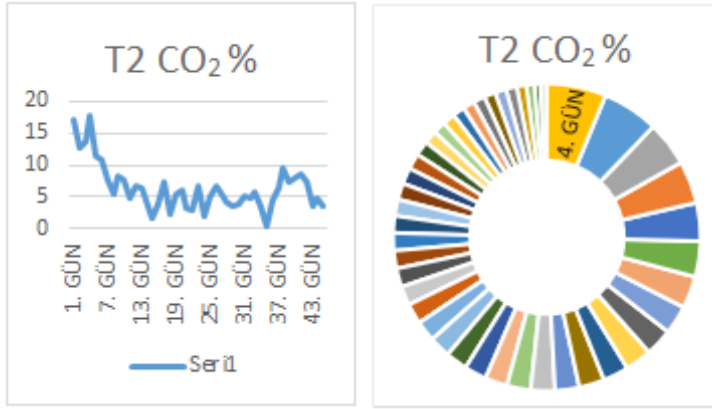
CO_2 , kompostlamanın ilk günlerinde kolay ayrışabilen karbon içeren maddelerin biyolojik yollarla ayrışması sonucu hızla artış göstermiştir. Biyolojik yollarla ayrışabilen karbonun ortamda tükenmesi ile bu oran düşüşe geçme eğiliminde olacaktır, ancak bizim kompostumuz karıştırmalı yığın kompost olup hergün düzenli karıştırıldığından havalandırma ile komposta giren O_2 , mikroorganizmaların CO_2 oranını küçük miktarlarda arttıracak yönde faaliyetlerini devam ettirmelerini sağlamaktadır. Kompostlama esnasında reaktörlerde ölçülen CO_2 değerleri Şekil 4.1.-Şekil4.4. 'de verilmiştir.



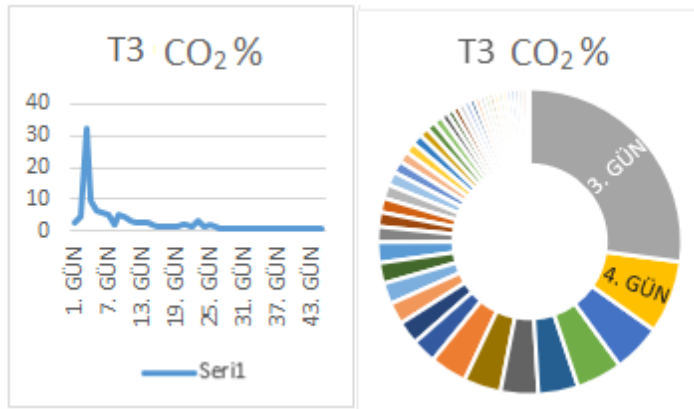
Şekil 4.1. Kompostlama sırasında T0 kompostunun çıkış gazında CO_2 içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.2. Kompostlama sırasında T1 kompostunun çıkış gazında CO₂ içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.3. Kompostlama sırasında T2 kompostunun çıkış gazında CO₂ içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.4. Kompostlama sırasında T3 kompostunun çıkış gazında CO₂ içeriğinin zamanla değişimi.

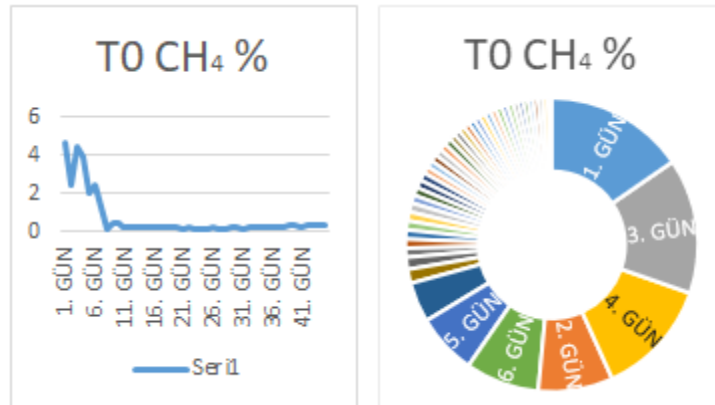
T0 kontrol grubuna ait CO₂ değerleri, 13. günde en yüksek değerine ulaşmıştır. CO₂ değerinin ilk haftada daha düşük değerlerde seyretmesi biyokütle kül ilavesi olmadan sadece odun talaşı ile kompostun havandırmasının nem muhtevasını düşürmede etkisini yavaş gösterdiğini mikroorganizmalar için uygun aerobik koşulların geç olgunlaştığını göstermektedir (%12).

T1 grubu en düşük biyokütle külü ilavesi yapılan gruptur. Kompost olgunlaştıkça CO₂ değerinde genel olarak istikrarlı azalmalar görülmüştür. CO₂ uzaklaştırmada biyokütle külü yaklaşık %14'lik bir başarı sergilemiştir. Ölçümlerin en yüksek değeri 13. günde %31,1 olarak tespit edilmiş, takip eden günlerde ise hızla azalmıştır. Bu durum kompostta nem artışı ile yorumlanmıştır.

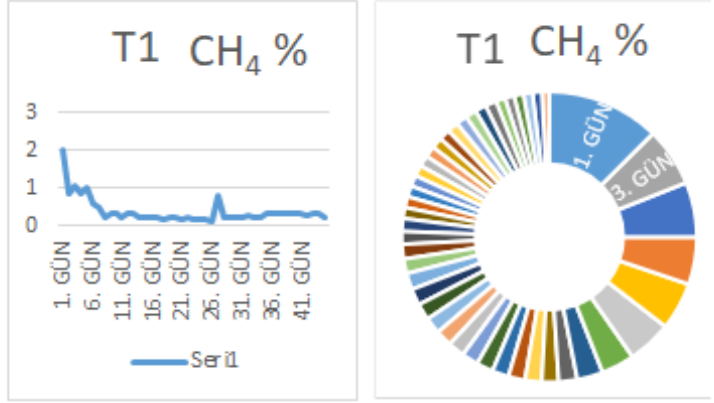
T2 kompostunun CO₂ değerleri beklendiği gibi ilk günlerde artış göstermiş 7. gün en yüksek değerine ulaşarak bunu seyreden günlerde düşüşe geçmiştir. O₂ değişimine bağlı mikroorganizma faaliyetleri ile minör artışlar sergilemiştir. Kompostun sıcaklık değerlerine göre istikrarlı değişim sergilemiştir.

T3 grubunda, CO₂ en yüksek salınım değerine ikinci günde ulaşmış seyreden günlerde ise CO₂ oranı hızla düşmüş ölçümler istikrarlı değerlerde alınmıştır. Kompostun havalandırmasına bağlı CO₂ salınımı minimum düzeydedir.

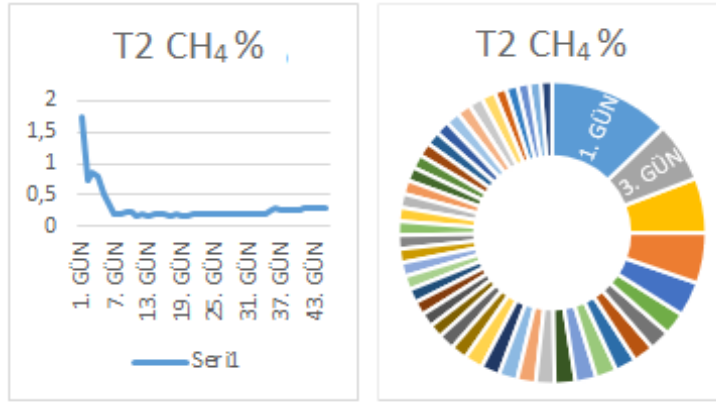
Kompostlama esnasında reaktörlerde ölçülen CH₄ değerleri Şekil 4.5. - Şekil 4.8.'de verilmiştir. CH₄ değişimleri reaktörler bazında genel olarak beklendiği gibi gerçekleşmiştir. Ölçülen emisyonlar önceki çalışmalardakine benzer şekilde tutarlılık göstermiştir.



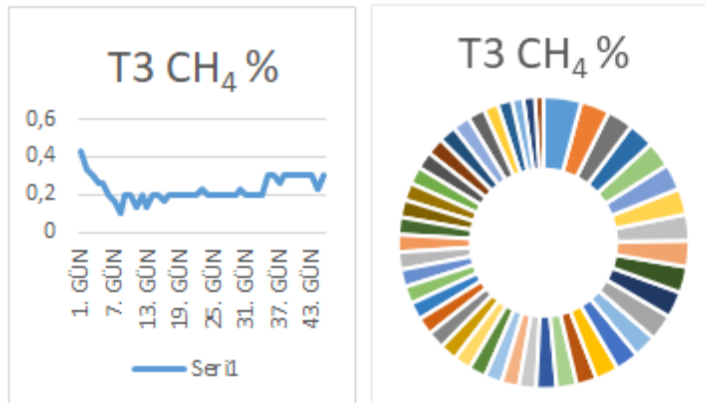
Şekil 4.5. Kompostlama sırasında T0 kompostunun çıkış gazında CH₄ içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.6. Kompostlama sırasında T1 kompostunun çıkış gazında CH₄ içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.7. Kompostlama sırasında T2 kompostunun çıkış gazında CH₄ içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.8. Kompostlama sırasında T3 kompostunun çıkış gazında CH₄ içeriğinin zamanla değişimi.

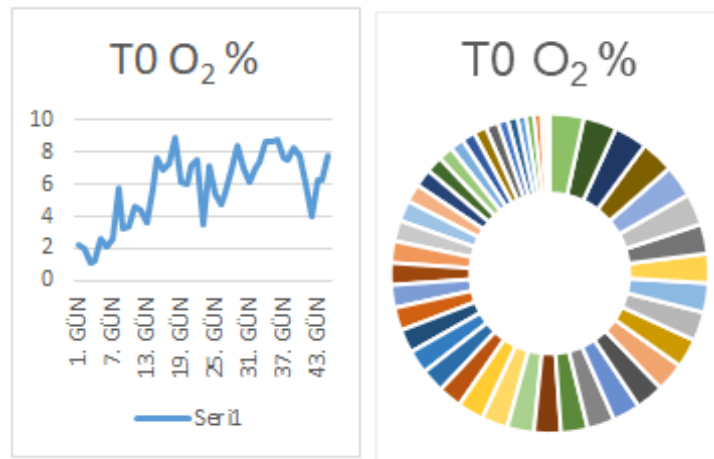
Asedik asitin mertanojenlerce deoksidizasyonu yoluyla anaerobik şartlarda gerçekleşen CH₄ salınımı T0 grubunda 10. güne kadar ölçüm değerlerinde farklı dağılımlar sergilemiş 10. gün itibarı ile yaklaşık %0,2 değerinde minör dalgalanmalarla seyretmiştir. T0'ın kontrol grubu olması, içeriğinde biyokütle külü eklenmemiş olması kompostun ilk günlerde metan salınımının yüksek seyretmesinin sebebidir.

T1 grubunda CH₄ salınımı ilk 7 günde %0,2 değerine yaklaşmış kompostlamanın 27. günü hariç, diğer günlerinde %0,2–%0,3 aralığından seyretmiştir. 27. gün %0,8 değerine kadar yükselmiştir. Bunun sebebi muhtemelen kompostun havalandırmasının az gelmesidir. CH₄ salınımı genel olarak beklendiği gibi seyretmiştir.

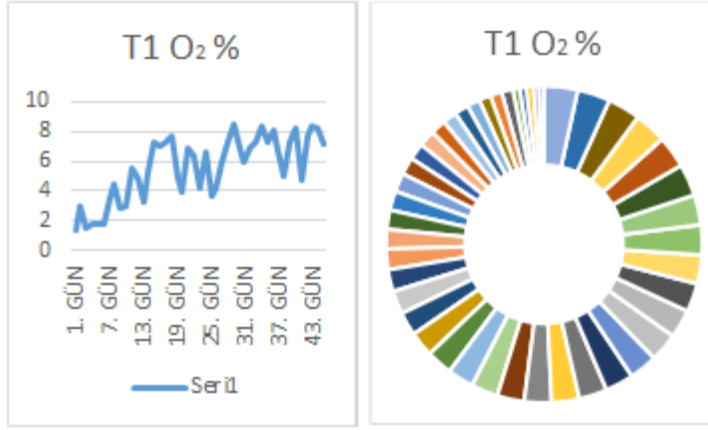
T2 grubunda CH₄ salınımı ilk 6 günde %0,2 değerine yaklaşmış devam eden günlerde ortalama %0,2–%0,3 aralığında seyretmiştir. CH₄ salınımı genel olarak beklendiği gibi gerçekleşmiştir.

T3 grubunda ise CH₄ salınımı ilk 4 günde %0,2 değerine yaklaşmış, devam eden günlerde %0,2–%0,3 aralığında seyretmiştir. CH₄ salınımı genel olarak beklendiği gibi gerçekleşmiştir.

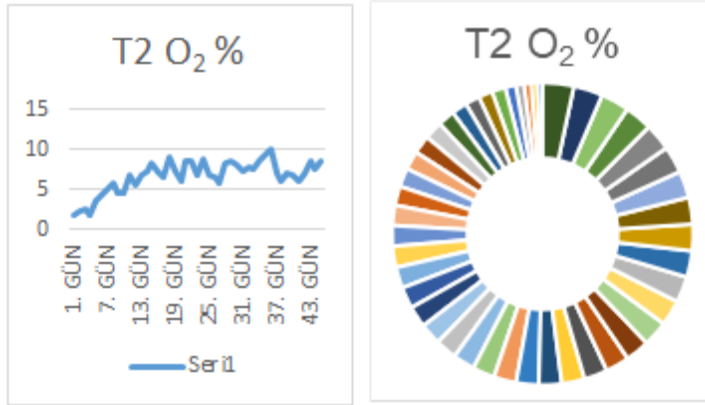
Kompostlama esnasında reaktörlerde ölçülen O₂ değerleri Şekil 4.9. – Şekil 4.12.'de verilmiştir. O₂ konsantrasyonu değişimi yığın karıştırmalı kompostlama sistemi tercih etmemiz sebebi ile hızlı artış ve azalışlar göstermiştir.



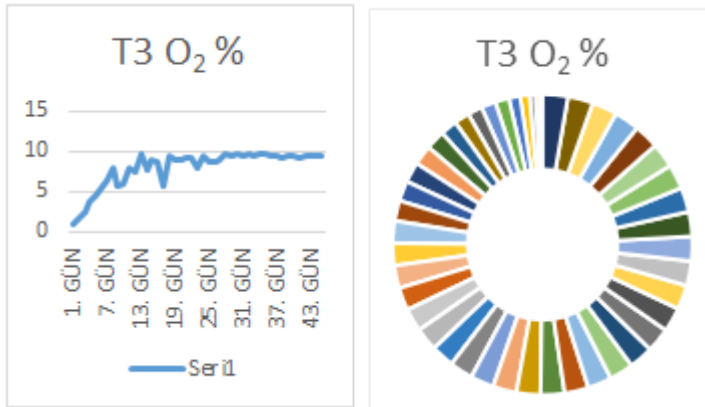
Şekil 4.9. Kompostlama sırasında T0 kompostunun çıkış gazında O₂ içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.10. Kompostlama sırasında T1 kompostunun çıkış gazında O₂ içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.11. Kompostlama sırasında T2 kompostunun çıkış gazında O₂ içeriğinin zamanla değişimi.



Şekil 4.12. Kompostlama sırasında T3 kompostunun çıkış gazında O₂ içeriğinin zamanla değişimi.

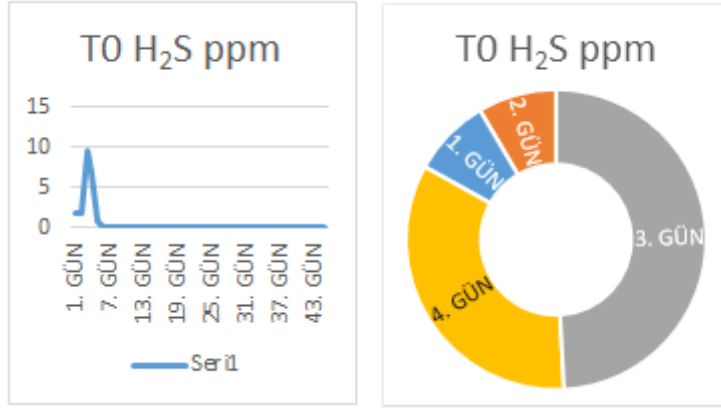
T0 grubu oksijen konsatrasyonu ölçümleri incelediğinde kompostun ilk günlerinde çamurdaki nemin fazlalığı ile düşük oranlarda seyreden O₂ ilk sekiz gün mikroorganizmaların faaliyetinde yoğun kullanıldığı için düşük seyretmiş, kolay ayrışabilir karbonların tamamen parçalanması sonucu sekizinci günde artış göstermiştir. Her gün düzenli karıştırıldığından O₂ oranları hızla artış ve azalış eğilimleri göstermiş olup genel olarak yaklaşık %4- %7 arasında tespit edilmiştir.

T1 grubu oksijen konsatrasyonu ölçümleri incelediğinde ilk beş günden sonra %4'ün üzerine çıkarak sürecin geri kalanında yüksek oranlarda kalmıştır. İlk günlerde tespit edilen O₂ seviyesinin düşüklüğü, mikroorganizmaların bu dönemde O₂'ye yoğun ihtiyaç duymasından kaynaklanmaktadır. Düzenli karıştırıldığından O₂ oranları hızla artış ve azalış eğilimleri göstermiş ve genel olarak yaklaşık %5- %8 aralığında tespit edilmiştir.

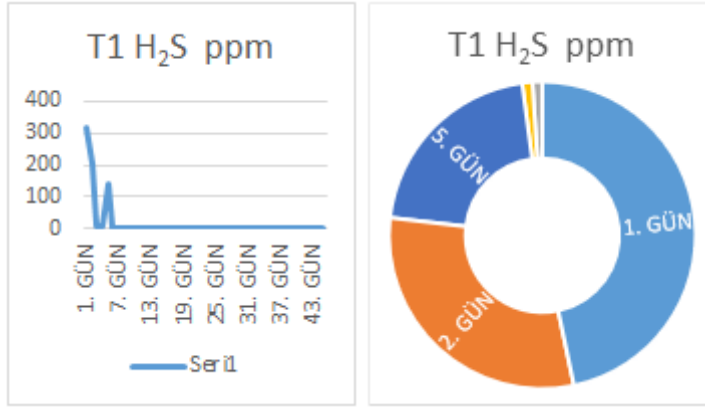
T2 grubu oksijen konsatrasyonu ölçümleri incelediğinde %5 - %10 aralığında seyrettiği 7 Kasım tarihinde yüksek değere ulaştığı, sürecin geri kalanında yine %5-10 aralığında devam ettiği görülmüştür. İlk beş güne kadar %5'in altında seyreden O₂ seviyesinin ilk günlerdeki düşüklüğünün mikroorganizmal faaliyetler sonucu olduğu tahmin edilmektedir. Kompostun CO₂ ölçümlerinde diğer örneklere göre yüksek dalgalanmalar göstermesine rağmen istikrarlı olarak O₂ değerleri düşük seyretmiştir.

T3 grubu en yüksek biyokütle külü oranına sahip olup O₂ konsantrasyonları ilk olarak 7. günde %5'in üzerine çıkarak kompostlama sürecinin genelinde %5- %10 aralığında istikrarlı seyretmiştir. 14. günde yaklaşık %32 ile en yüksek değerine ulaşmıştır. Diğer gruplarda olduğu gibi ilk 8 gün %5'in altında seyrettiği, sonraki günlerde düzenli karıştırma sebebi ile minör artış azalışlar sergilediği görülmüştür.

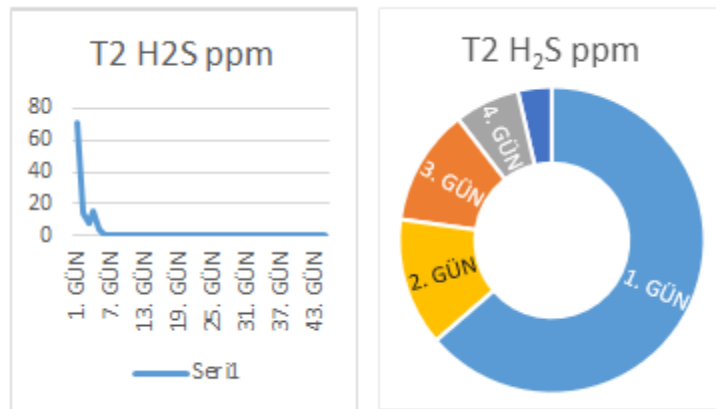
H₂S oluşması için kompostun anaerobik şartları sağlaması gereklidir. Bu sebeple çalışmamızda H₂S ölçümleri kompostlama sürecinin sadece ilk 5 günlük sürecinde tespit edilebilmiştir. Kompostlama esnasında reaktörlerde ölçülen H₂S değerleri Şekil 4.13.- 4.16.'da verilmiştir.



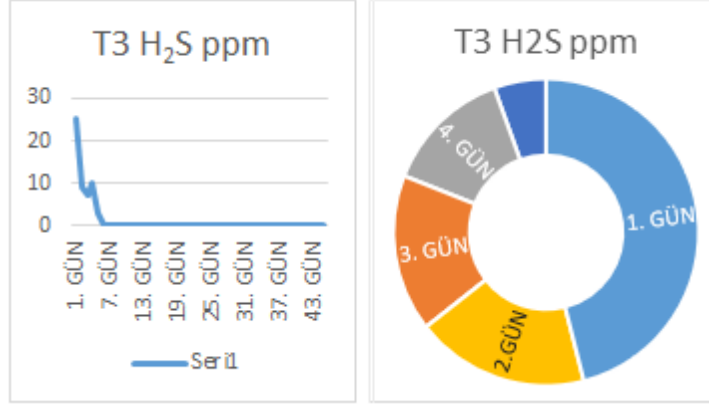
Şekil 4.13. Kompostlama sırasında T0 tekerrülerinin ortalama H₂S ölçümleri.



Şekil 4.14. Kompostlama sırasında T1 tekerrülerinin ortalama H₂S ölçümleri.



Şekil 4.15. Kompostlama sırasında T2 tekerrülerinin ortalama H₂S ölçümleri.



Şekil 4.16. Kompostlama sırasında T3 tekerrülerinin ortalama H₂S ölçümleri.

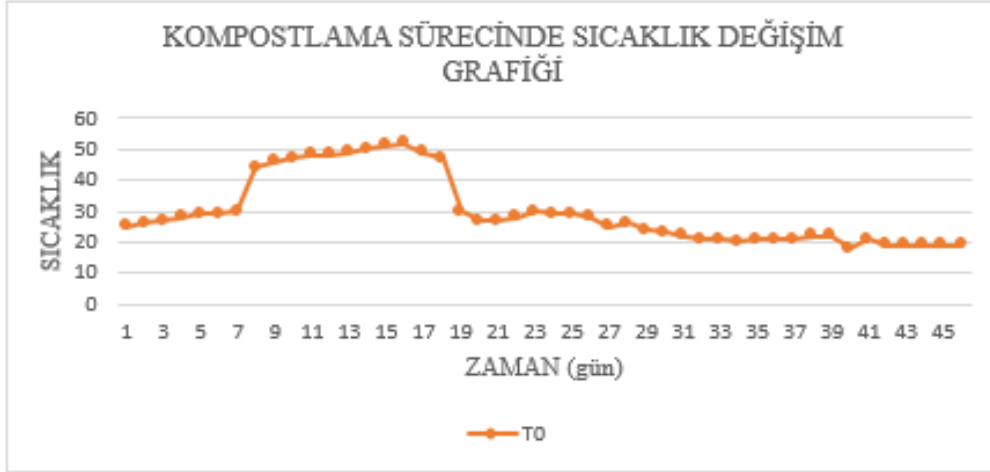
T0 kontrol grubunda H₂S giderimi ilk 5 günlük süreçte sağlanmış, grupta biyokütle külü ilavesi olmamasına rağmen ortalamalarda en fazla 9,6 ppm değeri ölçülmüştür. Karıştırmalı kompostun O₂ temini sayesinde devam eden günlerde H₂S değeri ölçülememiştir.

T1 grubunda H₂S giderimi beş günlük süreçte sağlanmış, değerler genel olarak 100 ppm'in üzerinde ölçülürken 3. ve 4. gün yaklaşık 7 ppm'lik ölçümler alınmıştır. Biyokütle ilavesinin mikroorganizma faaliyetleri ve karıştırmalı kompostun O₂ ihtiyacını karşılaması sonucunda anaerobik ortam oluşmamış devam eden günlerde H₂S değeri ölçülememiştir.

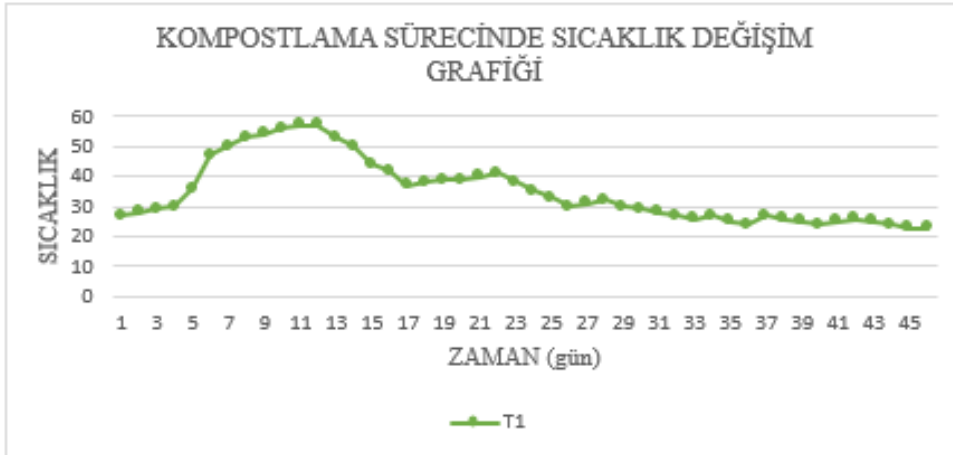
T2 grubunda H₂S giderimi beş günlük süreçte sağlanmış, değerler düzenli düşüş sergileyerek altıncı gün itibarı ile sıfır değerine ulaşmıştır. %7 biyokütle külü ilavesi olan grubun H₂S değeri en fazla 53 ppm değerinde ölçülmüştür. Biyokütle kül ilavesinin mikroorganizma faaliyetleri ve karıştırmalı kompostun O₂ ihtiyacını karşılaması sonucunda anaerobik ortam oluşmamış, devam eden günlerde H₂S değeri ölçülememiştir.

T3 grubunda H₂S giderimi beş günlük süreçte sağlanmış, değerler düzenli düşüş sergileyerek 6. gün itibarı ile sıfır değerine ulaşmıştır. Biyokütle kül ilavesinin en yüksek olduğu gruptur. Sürecin 16. gününde 2,86 ppm değerinde bir H₂S yükselişi gerçekleşmiştir. Sürecin başında en fazla 25 ppm ile en düşük H₂S ölçümü veren grup olmuştur. Biyokütle külü ilavesi en yüksek grup olup bunun sayesinde hızlı giderim gerçekleşmiştir.

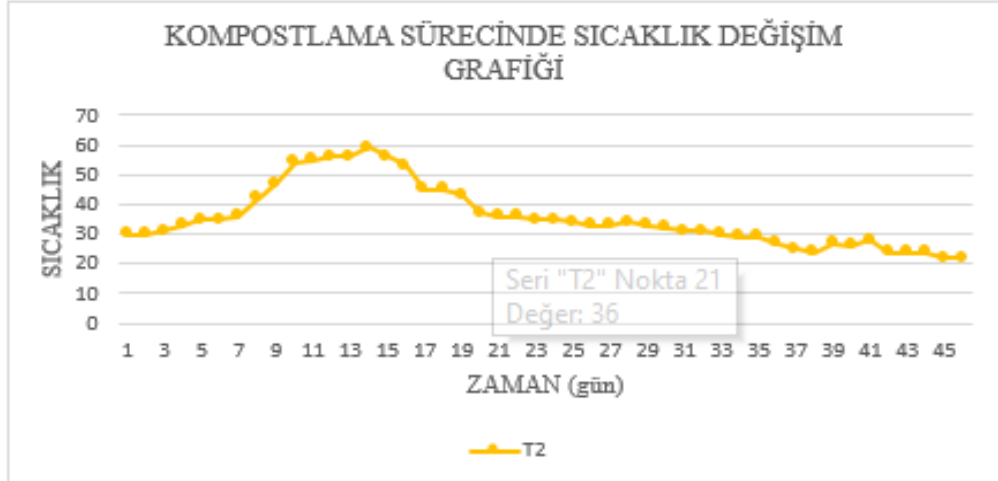
Aerobik bir ayrışma sürecini teşvik eden ve yüksek (termofilik) ayrışma sıcaklıklarının gelişmesini sağlayan karıştırmalı yığın kompostlama yönteminde takip edilmesi gereken diğer bir önemli parametrede sıcaklıktır. Kompostlama esnasında reaktörlerde ölçülen sıcaklık değerleri Şekil 4.17.- 4.20.'de verilmiştir.



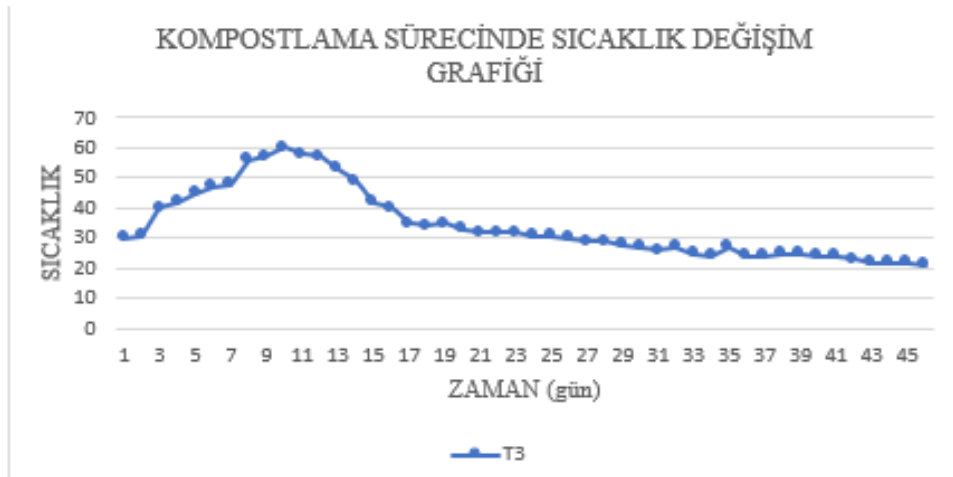
Şekil 4.17. Kompostlama sırasında: T0 grubunda sıcaklık değişimi.



Şekil 4.18. Kompostlama sırasında T1 grubunun sıcaklık değişimi.



Şekil 4.19. Kompostlama sırasında T2 grubunun sıcaklık değişimi.



Şekil 4.20. Kompostlama sırasında T3 grubunun sıcaklık değişimi.

Kompostlama işleminde esnasında T0 kontrol grubunun sıcaklık değişimi Şekil 4.17’de verilmiştir. Kompostlama sıcaklığı başlangıç aşamasında kademeli olarak artış göstermiş, en yüksek değere ulaştığı termofilik faz 5 gün sürmüştür. Mezofilik fazda sıcaklık hızlı artış göstermiştir. Daha sonra sıcaklık yavaş yavaş azalarak kompost olgunluğa ulaşmıştır. Kompostun maksimum sıcaklığının 52 °C’ye ulaşması 16 gün sürmüştür. Bunun sebebi mikrobiyal bozunmada biyolojik parçalanabilir karbon fraksiyon değeri düşük olan odun talaşının ilavesinin elverişli koşullar sağlamaya yetersiz kalması görülmüştür (Huang ve ark. 2004).

Kompostlama işleminde esnasında T1 grubunun sıcaklık değişimi Şekil 4.18’de verilmiştir. Sıcaklık, kompostlama süresine uygun olarak başlangıç aşamasında

kademeli olarak artış göstermiş, en yüksek değere ulaştığı termofilik faz 5 gün sürmüştür.

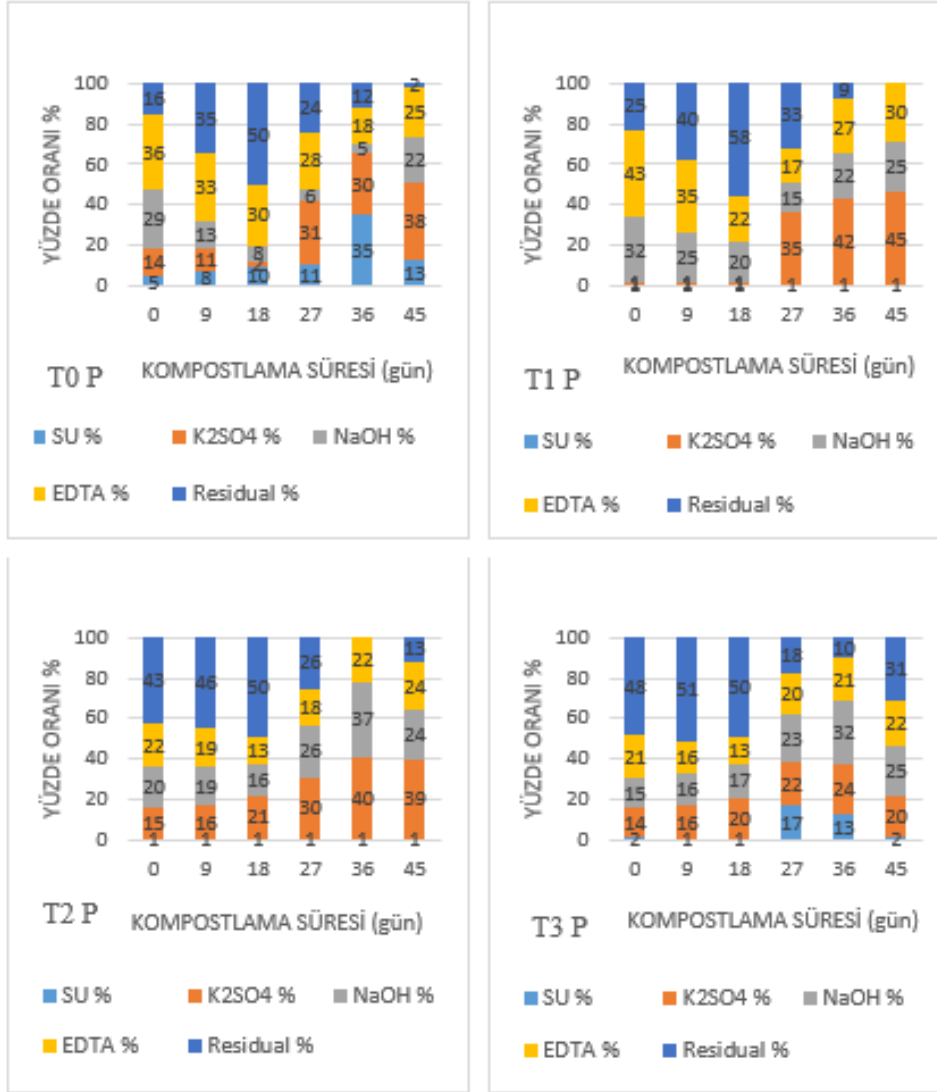
Mezofilik fazda sıcaklık 5. günden itibaren hızla artış göstermiştir. Daha sonra sıcaklık yavaş yavaş azalarak kompost olgunluğa ulaşmıştır. Biyokütle külü ilavesi sıcaklığın artışını hızlandırmıştır. Kompostun maksimum sıcaklığının 57 °C'ye ulaşması 12 gün sürmüştür.

Kompostlama işlemi esnasında T2 grubunun sıcaklık değişimi Şekil 4.19'da verilmiştir. Sıcaklık, kompostlama sürecine uygun olarak başlangıç aşamasında kademeli olarak artış göstermiş, sıcaklık en yüksek değere ulaştığı termofilik faz 7 gün sürmüştür. Mezofilik fazda sıcaklık 5. günden itibaren hızla artış göstermiştir. Daha sonra sıcaklık yavaş yavaş azalarak kompost olgunluğa ulaşmıştır. Biyokütle külü ilavesi sıcaklığın artışını hızlandırmıştır. Kompostun maksimum sıcaklığının 59 °C'ye ulaşması 12 gün sürmüştür.

Kompostlama işlemi esnasında T3 grubunun sıcaklık değişimi Şekil 4.20'de verilmiştir. Sıcaklık, kompostlama sürecine uygun olarak başlangıç aşamasında kademeli olarak artış göstermiş, sıcaklık en yüksek değere ulaştığı termofilik faz 7 gün sürmüştür. Mezofilik fazda sıcaklık 3. günden itibaren hızla artış göstermiştir. Daha sonra sıcaklık yavaş yavaş azalarak kompost olgunluğa ulaşmıştır. Biyokütle külü ilavesi en yüksek grup olması sıcaklığın artışını hızlandırmıştır. Kompostun maksimum sıcaklığının 60 °C'ye ulaşması 10 gün sürmüştür.

4.2. Kompostlama Sırasında Mikro-Makro Element Spesifikasyonu Parametreleri

Kompostlama sürecinde P (fosfor-makro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.21.'de verilmiştir.



Şekil 4.21. Kompostlama sürecinde P fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

P fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, 0, 9 ve 18. günlerde yüzde dağılımında kontrol uygulamasında (T0), inoksitlere bağlı (EDTA) P oranının baskın olduğu görülmüştür. Biyokütle külü eklenmiş T1, T2 ve T3 gruplarında ise P yüzdesi kalıntı (residual) formda baskın olarak tespit edilmiştir. T0'da tüm tekerrürlerde 36. güne kadar inoksitlerle bileşik oluşturmuş (mineral kısma bağlanmış, çökelmiş) P azalma sergilemiş (%36-18), 45. günde ise yükselmiştir (%25). Organik bağlı

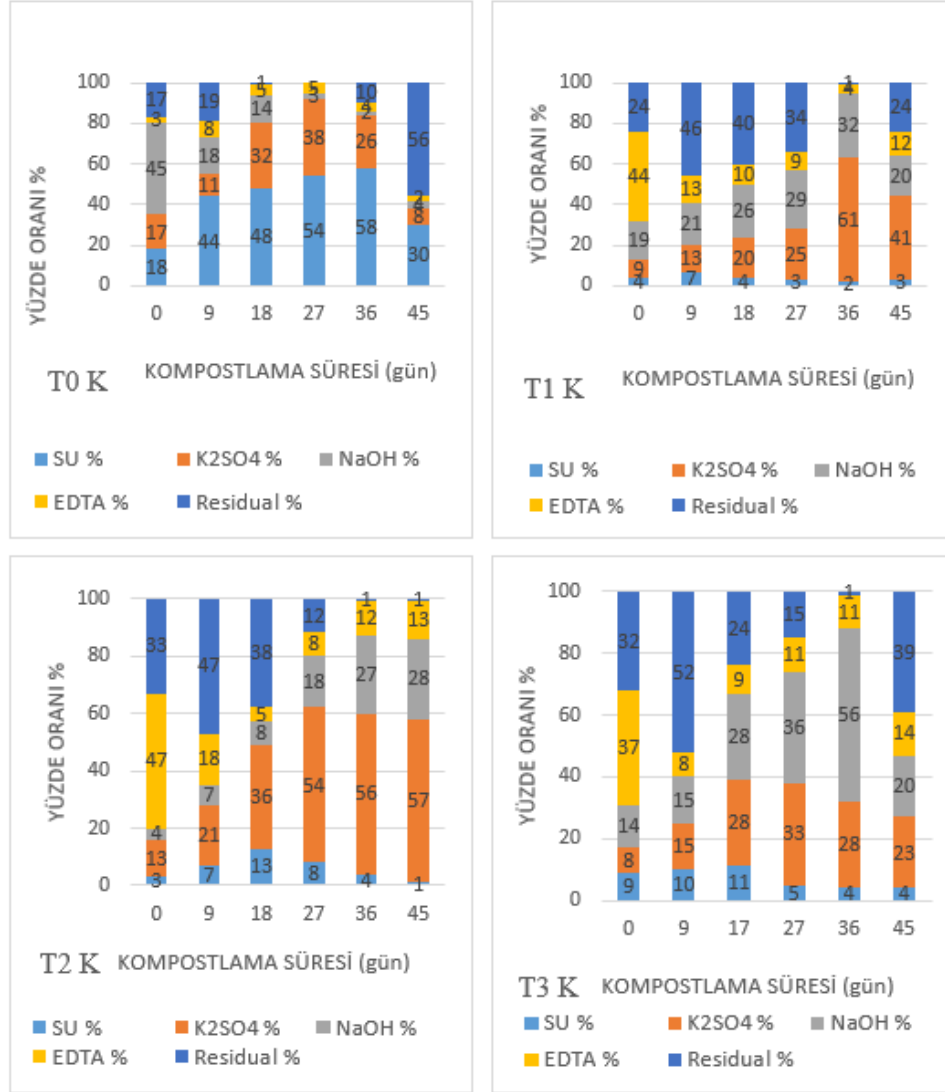
(mobilize edilebilir) P, benzer şekilde 36. güne kadar azalmış (%29-5), 45.günde ise artmıştır (%22). Değiştirilebilir formdaki (mobile) P, kompostlama sürecinin 18. gününe kadar azalma (%14-2) göstermiş, 27. günden itibaren yükselişe (%38) geçmiştir. Suda çözünür P (serbest iyonik form) (mobilize), 36. güne kadar artma göstermiş (%5-35), 45.günde düşüşe geçmiştir (%13).

Kül ilave edilmiş T1 uygulamasında kompostlama süreci ilerledikçe suda çözünür-P oranı azalma göstermiştir (<%1). Değiştirilebilir-P oranı, 27. güne kadar düşük (<%1) saptanırken, 27. günden itibaren yükselişe (%35-45) geçmiştir. Organik bağlı-P, 27. güne kadar azalırken (%32-15), 36. ve 45. günlerde artmıştır (%25). İnoksitlerle bileşik oluşturmuş P oranı benzer şekilde 27. güne kadar azalırken (%43-17), 36. ve 45. günlerde artmıştır (%27-30). 0, 9 ve 18. günlerde baskın oran inoksitlerle bileşik oluşturmuş-P ve kalıntı-P (residual) olurken, 27. günden itibaren yerini değiştirilebilir-P'ye bırakmıştır.

T2'de suda çözünür-P çok düşük oranlarda (<%1) tespit edilmiştir. Değiştirilebilir-P, 36. güne kadar artış göstermiş (%15-40), 45. günde %39'a gerilemiştir. Organik bağlı-P, 18. güne kadar azalmış (%20-16), 27. günden sonra artmıştır (%26-37). Ancak 45. günde %24'e gerilemiştir. İnoksitlerle bileşik-P, 18. güne kadar azalmış (%22-13), 27. günden sonra artmıştır (%24). Kalıntı-P'e baktığımızda ise kompost sürecinin ilk günlerinde yüksek seyretmiş (%43-50), ilerleyen günlerde düşük tespit edilmiştir (%26-13).

T3'de diğer uygulamalardan farklı olarak suda çözünür-P 18. Güne kadar düşük olmuş (<%1) ancak 27. Günden itibaren yükselmiştir (%17-13). 45. Günde ise %2'ye gerilemiştir. Değiştirilebilir-P 36. Güne artmıştır (%14-24), 45. Günde %20'ye gerilemiştir. Organik bağlı-P benzer şekilde 36. Güne artmış (%15-32), 45. Günde %25'e gerilemiştir. İnoksitlerle bileşik-P, 18. güne kadar azalmış (%21-13), 27. günden sonra artmıştır (%20-22). Kalıntı-P'e ise T2 uygulamasında olduğu gibi kompost sürecinin ilk günlerinde yüksek seyretmiş (%48-50), ilerleyen günlerde düşük tespit edilmiştir (%18-10).

Kompostlama sürecinde K (potasyum-makro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.22.'de verilmiştir.



Şekil 4.22. Kompostlama sürecinde K fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

K fraksiyonlarındaki dinamik değişimlere baktığımızda, genel olarak T0 kontrol uygulamasında suda çözünür-K birincil oran olurken, kül ilavesi (T1, T2, T3) değiştirilebilir-K fraksiyonunu arttırmıştır. Kül oranının en yüksek olduğu T3'de ise organik bağlı-K en yüksek fraksiyon dağılımı göstermiştir. Proses sürecinin ilerlemesi ile özellikle T1 ve T2'de suda çözünür-K, inoksitlere bağlı-K ve organik bağlı-K yerini değiştirilebilir-K (mobile) fraksiyonuna vermiştir. T3'de ise değiştirilebilir-K ve inoksitlerle bileşik-K yerini organik bağlı-K'ya vermiştir.

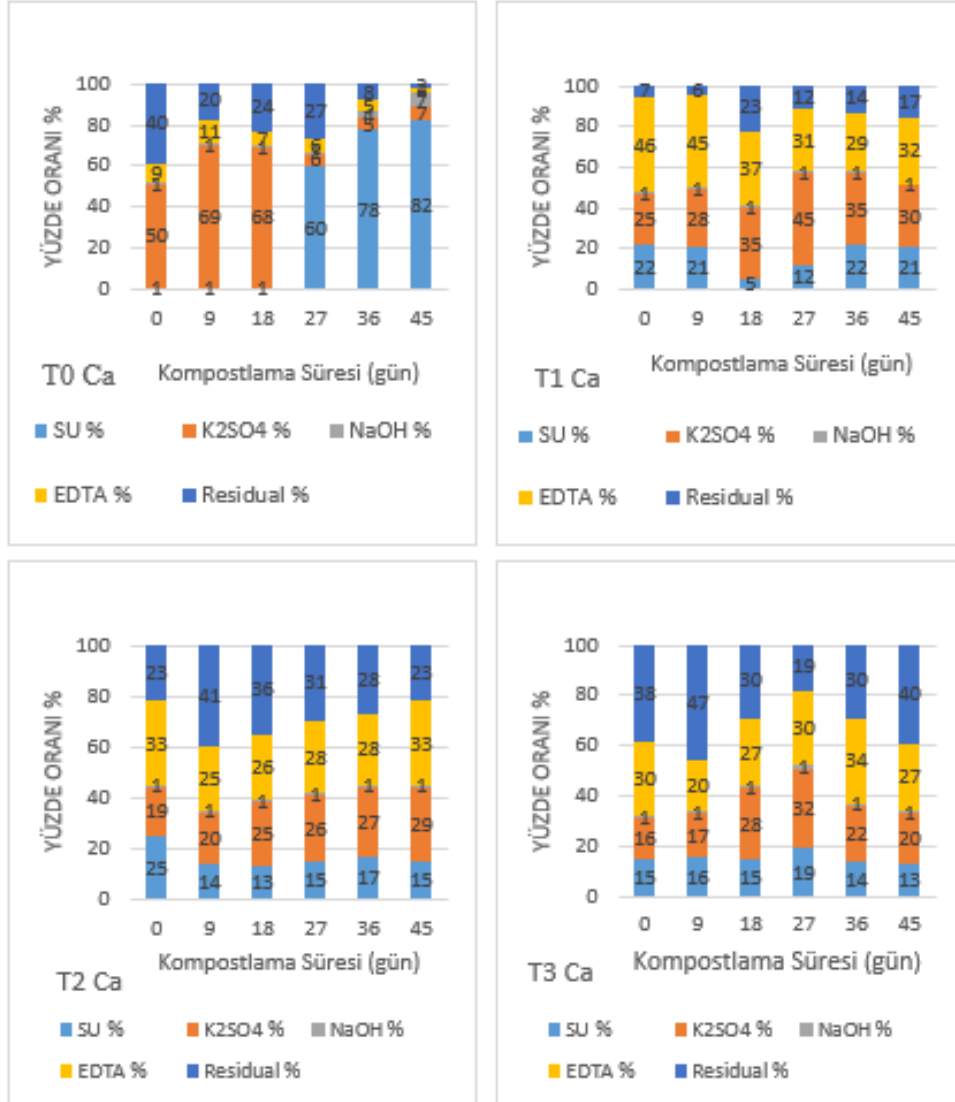
T0 uygulamasında suda çözüner-K 36. güne kadar yüksek oranda artmış (%18-58), 45. günde azalmıştır (%30). Değişirilebilir-K genel olarak 27. güne kadar yükseliş göstermiş (%17-38) 36. günden itibaren azalmıştır (%26-8). Organik bağı-K azalış eğilimi göstermiştir (%45-2). İnoksitlerle bileşik-K, diğer fraksiyonlara göre düşük dağılım göstermiş (%3-5) arağılında seyretmiştir.

T1'de suda çözüner-K oranı % olarak çok düşük bir oranda kalmıştır (%2-7). Değişirilebilir-K 36. güne kadar artmış (%9-61), 45. günde %41'e gerilemiştir. Organik bağı-K benzer şekilde 36. güne kadar artmış (%19-32), 45. günde %20'ye gerilemiştir. İnoksitlerle bileşik-K'da ise kompostun olgunlaşmasıyla birlikte düşüş görülmüştür (%44-4).

T2'de, T1 uygulaması ile benzerlik göstermiştir. Suda çözüner-K oranı düşük tespit edilmiştir (%1-13). Değişirilebilir-K kompost sürecinin ilerlemesi ile birlikte yükseliş göstermiştir (%13-57). Organik bağı-K benzer şekilde prosesin ilerlemesi ile artmıştır (%4-28). İnoksitlerle bileşik-K'da ise 27. güne kadar azalış gözlenmiş (%47-8), 36. günden itibaren hafif artış (%12-13) görülmüştür.

T3'de suda çözüner-K diğer fraksiyonlara göre düşük oranda kalmış ve prosesin ilerlemesi ile birlikte azalış göstermiştir (%10-4). Değişirilebilir-K T1 ve T2'den farklı olarak 27. güne kadar artmış (%8-33), sonrasında 36. ve 45. günlerde azalmıştır (%28-23). Organik bağı-K T1 ile benzerlik göstermiş 36. güne kadar artmış (%14-56), 45. günde azalmıştır (%20). İnoksitlerle bileşik-K ise fraksiyonda düşük oran dağılımı göstermiş, 18. güne kadar azalmış (%37-9), 27. günden itibaren hafif artmıştır (%11-14). Kalıntı-K fraksiyonları T1, T2 ve T3 uygulamalarında genel olarak 18. güne kadar yüksek oranlarda tespit edilmiş ancak 27. günden itibaren yerini daha çok değişirilebilir-K ve organik bağı-K'ya bırakmıştır.

Kompostlama sürecinde Ca (kalsiyum-makro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.23.'de verilmiştir.



Şekil 4.23. Kompostlama sürecinde Ca fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

Kompostlama sürecinde Ca fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, T0 uygulamasında 18. güne kadar değiştirilebilir-Ca oranı birincil fraksiyon olurken 27. günden itibaren suda çözünür-Ca fraksiyonu baskın olmuş, değiştirilebilir-Ca, suda çözünür-Ca fraksiyonuna dönüşmüştür. Biyokütle külü ilave edilmiş T1, T2 ve T3 uygulamalarında organik bağlı-Ca proses sürecinde inoksitlerle bileşik oluşturmuş-Ca ve değiştirilebilir-Ca'a dönüşmüştür.

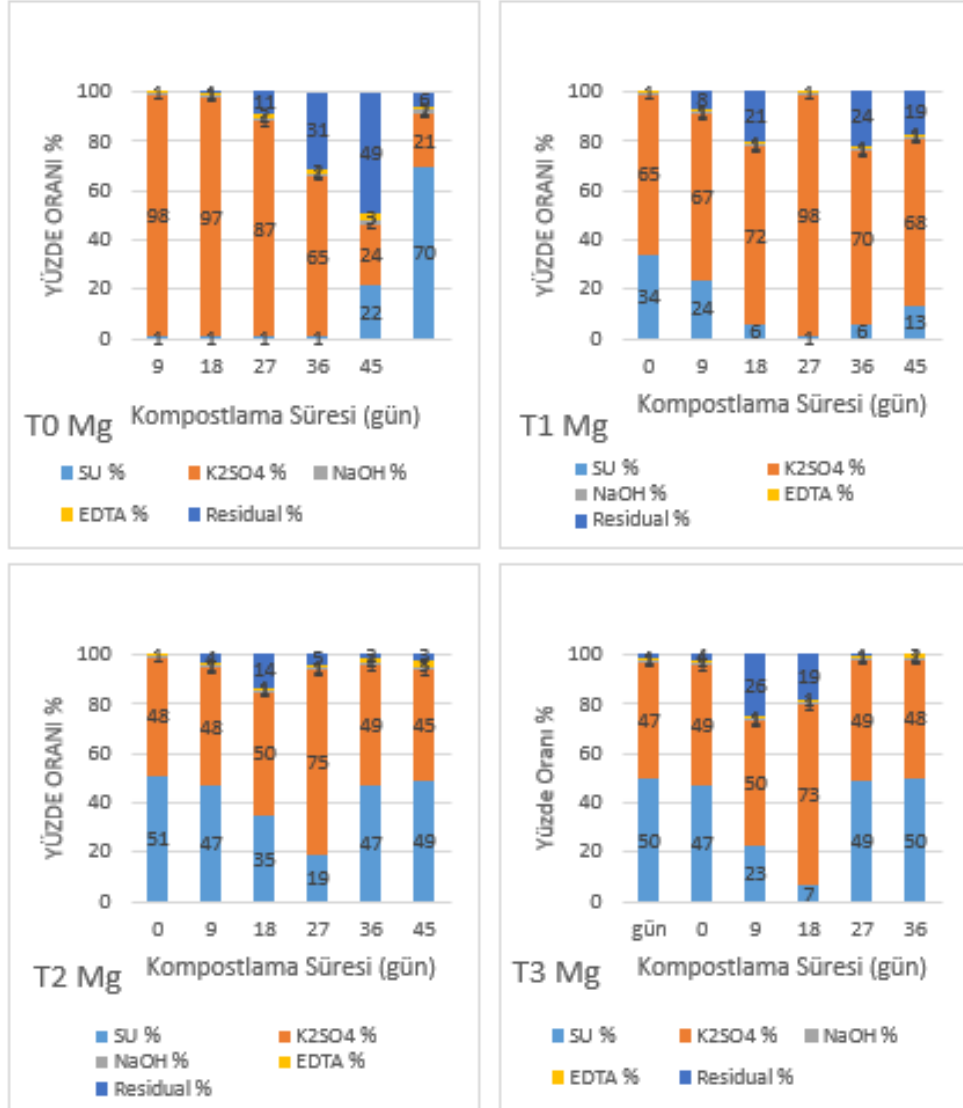
T0 uygulamasında suda çözümlenir-Ca 27. güne kadar çok düşük seyretmiş (%1), bu süreden sonra çarpıcı bir artış gözlenmiştir (%60-82). Bunun aksine 27. güne kadar yüksek seyreden değiştirilebilir-Ca (%50-68), bu süreden sonra azalmıştır (%5-7). Organik bağlı-Ca diğer fraksiyonlara göre düşük oranlarda (%1-7) seyretmiştir. İnoksitlerle bileşik-Ca %2-11 aralığında tespit edilmiştir. Kalıntı-Ca sürecin ilerlemesiyle azalmıştır (%40-2).

T1'de değiştirilebilir-Ca ve inoksitlerle bileşik-Ca birincil fraksiyonlardır. Zamana bağlı dağılımlarına baktığımızda inoksitlerle bileşik-Ca 36. güne kadar azalmıştır (%46-29), 45. günde hafif artmıştır (%32). Değiştirilebilir-Ca ise 27. güne kadar artmış, 36. günden sonra azalmıştır (%35-30). Suda çözümlenir-Ca ve kalıntı-Ca fraksiyonları düşük yüzdelerde saptanmıştır. Suda çözümlenir-Ca için %5-22, kalıntı-Ca için %6-23.

T2'de değiştirilebilir-Ca, inoksitlerle bileşik-Ca ve kalıntı-Ca fraksiyonları yakın oranlar sergilemiştir. İnoksitlerle bileşik-Ca %25-33 aralığında seyretmiştir. Değiştirilebilir-Ca fraksiyonları %19-29 aralığında saptanmıştır. Kalıntı-Ca oranları ise %23-41 olmuştur. Organik bağlı-Ca fraksiyonları ihmal edilebilir çok düşük oranlarda tespit edilmiştir (<%1). Suda çözümlenir-Ca oranları ise %13-25 olarak tespit edilmiştir.

T3'de inoksitlerle bileşik-Ca ve değiştirilebilir-Ca fraksiyonları yakın seyretmiş olup artış ve azalışlara baktığımızda genel olarak 27. güne kadar artış (inoksitlerle bileşik-Ca %%20-30) (değiştirilebilir-Ca %16-32) saptanırken, 36. günden sonra her iki fraksiyonda da azalma gözlenmiştir (sırasıyla %27 ve %20). Suda çözümlenir-Ca fraksiyonları yakın değerlerde seyretmiştir (%13-19). Kalıntı-Ca ise benzer şekilde yakın fraksiyonlar sergilemiş %30-40 bandında tespit edilmiştir.

Kompostlama sürecinde Mg (Magnezyum-makro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.24.'de verilmiştir.



Şekil 4.24. Kompostlama sürecinde Mg fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

Kompostlama sürecinde Mg fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, tüm uygulamalarda (T0, T1, T2, T3) değiştirilebilir-Mg fraksiyonunun birincil (baskın) olduğu görülmüştür. T0 kontrol uygulamasında baskın fraksiyon olan değiştirilebilir-Mg oranının 45 günlük kompostlama sürecinde azalma (%98-21) gösterdiği görülmüştür. Kompost sürecinin son aşamasında olgunluğa erişmiş kompost materyalinde ise değiştirilebilir-Mg oranı suda çözünür-Mg fraksiyona (%1-70) meyil etmiş bununla yer değiştirmiştir.

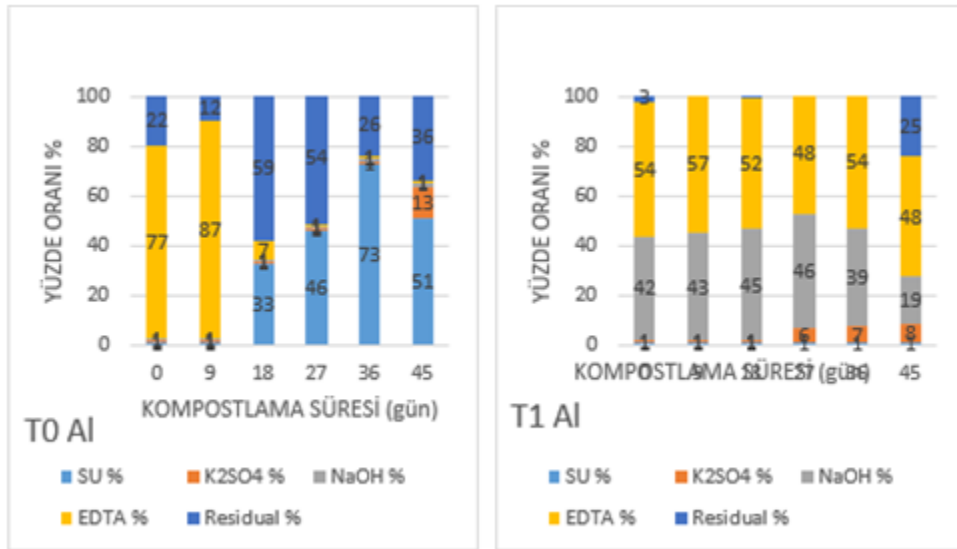
Diğer fraksiyonlar olan organik bağlı-Mg ve inoksitlerle bileşik-Mg yüzdeleri minimal düzeyde kalmış ancak zamana bağlı olarak (36. günde maksimuma (%49) ulaşarak) kalıntı-Mg fraksiyonunda artış (%1-49) gözlenmiştir.

T1’de benzer şekilde değiştirilebilir-Mg fraksiyonu baskın bulunmuş, 27. güne kadar artış (%65-98) göstermiş, bunu takiben 36. ve 45. günlerde düşüş (%70-68) gözlenmiştir. Suda çözünür-Mg yüzdeleri ise 27. güne kadar azalmış (%34-1), 36. günden sonra yükselişe (%6-13) geçmiştir.

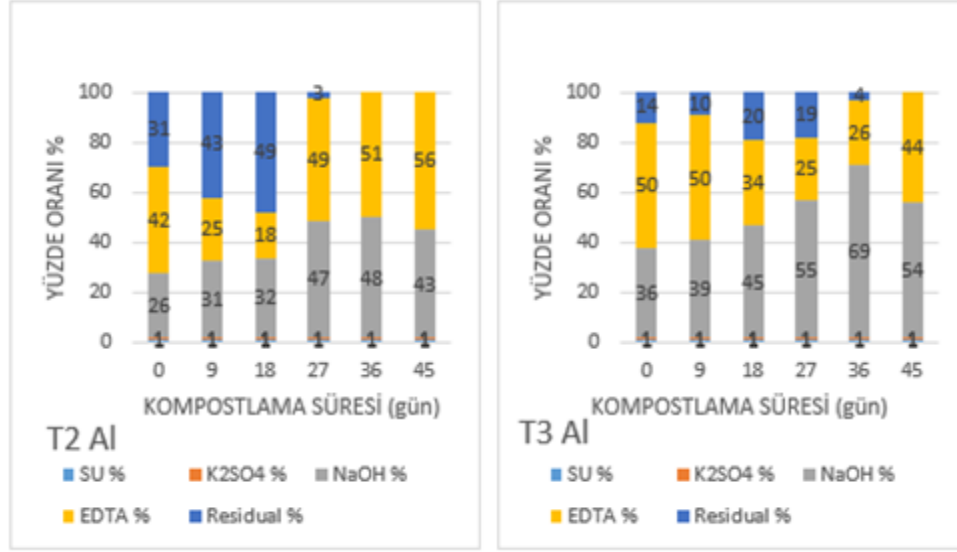
T2’de aynı şekilde değiştirilebilir-Mg fraksiyonu birincil fraksiyon olup dağılımdaki yüzdeleri biraz düşük olmuştur (%50-75). T1 ile benzer olarak 27. güne kadar artmış (%48-75), 36. ve 45. günlerde azalmıştır (%49-45). Suda çözünür-Mg ise yine 27. güne kadar azalış (%51-19) göstermiş, kompostlama sürecinin devam etmesiyle artışa (%47-49) geçmiştir.

T3’deki fraksiyon değişimleri T2 ile yakın seyretmiş olup 27. güne kadar değiştirilebilir-Mg artmış (%47-73), ilerleyen süreçte azalmıştır (%49-48). Suda çözünür-Mg fraksiyonu da 27. güne kadar azalmış (%50-7), 36. ve 45. günlerde artmıştır (%49-50). Organik bağlı-Mg ve inoksitlerle bileşik-Mg fraksiyonları ise tüm uygulamalarda (T0, T1, T2, T3) minimal seviyede kalmıştır.

Kompostlama sürecinde Al (Aluminyum-mikro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.25.’de verilmiştir.



Şekil 4.25. Kompostlama sürecinde Al fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.



Şekil 4.25. Devam Kompostlama sürecinde Al fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

45 günlük kompostlama sürecinde Al elementine ait zamana bağlı fraksiyon dinamikleri incelendiğinde, kül ilaveli T1, T2 ve T3 uygulamalarında organik bağlı-Al ve inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonları birincil olarak tespit edilmiştir. Genel olarak kül ilaveli uygulamalarda 27. güne kadar organik bağlı-Al baskın olurken, ilerleyen süreçte (36. ve 45. günlerde) inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonları artış göstermiştir. T0 kontrol uygulamasında ise baskın olan fraksiyonlar inoksitlerle bileşik-Al ve suda çözünür-Al olmuş, zamana bağlı olarak inoksitlerle bileşik-Al, suda çözünür-Al'ye dönüşmüştür. İnoksitlerle bileşik-Al kompostlama sürecinde azalma (%77-1) göstermiştir. Bunun aksine suda çözünür-Al zamanla artmıştır (%1-73). Değiştirilebilir-Al ve organik bağlı-Al minimum (<%1) seviyede tespit edilmiştir.

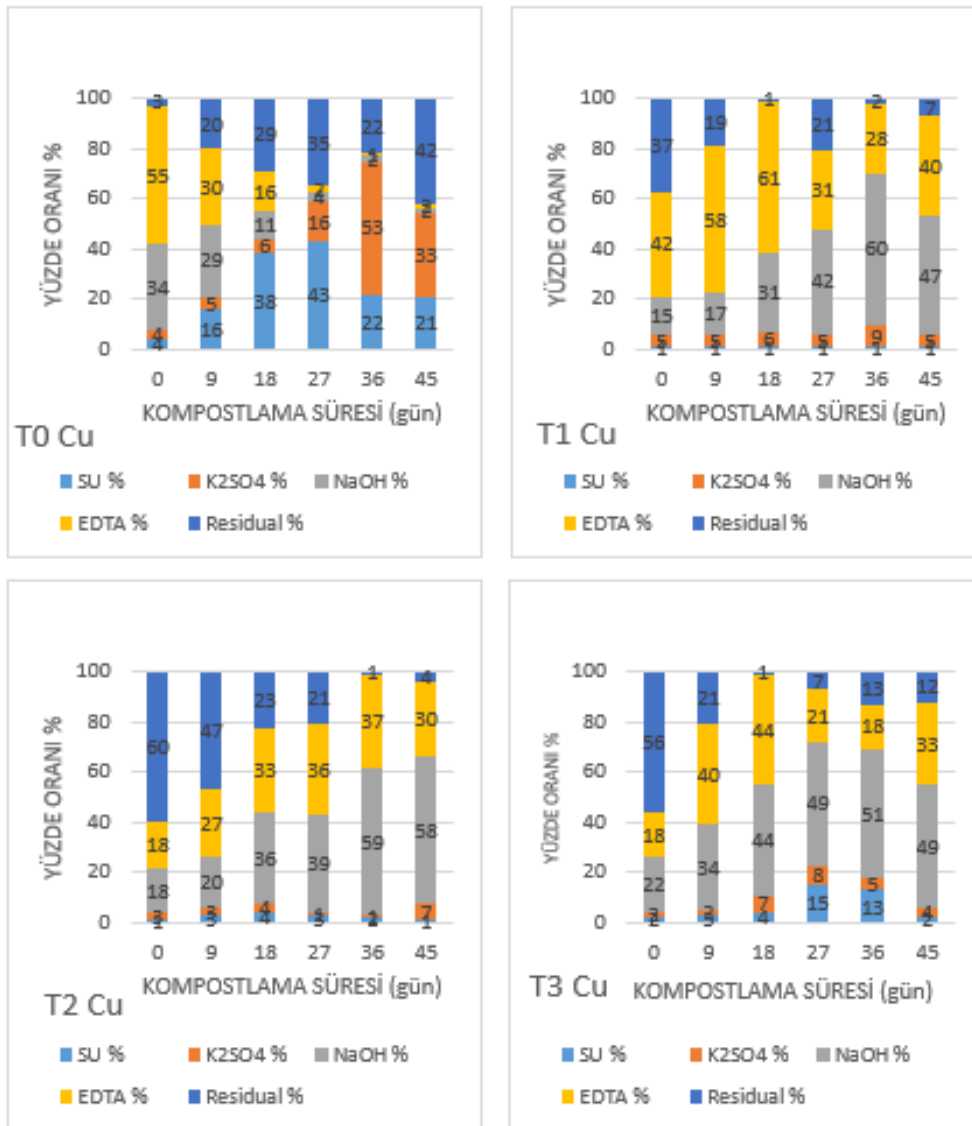
T1 uygulamasında inoksitlerle bileşik-Al ve organik bağlı-Al fraksiyonları baskın bulunmuştur. Kompostlama sürecinde 27. güne kadar inoksitlerle bileşik-Al azalış (%54-48), 36. günde %54'e yükselmiştir. Bunun aksine organik bağlı-Al 27. güne kadarki süreçte artmış (%42-46) ancak 36. ve 45.günlerde azalmıştır (%39-19).

T2 uygulamasında organik bağlı fraksiyon ile inoksitlerle bileşik oluşturmuş kısım arasındaki dönüşüm daha belirgin hale gelmiş 27. güne kadar azalış (%42-18) gösteren inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonu ilerleyen süreçte artmıştır (%49-56). Organik bağlı-Al fraksiyonuna baktığımızda da zamana bağlı artış (%26-48) gösterdiği tespit edilmiştir. 27. güne kadar inoksitlerle bileşik-Al, organik bağlı-Al fraksiyona

dönüştür. 36. ve 45. günlerde ise yakın fraksiyon oranları (%49-56 inoksitlerle bileşik-Al) ve (%47-48 organik bağlı-Al) belirlenmiştir.

T3 uygulamasında organik bağlı-Al ve inoksitlerle bileşik-Al baskın fraksiyonlar olmuştur. Zamana bağlı olarak organik bağlı-Al zamanla artmıştır (%36-69). Bunun aksine inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonu azalmıştır (%50-26). İnoksitlerle bileşik-Al, kompostlama sürecinde organik bağlı-Al fraksiyona dönüşmüştür.

Kompostlama sürecinde Cu (Bakır-mikro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.26.'de verilmiştir.



Şekil 4.26. Kompostlama sürecinde Cu fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

Tüm uygulamalardaki Cu fraksiyonları genel olarak incelendiğinde özellikle (T1, T2 ve T3 uygulamalarında) inoksitlerle bileşik-Cu ve organik bağlı-Cu fraksiyonları birincil bulunmuştur. Kompostlama sürecinde T1, T2 ve T3 uygulamalarında organik bağlı-Cu ve inoksitlerle bileşik-Cu fraksiyonları artmış, kalıntı-Cu fraksiyonu azalmıştır. Suda çözünür-Cu ve kalıntı-Cu yerini organik bağlı-Cu ve inoksitlerle bileşik-Cu fraksiyonlarına dönüşmüştür.

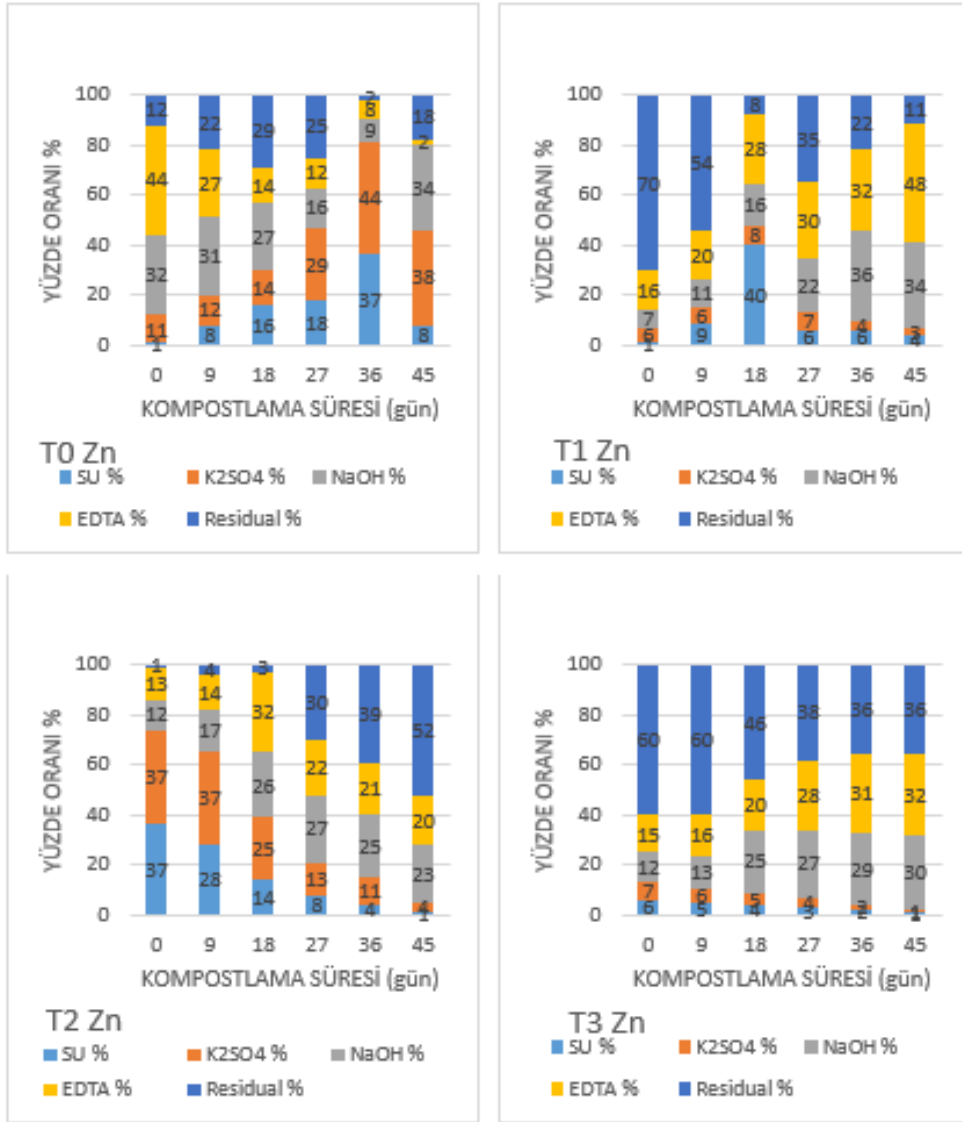
Suda çözünür fraksiyon ve değiştirilebilir-Cu fraksiyonları T1, T2 ve T3 uygulamalarında minimum (<%1) seviyede çıkmıştır. T0 kontrol uygulamasında ise Cu elementine ait fraksiyon dağılımları birbirine yakın çıkmıştır.

T1 uygulamasında organik bağlı-Cu artmıştır (%15-60). İnoksitlerle bileşik-Cu fraksiyonlarına baktığımızda 27. güne kadar artmış (%42-61), ilerleyen süreçte azalmıştır (%31-28). Değiştirilebilir-Cu ve suda çözünür-Cu fraksiyonları minimum (<%1) seviyede tespit edilmiştir. Organik bağlı-Cu fraksiyonunda zamanla artış (%15-60) göstermiştir. Kompostlama sürecinde kalıntı-Cu fraksiyonları, organik bağlı-Cu ve inoksitlerle bileşik-Cu fraksiyonlarına dönüşmüştür.

T2 uygulamasında benzer şekilde suda çözünür-Cu ve değiştirilebilir-Cu fraksiyonları minimum (<%1) seviyede bulunmuştur. Organik bağlı-Cu ve inoksitlerle bileşik-Cu fraksiyonları zamanla artmıştır (%18-37 inoksitlerle bileşik-Cu) (%18-59 organik bağlı-Cu). Kalıntı-Cu fraksiyonları ise azalmıştır (%60-1). Genel olarak kalıntı-Cu fraksiyonları, organik bağlı-Cu ve inoksitlerle bileşik-Cu fraksiyonlarına dönüşmüştür.

En yüksek kül ilavesine sahip T3 uygulamasında organik bağlı-Cu fraksiyonu baskın görülmüştür. Organik bağlı-Cu zamanla artmıştır (%22-51). İnoksitlerle bileşik-Cu ise 27. güne kadar artmış (%18-44), ilerleyen süreçte azalmıştır (%21-18). Kalıntı-Cu fraksiyonu azalmıştır (%56-12). Kül ilaveli uygulamalarda genel olarak kalıntı-Cu fraksiyonları, organik bağlı-Cu ve inoksitlerle bileşik-Cu fraksiyonlarına dönüşmüştür.

Kompostlama sürecinde Zn (Çinko-mikro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.27.'de verilmiştir.



Şekil 4.27. Kompostlama sürecinde Zn fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

Zn fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde T1 ve T3 uygulamalarında organik bağlı-Zn ile inoksitlerle bileşik-Zn arasındaki dönüşümler dikkat çekmektedir. Kompostlama sürecinde inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn fraksiyonlarının arttığı ancak bunun aksine kalıntı-Zn fraksiyonunun azaldığı tespit edilmiştir. İçerdiği kül muhtevası değişen uygulamalarda (T1, T2, T3), Zn-emet fraksiyonlarındaki dinamik değişimler farklılık gösterse de genel olarak kalıntı-Zn fraksiyonunun, inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn'ya dönüştüğü söylenebilir. T1 ve T3'de suda çözünür-Zn ve değiştirilebilir-Zn minimal seviyede bulunmuştur. T2

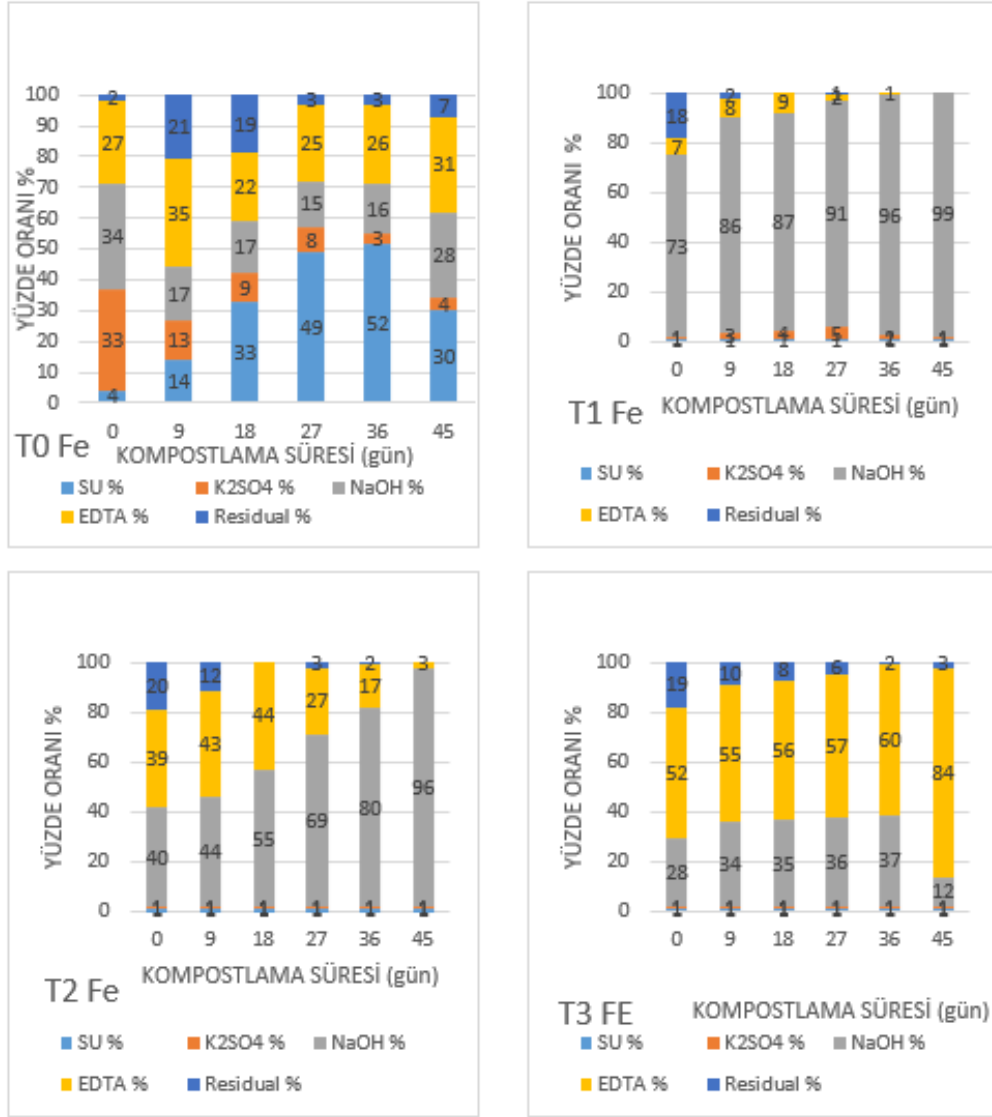
uygulamasında ise benzer şekilde inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn fraksiyonlarının arttığı ancak bunun yanında değiştirilebilir-Zn oranının da azaldığı görülmüş, genel bir ifadeyle suda çözünür-Zn ve değiştirilebilir-Zn'nun, inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn'ya dönüştüğü söylenebilir. T0 kontrol uygulamasında kül ilaveli uygulamaların tersine bir durum gözlenmiş olup, inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn fraksiyonlarının zamanla azaldığı (%44-2 inoksitlerle bileşik-Zn) (%32-9 organik bağlı-Zn), ancak suda çözünür-Zn (%1-37) ve değiştirilebilir-Zn (%11-44) oranlarının arttığı tespit edilmiştir.

T1 uygulamasını incelediğimizde, 45 günlük süreçte inoksitlerle bileşik-Zn artmış (%16-48), benzer şekilde organik bağlı-Zn yükselmiştir (%7-36). Ancak bunun aksine kalıntı-Zn fraksiyonunun azaldığı (%70-11) görülmüştür. Suda çözünür-Zn ve değiştirilebilir-Zn oranları minimumda (<%1) tespit edilmiştir.

T2 uygulamasında, T1'den farklı olarak inoksitlerle bileşik-Zn (%13-21) ve organik bağlı-Zn (%12-25) fraksiyonlarının arttığı bununla birlikte suda çözünür-Zn (%37-1) ve değiştirilebilir-Zn (%37-4) oranlarının düştüğü belirlenmiştir. Bu durum bize suda çözünür ve değiştirilebilir-Zn fraksiyonlarının zaman içerisinde inoksitlerle bileşik ve organik bağlı-Zn fraksiyonlarına dönüştüğünü göstermiştir.

T3 uygulaması, T1 ile benzerlik göstermiş olup, inoksitlerle bileşik-Zn artmış (%15-32), benzer şekilde organik bağlı-Zn yükselmiştir (%12-30). Ancak bunun aksine kalıntı-Zn fraksiyonunun azaldığı (%60-36) görülmüştür. Suda çözünür-Zn ve değiştirilebilir-Zn oranları minimumda (<%1) tespit edilmiştir. Kalıntı-Zn fraksiyonunun, inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn'ya dönüştüğü görülmüştür.

Kompostlama sürecinde Fe (Demir-mikro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.28.'de verilmiştir.



Şekil 4.28. Kompostlama sürecinde Fe fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

Fe fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde biyokütle külü ilaveli T1, T2 ve T3 uygulamalarında birincil fraksiyonlar organik bağlı-Fe ve inoksitlerle bileşik-Fe olmuştur. Suda çözünür-Fe ve değiştirilebilir-Fe oranları minimum (<%1) düzeydedir. Genel olarak biyokütle külü ilavesinin suda çözünür ve değiştirilebilir-Fe fraksiyonlarını, organik bağlı ve inoksitlerle bileşik-Fe fraksiyonuna dönüştürdüğü görülmüştür.

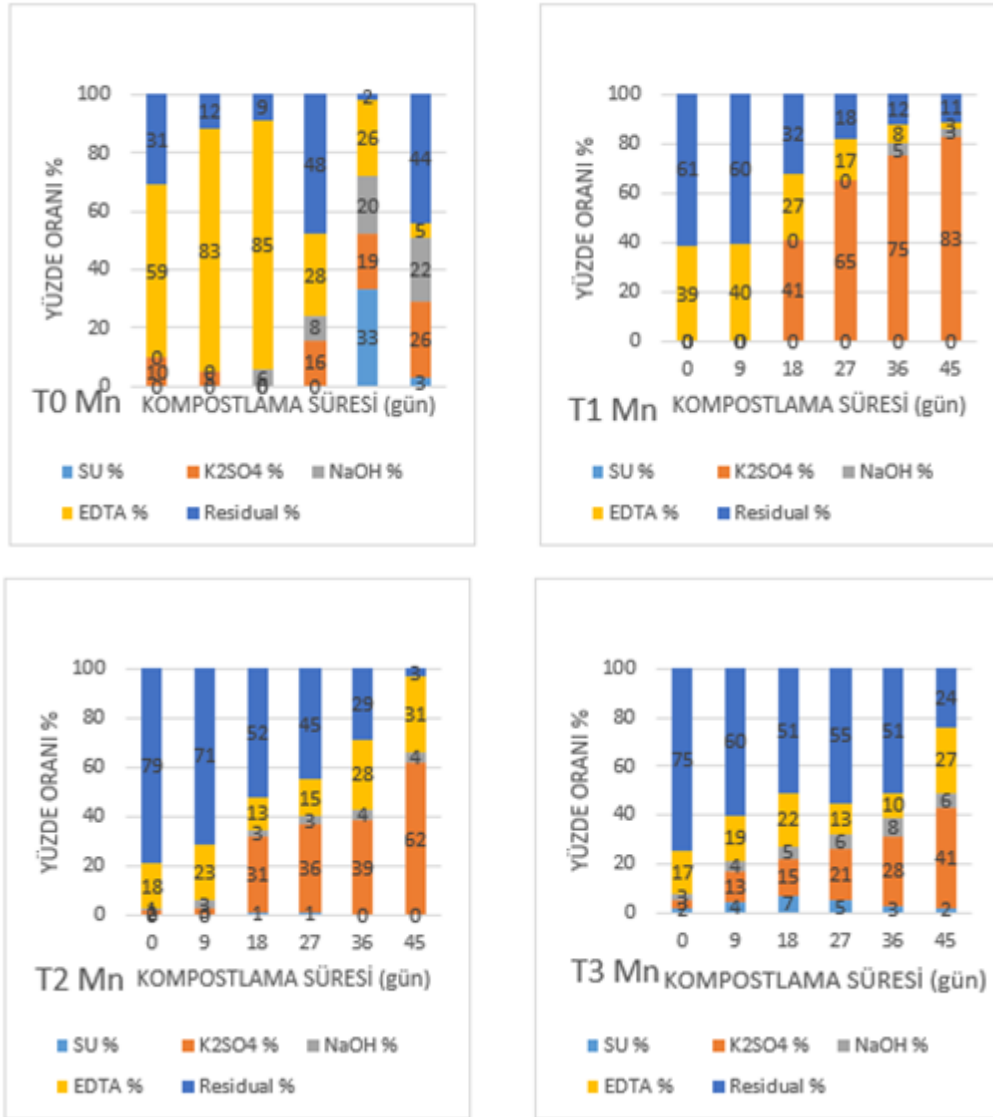
T0 uygulamasında spesifikasyon sonucu elde edilen fraksiyonlar oransal olarak birbirine yakın seyretmiş ancak genel olarak kompostlama sürecinde suda çözünür-Fe oranının arttığı gözlenmiştir.

T1 uygulaması incelendiğinde organik bağlı-Fe fraksiyonu baskın olmuştur. Zamansal süreçte inoksitlerle bileşik-Fe (%7-1) ve değiştirilebilir-Fe (%3-1) oranları azalmış, bunun aksine organik bağlı-Fe fraksiyonu artmıştır (%73-99). İnoksitlerle bileşik ve değiştirilebilir-Fe fraksiyonu zamanla organik bağlı-Fe'e dönüşmüştür.

T2 uygulamasında hem organik bağlı-Fe ve inoksitlerle bileşik-Fe fraksiyonları birincil olmuş ve zamanla artış (%39-27 inoksitlerle bileşik-Fe) (%40-96 organik bağlı-Fe) göstermişlerdir. Suda çözünür-Fe ve değiştirilebilir-Fe oranları minimum seviyede (%1) tespit edilmiştir.

T3 uygulaması, T2 ile benzerlik göstermiş, organik bağlı-Fe ve inoksitlerle bileşik-Fe fraksiyonları baskın olup zamanla artmışlardır (%52-84 inoksitlerle bileşik-Fe) (%28-37 organik bağlı-Fe) göstermişlerdir. Suda çözünür-Fe ve değiştirilebilir-Fe oranları minimum seviyede (%1) tespit edilmiştir. Biyokütle külü ilave edilmiş uygulamalara (T1, T2 ve T3) genel olarak baktığımızda ise ilave edilen kül miktarı arttıkça organik bağlı-Fe fraksiyonunun % dinamik değişiminde azalma (T1'de %73-99 iken T3'de %28-37) olmuş organik bağlı fraksiyon daha ziyade inoksitlerle bileşik-Fe fraksiyona dönüşmüştür (T1'de %7-1 iken T3'de %52-84).

Kompostlama sürecinde Mn (Mangan-mikro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.29.'de verilmiştir.



Şekil 4.29. Kompostlama sürecinde Mn fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

45 günlük kompostlama çalışmasının sonucunda elde edilen Mn fraksiyonlarının dinamik değişimleri incelendiğinde, kalıntı-Mn ve değiştirilebilir-Mn fraksiyonlarının baskın olduğu tespit edilmiştir. Kül ilaveli uygulamalarda (T1, T2 ve T3) suda çözünür-Mn ve organik bağlı-Mn oranı minimumda (<% 1) belirlenmiş, değiştirilebilir-Mn fraksiyonlarının ise arttığı görülmüştür. Genel olarak fraksiyon dağılımlarına baktığımızda kalıntı ve inoksitlerle bileşik-Mn fraksiyonlarının zamanla değiştirilebilir-Mn'a dönüştüğü görülmüştür. Kompostlara ilave edilen kül miktarı arttıkça da kalıntı-Mn oranının değiştirilebilir-Mn fraksiyonuna göre arttığı

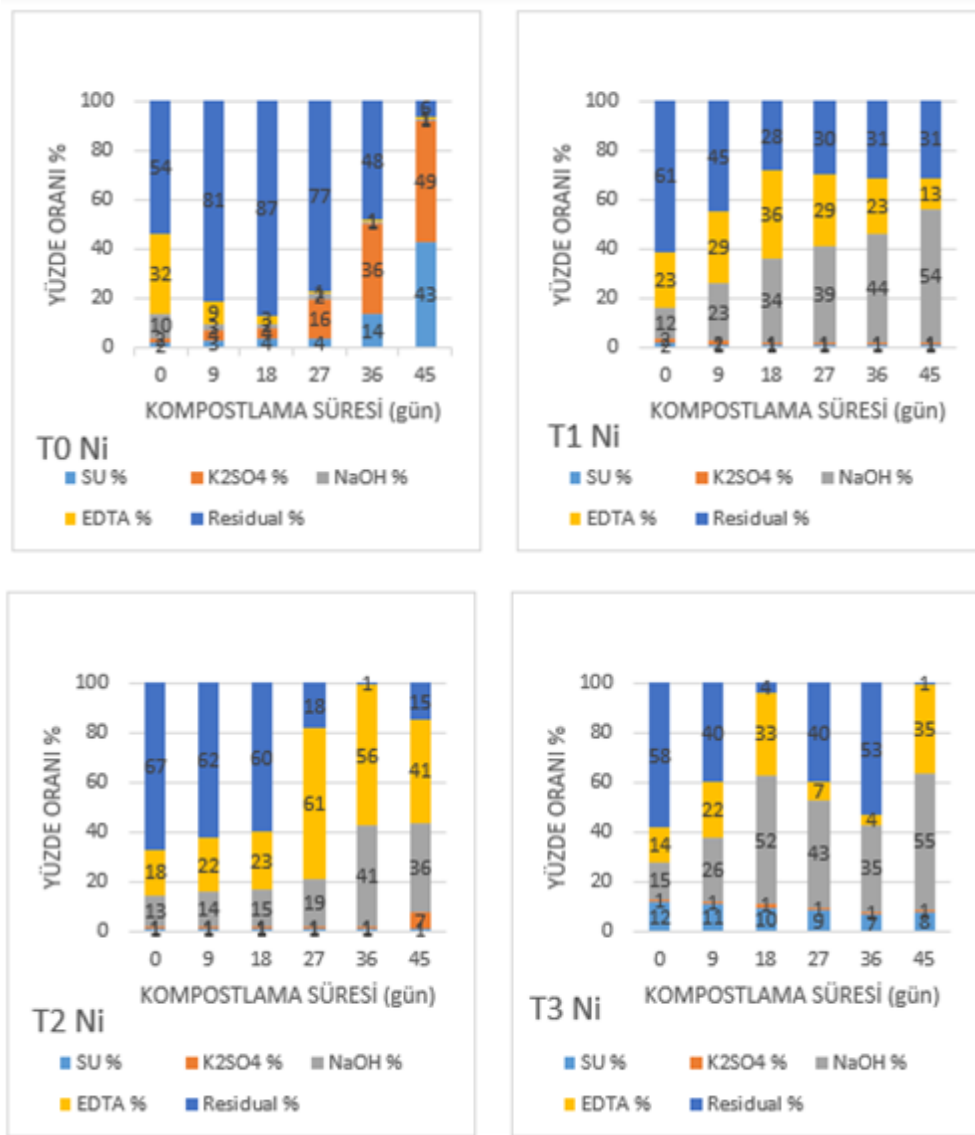
görülmüştür (T1’de kalıntı-Mn %61-11 iken T3’de kalıntı-Mn %75-24 aralığındadır) (T1’de değiştirilebilir-Mn %1-83 iken T3’de değiştirilebilir-Mn %3-41 aralığındadır). Ancak kül ilaveli uygulamalarda zamanla kalıntı-Mn azalırken, değiştirilebilir-Mn oranı artmıştır. Böylelikle yüzdesel olarak kalıntı-Mn fraksiyonunun, değiştirilebilir-Mn’a dönüştüğü söylenebilir. T0 uygulamasında fraksiyon dağılımları % oransal olarak birbirine yakın seyretmiş ancak inoksitlerle bileşik-Mn 18. güne artmış (%59-85), ilerleyen süreçte azalmıştır (%28-5).

T1 uygulamasında değiştirilebilir-Mn fraksiyonunun birincil olduğu görülmüş olup kompostlama sürecinde belirgin bir artış sergilemiştir (%1-83). Ancak bunun aksine kalıntı-Mn ve inoksitlerle bileşik-Mn fraksiyonlarının azaldığı (kalıntı-Mn %61-11, inoksitlerle bileşik-Mn %39-3) tespit edilmiştir. Organik bağlı-Mn ve suda çözünür-Mn fraksiyonları minimumda (<%1) kalmıştır. Zaman içerisinde inoksitlerle bileşik-Mn’nın ve kalıntı-Mn’in, değiştirilebilir-Mn’a dönüştüğü görülmüştür.

T2 uygulamasında değiştirilebilir-Mn artış (%1-62) sergilemiştir. Bununla birlikte kalıntı-Mn belirgin bir şekilde azalmıştır (%75-3). Organik bağlı-Mn ve suda çözünür-Mn minimum (<%1) seviyede kalmıştır. Genel olarak kompostlama sürecinde kalıntı-Mn, değiştirilebilir-Mn’a dönüşmüştür.

T3 uygulamasında ise biyokütle külü ilaveli diğer uygulamalardan farklı olarak değiştirilebilir-Mn oranları düşük olmuş ancak yine de artmıştır (%3-41). Benzer şekilde kalıntı-Mn azalmış (%75-24) ve yüzde dağılımda diğer uygulamalara göre daha yüksek bir oran (T1’de %61-11 ve T2’de %75-3 iken T3’de %75-24) sergilemiştir. Organik bağlı-Mn ve suda çözünür-Mn minimum (<%1) seviyede kalmış genel olarak ise kalıntı-Mn’nın, değiştirilebilir-Mn’a dönüştüğü görülmüştür.

Kompostlama sürecinde Ni (Nikel-mikro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.30.'de verilmiştir.



Şekil 4.30. Kompostlama sürecinde Ni fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

Ni fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde biyokütle külü ilave edilmiş uygulamalarda (T1, T2, T3) kalıntı-Ni, inoksitlerle bileşik-Ni ve organik bağlı-Ni fraksiyonlarının ağırlıkta olduğu görülmüştür. Genel olarak organik bağlı-Ni fraksiyonları zaman içinde artış gösterirken, bunun aksine kalıntı-Ni fraksiyonları azalmıştır. Genel olarak kül ilaveli uygulamalarda kalıntı-Ni'in, organik bağlı-Ni'e dönüştüğü tespit edilmiştir. Suda çözünür-Ni ve değiştirilebilir-Ni oranları minimumda (<%1) kalmıştır.

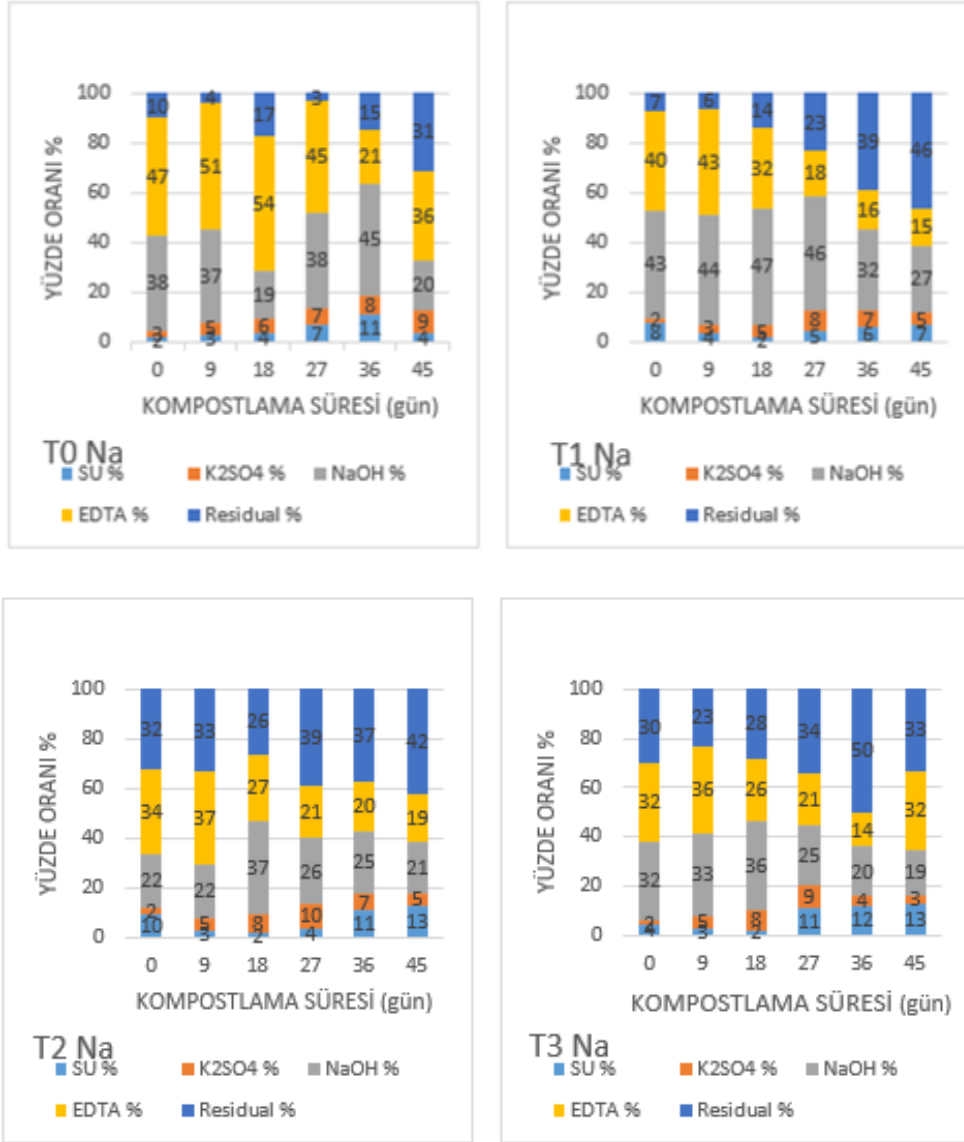
T0 uygulamasında değiştirilebilir-Ni, organik bağlı-Ni ve inoksitlerle bileşik-Ni fraksiyonlarının dağılımları % oransal olarak birbirine yakın seyretmiş ancak kalıntı-Ni 18. güne kadar artmış (%54-87), 27. günden itibaren ise azalmıştır (%77-6).

T1 uygulamasında birincil fraksiyonlar organik bağlı-Ni, inoksitlerle bileşik-Ni ve kalıntı-Ni fraksiyonları olmuştur. Suda çözüner-Ni ve değiştirilebilir-Ni oranları minimumda (<%1) kalmıştır. İnoksitlerle bileşik-Ni fraksiyonu 18. güne kadar artmış (%23-36), ilerleyen süreçte 27. günden itibaren azalmıştır (%29-13). Organik bağlı-Ni ile kalıntı-Ni fraksiyonları birbiriyle ilişkili tespit edilmiş olup kompostlama sürecinde organik bağlı-Ni artarken (%12-54), kalıntı-Ni azalmıştır (%61-31). Genel olarak kalıntı-Ni'in, organik bağlı-Ni'e dönüştüğü tespit edilmiştir.

T2 uygulamasında diğer kül ilaveli uygulamalardan (T1 ve T3) farklı olarak inoksitlerle bileşik-Ni fraksiyonu % olarak yüksek (%18-61) bulunmuştur. Ancak artış ve azalış diğer bir deyişle dönüşüm oranlarına bakıldığında organik bağlı-Ni ile kalıntı-Ni fraksiyonlarının ilişkili olduğu görölmüştür. Kompostlama sürecinde organik bağlı-Ni artarken (%12-54), kalıntı-Ni azalmıştır (%61-31). Genel olarak kalıntı-Ni'in, organik bağlı-Ni'e dönüştüğü tespit edilmiştir.

T3 uygulamasında ise organik bağlı-Ni ve kalıntı-Ni fraksiyonları baskın olmuştur. Ancak kompostlama sürecini incelediğimiz zaman 18. güne kadar organik bağlı-Ni fraksiyonunda artış (%15-52) görülürken aksi şekilde kalıntı-Ni fraksiyonunda azalma (%58-4) tespit edilmiştir. Bununla birlikte kompostun ilerleyen günlerinde (27. günden itibaren) durum tersine dönmüş organik bağlı-Ni azalırken (%43-35), kalıntı-Ni fraksiyonu artmıştır (%40-53). Bu durum bize süreçte 18. güne kadar kalıntı-Ni fraksiyonunun, organik bağlı-Ni fraksiyonuna dönüştüğünü ancak ilerleyen süreçte durumun tersine dönüp organik bağlı-Ni'in kalıntı-Ni fraksiyonlarına dönüştüğü görölmüştür. Suda çözüner-Ni ve değiştirilebilir-Ni oranları minimumda (<%1) kalırken inoksitlerle bileşik-Ni fraksiyonlarının da 18. güne arttığı (%14-33), 27. günden itibaren ise azaldığı (%7-4) tespit edilmiştir.

Kompostlama sürecinde Na (Sodyum-mikro element) fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.31.'de verilmiştir.



Şekil 4.31. Kompostlama sürecinde Na fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

Kompostlama sürecinde tespit edilen Na elementine ait dinamik fraksiyonlara baktığımızda genel olarak tüm uygulamalarda kalıntı-Na, inoksitlerle bileşik-Na ve organik bağlı-Na fraksiyonlarının baskın olduğu görülmüştür. Bu üç fraksiyonunun dağılımları değişkenlik gösterse de genel anlamda organik bağlı-Na ve inoksitlerle bileşik-Na oranlarının zaman içerisinde kalıntı-Na fraksiyonuna dönüştüğü (organik bağlı-Na ve inoksitlerle bileşik-Na azalırken kalıntı-Na artmıştır) görülmüştür.

Bu durum kontrol (T0) uygulaması dâhil biyokütle külü ilaveli tüm uygulamalarda benzer tespit edilmiş olup, suda çözünür-Na ve değiştirilebilir-Na fraksiyonları minimumda (<%1) kalmıştır.

T0 (kontrol) uygulamasında inoksitlerle bileşik-Na ve organik bağlı-Na fraksiyonları baskın olmuştur. İnoksitlerle bileşik-Na 18. güne kadar artış (%47-54) göstermiş, 27. günden itibaren azalma (%45-36) sergilemiştir. Bunun aksi durum organik bağlı-Na fraksiyonunda gözlenmiş, kompostlama sürecinde 18. güne kadar azalmış (%38-19), 27. günden itibaren ise artmıştır (%38-45).

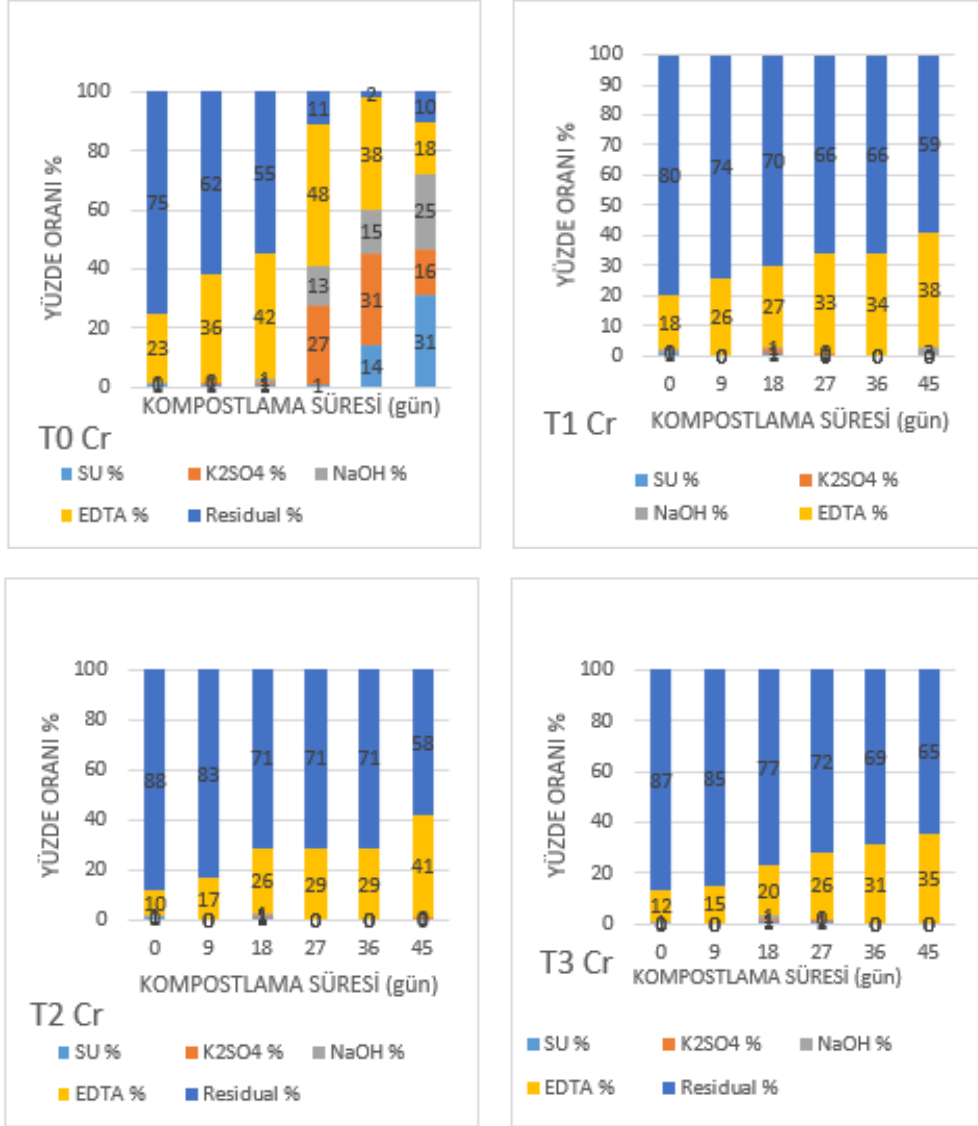
T1 uygulamasında ise kalıntı-Na, inoksitlerle bileşik-Na ve organik bağlı-Na fraksiyonlarının baskın olduğu görülmüştür. İnoksitlerle bileşik-Na zaman içerisinde belirgin bir azalma (%40-15) sergilemiştir. Kalıntı-Na fraksiyonu ise artmıştır (%7-46). Organik bağlı-Na oranları ise 18. güne kadar hafif artış (%43-47) göstermiş, ilerleyen süreçte (27. günden itibaren) azalmıştır (%46-27). Genel olarak inoksitlerle bileşik-Na fraksiyonlarının kalıntı-Na'a dönüştüğü görülmüştür.

T2 uygulamasına baktığımızda yine benzer şekilde inoksitlerle bileşik-Na fraksiyonu ile kalıntı-Na fraksiyonu arasında doğrusal bir ilişki görülmüş, inoksitlerle bileşik-Na zamanla azalırken (%34-19), kalıntı-Na artmıştır (%32-42). Organik bağlı-Na fraksiyonundaki dinamik değişimler T1 uygulaması ile benzerlik göstermiş 18. güne kadar hafif artış (%22-37) göstermiş, ilerleyen süreçte (27. günden itibaren) azalmıştır (%26-21). Genel olarak inoksitlerle bileşik-Na fraksiyonlarının kalıntı-Na'a dönüştüğü görülmüştür.

T3 uygulaması da diğer kül ilaveli uygulamalar (T1 ve T2) ile benzerlik sergilemiştir. Kalıntı-Na zamanla artmış (%30-50), inoksitlerle bileşik-Na ve organik bağlı-Na zamanla azalmıştır (sırasıyla %32-14 ve %32-19). Suda çözünür-Na ve değiştirilebilir-Na fraksiyonları minimumda (<%1) kalmıştır. Genel olarak değerlendirdiğimizde ise inoksitlerle bileşik-Na ve organik bağlı-Na fraksiyonlarının kompostlama sürecinde kalıntı-Na'a dönüştüğü görülmüştür.

4.3. Kompostlama Sırasında Ağır Metal Spesifikasyonu

Kompostlama sürecinde Cr fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.32.'de verilmiştir.



Şekil 4.32. Kompostlama sürecinde Cr fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

İnoksitlerle bileşik-Cr (mineral kısma bağlanmış, çökelmiş) ve çözünemeyen (kalıntı-Cr), kompostlaştırma işlemi sırasında biyokütle külünün eklendiği tüm uygulamalarda (T1, T2, T3) fraksiyonların dinamik değişimlerinde birincil fraksiyonlar olmuştur. Bu iki fraksiyonun (inoksitlerle bileşik-Cr ve kalıntı-Cr) haricindeki diğer fraksiyonlar (organik bağlı-Cr, değiştirilebilir-Cr ve suda çözünür-Cr) minimum (<1%) düzeyde tespit edilmiştir. Biyokütke külünün eklenmesi (T1, T2, T3 uygulamaları)

kompostlama sürecinde inoksitlerle bileşik-Cr'u arttırırken, kalıntı-Cr fraksiyonunun azalmasına neden olmuştur. Biyokütle külünün ilavesi bu süreçte kalıntı_Cr'un inoksitlerle bileşik-Cr'a dönüşümünü sağlamıştır.

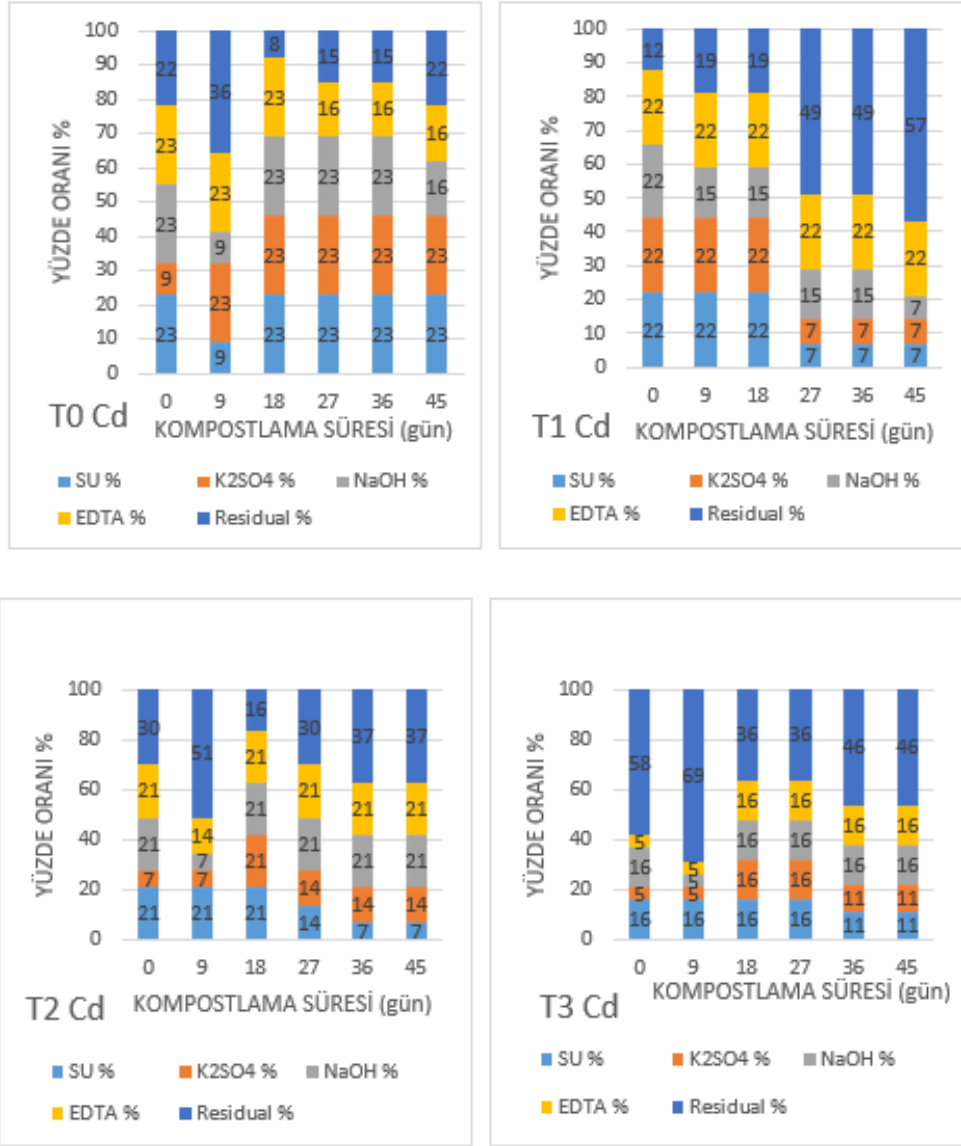
Biyokütle külü ilave edilmeyen kontrol (T0) uygulamasında 27. güne kadar inoksitlerle bileşik-Cr fraksiyonunun artışı (%23-48) gözlenmiş, bu artış kompostun olgunlaşma aşamasında termofilik fazda gerçekleşmiştir. 27. günden sonra inoksitlerle bileşik-Cr'da bir azalma (%38-18) gözlenmiştir. Kalıntı-Cr fraksiyonu ise zaman içerisinde belirgin bir azalış (%75-2) göstermiştir. Organik bağlı-Cr, değiştirilebilir-Cr ve suda çözünür-Cr fraksiyonları ise 27. güne kadar minimum düzeyde (<%1) seyretmiş ancak 27. günden itibaren artış (sırasıyla %13-25, %27-31 ve %1-31) göstermişlerdir.

T1 uygulamasında inoksitlerle bileşik-Cr ile kalıntı-Cr fraksiyonları arasında doğrusal (artış-azalış) bir ilişki gözlenmiştir. Kompostlama sürecinde inoksitlerle bileşik-Cr artarken (%18-38), kalıntı-Cr azalmıştır (%80-59). Diğer fraksiyonlar (suda çözünür-Cr, değiştirilebilir-Cr ve organik bağlı-Cr) minimumda (<%1) kalmıştır.

T2 uygulamasında da benzer şekilde inoksitlerle bileşik-Cr ile kalıntı-Cr fraksiyonları arasında doğrusal (artış-azalış) bir ilişki gözlenmiş, inoksitlerle bileşik-Cr artarken (%10-41), kalıntı-Cr azalmıştır (%88-58).

Biyokütle külü ilavesinin en yüksek olduğu T3 uygulamasında da benzerlik görülmüş olup inoksitlerle bileşik-Cr artarken (%12-35), kalıntı-Cr azalmıştır (%87-65). Tespit edilen bu doğrusal ilişki biyokütle külü ilavesinin kalıntı_Cr'un inoksitlerle bileşik-Cr'a dönüşümünü sağladığını göstermiştir.

Kompostlama sürecinde Cd fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.33.'de verilmiştir.



Şekil 4.33. Kompostlama sürecinde Cd fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

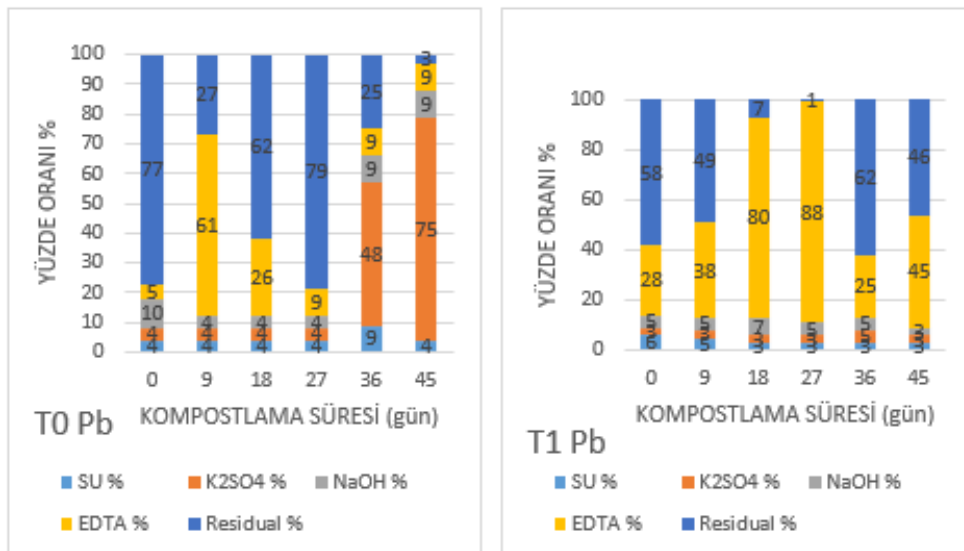
Cd fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, yüzde dağılımlarda tüm fraksiyonların (T0, T1, T2 ve T3) oransal bir biçimde dağılım gösterdiği görülmüştür. Ancak yüzdesel olarak baktığımızda kalıntı-Cd'un daha yüksek oranlarda olduğu tespit edilmiştir. T0 uygulamasında spesifikasyon sonucu elde edilen fraksiyonlar oransal olarak birbirine yakın seyretmiştir. Genel olarak suda çözünür-Cd, değiştirilebilir-Cd ve organik bağlı-Cd'un bu 45 günlük süreçte kalıntı-Cd'a dönüştüğü söylenebilir.

T1 uygulamasında suda çözümlenür-Cd (%22-7), değiştirilebilir-Cd (%22-7) ve organik bağlı-Cd (%22-7) fraksiyonlarının zamanla azaldığı, inoksitlerle bileşik-Cd fraksiyonunun ise nispeten sabit kaldığı (%22) gözlenmiştir. Kalıntı-Cd ise kompostlama sürecinde artmıştır (%12-57). Suda çözümlenür-Cd, değiştirilebilir-Cd ve organik bağlı-Cd'un bu 45 günlük süreçte kalıntı-Cd'a dönüştüğü tespit edilmiştir.

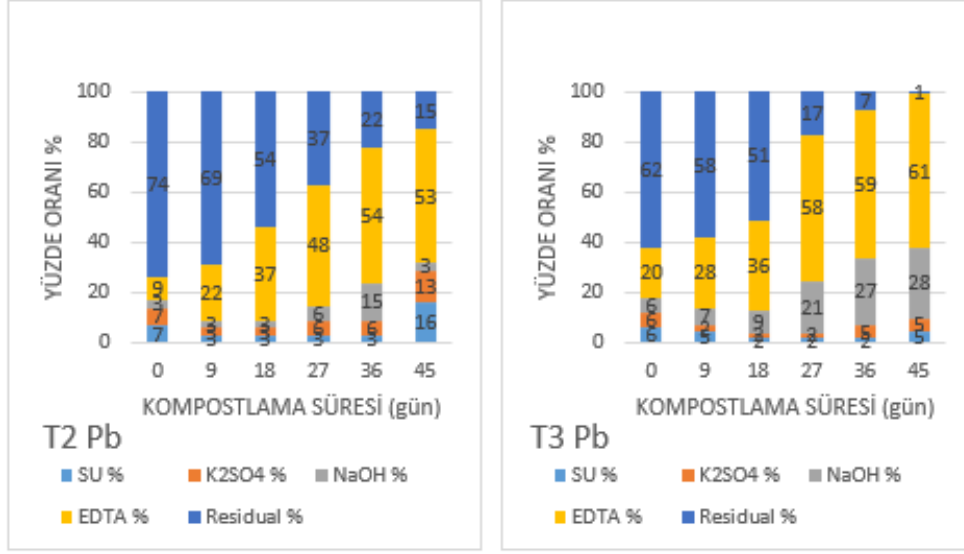
T2 uygulamasında suda çözümlenür-Cd'un önemli ölçüde azaldığı (%21-7) belirlenmiştir. Ancak kompostlaştırma sürecinde sıcaklık artışı ve artan mikrobiyal aktivite nedeniyle değiştirilebilir-Cd (%7-21) ve organik bağlı-Cd'un (%7-21) arttığı, 18. günden sonra azalmaya (sırasıyla %21-14 ve %22-21) başladığı tespit edilmiştir. İnoksitlerle bileşik-Cd genel olarak sabit (%21) kalmıştır. Kalıntı-Cd ise kompostlama sürecinde T1 uygulaması ile benzer şekilde artmıştır (%30-37).

Biyokütle kül ilavesinin en yüksek olduğu T3 uygulamasında 27. güne kadar suda çözümlenür-Cd'un azaldığı (%16-16), değiştirilebilir-Cd (%5-16), organik bağlı-Cd (%5-16) ve inoksitlerle bileşik-Cd'un (%5-16) arttığı, sonraki süreçte ise sabit kaldığı belirlenmiştir. Ancak yüzde oransal olarak kalıntı-Cd hariç diğer fraksiyonların (suda çözümlenür-Cd, değiştirilebilir-Cd, organik bağlı-Cd ve inoksitlerle bileşik-Cd) birbirine yakın yüzdeler olduğu tespit edilmiştir. Kalıntı-Cd ise diğer uygulamalardan (T1 ve T2) farklı olarak kompostlama sürecinde azalma (%58-46) göstermiştir.

Kompostlama sürecinde Pb fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler Şekil 4.34.'de verilmiştir.



Şekil 4.34. Kompostlama sürecinde Pb fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.



Şekil 4.34. Devam Kompostlama sürecinde Pb fraksiyonlarındaki (%) dinamik değişimler.

Pb fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, baskın fraksiyonların inoksitlerle bileşik-Pb ve residual (kalıntı-Pb) olduğu görülmüştür. Biyokütle külü katkılı uygulamalarda (T1, T2, T3) inoksitlere bileşik-Pb ve kalıntı-Pb yüzde fraksiyonlarının baskın olduğu görülmekle birlikte bu fraksiyonların arasında doğrusal bir ilişki görülmüştür. Genel olarak elde edilen fraksiyonlardaki dinamik değişimlere bakıldığında inoksitlerle bileşik-Pb'un arttığı bunun aksine kalıntı-Pb'un azaldığı tespit edilmiştir.

Kompostlama sürecinde kalıntı-Pb, inoksitlerle bileşik-Pb'a dönüşmüştür. Biyokütle külü ilaveli uygulamalarda (T1, T2 ve T3) diğer fraksiyonların (suda çözünür-Pb, değiştirilebilir-Pb ve organik bağlı-Pb) çok düşük seviyelerde kaldığı görülmüştür.

T0 uygulamasında spesifikasyon sonucu elde edilen fraksiyonlar oransal olarak birbirine yakın seyretmiştir. Ancak kalıntı-Pb fraksiyonu azalırken (%77-3), değiştirilebilir-Pb fraksiyonunun arttığı (%4-75) tespit edilmiştir. Bu bilgiye dayanarak kompostlama sürecinde kalıntı-Pb'un değiştirilebilir-Pb'a dönüştüğü söylenebilir.

T1 uygulamasında suda çözünür-Pb, değiştirilebilir-Pb ve organik bağlı-Pb çok düşük oranlar (%3-7), inoksitlerle bileşik-Pb ise yüksek fraksiyonlar (%28-88) göstermiştir. Kompostlaştırma süreci incelendiğinde T1 uygulamasında 27. güne kadar inoksitlere bileşik-Pb artış (%28-%88) göstermiştir. Ancak sıcaklıkların düşmesi ve mikrobiyal

aktivitenin azalması nedeniyle 27. günden sonra azalmaya başlamıştır (%88-%25). Kalıntı-Pb fraksiyonları ise ters şekilde 27. güne kadar azalış (%58-1) göstermiş, ilerleyen süreçte (36. ve 45. günlerde) artış (%62) gözlenmiştir. Bu verilerden hareketle kompostlama sürecinin mikrobiyal aktivitenin en yüksek olduğu mezofilik ve termofilik fazlarda kalıntı-Pb'un inoksitlerle bileşik-Pb'a dönüştüğü ancak ilerleyen süreyle birlikte kompostun olgunlaşma fazına girmesiyle durumun tersine döndüğü ve inoksitlerle bileşik-Pb'un kalıntı-Pb'a dönüştüğü gözlenmiştir.

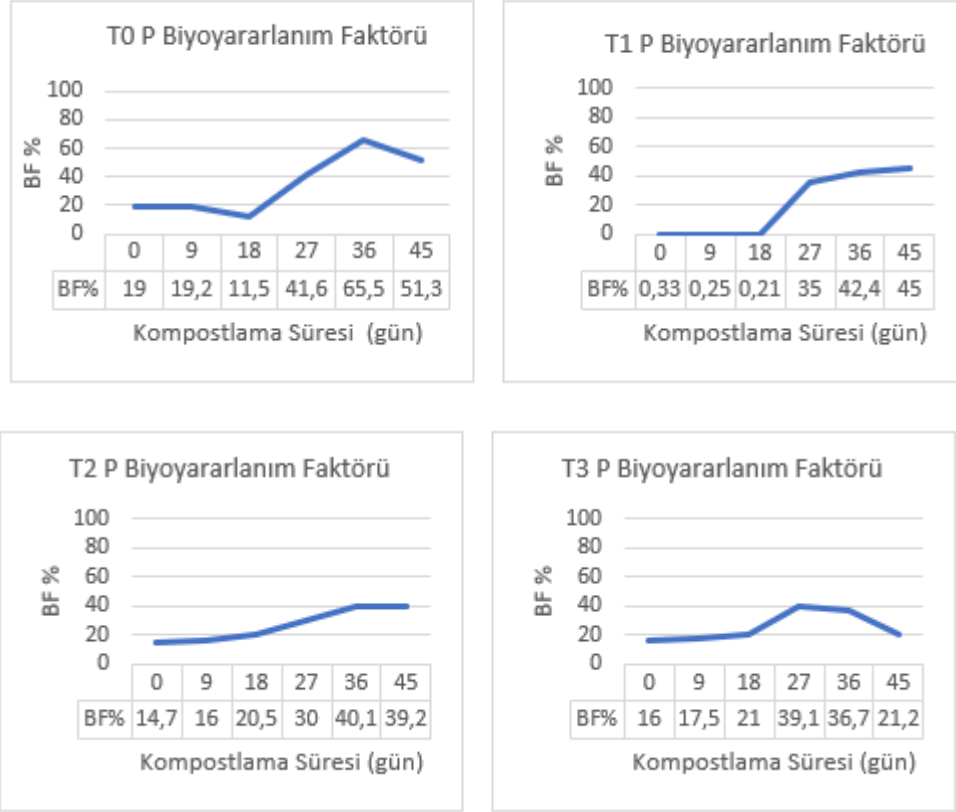
T2 ve T3 uygulamalarında benzer şekilde inoksitlerle bileşik-Pb, artan biyokütle külü ilavesi ile sırasıyla %9-53 ve %20-61 oranında çarpıcı bir artış sergilemiştir. Organik bağlı-Pb'un daha düşük olmasına rağmen T3 uygulamasında %6'dan %28'e yükseldiği görülmüştür. Ancak kalıntı-Pb fraksiyonlarına baktığımızda ise inoksitlerle bileşik-Pb fraksiyonlarının tersine belirgin bir azalış göstermiştir (T2'de %74-15, T3'de %62-1). Elde edilen verilerden hareketle kompostlama sürecinde kalıntı-Pb'un inoksitlerle bileşik-Pb'a dönüştüğü söylenebilir. Her iki uygulamada da (T2 ve T3) suda çözünür-Pb ve değiştirilebilir-Pb fraksiyonları düşük seviyelerde (%2-6) seyretmiştir.

4.4. Biyokütle Külü Uygulamasının Mikro-Makro Element Biyoyararlanımı Üzerindeki Etkisi

Biyoyararlanım; geniş anlamıyla bir elementin canlı tarafından emilebileceği besin miktarı ve hızını ifade etmektedir. Genel olarak makro elementlerin biyoyararlanımının yüksek olduğu, mikro elementlerin biyoyararlanımının ise çok çeşitli ölçüde farklılık gösterdiği vurgulanmaktadır. Yani bir canlı makro elementlerden büyük ölçüde faydalanabiliyorken mikro elementlerden görece daha az veya eksik faydalanıyor diyebiliriz. (Kaya, 2020- (<https://www.gidabilgi.com/Makale/Detay/gidalardan-ne-olcude-fayda-sagliyoruz--a50827>)).

Bu çalışmada Biyoyararlanım Faktörü (BF), suda çözünür ve değiştirilebilir fraksiyonlardaki (1 ve 2) element içeriğinin toplam konsantrasyona oranı olarak tanımlanmış ve hesaplanmıştır (Cui ve diğerleri, 2020).

Kompostlama sürecinde P fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimleri Şekil 4.35.'de verilmiştir.

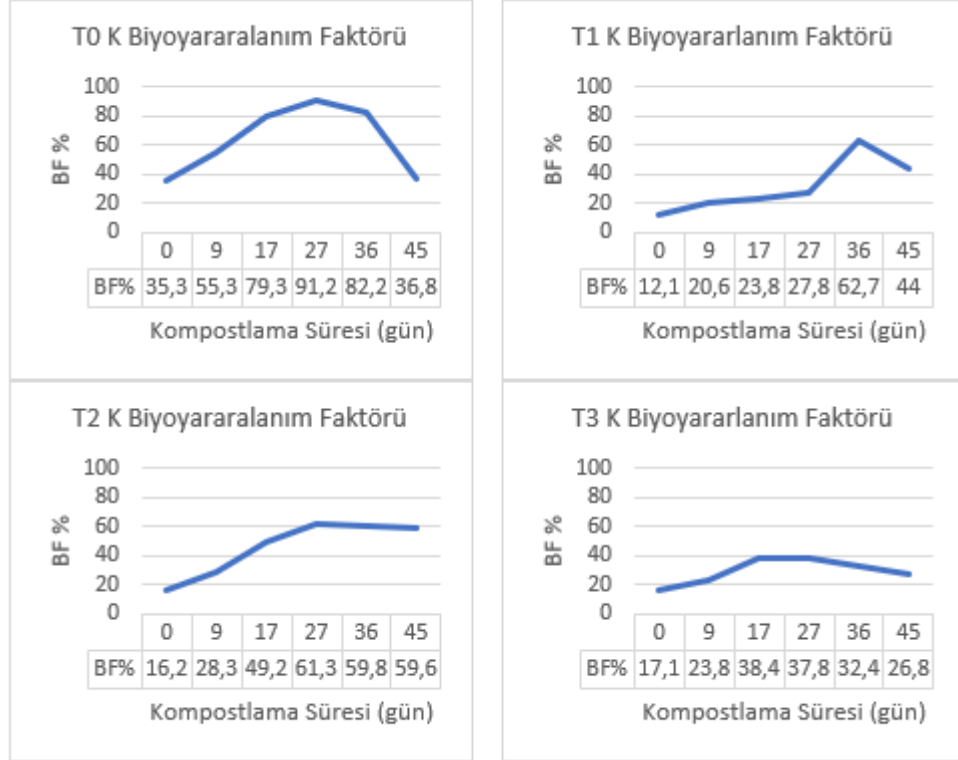


Şekil 4.35. Kompostlama sürecinde P fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Kompostlama sürecinde P makro elementi için hesaplanan biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde, T0 (kontrol) uygulamasında BF-P %19'dan, (45 günlük süreç sonunda) %51'e arttığı gözlenmiştir. BF-P, 36. günde ise en yüksek değerine (%66) ulaşmıştır. Biyokütle külü ilaveli uygulamalarda da (T1, T2 ve T3) kompostlama sürecinin ilerlemesi ve kompost olgunlaştıkça BF-P değerleri artmıştır. T1 uygulamasında BF-P < %1'den %45 oranına kadar yükselmiş olup 18. güne kadar fosforun Biyoyararlanım faktörü minimumda (<%1) tespit edilmiştir. İlerleyen süreçte (27. günden itibaren) yükselmiştir (%35-45). T2 uygulamasına baktığımızda BF-P %15 oranından %39'a (45 günlük süreç sonunda) kadar artmıştır. T3 uygulamasında ise BF-P en yüksek değere %39 ile 27. günde ulaşmış olup, 36. ve 45. günlerde düşüş (sırasıyla %37 ve %21) gözlenmiştir. Biyokütle külü ilaveli uygulamalara (T1, T2 ve T3) genel olarak baktığımızda T1 uygulaması en uniform (düzgün artış) gösteren ve en yüksek BF-P değerlerini (%45) tespit ettiğimiz uygulama olmuştur. Kontrol (T0)

uygulaması ile karşılaştırdığımızda ise T1'deki artış yüksek olsa da kontrol uygulaması daha yüksek BF-P değerlerini (%65) sağlamıştır. Bu sebepler biyokütle külü ilavesi bitkiler için makro element olan fosforun biyoyararlanımlığını düşürmüştür.

Kompostlama sürecinde K fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimleri Şekil 4.36.'de verilmiştir.

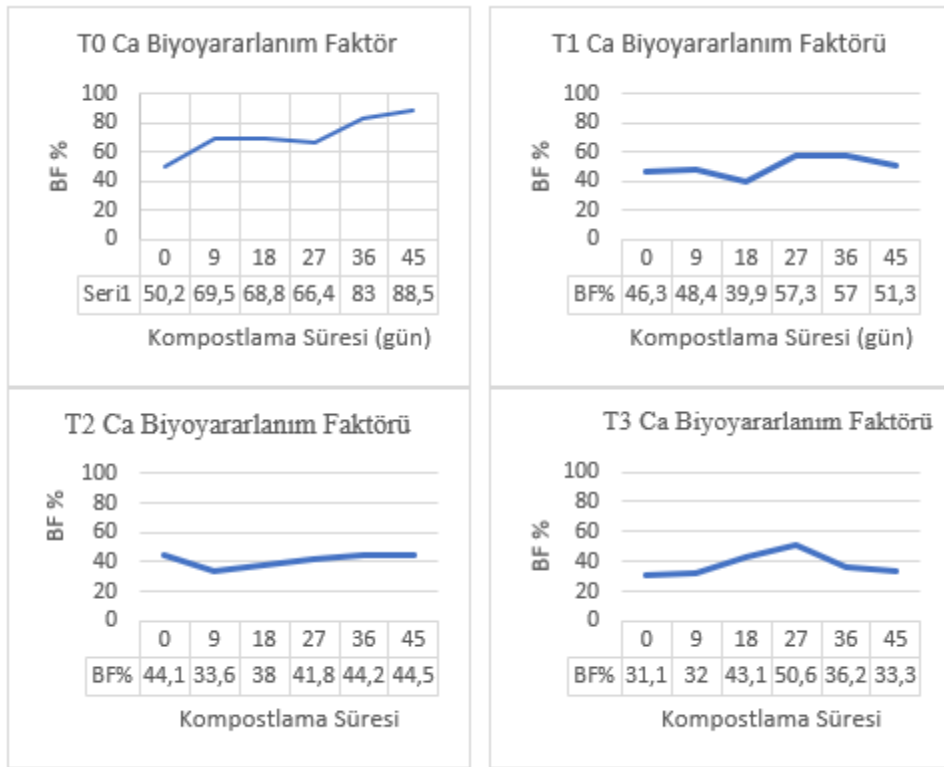


Şekil 4.36. Kompostlama sürecinde K fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

T0 (kontrol) uygulamasında BF-K incelediğimizde 27. güne kadar düzenli bir artış (%35-91) tespit edilmiş, 36. ve 45. günlerde azalma (sırasıyla %82 ve %37) gözlenmiştir. Biyokütle külü ilaveli uygulamalarda (T1, T2 ve T3) süreç ilerledikçe ve kompost olgunlaştıkça BF-K değerleri artmıştır. T1 uygulamasında BF-K %12'den %44 oranına kadar yükselmiş, en yüksek artış 36. günde %63'e kadar yükselmesi ile tespit edilmiştir. T2 uygulamasında BF-K değerleri düzgün artış göstermiştir (%16-60). Ancak 27. günden sonra nispeten sabit seyretmiştir (%60). T3 uygulamasında 17. güne kadar artış (%17-38) görülmüş, ilerleyen süreçte (27. günden itibaren) azalmaya (%38-27) geçmiştir. Biyokütle külü katkılı uygulamalara (T1, T2 ve T3) baktığımızda

ilave edilen kül miktarı arttıkça (T1'den T3'e doğru) BF-K değerlerinin azaldığı görülmüştür. En düşük kül ilaveli uygulama olan T1'de maksimum BF-K (%63) 36. günde tespit edilmiş olup T2 uygulaması BF-K değerlerinin artışında daha istikrar göstermiştir (%16-60). T0 (kontrol) uygulaması ile karşılaştırdığımızda ise kül ilavesi BF-K oranlarının düşmesine sebep olmuştur çünkü tüm uygulamalar (T0, T1, T2 ve T3) içinde en yüksek BF-K oranları (%91) T0'da olmuştur.

Kompostlama sürecinde Ca fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimler Şekil 4.37.'de verilmiştir.

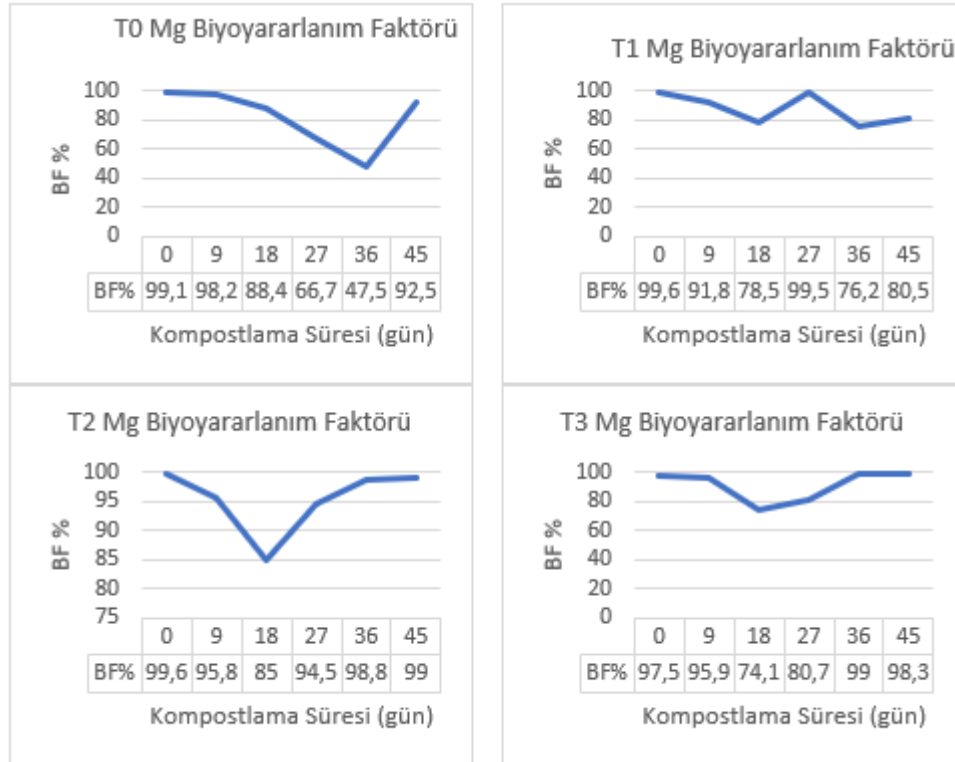


Şekil 4.37. Kompostlama sürecinde Ca fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Kontrol (T0) uygulamasında BF-Ca değerleri artmıştır (%50-89). Biyokütle külü katkılı uygulamalarda (T1, T2 ve T3) BF-Ca değerlerinin artış gösterdiği görülmüştür. T1 uygulamasında 45 günlük sürecin sonunda %46'dan %51'e yükselmiştir. Ancak en yüksek değerlerine 27. günde ulaşmış (%57), elde edilen bu yüksek BF-Ca oranı 36. ve 45. günde gerilemiştir (%57-51). T2 uygulamasında da BF-Ca oranları genel olarak sabit seyretmiştir (%44). T3 uygulamasında ise kompostlama sürecinin başında (0. gün) BF-Ca %31 tespit edilirken ilerleyen süreçte (27. günde) %51'e yükselmiştir.

Ancak T2 uygulaması ile benzer şekilde 36. ve 45. günlerde düşüşe (%36-33) geçmiştir. T0 (kontrol) uygulaması ile kül ilaveli uygulamaları (T1, T2 ve T3) karşılaştırdığımızda BF-Ca oranları T0'da daha yüksek (%89) olmuştur. Biyokütle külü ilavesi Ca elementinin biyoyararlanımlığını azaltmış olup, T1, T2 ve T3 uygulamalarında da genel olarak ilave edilen kül miktarının artmasıyla Ca biyoyararlanımlığının azaldığı görülmüştür.

Kompostlama sürecinde Mg fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimler Şekil 4.38.'de verilmiştir.

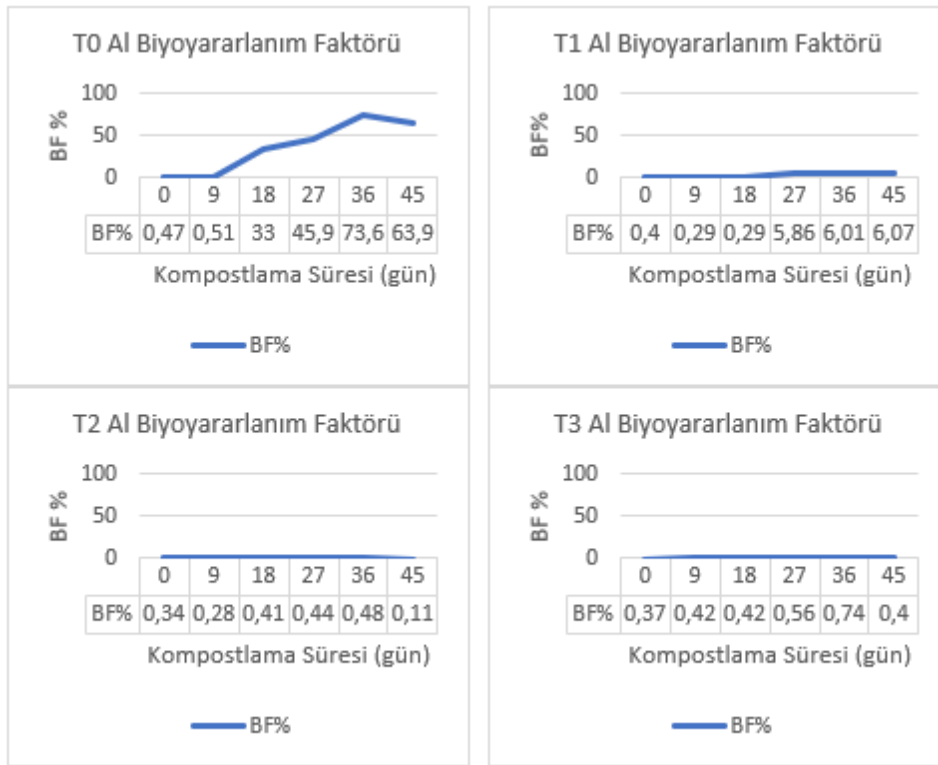


Şekil 4.38. Kompostlama sürecinde Mg fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde kompostlama sürecinde tüm uygulamalarda azalmalar ve artışlar gözlenmiştir. T0 (kontrol) uygulamasına baktığımızda sürecin başlangıcında (0. gün) %99 olan BF-Mg oranı azalma göstermiş (36. günde %47), 45. günde ise tekrar yükselerek %92 tespit edilmiştir. Biyokütle külü ilaveli uygulamalarda da (T1, T2 ve T3) benzer yaklaşım görülmüş kompostlama sürecinin ilerlemesiyle BF-Mg oranı düşmüştür. T1 uygulamasında %99 ile başlayan (0. gün) BF-Mg oranı sürecin sonunda %81'e gerilemiştir. T2 uygulamasında ise yine

%99 (0. gün) olarak tespit edilen BF oranı 18. güne kadar azalmış (%85), 27. günden itibaren artmaya (%94-99) başlamıştır. T3 uygulamasında ise benzer şekilde kompostun başlangıcında (0. gün) %98'lik BF-Ca hafif artışla 45. günde %98'e ulaşmıştır. Genel olarak kontrol (T0) ile T1, T2 ve T3 uygulamalarını karşılaştırdığımızda biyokütle külü ilavesi Mg elementinin biyoyararlanımını arttırmıştır. Kül ilaveli uygulamalarda hesaplanan BF-Mg değerleri ise birbirine yakın seyretmiştir.

Kompostlama sürecinde Al fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimler Şekil 4.39.'da verilmiştir.

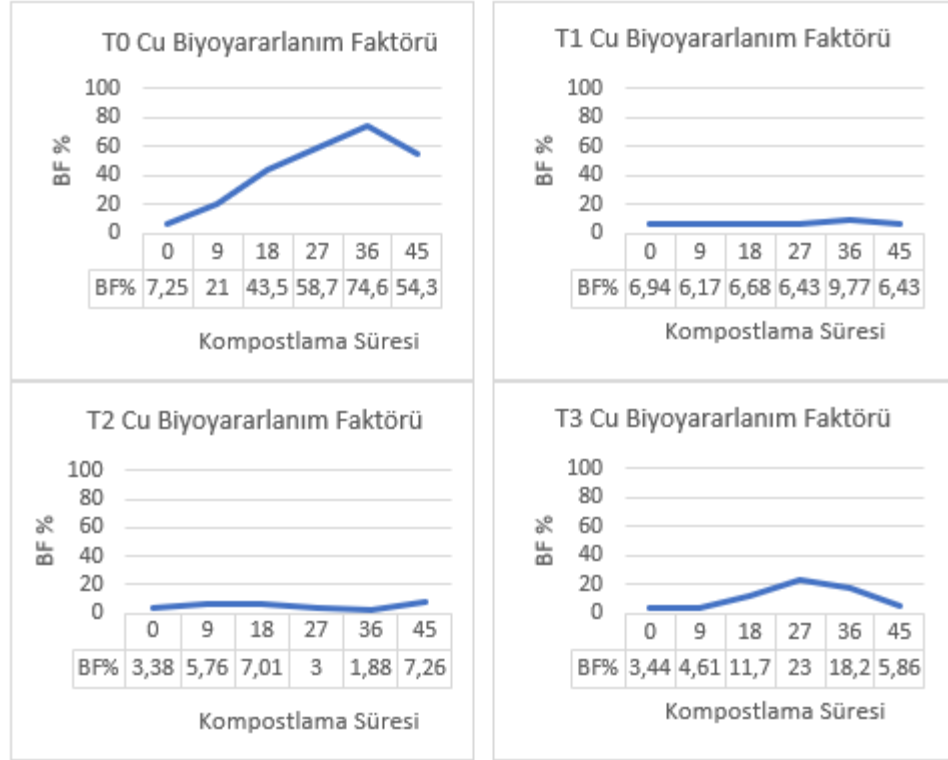


Şekil 4.39. Kompostlama sürecinde Al fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Al elementine ait Biyoyararlanım Faktörlerine (BF) baktığımızda T0 (kontrol) uygulamasında 0. ve 9. günlerde minimum seviyede (<%1) tespit edilirken 18. günden itibaren artmaya başlamış (%33-74), 45. günde ise %64'e gerilemiştir. Biyokütle külü ilaveli T1 uygulamasında benzer şekilde 18. güne kadar minimumda (<%1) seyreden BF-Al oranı 27. günden itibaren artmıştır (%6). T2 uygulaması dalgalanma göstermiş olup genel olarak çok düşük seviyede (<%1) tespit edilmiştir. En yüksek biyokütle

külü ilavesinin olduğu T3 uygulamasında da benzer şekilde BF-Al oranları minimumda (<%1) hesaplanmıştır. Kontrol (T0) uygulaması ile kül katkı uygulamaları (T1, T2, T3) karşılaştırdığımızda ise ilave edilen kül miktarının artmasıyla BF-Al oranlarının azaldığı (<%1) tespit edilmiştir.

Kompostlama sürecinde Cu fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimler Şekil 4.40.'da verilmiştir.

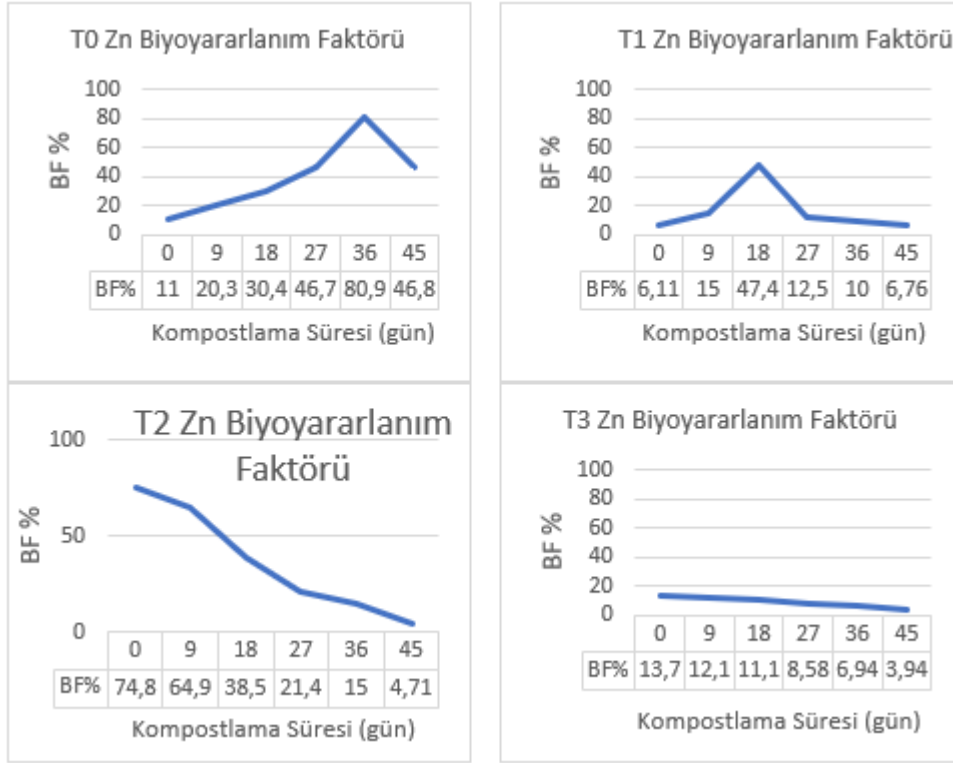


Şekil 4.40. Kompostlama sürecinde Cu fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde 45 günlük kompostlama sürecinde Cu elementine ait fraksiyonların değişmesine bağlı olarak azalmalar ve artmalar görülmüştür. T0 (kontrol) uygulamasında BF-Cu 36. güne kadar artış (%7-75) göstermiştir. Ancak 45. günde %54'e gerilemiştir. Biyokütle külü ilaveli uygulamalarda (T1, T2, T3) BF-Cu oranları kontrol (T0) uygulamasına (%7-75) göre çok düşük (%2-23) elde edilmiştir. Ancak azalmalar ve artışlar söz konusudur. T1 uygulamasında BF-Cu oranları birbirine yakın seyretmiştir (%6). T2 uygulamasında ise genel olarak bir artış görülmüş (%3-7) ancak elde edilen BF-Cu değerleri kontrol (T0) uygulamasına göre düşük seyretmiştir. Biyokütle külünün en yüksek oranda ilave

edildiği T3 uygulamasında ise kompostlama sürecinin başlangıcında (0. gün) %3 olan BF-Cu oranı, ilerleyen süreçte 27. günde %23'e ulaşmıştır. Ancak 36. günden itibaren düşüş görülmüş %6'lara gerilemiştir. Kompost uygulamalarına biyokütle külü ilavesi Cu mikro elementinin biyoyararlanımlığını düşürmüştür.

Kompostlama sürecinde Zn fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimleri Şekil 4.41.'de verilmiştir.

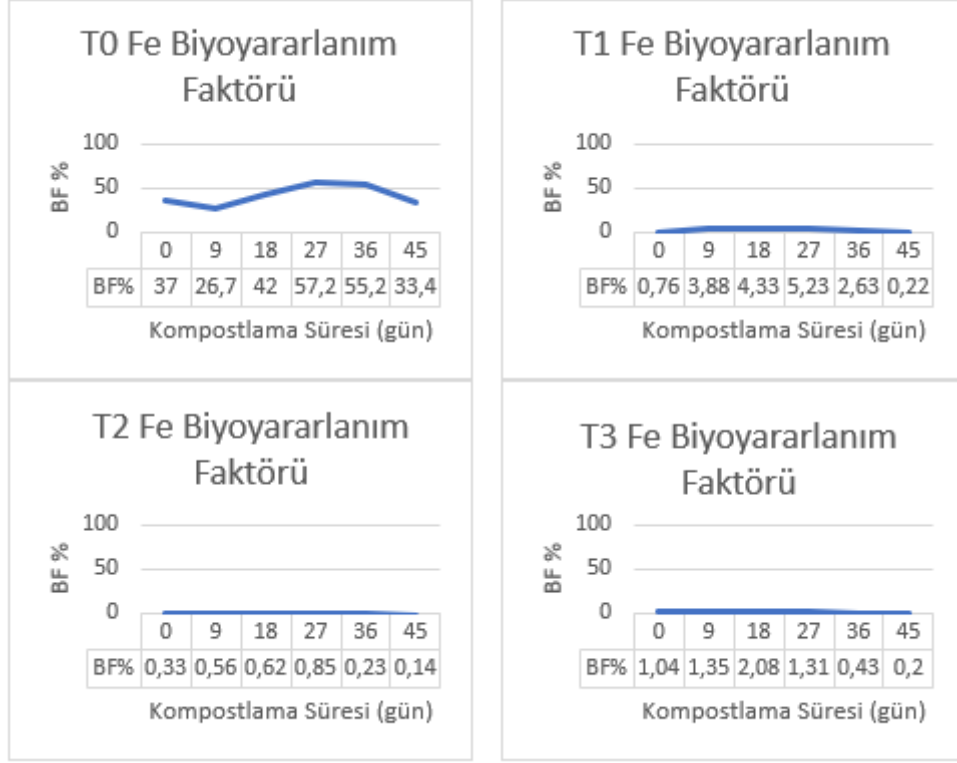


Şekil 4.41. Kompostlama sürecinde Zn fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Zn elementine ait biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde genel olarak biyokütle külünün ilavesi BF-Zn oranlarında azalmaya neden olmuştur. Uygulamalar bazında irdelediğimizde T0 (kontrol) uygulamasında BF-Zn oranları zaman içerisinde (0. günden 36. güne) artmıştır (%11-81) ancak 45. günde %47'ye gerilemiştir. T1 uygulamasında kompostun başlangıç (0. gün) ve bitiş (45. gün) sürelerine baktığımızda BF-Zn oranları yakın (%6-7) seyretmiştir. T2 ve T3 uygulamalarında kompostlama sürecinde BF-Zn oranlarının azaldığı görülmektedir (T2'de %75-5, T3'de %14-4). Biyokütle külü ilaveli uygulamalar (T1, T2, T3), kontrol (T0)

uygulamasını ile karşılaştırıldığında düşük oranlar elde edilmiştir. Genel olarak kül ilavesi Zn temel elementinin biyoyararlanımlığını azaltmıştır.

Kompostlama sürecinde Fe fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimleri Şekil 4.42.'de verilmiştir.

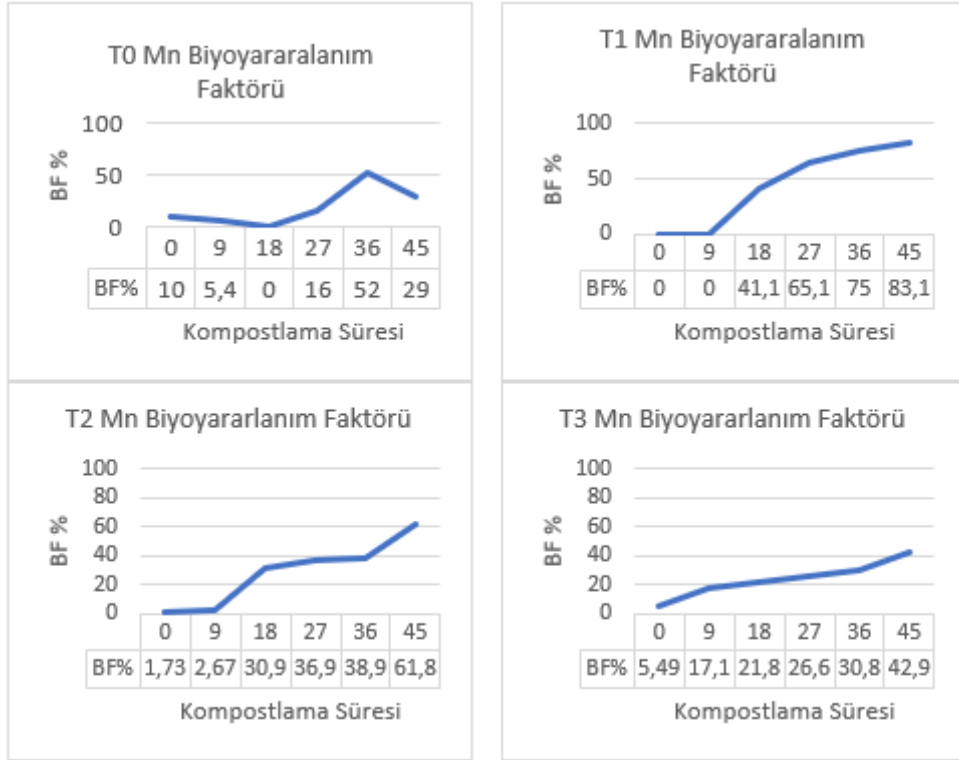


Şekil 4.42. Kompostlama sürecinde Fe fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Fe elementine ait biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde genel olarak tüm uygulamalarda (T0, T1, T2, T3) BF-Fe oranlarının azaldığı tespit edilmiştir. T0 (kontrol) uygulamasında BF-Fe oranı 27. güne kadar artmış (%37-57), 36. günden itibaren azalmaya (%55-33) başlamıştır. Biyokütle külü ilaveli uygulamalara (T1, T2, T3) baktığımızda genel olarak 27. güne kadar artan BF-Fe oranları ilerleyen süreçte (36. ve 45. günlerde) azalma göstermiştir. T1 uygulamasında BF-Fe oranları kontrol uygulamasına göre düşük (%1-5) seyretmiş olup 27.güne kadar artarken (%1-5), 36. günden sonra azalmıştır (%2-1). T2 uygulamasında BF-Fe oranları minimum seviyede (<%1) tespit edilmiştir. Biyokütle külünün en yüksek oranda olduğu T3 uygulamasında ise 18. güne kadar artan (%1-2) BF-Fe oranı 27. günden itibaren düşmüş ve minimum seviyelerde belirlenmiştir (<%1). Genel olarak uygulamalara

ilave edilen biyokütle külü Fe elementinin biyoyararlanımlığını düşürmüştür ve kontrol (T0) uygulaması ile karşılaştırıldığında genelde minimum seviyelerde düşük oranlarda (<%1) tespit edilmiştir.

Kompostlama sürecinde Mn fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimler Şekil 4.43.'de verilmiştir.

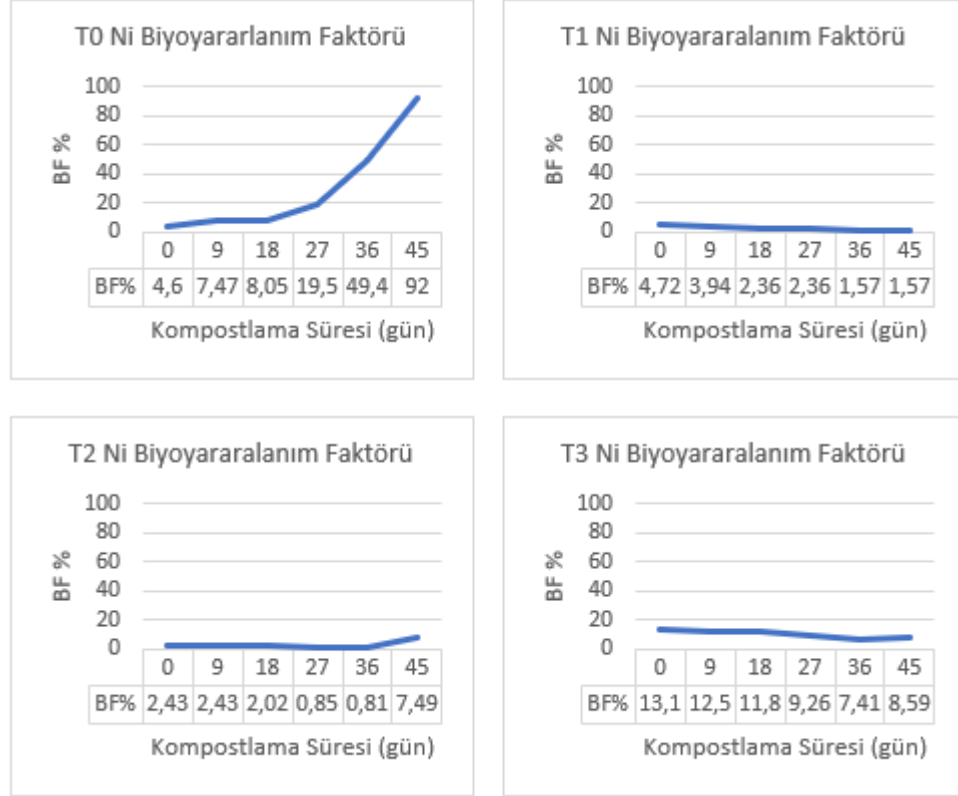


Şekil 4.43. Kompostlama sürecinde Mn fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Kompostlama sürecinde genel olarak fraksiyon dağılımlarına göre hesaplanan biyoyararlanım faktörlerine baktığımızda Mn elementi için artış görülmüştür. Bu umut verici verileri irdelediğimizde T0 (kontrol) uygulamasında 45 günlük süreçte BF-Mn oranları artmıştır (%10-29). Ancak en yüksek değerine 36. Günde ulaşmış (%52) ve 45. Günde %29'a düşmüştür. Biyokütle külü ilaveli uygulamalara (T1, T2, T3) genel olarak baktığımızda BF-Mn oranlarının lineer artış sergilediği tespit edilmiştir. Biyokütle külünün ilavesi kompostlarda Mn elementinin biyoyararlanımlığını arttırmıştır. T1 uygulamasında BF-Mn %0-83'lere yükselmiştir. T2 uygulamasında da benzer şekilde BF-Mn artış (%2-62) görülmüştür. Biyokütle külünün en yüksek

oranına sahip T3 uygulamasında da BF-Mn %5'den %43' artmıştır. En yüksek BF-Mn oranları T1 uygulamasında elde edilmiştir (%83).

Kompostlama sürecinde Ni fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimleri Şekil 4.44.'te verilmiştir.

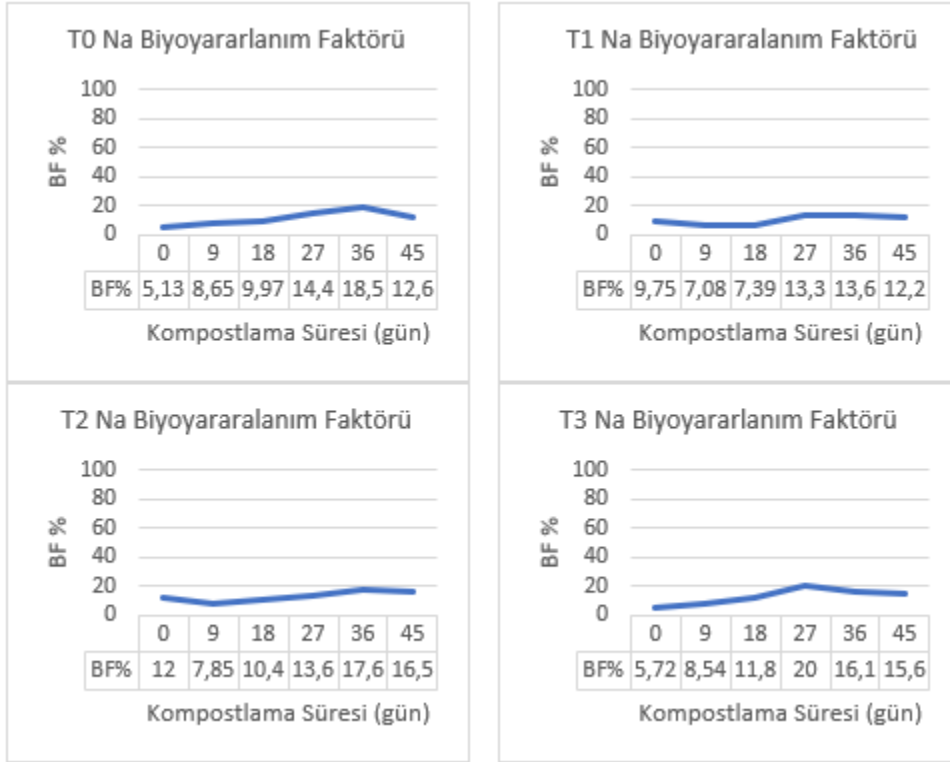


Şekil 4.44. Kompostlama sürecinde Ni fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Ni elementi için hesaplanan biyoyararlanım faktörlerine baktığımızda T0 (kontrol) uygulamasında zaman içerisinde artış (%5-92) tespit edilmiştir. Biyokütle külü ilaveli uygulamalarda (T1, T2 ve T3) ise genel olarak bir azalış eğilimi görülmüştür. T1 uygulamasına baktığımızda 45 günlük kompostlama sürecinde lineer olarak azaldığı (%5-2) hesaplanmıştır. T2 uygulamasında da 36. güne kadar azalma (%2-1) göstermiş ancak 45. günde %7'ye yükselmiştir. Kül ilavesinin en yüksek olduğu T3 uygulaması, T2 ile benzerlik göstermiş ve 36. güne kadar azalmış (%13-7) ancak 45. günde %9'a yükselmiştir. Genel olarak kontrol (T0) uygulaması ile kül ilaveli (T1, T2, T3) uygulamaları karşılaştırdığımızda, BF-Ni oranlarının kül ilavesi ile düştüğü (T0'da

%5-92 iken T1, T2, T3’de ortalama %1-13) görülmüştür. Bu sebeple biyokütle külü ilavesi Ni elementinin biyoyararlanımlığını düşürmüştür.

Kompostlama sürecinde Na fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimler Şekil 4.45.’de verilmiştir.



Şekil 4.45. Kompostlama sürecinde Na fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimler.

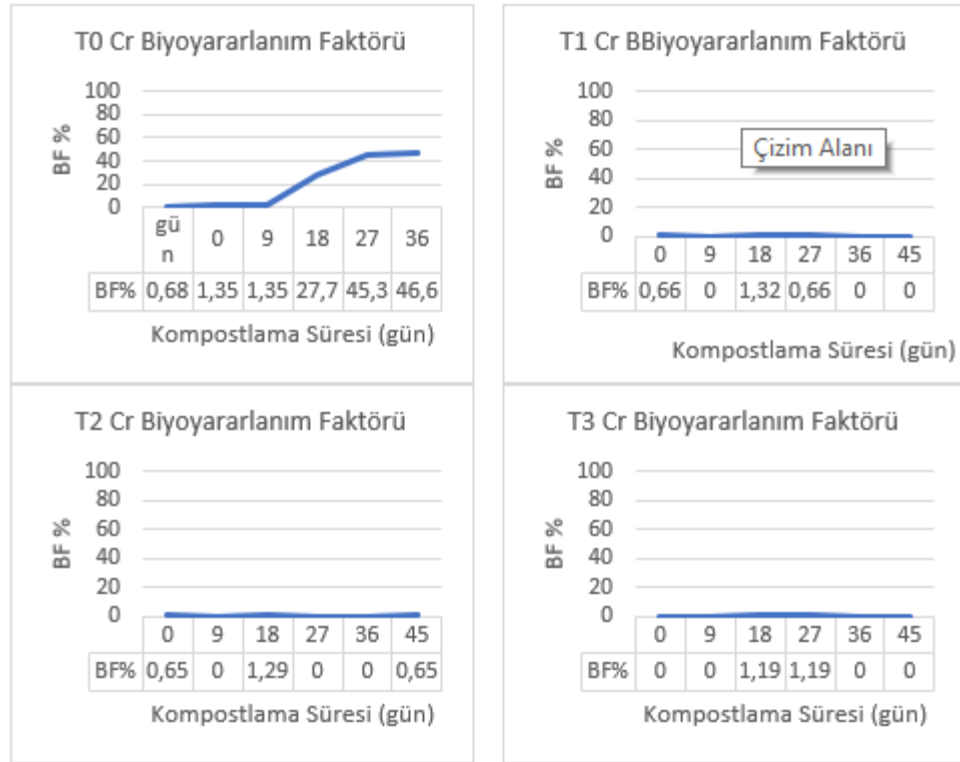
Na mikro elementine ait biyoyararlanım faktörlerine baktığımızda kendi içlerinde dalgalanmalar mevcut olup genel olarak tüm uygulamalarda (T0, T1, T2, T3) bir yükseliş görülmektedir. T0 (kontrol) uygulamasında 36. güne kadar yükseliş (%5-18) olurken, 45. günde ani bir düşüş (%13) gözlenmiştir. En düşük kül ilaveli T1 uygulamasında artışlar ve azalışlar görülmüş olup, 18. güne kadar azalan (%10-7) BF-Na oranı, 27. günden itibaren yükselmiş (%13) ancak 45. günde %12 olarak tespit edilmiştir. T2 uygulamasında başlangıçta (0. ve 9. günlerde) azalan (%12-8) BF-Na oranı 18. günden sonra yükselmeye (%10-18) başlamış ve kompostlama sürecinin sonunda (45. günde) %16 olarak hesaplanmıştır. T3 uygulamasında ise sürecin başlaması ile BF-Na oranlarında artış (%6-20) göstermiş ancak 36. ve 45. günlerde düşüş (%16) gözlenmiştir. Tüm uygulamalarda BF-Na oranları artma ve azalma

eğilimi göstermiş ancak birbirine yakın değerlerde seyretmiştir. Kontrol (T0) uygulamasına göre kül ilaveli uygulamalarda (T1, T2, T3), kontrol uygulamasındaki kadar tutarlılık görülmemiş ve iniş-çıkışlar daha belirgin olmuştur. T0 (kontrol) uygulamasında ise düzenli bir artış görülmüştür.

4.5. Biyokütle Külü Uygulamasının Ağır Metal Biyoyararlanımı Üzerindeki Etkisi

Biyoyararlanım Faktörü (BF), suda çözünür ve değiştirilebilir fraksiyonlardaki (1 ve 2) element içeriğinin toplam konsantrasyona oranı olarak tanımlanmış ve hesaplanmıştır (Cui ve diğerleri, 2020).

Kompostlama sürecinde Cr fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimleri Şekil 4.46.'da verilmiştir.

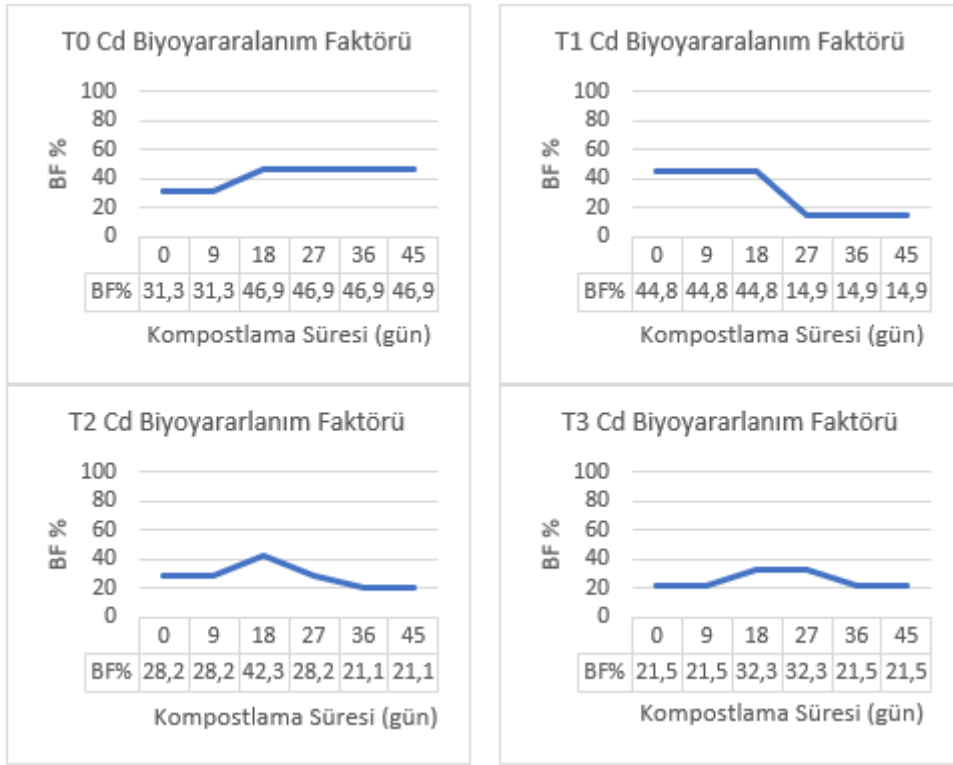


Şekil 4.46. Kompostlama sürecinde Cr fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Cr ağır metali için hesaplanan biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde T0 (kontrol) uygulamasında kompostlama sürecinin 18. gününe kadar minimal seviyede (%1) tespit edilen BF-Cr oranları, 27. günden itibaren artışa (%28-47) geçmiştir. T1

uygulamasına baktığımızda kompostlama sürecinin genelinde minimum ($\leq 1\%$) hesaplanan BF-Cr oranı 18. günde %1 tespit edilmiş, ardından ilerleyen süreçte (27. günden itibaren) minimum $\leq 1\%$ olarak hesaplanmıştır. T2 uygulamasında benzer şekilde 18. günde en yüksek değerine ulaşmış ve %1 olarak hesaplanmıştır. Biyokütleli ilavesinin en yüksek oranda olduğu T3 uygulamasında da aynı olarak 18. ve 27. günlerde BF-Cr %1 olarak tespit edilmiştir. Genel olarak baktığımızda kompostta biyokütle külü ilavesi Cr ağır metalinin biyoyararlanımını azaltmıştır.

Kompostlama sürecinde Cd fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimleri Şekil 4.47.'de verilmiştir.

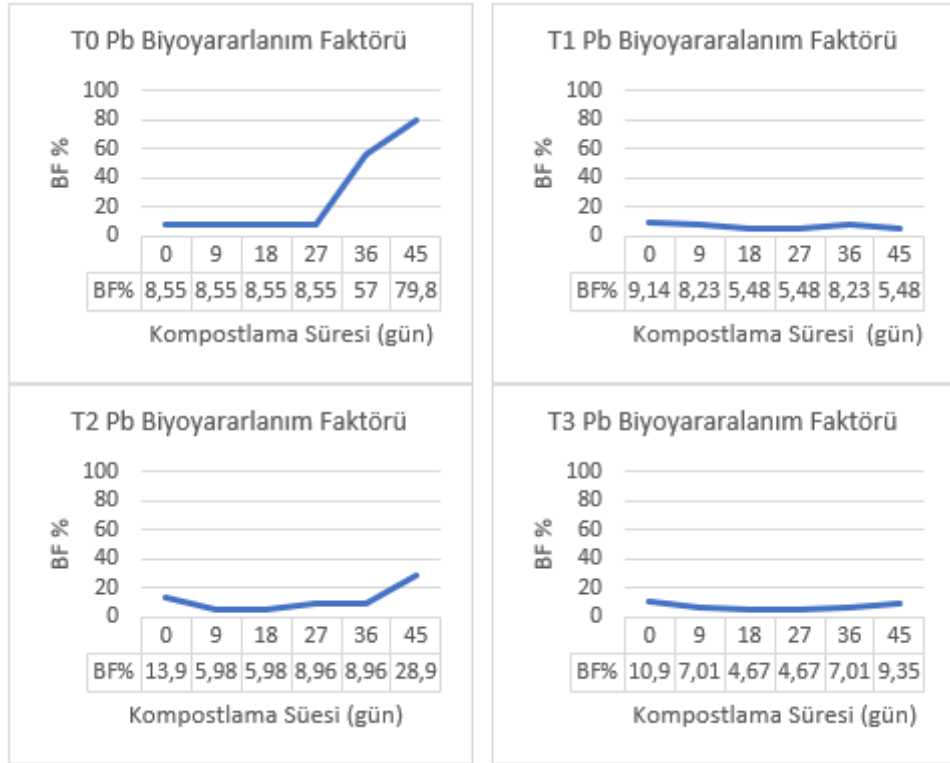


Şekil 4.47. Kompostlama sürecinde Cd fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü değişimleri.

45 günlük kompostlama sürecinde Cd ağır metali için hesaplanan biyoyararlanım faktörlerine baktığımızda, biyokütle külü ilaveli (T1, T2, T3) uygulamalarda BF-Cd oranlarının azaldığı ancak kontrol (T0) uygulamasında arttığı görülmüştür. T0 uygulamasını incelediğimizde BF-Cd oranı doğrusal artış (%31-47) göstermiştir. T1 uygulamasında 18. güne kadar sabit ilerleyen (%45) BF-Cd oranı, 27. günden itibaren azalma (%15) göstermiştir. T2 uygulamasında da genel olarak azalma (%28-21) tespit

edilmiş ancak sürece baktığımızda 18. günde bir artma (%42) tespit edilmiştir. T3 uygulamasında da benzer şekilde başlangıçta (0. gün) %22 hesaplanan BF-Cd oranı 18. günde %32'ye yükselmiş ancak ardından (27. günden itibaren) tekrar %22'ye gerilemiştir. Genel olarak baktığımızda ise biyokütle külü ilavesi Cd biyoyararlanımını azaltmıştır.

Kompostlama sürecinde Pb fraksiyonlarındaki biyoyararlanım faktörü (%) değişimleri Şekil 4.48.'de verilmiştir.



Şekil 4.48. Kompostlama sürecinde Pb fraksiyonlarındaki Biyoyararlanım faktörü değişimleri.

Pb ağır metaline ait biyoyararlanım faktörleri incelendiğinde T0 (kontrol) uygulamasında 27. güne kadar sabit (%9) seyreden BF-Pb oranı, ilerleyen süreçte (36. ve 45. günlerde) artışa (%57-80) geçmiştir. Biyokütle külü ilaveli uygulamalara baktığımızda T1 uygulamasında genel olarak bir düşüş (%9-5) gözlenmiştir. T2 uygulamasında ise bunun aksine zaman içerisinde BF-Pb oranında belirgin bir artış (%14-29) tespit edilmiştir. Biyokütle külü ilavesinin en yüksek olduğu T3 uygulamasında ise %11'den %9'a bir gerileme görülmüştür. Genel olarak baktığımızda ise BF-Pb oranları biyokütle külü ilavesi ile azalış göstermiş olsa da

kontrol (T0) uygulaması ile karşılaştırdığımızda elde edilen BF-Pb oranları düşük hesaplanmıştır.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada, Sposito metoduna göre mikro (Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Na, Mn) - makro (P, K, Mg, Ca) besin elementleri ve ağır metal (Cr, Cd, Pb) spesifikasyonunu yaparak ve her bir element için biyoyararlanım faktörlerini hesaplayarak, bitkiler için alınabilir formlara geçiş oranları tespit edilmeye çalışılmıştır. Toplam ağır metal içeriğinin belirlenmesi tek başına, biyoyararlanım riskleri, remobilizasyon (tekrar mobilize olmak) ve ağır metallerin ortamdaki davranışları hakkında yeterli bilgi sağlamaz. Bu sebeple ağır metallerin hangi formlarda ne kadar çözündüklerini bilmemiz gereklidir. Elementleri farklı çözeltiler içerisinde parçalayarak çözünme oranlarını gözlemlediğimiz Sposito metodu, bize bunu öğrenme ve inceleme imkânı sağlamıştır. Kompostlama sürecinde P fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, T1, T2’de 0, 9 ve 18. günlerde baskın oran inoksitlerle bileşik oluşturmuş-P ve kalıntı-P (residual) olurken, 27. günden itibaren yerini değiştirilebilir-P’ye bırakmıştır. T3’de ise kompostun ilerleyen sürecinde değiştirebilir-P yerine organik bağlı-P ön plana çıkmıştır. Biyokütle külü ilaveli uygulamalara (T1, T2 ve T3) genel olarak baktığımızda T1 uygulaması en uniform (düzgün artış) gösteren ve en yüksek BF-P değerlerini (%45) tespit ettiğimiz uygulama olmuştur. Bunun sebebi ilave edilen kül miktarı arttıkça T3 uygulamasında gözlemlediğimiz değiştirebilir-P yerine organik bağlı-P’un ön plana çıkmasıdır. Buda T3’de en düşük BF-P değerlerini elde etmemize neden olmuştur. Kontrol (T0) uygulaması ile karşılaştığımızda ise T1’deki artış yüksek (%45) olsa da kontrol uygulaması daha yüksek BF-P değerlerini (%65) sağlamıştır. Bunun sebebi T0 uygulamasındaki değiştirilebilir-P fraksiyonlarının yüksek oranda (%14-38) olması ve diğer uygulamalarda (T1, T2 ve T3) minimum (<%1) tespit edilen suda çözünür-P fraksiyonlarının, T0 uygulamasında %5-35’lik artış göstermesidir. Bu sebeple biyokütle külü ilavesi bitkiler için makro element olan fosforun biyoyararlanımlığını düşürmüştür. Bunun bir diğer sebebi çalışmada kullanılan biyokütle külünün inorganik içerik analizlerinde P makro elementinin hidroksilapatit $Ca_5(PO_4)_3(OH)$ (Kalsiyum apatitin, doğada bulunan mineral formudur) formunda olmasıdır (%15,6 oranında, yüksek oran).

Bu da T1 ve T2’de inoksitlerle bileşik-P fraksiyonunun artışına neden olmuş ancak ilerleyen süreç ve biyokütle külü ilavesinin artması (T3) organik bağlı-P fraksiyonunu ön plana çıkarmıştır.

K fraksiyonlarındaki dinamik değişimlere baktığımızda, genel olarak T0 kontrol uygulamasında suda çözünür-K birincil oran olurken, kül ilavesi (T1, T2, T3) değiştirilebilir-K fraksiyonunu arttırmıştır. Kül oranının en yüksek olduğu T3’de ise organik bağlı-K en yüksek fraksiyon dağılımı göstermiştir. Proses sürecinin ilerlemesi ile özellikle T1 ve T2’de suda çözünür-K, inoksitlere bağlı-K ve organik bağlı-K yerini değiştirilebilir-K (mobile) fraksiyonuna vermiştir. T3’de ise değiştirilebilir-K ve inoksitlerle bileşik-K yerini organik bağlı-K’ya vermiştir. Biyokütle külü katkılı uygulamalara (T1, T2 ve T3) baktığımızda ilave edilen kül miktarı arttıkça (T1’den T3’e doğru) BF-K değerlerinin azaldığı görülmüştür. Bunun sebebi kül katkılı uygulamalar içinde T3 uygulamasında en yüksek organik bağlı-K fraksiyonunun tespit edilmesidir. Diğer bir deyişle kül miktarı arttıkça değiştirilebilir-K fraksiyonu, organik bağlı-K fraksiyonuna dönüşmüştür. Buda BF-K oranlarının düşmesine neden olmuştur. En düşük kül ilaveli uygulama olan T1’de maksimum BF-K (%63) 36. günde tespit edilmiş (sebebi en yüksek değiştirilebilir-K fraksiyonu 36. günde %61 olarak tespit edilmiş) olup T2 uygulaması BF-K değerlerinin artışında daha istikrar göstermiştir (%16-60). Bunun sebebi değiştirilebilir-K fraksiyonlarının yüksek (%13-57) olmasıdır. T0 (kontrol) uygulaması ile karşılaştığımızda ise kül ilavesi BF-K oranlarının düşmesine sebep olmuştur çünkü tüm uygulamalar (T0, T1, T2 ve T3) içinde en yüksek BF-K oranları (%91) T0’da olmuştur. Bunun sebebi T0 (kontrol) uygulamasında suda çözünür-K fraksiyonunun birincil olmasıdır. Buda potasyumun biyoyararlanımlığını arttırmıştır. Kül katkılı uygulamalarda (T1, T2 ve T3) suda çözünür-K fraksiyonları minimumda kalmıştır. Çalışmada kullanılan biyokütle külünün inorganik analizine baktığımızda K elementinin, aftitalit $K_3Na(SO_4)_2$ (potasyum sülfat minerali) (%4,8, düşük oran) ve potasyum klorat $K(ClO_4)$ (klorik asitin potasyum tuzu) (%9,3, düşük oran) formlarında tespit edilmiştir. T1 ve T2’de inoksitlerle bağlı-K fraksiyonunun olması ancak kompostlama sürecinin ilerlemesiyle yerini değiştirilebilir-K fraksiyonuna bırakmıştır. T3’de ise inoksitlerle bileşik-K zaman içerisinde organik bağlı-K formuna dönüşmüştür. Dinamik bir yapı olan kompostlama sürecindeki biyokütle külü ilavesi BF-K oranlarının düşmesine neden olmuştur.

Kompostlama sürecinde Ca fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, T0 uygulamasında 18. güne kadar değiştirilebilir-Ca oranı birincil fraksiyon olurken 27. günden itibaren suda çözünür-Ca fraksiyonu baskın olmuş, değiştirilebilir-Ca, suda çözünür-Ca fraksiyonuna dönüşmüştür. Biyokütle külü ilave edilmiş T1, T2 ve T3 uygulamalarında organik bağlı-Ca proses sürecinde inoksitlerle bileşik oluşturmuş-Ca ve değiştirilebilir-Ca'a dönüşmüştür. T0 (kontrol) uygulaması ile kül ilaveli uygulamaları (T1, T2 ve T3) karşılaştırdığımızda BF-Ca oranları T0'da daha yüksek (%89) olmuştur. Bunun sebebi T0 uygulamasında değiştirilebilir-Ca ve suda çözünür-Ca fraksiyonlarının baskın olmasıdır. Biyokütle külü ilavesi Ca elementinin biyoyararlanımlığını azaltmış olup, T1, T2 ve T3 uygulamalarında da genel olarak ilave edilen kül miktarının artmasıyla Ca biyoyararlanımlığının azaldığı görülmüştür. Bu durum kül katkılı uygulamalarda (T1, T2 ve T3) kalıntı-Ca, inoksitlerle bileşik-Ca ve değiştirilebilir-Ca fraksiyonlarının dağılım göstermesindedir. Özellikle T0 uygulamasında gördüğümüz suda çözünür-Ca fraksiyonu, T1, T2 ve T3 uygulamalarında azalmış buda Ca biyoyararlanımlığının düşmesine neden olmuştur. Bu uygulamalarda organik bağlı-Ca'un proses sürecinde inoksitlerle bileşik oluşturmuş-Ca ve değiştirilebilir-Ca'a dönüşmesi de bunu tetiklemiştir. İnorganik içerik analizi incelediğimizde Ca elementi farklı formlarda bulunmaktadır; hidroksilapatit $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ (Kalsiyum apatitin, doğada bulunan mineral formudur) (%15,6, yüksek oran), anhidrit CaSO_4 (susuz kalsiyum sülfat yapısında, kayaç oluşturan bir mineral) (%13,8, yüksek oran), kalsit CaCO_3 (kristalleşmiş kalsiyum karbonat) (%12,5, yüksek oran), akermanit $\text{Ca}_2\text{Mg}(\text{Si}_2\text{O}_7)$ (kalsiyum, magnezyum, silikon ve oksijen içeren sorosilikat grubunun bir melilit minerali) (%9,7, düşük oran), brownmillerite $\text{Ca}_4\text{Al}_2\text{Fe}_2\text{O}_{10}$, (nadir bir oksit mineral) (%6,2, düşük oran), diopsit $\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$ (MgCaSi bileşimine sahip monoklinik bir piroksen minerali) (%1,1, düşük oran). Biyokütle külü ilavesi Ca elementinin biyoyararlanımlığını azaltmış olup bu durum Ca elementinin biyokütle külündeki inorganik bulunuş formlarından kaynaklanmıştır.

Kompostlama sürecinde Mg fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, tüm uygulamalarda (T0, T1, T2, T3) değiştirilebilir-Mg fraksiyonunun birincil (baskın) olduğu görülmüştür, kompostlama sürecinde Mg makro elementi değiştirilebilir fraksiyonda baskın olarak tespit edilmiştir. Organik bağlı-Mg ve inoksitlerle bileşik-Mg fraksiyonları ise tüm uygulamalarda minimal seviyede kalmıştır. 27. güne kadar suda çözünür-Mg ile değiştirilebilir-Mg fraksiyonlarının

birbirlerinin yerine geçmesi gözlenmiş olup, 27. güne kadar değiştirilebilir-Mg fraksiyonu artış gösterirken, daha ilerleyen süreçte değiştirilebilir-Mg azalarak suda çözünür-Mg'a dönüştüğü görülmüştür. Biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde kompostlama sürecinde tüm uygulamalarda azalmalar ve artışlar gözlenmiş olup genel olarak kontrol (T0) ile T1, T2 ve T3 uygulamalarını karşılaştırdığımızda biyokütle külü ilavesi, Mg elementinin biyoyararlanımlığını arttırmıştır. Bunun sebebi biyokütle külü ilavesiyle birlikte değiştirilebilir-Mg ve suda çözünür-Mg fraksiyonlarının artmasıdır. Özellikle ilave edilen kül miktarı arttıkça suda çözünür-Mg fraksiyonu artış göstermiştir. Kül ilaveli uygulamalarda hesaplanan BF-Mg değerleri birbirine yakın seyretmiştir. Kompost sürecinin 18. gününde gözlenen BF-Mg'deki azalmasının ardından 27. günde tekrar artmasının sebebi 27. güne kadar değiştirilebilir-Mg fraksiyonu artış gösterirken, daha ilerleyen süreçte (27. günden itibaren) değiştirilebilir-Mg azalarak suda çözünür-Mg'a dönüşmesi görülmüştür. Mg elementinin inorganik analizi bize bu elementin kül içerisinde bulunuş formları hakkında bilgi vermiştir, diopsit $\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$ (MgCaSi bileşimine sahip monoklinik bir piroksen minerali) (%1,1, düşük oran), akermanit $\text{Ca}_2\text{Mg}(\text{Si}_2\text{O}_7)$ (kalsiyum, magnezyum, silikon ve oksijen içeren sorosilikat grubunun bir melilit minerali) (%9,7, düşük oran). Ancak kompostlama sürecinde biyokütle külü ilavesi, Mg elementinin biyoyararlanımlığını arttırmıştır. Bunun sebebi biyokütle külü ilavesiyle birlikte değiştirilebilir-Mg ve suda çözünür-Mg fraksiyonlarının artmasıdır. İnoksitlerle bileşik-Mg fraksiyonları ise tüm uygulamalarda minimal seviyede kalmıştır. Çünkü tespit edilen inorganik formlar nispeten düşük miktarda (%1,1-9,7) kalmıştır.

45 günlük kompostlama sürecinde Al elementine ait zamana bağlı fraksiyon dinamikleri incelendiğinde, kül ilaveli T1, T2 ve T3 uygulamalarında organik bağlı-Al ve inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonları birincil olarak tespit edilmiştir. Genel olarak kül ilaveli uygulamalarda 27. güne kadar inoksitlerle bileşik-Al baskın olurken, ilerleyen süreçte (36. ve 45. günlerde) organik bağlı-Al fraksiyonları artış göstermiştir. Diğer bir deyişle genel olarak zamanla inoksitlerle bileşik-Al, organik bağlı-Al fraksiyona dönüşmüştür. Al elementine ait Biyoyararlanım Faktörlerine (BF) baktığımızda ve kontrol (T0) uygulaması ile kül katkılı uygulamaları (T1, T2, T3) karşılaştırdığımızda ilave edilen kül miktarının artmasıyla BF-Al oranlarının azaldığı (<%1) tespit edilmiştir. Bunun sebebi T1, T2 ve T3 uygulamalarında organik bağlı-Al ve inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonlarının baskın olmasıdır özellikle 36. günden itibaren inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonununun, organik bağlı-Al fraksiyonuna

dönüşmesi ve artması BF-Al'deki bu düşüşlere neden olmuştur. T0 uygulamasında ise 18. günden itibaren BF-Al artmaya başlamış (%33-74) bunun sebebi inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonunun 18. günden itibaren suda çözünür-Al fraksiyonuna dönüşmesidir. Biyokütle külünün inorganik analizinde Al elementi brownmillerite $\text{Ca}_4\text{Al}_2\text{Fe}_2\text{O}_{10}$, (nadir bir oksit mineral) (%6,2, düşük oran) formunda bulunmuştur. Kül ilaveli T1, T2 ve T3 uygulamalarında organik bağlı-Al ve inoksitlerle bileşik-Al fraksiyonları baskın olmuştur. Genel olarak zamanla inoksitlerle bileşik-Al, organik bağlı-Al fraksiyona dönüşmüştür. Genel olarak da ilave edilen kül miktarının artmasıyla BF-Al oranlarının azaldığı (<%1) tespit edilmiştir.

Tüm uygulamalardaki Cu fraksiyonları genel olarak incelendiğinde özellikle (T1, T2 ve T3 uygulamalarında) inoksitlerle bileşik-Cu ve organik bağlı-Cu fraksiyonları birincil bulunmuştur. Kül ilaveli uygulamalarda genel olarak kalıntı-Cu fraksiyonları, organik bağlı-Cu ve inoksitlerle bileşik-Cu fraksiyonlarına dönüşmüştür. Biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde 45 günlük kompostlama sürecinde biyokütle külü ilaveli uygulamalarda (T1, T2, T3) BF-Cu oranları kontrol (T0) uygulamasına (%7-75) göre çok düşük (%2-23) elde edilmiştir. Kontrol (T0) uygulamasındaki bu yüksek BF-Cu oranları kompostlama sürecinde değiştirilebilir-Cu fraksiyonlarındaki artıştır (%4-53). T0'da 45. günde BF-Cu oranının azalmasının sebebi de 45. günde değiştirilebilir-Cu fraksiyonundaki düşüştür (%33). Kompost uygulamalarına biyokütle külü ilavesi Cu mikro elementinin biyoyararlanımlığını düşürmüştür. Bunun sebebi T1, T2 ve T3 uygulamalarında inoksitlerle bileşik-Cu ve organik bağlı-Cu fraksiyonların baskın olmasıdır. Suda çözünür-Cu ve değiştirilebilir-Cu fraksiyonları kül ilaveli uygulamalarda minimum (<%1) olmuştur. Bu da BF-Cu oranlarının kül ilaveli uygulamalarda düşük seyretmesine neden olmuştur.

Zn fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde içerdiği kül muhtevası değişen uygulamalarda (T1, T2, T3), Zn-element fraksiyonlarındaki dinamik değişimler farklılık gösterse de genel olarak kalıntı-Zn fraksiyonunun, inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn'ya dönüştüğü söylenebilir (T1 ve T3). T2 uygulamasında ise suda çözünür-Zn ve değiştirilebilir-Zn'nun, inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn'ya dönüştüğü görülmüştür. Zn elementine ait biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde genel olarak biyokütle külünün ilavesi BF-Zn oranlarında azalmaya neden olmuştur. Biyokütle külü ilaveli uygulamalar (T1, T2, T3), kontrol (T0) uygulaması ile karşılaştırıldığında düşük BF-Zn oranları elde edilmiştir. Bunun sebebi kül ilave

oranının artmasıyla (T1-T3) inoksitlerle bileşik-Zn ve organik bağlı-Zn fraksiyonlarındaki artıştır. Özellikle bu uygulamalarda (T1, T2, T3) suda çözünür-Zn ve değiştirilebilir-Zn fraksiyonlarındaki düşüşler, biyoyararlanım faktöründe de azalmalara neden olmuştur. Genel olarak kül ilavesi Zn temel elementinin biyoyararlanımlığını azaltmıştır.

Fe fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde genel olarak biyokütle külü ilavesinin suda çözünür ve değiştirilebilir-Fe fraksiyonlarını, organik bağlı ve inoksitlerle bileşik-Fe fraksiyonuna dönüştürdüğü görülmüştür. Suda çözünür-Fe ve değiştirilebilir-Fe oranları minimum düzeyde kalmıştır. Biyokütle külü ilave edilmiş uygulamalara (T1, T2 ve T3) genel olarak baktığımızda ise ilave edilen kül miktarı arttıkça organik bağlı-Fe fraksiyonunun % dinamik değişiminde azalma (T1’de %73-99 iken T3’de %28-37) olmuş organik bağlı fraksiyon daha ziyade inoksitlerle bileşik-Fe fraksiyona dönüşmüştür (T1’de %7-1 iken T3’de %52-84). Fe elementine ait biyoyararlanım faktörlerini incelediğimizde genel olarak tüm uygulamalarda (T0, T1, T2, T3) BF-Fe oranlarının azaldığı tespit edilmiştir. Genel olarak uygulamalara ilave edilen biyokütle külü Fe elementinin biyoyararlanımlığını düşürmüştür ve kontrol (T0) (%37-57) uygulaması ile karşılaştırıldığında genelde minimum seviyelerde (<%1) tespit edilmiştir. Biyokütle külü ilaveli uygulamalara (T1, T2, T3) nazaran kontrol (T0) uygulamasında BF-Fe oranlarının daha yüksek elde edilmesinin sebebi T0’da suda çözünür-Fe fraksiyonunun kompostlama sürecinde artış (%4-52) göstermesidir. Yine bu uygulamada 36. günde görülen BF-Fe azalmasının (%55-33) nedeni suda çözünür-Fe fraksiyonunun azalmasıdır (%52-30). Biyokütle külü ilaveli uygulamalarda (T1, T2, T3) BF-Fe oranları düşük seyretmiştir. Bunun nedeni biyokütle külü ilavesinin suda çözünür ve değiştirilebilir-Fe fraksiyonlarını, organik bağlı ve inoksitlerle bileşik-Fe fraksiyonuna dönüştürmesidir. Bu uygulamalarda suda çözünür-Fe ve değiştirilebilir-Fe oranları minimum düzeyde (<%1) kalmıştır. Biyokütle külünün inorganik analizi bize Fe elementinin brownmillerite $\text{Ca}_4\text{Al}_2\text{Fe}_2\text{O}_{10}$, (nadir bir oksit mineral) (%6,2, düşük oran) ve hematit Fe_2O_3 (yaygın bir demir oksit bileşiğidir, kayalarda ve topraklarda yaygın olarak bulunur) (%2,0, düşük oran) formlarında bulunduğunu göstermiştir. Bunu destekler şekilde biyokütle külü ilavesinin suda çözünür ve değiştirilebilir-Fe fraksiyonlarını, organik bağlı ve inoksitlerle bileşik-Fe fraksiyonuna dönüştürdüğü tespit edilmiştir. Bu da uygulamalara ilave edilen biyokütle külünün Fe elementinin biyoyararlanımlığını düşürmesine neden olmuştur.

45 günlük kompostlama çalışmasının sonucunda elde edilen Mn fraksiyonlarının dinamik değişimleri incelendiğinde, kalıntı-Mn ve değiştirilebilir-Mn fraksiyonlarının baskın olduğu tespit edilmiştir. Kül ilaveli uygulamalarda (T1, T2 ve T3) suda çözünür-Mn ve organik bağlı-Mn oranı minimumda belirlenmiş, değiştirilebilir-Mn fraksiyonlarının ise arttığı görülmüştür. Genel olarak fraksiyon dağılımlarına baktığımızda kalıntı ve inoksitlerle bileşik-Mn fraksiyonlarının zamanla değiştirilebilir-Mn'a dönüştüğü görülmüştür. Ancak kül ilaveli uygulamalarda zamanla kalıntı-Mn azalırken, değiştirilebilir-Mn oranı artmıştır. Böylelikle yüzdesel olarak kalıntı-Mn fraksiyonunun, değiştirilebilir-Mn'a dönüştüğü söylenebilir.

Kompostlama sürecinde genel olarak fraksiyon dağılımlarına göre hesaplanan biyoyararlanım faktörlerine baktığımızda Mn elementi için artış görülmüştür. Biyokütle külü ilaveli uygulamalara (T1, T2, T3) genel olarak baktığımızda BF-Mn oranlarının lineer artış sergilediği tespit edilmiştir. Biyokütle külünün ilavesi kompostlarda Mn elementinin biyoyararlanımlığını arttırmıştır. Bunun sebebi bu uygulamalardaki değiştirilebilir-Mn fraksiyonlarının artmasıdır. Böylelikle kalıntı-Mn fraksiyonunun, değiştirilebilir-Mn'a dönüşmesi biyoyararlanım faktörlerinin yükselmesine neden olmuştur.

Ni fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde biyokütle külü ilave edilmiş uygulamalarda (T1, T2, T3) kalıntı-Ni, inoksitlerle bileşik-Ni ve organik bağlı-Ni fraksiyonlarının ağırlıkta olduğu görülmüştür. Genel olarak organik bağlı-Ni fraksiyonları zaman içinde artış gösterirken, bunun aksine kalıntı-Ni fraksiyonları azalmıştır. Genel olarak kül ilaveli uygulamalarda kalıntı-Ni'in, organik bağlı-Ni'e dönüştüğü tespit edilmiştir. Suda çözünür-Ni ve değiştirilebilir-Ni oranları minimumda (<%1) kalmıştır. Ni elementi için hesaplanan biyoyararlanım faktörlerine baktığımızda, biyokütle külü ilaveli uygulamalarda (T1, T2 ve T3) genel olarak bir azalış eğilimi görülmüştür. Bunun sebebi dinamik fraksiyonlarda kül ilaveli uygulamalarda kalıntı-Ni'in, organik bağlı-Ni'e dönüşmesidir. Bu durum Ni'in biyoyararlanımlığını azaltmıştır. Genel olarak kontrol (T0) uygulaması ile kül ilaveli (T1, T2, T3) uygulamaları karşılaştırdığımızda, BF-Ni oranlarının kül ilavesi ile düştüğü (T0'da %5-92 iken T1, T2, T3'de ortalama %1-13) görülmüştür.

T0 (kontrol) uygulamasındaki yüksek BF-Ni oranlarının sebebi kontrol (T0) uygulamasındaki suda çözünür-Ni ve değiştirilebilir-Ni fraksiyonlarının zaman içerisindeki artışıdır (sırasıyla %2-43 ve %3-49).

Kompostlama sürecinde tespit edilen Na elementine ait dinamik fraksiyonlara baktığımızda genel olarak tüm uygulamalarda kalıntı-Na, inoksitlerle bileşik-Na ve organik bağlı-Na fraksiyonlarının baskın olduğu görülmüştür. Bu üç fraksiyonunun dağılımları değişkenlik gösterse de genel anlamda organik bağlı-Na ve inoksitlerle bileşik-Na oranlarının zaman içerisinde kalıntı-Na fraksiyonuna dönüştüğü (organik bağlı-Na ve inoksitlerle bileşik-Na azalırken kalıntı-Na artmıştır) görülmüştür. Bu durum kontrol (T0) uygulaması dahil biyokütle külü ilaveli tüm uygulamalarda benzer tespit edilmiş olup, suda çözünür-Na ve değiştirilebilir-Na fraksiyonları minimumda (<%1) kalmıştır. Tüm uygulamalarda BF-Na oranları artma ve azalma eğilimi göstermiş ancak birbirine yakın değerlerde seyretmiştir. Bu durum genel olarak tüm uygulamalarda kalıntı-Na, inoksitlerle bileşik-Na ve organik bağlı-Na fraksiyonlarının birincil fraksiyonlar olmasındandır. Genel olarak organik bağlı-Na ve inoksitlerle bileşik-Na oranlarının zaman içerisinde kalıntı-Na fraksiyonuna dönüştüğü görülmüştür. Bu durum tüm uygulamalarda (T0, T1, T2, T3) benzer tespit edilmiştir. Aynı zamanda suda çözünür-Na ve değiştirilebilir-Na fraksiyonları minimumda (<%1) olması, BF-Na oranlarının düşük tespit edilmesine neden olmuştur. Kontrol (T0) uygulamasına göre kül ilaveli uygulamalarda (T1, T2, T3), kontrol uygulamasındaki kadar tutarlılık görülmemiş ve iniş-çıkışlar daha belirgin olmuştur. T0 (kontrol) uygulamasında ise düzenli bir artış görülmüştür. Ancak T0 uygulamasında 36. güne kadar artışın sebebi suda çözünür-Na fraksiyonundaki artıştır (%2-11) ancak 45. günde fraksiyon azalmış (%4) bu da BF-Na oranında azalmaya neden olmuştur. Kül ilaveli (T1, T2, T3) uygulamalardaki artış ve azalışlar da suda çözünür-Na ve değiştirilebilir-Na fraksiyonlarındaki artma ve azalmalardan kaynaklanmıştır. T1 uygulamasındaki 18. güne kadar olan BF-Na azalışının sebebi suda çözünür-Na fraksiyonundaki azalmadır (%8-2). Çalışmada kullanılan biyokütle külünün inorganik analizine baktığımızda Na elementinin, aftitalit $K_3Na(SO_4)_2$ (potasyum sülfat minerali) (%4,8, düşük oran) formunda olduğu görülmüştür. Genel olarak da kül ilaveli uygulamalarda inoksitlerle bileşik-Na ve organik bağlı-Na fraksiyonlarının baskın olduğu görülmüştür.

İnoksitlerle bileşik-Cr (mineral kısma bağlanmış, çökelmiş) ve çözünemeyen (kalıntı-Cr), kompostlaştırma işlemi sırasında biyokütle külünün eklendiği tüm uygulamalarda (T1, T2, T3) fraksiyonların dinamik değişimlerinde birincil fraksiyonlar olmuştur. Biyokütke külünün eklenmesi (T1, T2, T3 uygulamaları) kompostlama sürecinde inoksitlerle bileşik-Cr'u arttırırken, kalıntı-Cr fraksiyonunun azalmasına neden

olmuştur. Biyokütle külünün ilavesi bu süreçte kalıntı-Cr'un inoksitlerle bileşik-Cr'a dönüşümünü sağlamıştır. Genel olarak baktığımızda komposta biyokütle külü ilavesi Cr ağır metalinin biyoyararlanımlığını azaltmıştır. Bunun sebebi biyokütle külü ilaveli uygulamalarda (T1, T2, T3) inoksitlerle bileşik-Cr ve kalıntı-Cr fraksiyonlarının baskın olması ve kompostlama sürecinin ilerlemesiyle kalıntı-Cr'un inoksitlerle bileşik-Cr'a dönüşümüdür. Bu uygulamalarda (T1, T2, T3), biyoyararlanım faktörü için önemli olan suda çözünür-Cr ve değiştirilebilir-Cr fraksiyonları minimumda (<1%) olmuştur. Bu da Cr'un biyoyararlanımlığının, kül ilavesiyle azalmasına neden olmuştur. T0 (kontrol) uygulamasında BF-Cr oranlarının nispeten daha yüksek olması (%28-47), bu uygulamadaki suda çözünür-Cr ve değiştirilebilir-Cr fraksiyonların yüksek oranından kaynaklanmıştır (%1-31).

Cd fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, yüzde dağılımlarda tüm fraksiyonların (T0, T1, T2 ve T3) oransal bir biçimde dağılım gösterdiği görülmüştür. Ancak yüzdesel olarak baktığımızda özellikle kül ilaveli (T1, T2, T3) uygulamalarda, kalıntı-Cd'un daha yüksek oranlarda olduğu tespit edilmiş ve genel olarak suda çözünür-Cd, değiştirilebilir-Cd ve organik bağlı-Cd'un bu 45 günlük süreçte kalıntı-Cd'a dönüştüğü tespit edilmiştir. Kompostlama sürecinde Cd biyoyararlanım faktörlerine baktığımızda, biyokütle külü ilaveli (T1, T2, T3) uygulamalarda BF-Cd oranlarının azaldığı ancak kontrol (T0) uygulamasında arttığı görülmüştür. Bunun sebebi biyokütle külü ilaveli (T1, T2, T3) uygulamalarda genel olarak suda çözünür-Cd ve değiştirilebilir-Cd'un, kalıntı-Cd'a dönüşmesidir. Genel olarak baktığımızda ise biyokütle külü ilavesi Cd biyoyararlanımlığını azaltmıştır. Bu durum biyokütle külü katkılı (T1, T2, T3) uygulamalarda, suda çözünür-Cd ve değiştirilebilir-Cd fraksiyonlarının azalmasıdır. Kontrol (T0) uygulamasında BF-Cd oranının artmasının sebebi olarak suda çözünür-Cd ve değiştirilebilir-Cd fraksiyonlardaki artıştır (%9-23).

Pb fraksiyonlarındaki dinamik değişimler incelendiğinde, baskın fraksiyonların inoksitlerle bileşik-Pb ve residual (kalıntı-Pb) olduğu görülmüştür. Biyokütle külü katkılı uygulamalarda (T1, T2, T3) inoksitlere bileşik-Pb ve kalıntı-Pb yüzde fraksiyonlarının baskın olduğu görülmekle birlikte bu fraksiyonların arasında doğrusal bir ilişki görülmüştür. Genel olarak inoksitlerle bileşik-Pb'un arttığı bunun aksine kalıntı-Pb'un azaldığı tespit edilmiştir. Kompostlama sürecinde kalıntı-Pb, inoksitlerle bileşik-Pb'a dönüşmüştür. Genel olarak baktığımızda ise BF-Pb oranları biyokütle külü ilavesi ile azalış göstermiş olsa da kontrol (T0) uygulaması ile

karşılaştırdığımızda elde edilen BF-Pb oranları düşük hesaplanmıştır. Kül ilaveli uygulamalarda (T1, T2, T3) elde edilen BF_Pb oranlarındaki azalışın sebebi, kompostlama sürecinde kalıntı-Pb'un, inoksitlerle bileşik-Pb'a dönüşmesidir. Suda çözünür-Pb ve değiştirilebilir-Pb fraksiyonları minimumda (%1) tespit edilmiş bu da BF-Pb oranlarında düşüşe sebep olmuştur. T0 (kontrol) uygulamasında BF-Pb oranının (36. ve 45. günlerde) artışa (%57-80) geçmesi de bu günlerde değiştirilebilir-Pb fraksiyonundaki artıştır (%48-75).

Ekstraksiyona daha dirençli fraksiyonların büyük bir oranı (örn. kalıntı formu), ağır metallerin daha kararlı formlarda olduğunu göstermiştir. Bu, biyokütle külünün ağır metaller üzerindeki pasivasyon etkisini doğrulamıştır. Kompostlama işlemi, organik madde humidifikasyonunu hızlandırması ve kimyasal parametrelerin değişmesi nedeni ile ağır metalleri pasifleştirme eğilimindedir. Nihai komposttaki toplam mikro-makro element ve ağır metal içerikleri, biyokütle külü ilavesiyle artmış, ancak kompostların güvenli kullanımı için belirlenen sınır değerlerin altında kalmıştır (Yönetmelik (EPA) 831-B-93-002b/1994; Yönetmelik (EC) 86/278/EEC/1986; Resmi Gazete, 2010). Bu çalışmada elde edilen verilerde, biyokütle külü ilavesinin kompostta uygun havalandırma ve su tutuma kapasitesini artırıcı etkiler kazandırmasının yanı sıra kompostlama esnasında sırasıyla organik madde mineralizasyonu ile ağır metal salınmasını, pH'ın düşmesi ile ağır metal çözünmesini, mikrobiyal biyokütle tarafından metal biyosorpsiyonunu ve oluşan humik maddeler ile metal komplekslerinin oluşmasını göstermiştir.

Sonuçlar, ağır metalleri pasifleştirdiği ve bitki besin maddelerinin biyoyararlanımını iyileştirdiği için, besin açısından zengin biyokütle külü ile arıtma çamurunu kompostlaştırmanın, toprak uygulama kısıtlamalarının üstesinden gelirken kompost besinlerini zenginleştirmek için en iyi strateji ve teknik olabileceğini kanıtlar niteliktedir.

Kompostlama sürecinde ve sonunda yapılan fiziksel incelemelerde T0 (kontrol) uygulamasının kompost yapısının, diğer uygulamalara (T1, T2, T3) nazaran kararsız ve çamurumsu yapıda olduğu görülmüştür. Biyokütle külü ilaveli uygulamalar olan T1, T2 ve T3'de ise daha stabil kompost yapısı gözlenmiş, karışırtmalar esnasında T3 uygulamasının diğer uygulamalara (T1, T2) göre daha topraksı ve stabil yapıda olduğu görülmüştür. Bu da biyokütle külünün kompostu zenginleştirdiğinin, kompostlama işlemini teşvik ettiğinin ve kompostlaştırmadaki iyileştirici etkisinin bir göstergesidir.

Her geçen gün artan oranlarda oluşan arıtma çamuru ve kanatlı hayvan iftliği organik atıkları için artan evre duyarlılığı kapsamında uygun bir bertaraf yöntemi oluŐturmayı hedefleyen bu çalışma, hem literatürdeki eksiklikleri kapatmıŐ hem de ülkemiz ve evre açısından bertarafları önem arz eden iki önemli organik atık için sürdürülebilir bir bertaraf yöntemi ortaya koymuŐtur.

Sonuçta, bu çalışmadan elde edilecek veriler, bu organik atıkların faydalı bir kullanım alanını da ortaya koymuŐtur. Özellikle biyokütle külünün faydalarını hesaba katan kompost ilave endekslerinin oluşturulması, bu faaliyetin ileride ticari kullanımını arttırmaya da yardımcı olacaktır. Aynı zamanda sürdürülebilir üretim ve evre çerçevesinde, organik atıklar için bilinçsizce uygulanan bertaraflar ortadan kaldırılacak ve meydana gelebilecek çevresel riskler önlenebilecektir.

KAYNAKLAR

- Abhishek, K., Shrivastava, A., Vimal, V., Gupta, A. K., Bhujbal, S. K., Biswas, J. K., Lal, S., Ghosh, P., Pandey, A., Sharma, S., Kumar, M., (2022). "Biochar application for greenhouse gas mitigation, contaminants immobilization and soil fertility enhancement: A state of-the-art review." *Sci. Total Environ.* 853, 158562. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.15856>.
- Agbenin, J.O. ve Atin, A.M. (2003). "Copper sorption characteristics and activity in a Savanna acid soil from Nigeria." *Water, Air, and Soil Pollution*, 150: 43-58. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1026114219803>
- Agegnehu, G., Bass, A.M., Nelson, P.N., Bird, M.I. (2016). "Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil." *Science of the Total Environment*, 543:295–306. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715310354>
- Aksu, T. (2008). "Isparta Belediyesi Atık Su Arıtma Tesisinde Oluşan Çamurun Bertaraf Stratejilerinin Araştırılması", [Yüksek Lisans Tezi], Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. <https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/1037690>
- Aktar W., Sengupta D., Chowdhury, A. (2009). "Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards." *Interdisc Toxicology*, 2 (1): 1-12. <https://sciencedirect.com/article/10.2478/v10102-009-0001-7>
- Alloway, B., Jackson, P. (1991). "The Behaviour of Heavy Metals in Sewage Sludge Amended Soils." *Elsevier Science publishers B.V., United Kingdom*. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(91\)90377-Q](https://doi.org/10.1016/0048-9697(91)90377-Q)
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.C., Cunha-Queda, C., (2015). "Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors." *Waste Manage.* 40, 44-52. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.027>.
- Amır, S., Hafidi, M., Merlina, G., Revel, J.C. (2005). "Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge." *Chemosphere*, 59: 801-810 <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653504010653>
- Asquer, C., Cappai, G., Carucci, A., De Gioannis, G., Muntoni, A., Piredda, M., Spiga, D., (2019). "Biomass ash characterisation for reuse as additive in composting process." *Biomass Bioenerg.* 123, 186-194. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.03.001>.

- Awasthi, S.K., Kumar, M., Sarsaiya, S., Ahluwalia, V., Chen, H., Kaur, G., Sirohi, R., Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Rathour, R., Kumar, S., Singh, L., Zhang, Z., Taherzadeh, M.J., Awasthi, M.K., (2022). “Multi-criteria research lines on livestock manure biorefinery development towards a circular economy: From the perspective of a life cycle assessment and business models strategies”. *J Clean Prod.* 341, 130862. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130862>.
- Ayvaz, Z. (2000). “Atıksu Arıtma Çamurlarının Değerlendirilmesi”, *Çevkor*, 9-35-3-12 https://www.academia.edu/10178283/At%C4%B1ksu_Ar%C4%B1tma_%C3%87amurlar%C4%B1n%C4%B1n_De%C4%9Ferlendirilmesi
- Baxter, X.C., Darvell, L.I., Jones, J.M., Barraclough, T., Yates, N.E., Shield, I. (2014) “Miscanthus combustion properties and variations with Miscanthus agronomy” *Fuel* 117, 851–869. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.09.003>
- Baydan, E., Yıldız, G. (2000). “Tavuk Dışkılarından Kaynaklanan Sorunlar ve Başlıca Çözüm Yolları”, *Lalahan Hay. Arast. Enst. Derg.*, 40, 98 - 105. <https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/544058>
- Bertan E, Sort X, Soliva M, Trillas I. (2003). “Composting winery waste: Sludge and grape stalks,” *Bioresource Technology*, 3 July, Barcelona-Spain <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852404000549>
- Blake J.P. 1993 “Tavukçuluk Artıklarını Değerlendirme Yöntemleri”. *Çeviren Mesut Türkoğlu. Uluslararası Tav. Kong.'93 İstanbul.* (106-117) <https://biyogazder.org/makaleler/mak34.pdf>
- Blake J. P. Vve Hess J. B. (2014). “Poultry litter ash as a replacement for dicalcium phosphate in broiler diets.” *Department of Poultry Science, Auburn University, Auburn, AL 36849 February 2014The Journal of Applied Poultry Research* 23(1):101-107 <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1056617119303666>
- Cantrell, K.B., Ducey, T. Kyong, S. RO, HUNT, P.G. (2008), “Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities”, *Bioresource Technology* 99: 7941–7953. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.061>
- Cai, Q.Y., Mo, C.H., Wu, Q.T., Zeng, Q.Y., Katsoyiannis, A., 2007. Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts. *J. Hazard. Mater.* 147, 1063-1072. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.142>.
- Cao, Y., Ma, Y., Guo, D., Wang, Q., Wang, G. (2017). “Chemical properties and microbial responses to biochar and compost amendments in the soil under continuous watermelon cropping.” *Plant Soil and Environment*, 63(1): 1-7. <https://www.agriculturejournals.cz/pdfs/pse/2017/01/01.pdf>
- Chang X., Yue J., Jia Y., Chen F., Ma H., LI S. ve Hu J. (2019). “Effect of Peanut Shell Biochar on Dynamic Changes of Nutrient Elements and Heavy Metals during Sewage Sludge Composting.” *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, Volume 562, 7th Annual International Conference on Materials Science and Engineering* 19–20 April 2019, Hubei, China <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/562/1/012013>
- Chen, Y., Xu, Y., Qu, F, Hou, F., Chen, H., Li, X. (2020). “Effects of different loading rates and types of biochar on passivations of Cu and Zn via swine manure composting.” *Journal of Arid Land*, 12(6): 1056-1070. <https://doi.org/10.1007/s40333-020-0026-5>

- Chen, Z.S., Lin H.T. ve Hseu Z.Y., (2001). "Transfer of cadmium into the food chain from aquatic and agricultural ecosystems. In" *Environmental Cadmium in Food Chain: Sources, Pathways and Risks.* 110-115 pp
<https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/26273>
- Cui, H., Ou, Y., Wang, L., Yan, B., Li, Y., Ding, D. (2020). "The passivation effect of heavy metals during biochar-amended composting: Emphasize on bacterial communities." *Waste Management*, 118: 360-368.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.043>
- Çepel, N. (1988). "Toprak İlimi Ders Kitabı; Orman Topraklarının Karakteristikleri, Toprakların Oluşumu, Özellikleri ve Ekolojik Bakımdan Değerlendirilmesi." *İÜ Orman Fakültesi Yayınları, Yayın No.3416-389, İstanbul.*
<https://docplayer.biz.tr/12190989-Toprak-i-l-mi-ders-orman-topraklarinin-topraklarin-ozellikleri-ve-bakimdan-prof-dr-necmettin-ce-pel-univers-tesi.html>
- data.tuik.gov.tr . TÜİK, Atık İstatistikleri, 2020 Erişim Tarihi: 25.11.2022
- Dede, G., Ozdemir, S., (2016). "Effects of elemental sulphur on heavy metal uptake by plants growing on municipal sewage sludge." *J Environ. Manage.* 166, 103-108. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.015>.
- Dede, G., Ozdemir, S., Dede, O.H., Altundag, H., Dundar, M.S., Kızıloglu, F.T., (2017). "Effects of biosolid application on soil properties and kiwi fruit nutrient composition on high-pH soil." *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 14, 1451–1458. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1252-z>.
- Dede, C., Ozer, H., Dede, O.H., Celebi, A., Ozdemir, S., (2023). "Recycling nutrient-rich municipal wastes into ready-to-use potting soil: An approach for the sustainable resource circularity with inorganic porous materials." *Horticulturae*. 9(2), 203. <https://doi.org/10.3390/horticulturae9020203>.
- Dindar, E., Topaç, F.O. ve Başkaya, H.S., "Aritma Çamuru Uygulanan Topraklarda Sulamadan Kaynaklanan Kirliliğin Azot Minerizasyonuna Etkisi", *Ekoloji Dergisi*, 17, 66, 31-38, 2008.
<https://dergipark.org.tr/tr/pub/sujest/issue/23214/247909>
- Dogan, H., Temel, F.A., Yolcu, O.C., Turan, N.G., (2023). "Modelling and optimization of sewage sludge composting using biomass ash via deep neural network and genetic algorithm." *Bioresour. Technol.* 370, 128541. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128541>
- Du Jingjing, Zhang Y., Qu M., Yin Y., Fan K., Hu B., Zhang H., Wei M., Ma C. (2019). "Effects of biochar on the microbial activity and community structure during sewage sludge composting." *Bioresource Technology* Volume 272, January 2019, Pages 171-179. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.020>
- Düring, R.A., Gäth, S. (2002). "Utilization of Municipal Organic Wastes in Agriculture Where Do we Stand, Where will we go?" *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 165, 544-556. <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/154153>
- Faridullah, M., Irshad, A., Egrinya, E., Mahmood, Q., (2013). "Plant nutrient release from poultry litter and poultry litter ash amended soils by various extraction methods." *J. Plant Nutr.* 36(3), 357-371. <https://doi.org/10.1080/01904167.2012.744038>.

- Fernando F., Luisa L.X., Antonio L., María S.G., María L. C., Miguel A. S. M. ve Rosa M. B. (2020). “Biochar Improves the Properties of Poultry Manure Compost as Growing Media for Rosemary Production”, *Agronomy* 2020, 10, 261; <https://www.mdpi.com/2073-4395/10/2/261>
- Glaser, B., Wiedner, K., Seelig, S., Schmidt, H.P., Gerber, H. (2015). “Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers.” *Agronomy for Sustainable Development*, 35: 667–678. <https://hal.science/hal-01284285/document>
- Grobelak, A., Czerwińska, K., Murtaś, A., “General considerations on sludge disposal, industrial and municipal sludge, Industrial and Municipal Sludge Emerging Concerns and Scope for Resource Recovery”, *Dergi Pak* Chapter 7, pp. 135-153, 2019. <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/2270694>
- Hagemann, N., Subdiaga, E., Orsetti, S., Rosa, J.M., Knicker, H., Schmidt, H.P., Kappler, A., Behrens, S. (2018). “Effect of biochar amendment on compost organic matter composition following aerobic composting of manure.” *Science of the Total Environment*, 613-614, 20-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.161>
- Hana, W.J. ve Grant C.L., (1962). “Spectrochemical analysis of the foliage of certain trees and ornamentals for 23 elements.”, *Bull Torrey Bot Club*. 89: 293-302. https://www.researchgate.net/publication/282321944_The_Effects_of_Heavy_Metals_on_Plants#fullTextFileContent
- Hao J.K., Wei, Z., Wei, D. (2019). “Roles of adding biochar and montmorillonite alone on reducing the bioavailability of heavy metals during chicken manure composting.” *Bioresource Technology*, 294: 122199. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852419314294>
- <https://webdosya.csb.gov.tr/db/destek/icerikler/ek12-20191127124029.pdf> T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı (2021) . Yönetim Sistematiğinin Oluşturulması (Darvodelsky, 2009 - Zsabokorszky, 2012 - PURE, 2012) Erişim Tarihi: 18.07.2021
- Huang, D.L., Liu, L.S., Zeng, G.M., (2017). “The effects of rice straw biochar on indigenous microbial community and enzymes activity in heavy metal-contaminated sediment.” *Chemosphere*, 174: 545–553. <https://doi.org/10.1007/s40333-020-0026-5>
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T. ve Nagar, B.B. 2004. “Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust.” *Waste Management* 24: 805–813. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.011>
- Jien, S.H. ve Wang, C.S. (2013). “Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil.” *Catena*, 110: 225-233. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.06.021>
- John P. C., James J. C., ve Peter S.:(Tarih belirsiz) “Poultry Manure Production and Nutrient Content.” https://www.clemson.edu/extension/camm/manuals/poultry/pch3b_00.pdf

- Kahvecioğlu Ö., Güldem K., Aybars G., Servet T. (2004). “Metallerin çevresel etkiler”, *Metalurji Dergisi* https://www.metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf
- Kammann, C.I., Schmidt, H.P., Messerschmidt, N., Linsel, S., Steffens, D., Muller, C., Koyro, H.W., Conte, P., Joseph, S. (2015). “Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar.” *Scientific Reports*, 5:11080. doi:10.1038/srep11080. <https://www.nature.com/articles/srep11080>
- Kelleher, B.P., Leahy, J.J., Henihan, A.M., O’dwyer, T.F., Sutton, D., Leahy, M.J. (2002). “Advances in poultry litter disposal technology – a review.” *Bioresource Technol.*, 83: 27-36 [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00133-X](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00133-X)
- Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği Hassas Ve Az Hassas Su Alanları Tebliği (2006). “Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği” - Resim Gazete Sayısı 26047 – Resmi Gazete Tarihi: 08.01.2006 <https://www.mevzuat.gov.tr/File/GeneratePdf?mevzuatNo=13173&mevzuatTur=Tebliğ&mevzuatTertip=5>
- Khoshnevisan, B., Duan, N., Tsapekos, P., Awasthi, M.K., Liu, Z., Mohammadi, A., Angelidaki, I., Tsang, D.C.W., Zhang, Z., Pan, J., Ma, L., Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., Liu, H., (2021). “A critical review on livestock manure biorefinery technologies: Sustainability, challenges, and future perspectives.” *Renew Sustain Energy Reviews*. 135, 110033. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110033>
- Kınacık E. “Organomineral Gübre Çalıştay- Tema Vakfı - I. BASIM” Mayıs 2018, İstanbul ISBN: 978-975-7169-89-5 <https://cdn-tema.mncdn.com/Uploads/Cms/organomineral-gubre-calistayi.pdf>
- Kocaer, F. O., Kemiksiz A., Başkaya, H.S., (2003). “Arıtma Çamuru Uygulanmış Bir Topraktaki Organik Azotun Mineralizasyonu.” *Ekoloji Çevre Dergisi*, Cilt:12 Sayı:46 (2003), 12-16 <https://avesis.uludag.edu.tr/yayin/cf56d2b7-fe04-4970-b596-44327999d643/aritma-camuru-uygulanmis-bir-topraktaki-organik-azotun-mineralizasyonu-uzerine-bir-calisma/document.pdf>
- Konakçı M. E., Pak Ö. (2016). “Karbon, Toprak – Küresel Isınma” Saü, Çevre Mühendisliği Bölümü (2016), *Sakarya Ticaret Borsası*, 56, 22-23 <https://www.stb.org.tr/Dosyalar/Arastirmalar/Karbon-toprak-kuresel-isinma.pdf>
- Korentajer, L., (1991). “A review of the agricultural use of sewage sludge. Benefits and potential hazards.” *Water SA*. 17(3)189-196 https://journals.co.za/doi/pdf/10.10520/AJA03784738_2152
- Koyuncu İ., Öztürk İ., Aydın A. F., Alp K., Arıkan O. A., İnel G. H., Altınbaş M., Özudoğru A., (2013) “Atıksu Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi” *T.C. Orman Ve Su İşleri Bakanlığı Su Yönetimi Genel Müdürlüğü*. [https://www.tarimorman.gov.tr/SYGM/Belgeler/ar%C4%B1tma%20norm%20Orehberi/AAT%20Tasar%C4%B1m%20Rehberi%20\(1\).pdf](https://www.tarimorman.gov.tr/SYGM/Belgeler/ar%C4%B1tma%20norm%20Orehberi/AAT%20Tasar%C4%B1m%20Rehberi%20(1).pdf)
- Lehmann, J., Gaunt, J. ve Marco, R. (2006). “Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems — a review.” *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 403–427. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-005-9006-5>

- Li, H., Zhang, T., Tsang, D.C., Li, G., (2020). "Effects of external additives: biochar, bentonite, phosphate, on co-composting for swine manure and corn straw." *Chemosphere*, 248, 125927. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125927>.
- Liangliang W., Fengyi Z., Qiaoyang L., Chonghua X., Xinhui X., Hang Y., Qingliang Z., Junqiu J., Shunwen B., (2020) "Development, current state and future trends of sludge management in China: Based on exploratory data and CO₂-equivalent emissions analysis". *Environment International* Volume 144, November 2020, 106093 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106093>
- Lucchini, P., Quilliam, R.S., Deluca, T.H., Vamerali T., Jones D. L. (2014). "Does biochar application alter heavy metal dynamics in agricultural soil?". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 184: 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.018>
- Luo, N., Wen, J., Li Z., Huang, M., Yang, R. (2020). "Passivating effect of dewatered sludge and biochar on As-contaminated soil." *Water, Air & Soil Pollution*, 231(1): 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4368-6>
- Mahmood, T., Kamal, A., (2022). "Ash properties relevance to beneficial uses. Waste Manage.", 619 282-289. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.018>.
- Mandpe, A., Paliya, S., Kumar, S., Kumar, R., (2019). "Fly ash as an additive for enhancing microbial and enzymatic activities in in-vessel composting of organic wastes." *Bioresour. Technol.* 293, 122047. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122047>
- Mcdonald, M.R., Bakker, C., Motior, M.R. (2019). "Evaluation of wood biochar and compost soil amendment on cabbage yield and quality." *Canadian Journal of Plant Science*, 99: 624-638 <https://doi.org/10.1139/cjps-2018-0122>
- Resmi Gazete, 2010. Tarımsal Amaçlı Eysel ve Kentsel Biyokatı Sayı No: 27661. <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2010/08/20100803-5.htm>.
- Resmi Gazete, 2018. Gübrelerin Organik, Mineral ve Mikrobiyal Kaynakları Hakkında Yönetmelik Sayı. No: 30341, <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2018/02/20180223-4.htm>.
- Rynk R., Kamp, M., Willson, G. B., Singley, M. E., Richard, T. L., Kolega J. J., Gouin, F. R., Laliberty, L. Jr., Kay, D., Murphy, D. W., Hoitink, H. A. J., Brinton, W. F., (1992). "On-Farm Composting Handbook. Robert Rynk (ed.)", *Northeast Regional*. <https://hdl.handle.net/1813/67142>
- Özdemir N., Durmuş Ö.T.K., (2016). "Organik düzenleyicilerin asit, nötr ve alkalin toprakların agregat stabilitesi üzerine etkileri." *Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Dergisi*, 4(1), 22-26. <https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/263596>
- Özdemir S. (2022) "Aritma Çamurlarının Tarımda Kullanılması Ders Notları" ec.europa.eu 'ya istinaden.
- Özdemir S. and Demir M.S., 2021. Biofuel characteristics and combustion emissions of poultrylitter and lignocellulosic biomass. *Environ Prog Sustain Energy*. 40(3):e13555. <https://doi.org/10.1002/ep.13555>.

- Özdemir, S., Turp, S.M., Oz, N., 2020. Simultaneous dry-sorption of heavy metals by porous adsorbents during sludge composting. *Environ. Eng. Res.* 25(2), 258-265. <https://doi.org/10.4491/eer.2019.071>
- Öztürk, İ., Çallı, B., Arıkan, O. ve Altınbaş, M., (2016), “Katı Atık Geri Dönüşüm Ve Arıtma Teknolojileri (El Kitabı-2.baskı)”, *Union of Municipalities of Turkey* https://www.researchgate.net/publication/320549122_Kati_Atik_Geri_Donusum_ve_Aritma_Teknolojileri_El_Kitabi
- Öztürk İ, Demir İ, Altınbaş M, Arıkan OA, Çiftçi T, Çakmak İ, Öztürk L, Yıldız Ş, Kiriş A, (2010). *Kompost el kitabı*, (1. Baskı, ss 15-16) içinde. İstanbul Teknik Üniversitesi basımı. İTÜİSTAC ortak basımı. <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/913337>
- Pagliai M, Guidi G (1980) “Porosity and Pore Size Distribution in a Field Test Following Sludge and Compost Application. *In: Proceedings of the Second European Symposium on Characterization, Treatment and Use of Sewage Sludge*”, 21-23 October 1980, Vienna, 545-552. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-8506-3_53
- Pandit, N.R., Schmidt, H.P., Mulder, J., Hale, S.E., Husson, O., Cornelissen, G. (2020). “Nutrient effect of various composting methods with and without biochar on soil fertility and maize growth.” *Archives of Agronomy and Soil Science*, 66(2):250-265. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1610168>
- Parlak, O., Çelik, A. D., Kızıltuğ, T. (2015) “Hatay İlinde Tarımsal Üretimden Kaynaklanan Çevre Sorunları ve Çözüm Önerileri” *Journal of Agricultural Faculty of Mustafa Kemal University* <https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/183838>
- Ryan, J., Estefan, G. ve Rashid, A. (2001). “Soil and Plant Analysis Laboratory Manual.” *Jointly published by the International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA) and the National Agricultural Research Center (NARC). Second Edition. Available from ICARDA, Aleppo, Syria.* ISBN 92-9127-118-7 <https://mel.cgiar.org/reporting/download/hash/9abcf0e1e0fa168964e3ce67599e424a>
- Quan-Y. C., Ce-H. M., Qi-T. W., Qiao-Y. Z., “Athanasios K. (2007). “Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts.” *Journal of Hazardous Materials* 147 (2007) 1063–1072 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.142>
- Saffari, M., Saffari, V.R., Khabazzadeh, H., Naghavi, H., 2020. Assessment of content and chemical forms of arsenic, copper, lead and chromium in sewage sludge compost as affected by various bulking agents. *Main Group Met. Chem.* 43, 56-66. <https://doi.org/10.1515/mgmc-2020-0006>.
- Schmidt, J. P. (1997). Understanding phytotoxicity threshold for trace elements in land-applied sewage sludge. *Journal of Environment Quality.* 26, 4-10. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600010002x>
- Schmidt, H.P., Kammann, C., Niggli, C., (2014). “Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality.” *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 191: 117–123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.001>

- Schmidt, H.P., Pandit, B.H., Cornelissen, G., Kammann, C.I. (2017). "Biochar-based fertilization with liquid nutrient enrichment: 21 field trials covering 13 crop species in Nepal." *Land Degradation & Development*, 28(8):2324–2342. <https://doi.org/10.1002/ldr.2761>
- Seven, T., Can, B., Darende, B.N., Ocak, S. (2018). "Hava ve Toprakta Ağır Metal Kirliliği." *Ulusal Çevre Bilimleri Araştırma Dergisi*, 1(2), 91-103. <https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/512391>
- Shan, R., Shi, Y.Y., Gu, J., et al. (2020). "Single and competitive adsorption affinity of heavy metals toward peanut shell-derived biochar and its mechanisms in aqueous systems." *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 28(5): 1375–1383. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.02.012>
- Shi, R., Li, J., Jiang, J., Mehmood, K., Liu, Y., Xu, R., Qian, W. (2017). "Characteristics of biomass ashes from different materials and their ameliorative effects on acid soils." *Journal of Environmental Sciences*, 55: 294-302. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.015>
- Sofi J. A., Lone A. H., Ganie M. A., Dar N. A., Bhat S. A., Mukhtar M., Dar M. A., Ramzan S, (2016). "Soil microbiological activity and carbon dynamics in the current climate change scenarios: A review." *Pedosphere*. 26: 577–591 [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60068-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60068-6)
- Sokchea, H., Borin, K. ve Preston, T. (2013). "Effect of biochar from rice husks (combusted in a downdraft gasifier or a paddy rice dryer) on production of rice fertilized with biodigester effluent or urea." *Livestock Research for Rural Development*, 25. <https://lrrd.cipav.org.co/lrrd25/1/sokc25004.htm>
- Sposito, G., Lund, L.J., Chang, A. (1982). "Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge. I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases." *Soil Science Society of America Journal*, 46: 260–264. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600020009x>
- Strauch, D. (1991) "Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge." *Rev. Sci. Techn. Off. Int.Epiz.* 10,813–846. <https://europemc.org/article/med/1782431>
- Tang, J., Zhang, L., Zhang, J., Ren, L., Zhou, Y., Zheng, Y., Lou, L., Yang, Y., Huang, H., Chen, A., (2020). "Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and compost." *Science of the Total Environment*, 701: 134751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134751>
- Turp, G.A., Turp, S.M., Ozdemir, S., Yetilmezsoy, K., 2021. Vermicomposting of biomass ash with bio-waste for solubilizing nutrients and its effect on nitrogen fixation in common beans. *Environ. Technol Innov.* 23, 101691. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101691>.
- Tübitak-Kamag "108G167 Nolu Proje, Evsel/Kentsel Arıtma Çamurlarının Yönetimi", İTÜ, DEÜ, ODTÜ, BÜ, 2010-2013. <https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/2270694>
- Türkiye Cumhuriyeti Sakarya Valiliği, (2021). "Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği İl Müdürlüğü Sakarya İli 2021 Yılı Çevre Durum Raporu" <https://webdosya.csb.gov.tr/db/ced/icerikler/sakarya-ilcdr-2021-20220921132225.pdf>

- Xu, Y.G., Bai, T.X., Yan, Y.B., et al. (2020). "Influence of sodium hydroxide addition on characteristics and environmental risk of heavy metals in biochars derived from swine manure." *Waste Management*, 105: 511–519. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.035>
- Vassilev, S.V., Baxter, D., Andersen, L.K., Vassileva, C.G., 2010 "An overview of the chemical composition of biomass" *Fuel* 89, 913–933. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2009.10.022>
- Yangsheng L., Lanlan M., Yaqiong L., Liting L. (2007). "Evolution of heavy metal speciation during the aerobic composting process of sewage sludge." *Chemosphere* Volume 67, Issue 5, March 2007, Pages 1025-1032 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.056>
- Yenilmez F. (2015). "Tavukçuluk Atıklarından Biyogaz Üretimi," *F.Ü.Sağ.Bil.Vet.Derg.* 29 (3): 205 – 212 http://veteriner.fusabil.org/pdf/pdf_FUSABIL_1063.pdf
- Yetilmezsoy, K., (2008), "*Tavuk Çiftliği Atıklarının Havasız Çamur Yataklı Reaktörde Arıtılabilirliği*". [Doktora Tezi]. Yıldız Teknik Üniversitesi. <https://avesis.yildiz.edu.tr/yetilmez/indir?languageCode=tr>
- Yetilmezsoy K. (2010)." Tavuk çiftliklerinden Kaynaklanan Atıkların Yenilenebilir Enerji Kaynağı olarak Değerlendirilmesi", 2. *Atık Teknolojileri Sempozyumu ve Sergisi*, pp|32-|36,4-5 Kasım, İstanbul. <https://dergipark.org.tr/tr/download/article-file/419901>
- Yıldız, N., (2003). "Toprak Kirlenici Ağır Metaller ve Toprak Bitki İlişkileri. I. Ulusal Çevre Sempozyumu." *Atatürk Üniversitesi Çevre Sorunları Araştırma Merkezi Müdürlüğü Erzurum*. <https://doi.org/10.33724/zm.724237>
- Yıldız Şenol, Elif Yılmaz, Esra Ölmez (2009). "Evsel Nitelikli Arıtma Çamurlarının Stabilizasyonla Bertaraf Alternatifleri: İstanbul Örneği" *TÜRKAY 2009 Türkiye'de Katı Atık Yönetimi Sempozyumu*, YTÜ, 15-17 Haziran 2009, İstanbul https://istac.istanbul/contents/44/cevremakaleleri_130838587014501858.pdf
- Yönetmelik (EC), 1986. Avrupa Toplulukları Resmi Gazetesi. Sayı: 86/278/EEC/1986. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31986L0278&from=EN>.
- Yönetmelik (EPA), 1994. Arıtma Çamurunun Arazide Uygulanması, Arazi Uygulayıcıları için Kanalizasyon Çamurunun Kullanımı veya Bertarafına İlişkin Federal Standartların Gereksinimlerine İlişkin Bir Kılavuz, 40 CFR Kısım 503. No: 831-B-93-002b Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı, İcra ve Uyum Güvence Ofisi Washington, DC <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/sludge.pdf>.
- Zhang, X., Wang, X., Wang, D., (2017). "Immobilization of heavy metals in sewage sludge during land application process in China" A review. *Sustainability*. 9(11), 2020. <https://doi.org/10.3390/su9112020>.
- Zheng, G., Wang, X., Chen, T., Yang, J., Yang, J., Liu, J., Shi, X., 2020. Passivation of lead and cadmium and increase of the nutrient content during sewage sludge composting by phosphate amendments. *Environ. Res.* 185, 109431. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109431>.

Zhongjun J., Kuzyakov Y, Myrold D, Tiedje J, (2017). "Soil Organic Carbon in a Changing World." *Pedosphere* 27(5), 789- 791.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60489-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60489-2)

ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Zeynep Banu ŞAŞMAZ

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Yüksek Lisans** : 2023, Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölüm
- **Lisans** : 2007, Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölüm

TEZDEN TÜRETİLEN ESERLER:

- Dede, G., Sasmaz, Z. B., Özdemir, S., Caner, C., ve Dede, C. (2020). "Investigation of Heavy Metal and Micro-Macro Element Speciation in Biomass Ash Enriched Sewage Sludge Compost."v *Available at SSRN 4416251*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118330>