

The effect of sewage sludge of mineralization on biodegradable plastic

Nurgül Uzunboy¹ , Cafer Türkmen^{1*} 

¹Çanakkale Onsekiz Mart University, Agricultural Faculty, Department of soil Science and Plant Nutrition, Çanakkale, Turkey
Phone: 0 286 2180018/1316

*Corresponding author: turkmen@comu.edu.tr
Orcid No: <https://orcid.org/0000-0002-0707-5908>

Received : 29/04/2020
Accepted : 01/12/2020

Abstract: This study aimed to determine the effects of municipal sewage sludge (MSS) on degradation of a polylactic acid-based biodegradable plastic material in soil environment. Five different doses of MSS were used as of allowed quantity by Solid Waste Control Regulations, half of this quantity, double of this quantity and 1:1 MSS:Soil mixture. A control without MSS was also used. These doses were applied to soils together with biodegradable plastic plates. Samples were taken in 15-day intervals throughout 4 months of incubation. Samples were weighed with an ultra precise scale to get weight loss in biodegradable plastic plates. Ammonium (NH₄⁺) and nitrate (NO₃⁻) contents, number of microorganisms and urease and catalase enzyme activity of the soil samples were also determined. Present findings revealed that mass loss of biodegradable plastic plates varied significantly with sampling time and MSS doses (p≤0.01). In the last sampling time, the greatest mass loss of biodegradable plastic plates was observed in 1:1 MSS:Soil treatment. While the interaction effects of sampling time and MSS doses on number of microorganisms were not found to be significant, separate effects of these parameters were found to be significant (p≤0.05). Number of microorganisms increased with increasing MSS doses. The interactive effects of MSS and incubation time on NH₄ and NO₃, urease and catalase enzyme activities were found to be significant (p<0.05). NH₄, NO₃, urease and catalase activity increased with increasing MSS doses and decreased with increasing incubation times. Present findings revealed that MSS and biodegradable plastics could be stored together. Such a process can be applied in regular solid waste repositories until the recovery (recycle) problems of the bioplastics are resolved. Further research is recommended to be conducted in municipal waste repositories under different organic waste conditions.

Keywords: Polylactic acid, bioplastic, sewage sludge, soil, biodegradation

Biyobozunur plastiğin mineralizasyonuna evsel arıtma çamurunun etkisi

Özet: Bu çalışma; Polilaktik asit bazlı biyobozunur bir plastik materyalin toprak ortamında bozunum sürecine kentsel arıtma çamurunun etkisini belirlemek amacıyla yürütülmüştür. Çalışmada; Arıtma çamurunun katı atıkların kontrolü yönetmeliğince izin verilen miktarı, bu miktarın yarısı ve iki katı, 1:1 oranı (%50 toprak:%50 arıtma çamuru) ile arıtma çamuru uygulanmayan (kontrol) dozu olmak üzere beş doz belirlenmiş ve biyobozunur plastik levhalarla birlikte toprağa uygulanmıştır. Dört aylık inkübasyonun 15'er günlük periyotlarında örneklemeler yapılarak biyobozunur plastik levhalardaki kütle kayıpları belirlenmiş, alınan toprak örneklerinde amonyum (NH₄⁺) ve nitrat (NO₃⁻), mikroorganizma sayıları, üreaz ve katalaz enzimi analizleri yapılmıştır.

Elde edilen verilere göre biyobozunur plastik levhalardaki kütle kaybı örnekleme zamanına ve çamur dozlarına göre önemli miktarlarda değişmiştir (p≤0.01). Son örnekleme zamanındaki "1:1" arıtma çamuru uygulanan biyobozunur plastik levhalardaki kütle kaybı en fazla olmuştur. Topraktaki mikroorganizma sayıları üzerine örnekleme zamanı ile arıtma çamuru dozlarının birlikte etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmazken, faktörlerin bağımsız etkileri önemli bulunmuştur (p≤0.05). Arıtma çamurunun miktarı arttıkça mikroorganizma sayılarında artışlar gözlemlenmiştir. Toprak örneklerinde incelenen NH₄⁺ ve NO₃⁻ miktarları ile üreaz ve katalaz enzim aktivitelerine uygulanan arıtma çamuru ve inkübasyon zamanının birlikte etkisi önemli olmuştur (p<0.05). Uygulanan çamur dozları arttıkça NH₄⁺, NO₃⁻, üreaz ve katalaz enzim aktivitelerinde artış görülürken, inkübasyon zamanı ilerledikçe incelenen özelliklerin tümünde azalma görülmüştür. Bu inkübasyon çalışmasından elde edilen sonuçlara göre evsel atıksu arıtma çamurları ile biyobozunur plastikler birlikte depolanabilir. Bu işlem biyoplastiklerin geri kazanım sorunlarının giderimine kadar kentlerde düzenli katı atık deponi alanlarında uygulanabilir. Bu tür araştırmalar çeşitli organik atıklarla arazi şartlarındaki düzenli deponi alanlarında yapılmalı ve yaygınlaştırılmalıdır.

Anahtar Kelimeler: Polilaktik asit, biyoplastik, arıtma çamuru, toprak, biyobozunma

1. Giriş

Son yüzyılda endüstri devrimine ek olarak insanların nüfus artışı ve refahlarını yükseltme arzuları doğal çevre üzerindeki baskıları artırmıştır. Bu durum özellikle tarımsal, endüstriyel ve kentsel atıkları çevre kirliliği sorunu boyutlarına ulaştırmıştır (Topbaş ve ark. 1998). Bu kapsamda arıtma çamurları ve plastik ambalaj atıkları başlıca artan kentsel atıklardan olmuş; benzer durum yüzyılın son çeyreğinde polilaktik asit gibi doğal materyallerden elde edilen “biyoplastikler” için de geçerli olmuştur. Günümüze gelindiğinde plastiklerin içinde “biyoparçalanabilir” plastiklerin kullanım ve tüketimleri gün geçtikçe daha çok kullanılarak artmaktadır.

Plastikler doğal gaz, petrol ve kömür gibi karbon kaynaklarından elde edilmektedir. Plastik malzemeler üretimlerinden tüketimlerine kadar süreçte pek çok avantajlı özelliklerinden dolayı kullanımı oldukça yaygın olan malzemelerdir. Plastiklerin kolay şekil alması, hafifliği nedeniyle depolama ve taşımada sağladığı avantajlar; otomotiv endüstrisinden tıbbi malzemelere kadar her sektörde kullanılmalarını sağlamış ve modern yaşamın bir parçası haline getirmiştir (El-Kadi 2010).

Plastiklerin keşfinden bugüne plastik üretimi ve dolayısıyla tüketimi giderek hızla artmaktadır. Dünyada 2018 yılında üretilen toplam plastik miktarı 359 milyon ton iken Avrupa’da 2018 yılında üretilen toplam plastik miktarı 61.8 milyon ton olarak belirlenmiştir. (Anonim 2019a). Plastikler hemen kullanılıp atılabildiklerinden, üretimlerinden kısa bir süre sonra katı atık sorununa neden olmakta ve doğada çok uzun süre boyunca bozunmadan kalmaktadır. Bu sebeple bu atıkların yönetimi büyük öneme sahip olmakta ve özellikle geri dönüşüm ve yeniden kullanımlarının yeterli oranda yapılamaması dolayısıyla da kentsel deponi alanlarına gönderilen plastikler büyük çevre sorunlarına sebep olmaktadır (Wu 2009). Plastiklerin geniş uygulama alanlarında kullanılması ve tüketimlerinin bu kadar fazla olması sebebiyle, dünyanın her yerinde büyük miktarlarda plastik atık meydana gelmektedir (Aguado ve Serrano 1999; Sarasa ve ark. 2008). Plastiklerin parçalanmaya karşı dayanıklı olmaları çöp deponi alanlarına bertarafı yönünden sakıncalar oluşturmaktadır (Sarasa ve ark. 2008).

Bu nedenle, son yıllarda biyolojik olarak parçalanma özelliğindeki polimerlerin üretimi önem kazanmış ve petrol türevi polimerlerin yerini almalarına yönelik araştırmalar artmıştır (Page 1992; Beyatlı 1996; Ma ve ark. 2009).

Yenilenebilir yani biyolojik kökenli polimerlerden elde edilen plastikler “biyoplastikler” olarak tanımlanmıştır. Biyoplastiklerin biyoparçalanabilirliği ASTM (2003) tarafından “Materyalin artık görsel olarak ayırt edilemeyecek boyutlara kadar parçalandığı, toksik atık bırakmadığı, diğer bilinen organik maddeler ile CO₂, su, inorganik bileşikler ve biyokütle kaybı oluşturarak kompostlanması esasına dayalı biyolojik proseslerle bir plastiğin parçalanması” olarak tanımlar.

Biyoplastikler başta bitkisel hammaddelerden elde edilmektedir. Biyoplastikler ayrıca hayvansal ürünlerden,

mantarlardan, alg veya bakteriler gibi canlı organizmalardan da üretilen biyolojik materyallerdir (Luengo ve ark. 2003; Rajendran ve ark. 2012; Reddy ve ark. 2012). Biyoplastiklerin geleneksel plastiklerden üstün özellikleri; kolay bozunmaları, petrole olan bağımlılığı azaltmaları, toksik etkilerinin olmaması, kolay geri dönüşümleri, daha düşük enerjiyle üretimleri ve ekolojik olmaları şeklinde özetlenebilir (Luengo ve ark. 2003; Davis ve Song 2006; Köksal ve ark. 2019). Yenilenebilir kaynaklı biyoplastikler genellikle mısır, patates, arpa, buğday, pirinç, manyok ve sorgum gibi bitkilerden elde edilen nişasta bazlı polimerler olarak sayılmaktadır (Lörcks 1998; Momani 2009; Cheng-Cheng 2011).

Günümüzde gıda endüstrisinde paketleme uygulamalarında kullanılan biyoplastiklerin yüzde olarak en büyük kısmını nişasta bazlı biyoplastikler meydana getirmektedir (Gonzalez-Gutierrez ve ark. 2010). Özellikle Kuzey Amerika ve Avrupa’da oldukça geniş pazar payına sahip olan biyoplastikler diş fırçası, tarak, tükenmez kalem ve kredi kartları gibi kişisel eşyalar, ekme torbaları, süt şişeleri gibi ambalajlar dâhil, tekstil ürünlerinden, tutkal ve sıvalara kadar birçok alanda kullanılmaktadır (Stevens 2002; El-Kadi 2010).

Bu nişasta kaynaklı biyopolimerlere örnek olarak biyobozunurluğu yüksek olan polilaktik asit (PLA) örnek verilebilir. Mısır, patates ve şeker gibi nişasta formlarından elde edilen PLA biyoplastiklerinin, toprakta bakteriyel ataklar sonucunda ve enzimatik ortamlarda sadece birkaç haftada ayrışabildiği bilinmektedir (Wu 2009). Özellikle biyopolimerler grubunda yer alan PLA’in bozunma süreçlerindeki farklı süreçler bu polimerlerin kullanım alanlarını da çoğaltmıştır. Bu durum yüzyılın son çeyreğinde (PLA) bazlı doğal plastik materyallerden elde edilen biyoplastiklerin oranını artırmada önemli bir gerekçe olmuştur (Stevens 2002; El-Kadi 2010).

Dünya nüfus artışına paralel olarak kentlerde yaşayan nüfus ve dolayısıyla da atıksu miktarları da hızlı bir şekilde artmıştır. Buna bağlı olarak kentlerdeki atıksu arıtma tesislerinin sayıları da hızla artmıştır. Bu tesislerde askıda katı maddelerin giderimi sonucu ortaya çıkan ağırlıkça % 0,25 ile % 12 katı madde içeren atıklar, arıtma çamuru olarak isimlendirilmektedir (Filibeli 1996; Gaspard ve ark. 1997; Bilgin 1997). Arıtma çamurları, kısmen suyu uzaklaştırılmış, organik madde bakımından zengin geleneksel atık su arıtma tesislerinin mutlak bir son ürünü olarak tanımlanmaktadır (Bruce ve Davis 1988).

Atık suların içerisinde bulunan patojenlerin, ağır metallerin, organik kirleticilerin, çeşitli toksik maddelerin ve kirletilmiş suyun doğayı kirletmesini önlemek için atıksuları uzaklaştırmadan önce arıtılması gerekmektedir. Bu nedenle atıksuların arıtılması sonucu açığa çıkan arıtma çamurları katı atıklar içerisinde önemli bir yere sahiptir. Atıksuların arıtma işlemleri sonucu kuru madde bazında ülkemizde 2018 yılında 319 bin ton atık çamur oluştuğu tespit edilmiştir (Anonim 2019b).

Arıtma çamur miktarlarının ülkemizdeki artışları, çamur stabilizasyon yöntemlerini ve çamurların değişik alanlarda yeniden değerlendirilmesi konularını gündeme getirmiştir

(Arcak ve ark. 2000; Aydın 2004). Arıtma çamurları T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı katı atıkların kontrolü yönetmeliği (Anonim 2010) kapsamındaki tehlikeli atık sınıfında değerlendirildiği durumlarda, ilgili belediyeler düzenli çöp deponi alanlarına arıtma çamurlarının dökülmesini istememektedirler. Özellikle büyük şehirlerde fazla miktarlarda arıtma çamurları ortaya çıkmakta bu miktarlardaki arıtma çamurlarını yerel yönetimler ne yapacaklarını bilememektedir. Bu kapsamda çamur bertarafında değişik alternatiflere yönelimler olmaktadır. Bunlardan birkaçı; kurutarak fabrikalarda yakıt olarak tüketme, tarım alanlarında toprak düzenleyici olarak kullanma, organik gübre kaynağı olarak yönetmeliklerin izin verdiği sınırlı miktarlarda kullanma, peyzaj alanlarında organik gübre olarak kullanma gibi uygulamalar sayılabilir.

Tüm bu yöntemlere rağmen binlerce ton arıtma çamurunun doğada nerede ne şekilde bertaraf edileceği konusu sıkça gündeme gelmektedir. Avrupa Birliği'nde başlıca bertaraf yöntemlerinin uygulanma oranları içerisinde ilk sırayı tarım alanlarında kullanım, ikinci sırayı yakma, üçüncü sırayı ise düzenli depolama almaktadır (Anonim 2012). Bu yöntemler arasında en kolay, en ucuz ve en az çevre riski olan, arıtma çamurlarının diğer atıklarla birlikte düzenli depolama alanlarına gömülmesi alternatifidir.

Kısaca oluşan biyoplastik atıkların ve arıtma çamurlarının bertarafındaki zorluklar ve topraklarda birikimleri bu materyallerin birlikte biyolojik olarak parçalanma potansiyellerinin araştırılması gereğini ortaya çıkartmıştır. Bu çalışmada; katı atıklar sınıfındaki biyobozunur plastik atıklar ve arıtma çamurlarının birlikte depolanması durumunda biyobozunur plastik materyalin bozunma sürecine arıtma çamurunun etkisinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

2. Materyal ve Metot

2.1. Deneme materyalleri

Denemede Çanakkale Belediyesi ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinden elde edilen arıtma çamurları ve ÇOMÜ Ziraat Fakültesi Dardanos Yerleşkesi'ndeki deneme parsellerinden alınan toprak örnekleri kullanılmıştır. Alınan örnekler gölgede kurutulup tahta tokmakla ezilerek 2 mm gözenek çaplı elekten geçirildikten sonra kullanılmıştır.

Biyobozunur plastik materyal ise; Nature Works LLC firmasından (USA) temin edilen standart PLA bazlı polimer toplar (Ingeo™ Biopolymer 4043D) üzerine analitik saflıkta 78.4 g PLA için 2.03 mL tetrahidrofur (THF) eklenerek 60 °C'de manyetik balık eşliğinde eritilmiş, daha sonra temiz petri kaplarına eşit miktarda (12,7 mL) dökülerek steril kabin (laminar flow cabinet) içerisinde toz, mikroorganizma ve güneş etkisinde kalmayacak şekilde katılaşmaya bırakılarak elde edilmiştir. Homojen kabul edilen bu biyobozunur plastik materyallerden 2.5 cm çaplı dairesel levhalar kesilerek denemede kullanılmıştır.

2.2. Deneme materyallerinin temel özellikleri ve toplam ağır metal kapsamları

Araştırmada materyal olarak kullanılan toprak ve arıtma çamurunun temel özellikleri ve ağır metal analizleri

verilmiştir. Deneme toprağı hafif alkali reaksiyon göstermektedir, organik madde içeriği "az" sınıfında olup, toprak tuzsuz, tınlı bünyeli ve orta derecede kireç içermektedir.

Arıtma çamurunda ise; organik madde, toplam azot, toplam fosfor ve toplam potasyum deneme toprağından zengin olup araştırmada materyallerinin analiz değerleri tabloda görülmektedir (Tablo 1).

Tablo 1. Araştırma materyallerinin temel özellikleri

Özellik	Toprak		Arıtma Çamuru	
Org. Madde (%)	1.81		42.73	
pH	8.01		6.39	
EC (dS m ⁻¹)	0.42		1.46	
CaCO ₃ (%)	11.86		-----	
Bünye	Tın (%51 Kum, %35 Mil, %14 Kil)		-----	
Solma Noktası nemi (%)	4.21		9.65	
Tarla Kapasitesi nemi (%)	21.98		48.66	
Metaller	Alınabilir (mg kg ⁻¹)		Toplam (mg kg ⁻¹)	
	Toprak	Çamur	Toprak	Çamur
Cu	1.59	1.01	8.96	46.33
Cr	0.01	0.08	37.93	32.35
Pb	0.03	5.91	11.00	16.21
Ni	1.00	5.25	49.55	24.41
Cd	0.03	0.12	0.23	0.621
Zn	1.20	364.67	42.44	729.34

Arıtma çamurlarında Zn, Cu, Pb ve Cd en çok kaygı duyulan ve çevre kirleticisi metallere aittir. Çinko, Cu ve Pb fitotoksik etkilere sahip olmalarından, Cd'un ise besin zincirine yüksek oranda girmesinden ve biyoakümülyasyon oranının yüksekliği nedeniyle önem arz etmektedir (Udom ve ark. 2004).

2.3. Deneme materyallerinin analiz yöntemleri

Denemede materyallerinden arıtma çamuru, toprak ve PLA levhalarda yapılan analizler ve bu analizler için seçilen yöntemler ve cihazlar şöyledir:

Toprak organik maddesi Jackson (1958), arıtma çamurunda organik madde DIN EN ISO 1172 (1998), toprakta ve arıtma çamurunda nem miktarları gravimetrik olarak Allmaras ve Gardner (1956), toprakta ve arıtma çamurunda pH-EC (1:2.5w/w toprak-1:5w/w arıtma çamuru) Richards (1954), toprakta ve arıtma çamurunda toplam ağır metaller HNO₃ ve HCl asitler karıştırılarak (3:1) elde edilen kral suyu (aqua regia) asit karışımında yaş yakılan (Berrow ve Stein 1983) örneklerde Perkin Elmer Optima 8000, ICP-OES cihazı yardımı ile belirlenmiştir. Toprak ve çamurda tarla kapasiteleri Klute (1986)'ya göre belirlenmiş, toprak bünyesi Bouyoucos (1951), toprakta kireç Allison ve Moodie (1965), üreaz enzimi Hoffmann ve Teicher (1961), katalaz enzimi Beck (1971), toprakta mikroorganizma sayısı Wollum (1982), NO₃⁻ ve NH₄⁺ analizleri Bremner (1965)'e göre yapılmıştır. PLA levhalarda kütle kaybı; ultra hassas terazide (AND-HM-200) PLA ağırlıkları değişimi ISO 17556 göre toprak şartlarında pilot ölçekte yapılan CO₂

veya O₂ ihtiyacı ölçümü metodunun modifiye edilmesiyle aerobik bozunum şartlarındaki PLA levhaların kütle farkları ölçülerek kaydedilmiştir. Biyoplastik levhaların mikroskop görüntüleri Nikon E200Pol polarize petrografik inceleme mikroskobu, görüntü işleme programı NIS Element Analysis D cihazından elde edilmiştir.

2.4. Denemenin kurulması ve verilerin elde edilmesi

Bir litrelik silindirik standart cam kavanozlara 2 mm'lik elekten elenmiş, temel analizleri yapılmış ve hassas terazide tartılmış 400'er gram toprak konulmuştur. Toprak dolu kavanozlara uygulama dozlarına göre arıtma çamurları üçer tekrarlı olarak ilave edilmiş, etiketlenmiş ve kavanozlardaki materyaller homojen olarak karıştırılmıştır. Arıtma çamuru dozlarını belirleyebilmek için arıtma çamurunun ve toprak örneklerinin ağır metal analizleri yapılmış ve 3 Ağustos 2010 tarih ve 27661 sayılı Resmi Gazetede yayımlanan yönetmelik kapsamındaki (Anonim 2010) tarım topraklarına uygulanabilir maksimum çamur dozları belirlenmiştir.

Çanakkale ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinden elde edilen çamurunun ve denemede kullanılan toprağın ağır metal içeriklerine göre uygulama dozları belirlenmiştir. Materyallerin metal içeriklerine göre belirlenen 86g arıtma çamuru; içerisinde 400g toprak bulunan kavanoza karıştırılacak şekilde kuru madde üzerinden hesaplamalar yapılmıştır. Bu dozun yarısı (43g arıtma çamuru/400g toprak) ve iki katı (172g arıtma çamuru/400g toprak) olacak şekilde iki doz daha belirlenmiştir. Ağırlık esasına dayalı olarak 1 kısım çamur: 1 kısım toprak (200g arıtma çamuru/200g toprak) olacak şekilde bir doz ile hiç arıtma çamuru katılmayan kontrol dozu (yalnız 400g toprak içeren) deneme planına eklenmiştir.

Kavanozlardaki topraklar ve karışımlar tarla kapasitesine getirilerek bir hafta 27 °C'de ön inkübasyona tabi tutulmuştur. Ön inkübasyon sonrası biyobozunur PLA plastik filmler ultra hassas terazide tartılarak kavanozlara yerleştirilmiştir. Kavanozlara PLA yerleştirme işlemi ise; her kavanoza 4'er adet önceden hazırlanan 2 mm gözenek açıklığında dayanıklı polipropilen malzemeden elle yapılmış keselerin içine PLA levhalar (ağırlıkları 0,02-0,05g arasında değişen ve dairesel olarak eş büyüklükte kesilmiş) konularak yaklaşık 45 derecelik açıyla kavanozdaki karışımlara ve kontrol topraklarına gömme şeklinde yapılmıştır. Kavanozların ağzı oksijeni engellemeyecek ve nemi koruyacak özellikte yarı geçirgen plastik bir film (Koroza marka) ile kapatılmış ve mikroorganizmaların PLA levhalarını parçalayabilmesi için gerekli nem tarla kapasitesi düzeyinde tutulmaya çalışılmıştır. Kavanozlar inkübatöre (24 °C'ye) yerleştirilmiş ve iki haftada bir seri örnek incelenmek üzere inkübatörden alınmıştır.

Toplamda dört ay süren denemede ayda iki kez (15 günde bir) alınan örneklerde biyobozunur plastik levhaların kütle kaybı; gömüldükleri topraklarda ise ureaz ve katalaz enzimleri, amonyum ve nitrat analizleri ile toplam mezofil aerobik mikroorganizma sayıları belirlenmiştir.

Analiz sonuçlarına göre, kullanılan arıtma çamurunun toplam çinko (Zn) kapsamı 364.67 mg kg⁻¹, deneme toprağının toplam çinko kapsamı ise 42.44 mg kg⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Görüldüğü gibi Çanakkale belediyesi ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi'nden elde edilen arıtma çamuru diğer metallere daha yüksek oranda Zn içermektedir. Bu nedenle bu çalışmada yönetmelik açısından kritik olan ağır metallere olan Zn sınırlayıcı faktör olarak ele alınmıştır. Dolayısıyla arıtma çamurunun maksimum doz miktarı arıtma çamurundaki Zn miktarları dikkate alınarak yönetmeliklerin izin verdiği çinko miktarına göre hesap yoluyla belirlenmiştir. Toprakta on yıllık ortalama esas alınarak bir yılda verilmesine müsaade edilecek ağır metal yükü sınır değerleri dikkate alınarak kuru madde bazında 3000g/da/yıl olarak Zn kısıtlayıcı olmuştur. Bu hesaplama göre bir dekara on yılda kuru madde cinsinden maksimum 26.875 ton arıtma çamurunun uygulanabileceği hesaplanmıştır. Bu maksimum doz kavanozlardaki 400g toprak için 86g kuru arıtma çamuru olarak hesaplanmıştır. Plastiklerin bozunma hızları konusunda ortam neminin önemi nedeniyle, yaptığımız çalışmada toprak ortamını tarla kapasitesinde (biyolojik faaliyetler için optimum nem seviyesi) tutabilmek için "Koroza" marka yarı geçirgen özel bir plastik ambalaj malzemesi kullanılmıştır.

Denemede; kontrol dâhil 5 adet çamur dozu, her dozun 3 tekrarı ve her tekrarda 4 PLA parçası yıkanıp temizlenerek incelenmiştir. Bu da; 5 doz x 3 tekrar x her kavanozda 4 levha x 8 inkübasyon zamanı = 480 adet plastik levhanın incelenmesi anlamına gelmektedir. Her inkübasyon zamanında 5 doz x 3 tekrarı = 15 kavanoz inkübatörden (NÜVE S120 Soğutmalı tip) alınarak plastik levhalardaki kütle kayıpları ve belirtilen diğer toprak özellikler sekizinci inkübasyon dönemindeki son kavanozlarda da incelenerek veriler toplanmıştır.

2.5. Verilerin istatistik analizi

Elde edilen veriler MINITAB 16.0 İstatistik Paket Programı yarımlarıyla varyans analizine tabi tutulmuş, sonuçlar arasındaki farklar En Küçük Aşgari Farklara (LSD) göre değerlendirilmiştir. Sonuçlar kontrol ile yapılan uygulamalara göre değerlendirilerek özellikler arasındaki değişimler farklı harflerle ifade edilmiştir.

3. Bulgular ve Tartışma

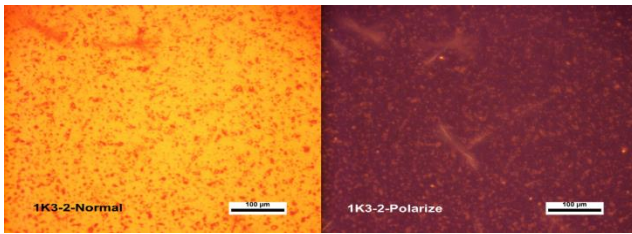
3.1. Biyoplastik levhaların kütle kayıpları

Biyoplastik levhaların kütle kayıpları "örnekleme zamanı"x"arıtma çamuru" interaksyonu yönüyle istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur (Uzunboy ve Türkmən 2018). Her iki faktör birbirinden bağımsız olarak ele alındığında ise levhaların kütle kayıplarına etkileri önemli olmuştur (p≤0.05). Biyobozunur plastik levhalarda, sekizinci örnekleme (120. gün) zamanındaki "%50 toprak : %50 çamur" dozu şartlarında ağırlık kaybı en fazla olmuştur. Örnekleme zamanına göre en az ağırlık kayıpları tüm dozlarda birinci örnekleme (15. gün) zamanında görülmüştür. Deneme öncesi elastik olan biyoplastik levhaların zaman ilerledikçe ve çamur dozları arttıkça elastikiyet kayıpları olduğu, levhalarda kırılma ve

parçalanmaların gözlemlendiği ve kütle kayıplarının arttığı belirtilmiştir (Uzunboy 2018).

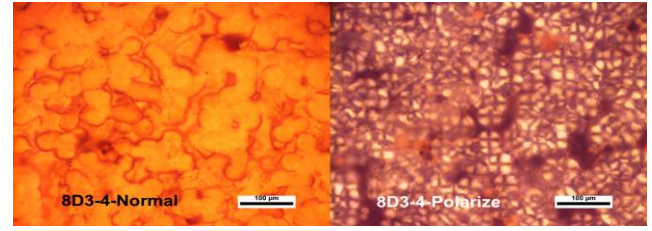
Çalışmamızda arıtma çamuru ile PLA temelli biyobozunur plastik levhalar ilk olarak toprak ortamında buluşturulmuştur. Biyoplastiklerin biyodegradasyon oranlarını etkileyen faktörler, ortam koşulları ve polimer özellikleri olarak iki grupta kategorize edilmiştir (Kale ve ark. 2007a). Araştırmacılar diğer bir araştırmasında PLA malzemeden yapılan iki ambalajı 30 günlük kompostlama koşullarına tabi tutmuş ve fiziksel bozunma özelliklerini 1, 2, 4, 6, 9, 15 ve 30 günlerde ölçmüşler ve plastiklerin başlangıç kristal yapıları ile plastik ambalajların bulunduğu ortam pH'larının bozunma sürecindeki en önemli iki etki olduğunu belirtmişlerdir (Kale ve ark. 2007b). Biyobozunur levhalardaki ağırlık kayıplarındaki değişimlerin nedenlerine zamanla arıtma çamurunun toprak ortamında parçalanmasına dayalı olarak toprak pH sınırını değişimi (Türkmen ve Arcak 2006) ve mikroorganizma sayılarının artması konuları eklenebilir.

Plastikler deponi alanlarına bertaraf edildiklerinde, yapılarında bulunan nişasta mikroorganizmalar tarafından parçalanmakta ancak polietilen gibi sentetik kimyasal maddeler parçalanmadan kalabilmektedirler (Stevens 2002). Plastiklerin bozulma hızları konusunda yapılan başka bir çalışmada; plastik ambalajların başlangıç kristalleri ve L-Laktid kapsamları değiştiğinde bozunum oranlarının da değiştiği ifade edilmiştir. Bu çalışmada kompost yığının sıcaklığı, bağıl nemi ve pH değerlerinin paketlerin bozulma hızında önemli rol oynadıkları ve bozunma koşullarındaki nispi nem arttıkça, bozunma hızlarının da hızlı arttığını belirtmişlerdir (Ho ve ark. 1999). Bu nedenle çalışmamızda ortam nemini tarla kapasitesinde tutularak gömülü levhaların kütleleri izlenmiştir. Bu şartlarda birinci örneklemede (15. gün) en az ağırlık kaybı kontrol dozu ile 1/2 Maksimum dozun uygulandığı durumda görülmüş ve birinci örneklemede levhalardan alınan polarize mikroskop görüntüleri ile bu durum kayıt altına alınmıştır (Şekil 1).



Şekil 1. Hiç çamur uygulanmayan (Kontrol) dozunda birinci örnekleme dönemindeki (1K3-2) toprağa gömülü biyobozunur plastik levhalardaki normal ve polarize mikroskop (Nikon E200 Pol) görüntüleri (ölçekler 100 mikrondur, görüntüler orijinaldir)

Denemede zaman ilerledikçe biyobozunur levhaların yüzeyinde mikro boyutlarda; çatlaklar, kırılmalar, oyuklar artmış ve polarize mikroskopta ışık geçirgenliği artmıştır. Zamana dayalı olarak biyoplastik levhaların kütle kaybı en çok 4. örneklemede “%50 toprak + %50 çamur” dozunda gözlemlenmiş; bu dozda levhalardaki korozyon (aşınım) nedeniyle oluşan gözenekli yapı son örnekleme dönemlerinde belirginleşmiştir (Şekil 2).



Şekil 2. En yüksek çamur dozunda (%50 toprak + %50 çamur) son örnekleme dönemindeki (8D3-4) toprağa gömülü biyobozunur plastik levhalardaki normal ve polarize mikroskop (Nikon E200 Pol) görüntüleri (ölçekler 100 mikrondur, görüntüler orijinaldir)

3.2. Toprak mikroorganizmalarının sayısal değişimleri

Elde edilen bulgulara göre “uygulama zamanı x çamur dozları” interaksyonu toprak mikroorganizma sayılarına istatistik olarak önemli etkide bulunmamıştır. Faktörler birbirinden bağımsız olarak ele alındığında ise her iki faktörün mikroorganizma sayılarına etkileri önemli bulunmuştur ($p \leq 0.05$).

Biyoplastiklerin gömüldüğü topraklara hiç arıtma çamurunun uygulanmadığı şartlarda dozlara dayalı olarak gram toprak bazında mikroorganizma sayılarında önemli farklar olmuştur. Kontrol dozunda mikroorganizma sayıları en az (2.5×10^6) olurken en yüksek doz olan 1:1 dozunda bu değer en yüksek olmuştur (17×10^6). Çamur uygulama dozları arttıkça mikroorganizma sayılarında doğrusal artışlar gözlemlenmiştir. Örnekleme zamanına dayalı olarak mikroorganizma sayılarında 2. örneklerde (5.67×10^6) ve 3. örneklerdeki sayılar (6.12×10^6) ile 8. örneklerdeki sayılar (12.28×10^6) arasındaki istatistik farklar önemli olmuştur. Bu durum arıtma çamurunun hiç uygulanmadığı kontrol şartlarında bulunmuş diğer tüm örneklerde sayısal farklar olmasına rağmen istatistiksel olarak önemli bulunmamıştır.

Balzer ve Ahrens (1990), killi-tın bir toprakta biyolojik aktivite üzerine 20 yıldır uygulanan arıtma çamurunun etkisini incelemişlerdir. Araştırmacılar; 2.5 t ha^{-1} çamur uygulamasının mineral gübre uygulamasına oranla biyolojik aktiviteyi önemli oranda artırdığını fakat 5 t ha^{-1} ’lık uygulamanın bazı enzim aktiviteleri ve mikrobiyal biyomasa azalışına neden olduğunu belirtmişlerdir.

Arıtma çamurlarının uzun yıllar boyunca ve yüksek dozda uygulanmaları mikrobiyal biyomasa da olumlu/olumsuz etkileyebilmektedir. Bir kez yapılan çamur uygulamaların mikrobiyal biyomasa üzerinde olumlu etkileri (Dar 1996; Barbarick ve ark. 2004), uzun yıllar yapılan çamur uygulamaların ise olumsuz etkilere sahip olduğu araştırmacılar tarafından tespit edilmiştir (Balzer ve Ahrens 1990; Stoven ve ark. 2005). Çöp deponi alanlarına PLA gibi nişasta bazlı biyoplastiklerin bertarafının, sentetik polimerler, lignin ve selüloz bazlı biyoplastiklerden daha kolay olduğu belirtilmektedir (Roldán-Carrillo ve ark. 2003; El-Kadi 2010; Accinelli ve ark. 2012).

Dolayısıyla çalışmamızda kullanılan arıtma çamurunun evsel nitelikli olması, ağır metal içeriklerinin nispeten düşük olması (Tablo 1) ve dozları yükseldikçe mikroorganizma sayılarının artması önceki çalışmalarla

uyumlu görülmekte ve arıtma çamurlarının PLA levhalarla birlikte gömülebileceğini düşündürmektedir.

3.3. Uygulamaların toprakta NO_3^- içeriklerine etkisi

Topraklardaki NO_3^- kapsamı üzerine toprağa uygulanan arıtma çamuru miktarlarının (doz), inkübasyon zamanlarının (zaman) ve her iki uygulamanın birlikte etkisi istatistiksel olarak önemli seviyede bulunmuştur ($p < 0.05$). Arıtma çamuru dozları ve zamanın NO_3^- ortalamalarına birlikte etkileri; çamur uygulama dozları arttıkça NO_3^- miktarında artışlar, bütün dozların ortalamaları dikkate alındığında ise örnekleme zamanı ilerledikçe NO_3^- kapsamlarında azalmalar şeklinde gözlemlenmiştir. Toprağa uygulanan arıtma çamuru dozları arasında en yüksek NO_3^- kapsamı beşinci örneklemede (75. gün) “%50 toprak + %50 çamur” dozunda (2471.6 mg kg^{-1}) tespit edilmiş ve bu miktarı ikinci örneklemedeki “2 x Maksimum doz”u (1836.2 mg kg^{-1}) takip etmiştir. En düşük NO_3^- kapsamı ise altıncı örneklemede (90. gün) “kontrol dozu”nda (50.75 mg kg^{-1}) tespit edilmiştir. Genel olarak nitrat değerleri artan çamur dozlarına göre artmış bu artışlar ilerleyen örnekleme zamanına göre ise azalış göstermiştir.

Çetin ve Gür (2011) yaptıkları çalışmada, toprağa karıştırılan organik atıkların nitrat azotu üzerine etkilerinin inkübasyon süresine bağlı olarak önemli olduğunu bildirmişlerdir. Araştırmacılar topraktaki nitrat azotunun artışına en çok etkiyi tavuk gübresi ve arıtma çamurunun gösterdiğini bildirmişlerdir.

Türkmen ve Arcak (2006)’ın yaptığı çalışmaya göre kireçli bir toprağa farklı düzeylerde uygulanan arıtma çamuru ve azot uygulamalarının etkisi bakımından, uygulama yıllarına göre önemli değişim gösterdiği ve ekstrakte edilebilir NO_3^- kapsamlarının da etkilendiği belirtilmiştir.

Arıtma çamuru uygulama dozlarının artmasıyla toprakta NO_3^- kapsamını arttırması düzenli depolama alanında sızıntı sularında NO_3^- birikim riski yapabileceği unutulmamalıdır. Bu nedenle sızıntı sularının yeraltı su kaynaklarını kirletmemesi amacıyla düzenli depolama alanlarında geçirimsizlik sağlayan yapıların çok iyi planlanması kritiktir. Toprağa uygulanan arıtma çamurunun dozlarının artmasıyla yani ortama verilen organik madde miktarı artışıyla NO_3^- miktarı ve birlikte mikroorganizma faaliyetlerinin arttığı sonucuna ulaşılmıştır.

Ortamda biriken parçalanma ürünlerinin ve ağır metallerin mikroorganizma faaliyetini olumsuz etkilemesinden dolayı toprakta NO_3^- kapsamında zamanla azalmalar da görülebilir (Balzer ve Ahrens 1990; Stoven ve ark. 2005). Nişasta temelli biyobozunur malzeme ve ileri biyolojik arıtma çamurunun birlikte denendiği, plastik materyalin bozunmasına ek olarak toprak özelliklerindeki değişimlerin ele alındığı başka bir yayına rastlanmamıştır.

3.4. Uygulamaların toprakta NH_4^+ içeriklerine etkisi

Topraklardaki NH_4^+ içeriği üzerine uygulanan arıtma çamurunun, inkübasyon zamanlarının ve her ikisinin birlikte etkisi (interaksiyonu) istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p < 0.05$). Bu çalışmada kullanılan arıtma çamuru uygulama dozları arttıkça NH_4^+ miktarında artış

gözlemlenirken; bütün dozların ortalamaları dikkate alındığında inkübasyon zamanı arttıkça NH_4^+ kapsamlarında azalmalar gözlemlenmiştir. Samaras ve ark (2008), yaptıkları çalışmada artan miktarlarda arıtma çamurunun uygulanan toprağın organik madde kapsamını ve toplam azot içeriklerini arttırdığını; bu artışların istatistik açıdan önemli olduğunu vurgulamışlardır. Uygulanan arıtma çamuru dozları arasında en yüksek NH_4^+ kapsamı beşinci örneklemede “%50 toprak + %50 çamur” dozunda (11283 mg kg^{-1}) tespit edilmiş ve bu durum dördüncü örnekleminin aynı dozunda da görülmüştür. En düşük NH_4^+ kapsamı ise altıncı örnekleminin “kontrol doz”unda (23.43 mg kg^{-1}) tespit edilmiştir. Kontrol dozunun ortalama verileri arasında en yüksek NH_4^+ kapsamı ise yedinci örnekleme (105. gün) sonunda 56.82 mg kg^{-1} olarak ölçülmüştür.

Çamur dozları arttıkça ortamdaki organik madde miktarının artmış olması ve bunun sonucunda mikroorganizma faaliyetlerinin artışları toprakta NH_4^+ miktarını özellikle 4. 5. ve 6. örnekleme zamanlarında arttırmıştır. Ortamda biriken parçalanma ürünlerinin ve ağır metallerin zamanla mikroorganizma faaliyetini olumsuz etkileyebilmeleri nedeniyle toprakta NH_4^+ içeriğinin de zamana bağımlı olarak değişebildiği belirtilmektedir (Balzer ve Ahrens 1990; Stoven ve ark. 2005; Samaras ve ark. 2008).

3.5. Uygulamaların toprakta üreaz enzimine etkisi

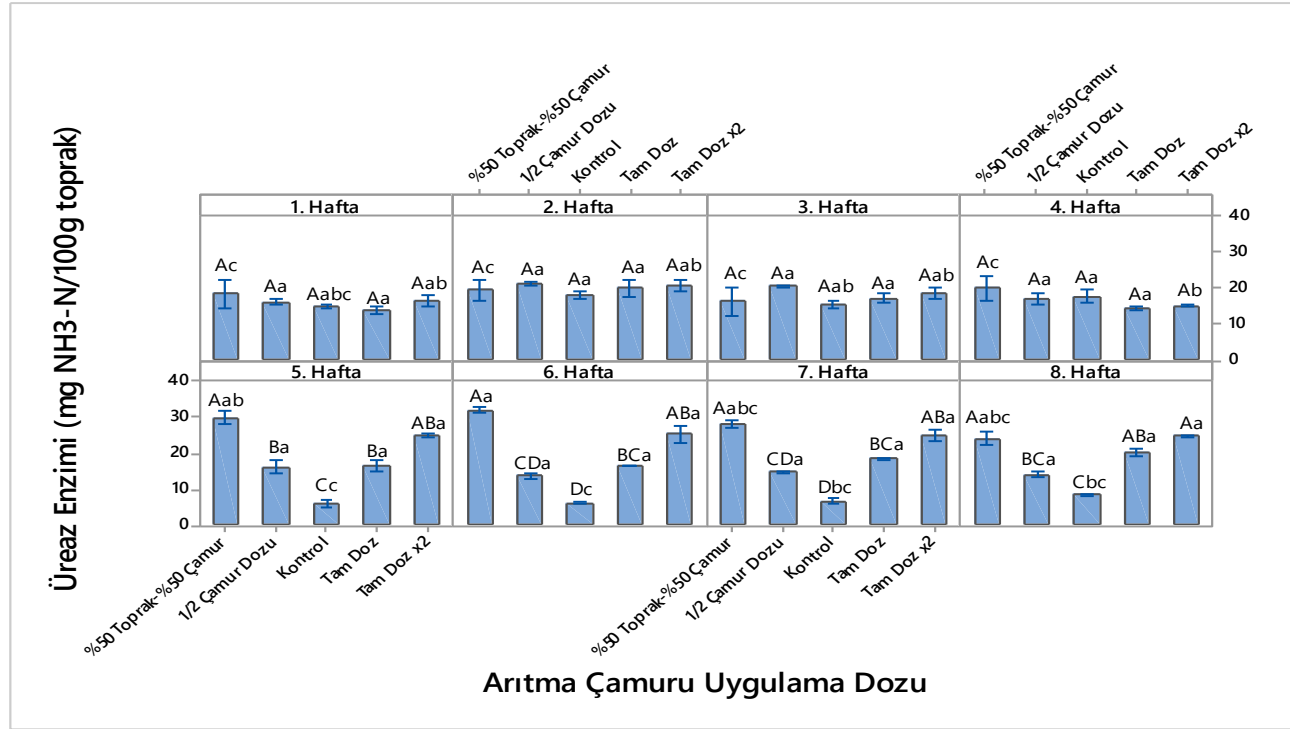
Çalışmamızdan elde edilen verilere göre topraklardaki üreaz enzim aktivitesi üzerine toprağa uygulanan arıtma çamuru dozları, örnekleme zamanları ve her ikisinin birlikte etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p < 0.05$). Üreaz, karbondioksit ve amonyağa hidroliz olmasını sağlayan ve hidrolitik bir enzim olan üreaz, tarımda önemli bir kimyasal gübre girdisi olan “Üre”nin toprakta ayrışmasını ve yararlı hale gelmesini ve dolayısıyla performansını büyük ölçüde etkileyen enzimdir (Frankenberger ve Dick 1983; Haktanır ve Arcak 1997; Arcak ve ark. 2000). Topraklarda üreaz enzimi, bitkiler ve mikroorganizmalar tarafından üretilmekte ve topraktaki mikroorganizmaların %1-20’sinin üreaz enzimi ürettiği bildirilmektedir (Fisher ve ark. 2017).

Çalışmamızda arıtma çamuru dozları arasında en yüksek üreaz enzim aktivitesi altıncı örneklemede “%50 toprak+%50 çamur” dozunda 32.17 mg $\text{NH}_3\text{-N}/100$ g kuru toprak olarak ölçülmüştür. En düşük üreaz enzim aktivitesi ise yine altıncı örneklemede “½Maksimum” çamur dozunda 8.35 mg $\text{NH}_3\text{-N}/100$ g kuru toprak olarak tespit edilmiştir. Kontrol grubunda ilk dört örneklemede üreaz değerleri çamur uygulanan diğer dozlardan düşük olmasına rağmen istatistiksel olarak fark bulunmamıştır. Son dört örneklemede ise en düşük üreaz değerleri yine kontrol dozlarında görülmüştür (Şekil 3).

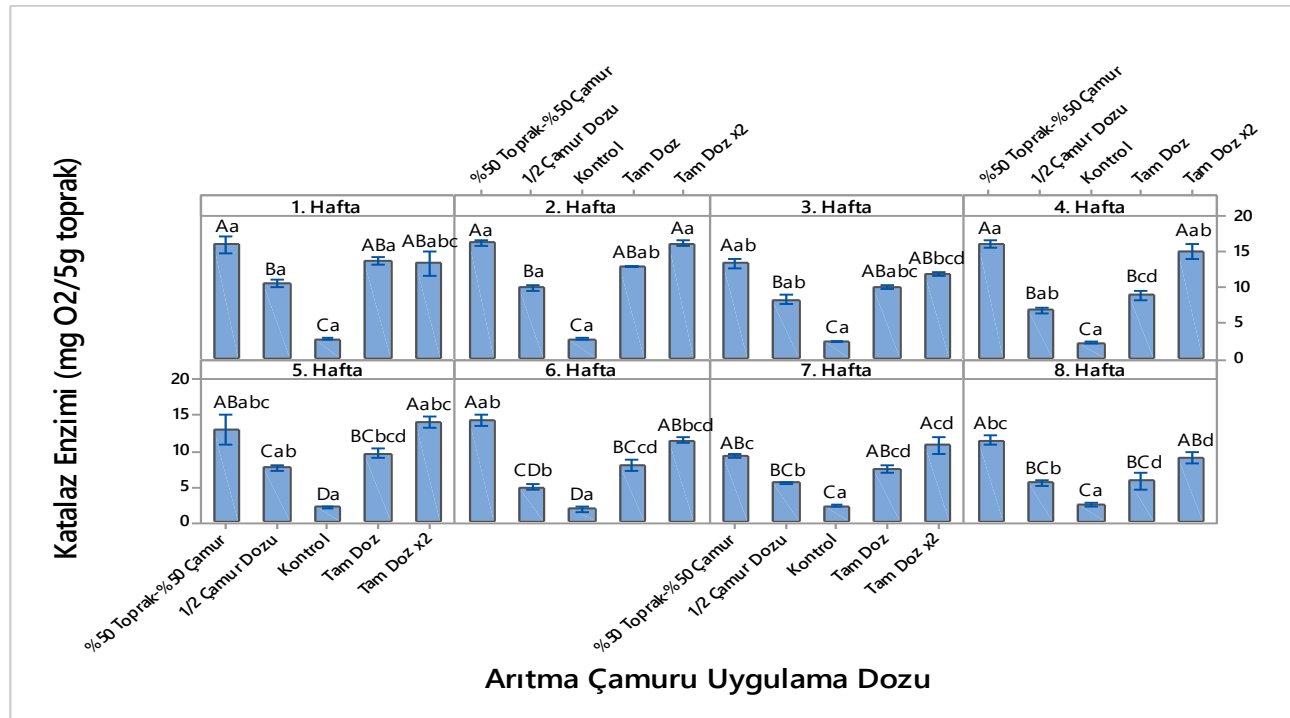
Bu çalışmada kullanılan biyobozunur plastik levhaların son örnekleme zamanlarında kontrol grubunda bozunumlarının artması ve kontrol dâhil tüm dozlardaki üreaz enzim aktivitesi değişimlerinin görülmesi, PLA levhaların parçalanma ürünlerinin de üreaz enzim aktivitesini etkileyebileceğini düşündürmektedir (Uzunboy, 2018). Ankara kenti arıtma çamurunun tarımsal kullanım potansiyeli üzerine yapılan bir çalışmada; kireçli

topraklarda arıtma çamuru uygulamasının pH değerlerini düşürdüğü bildirilmiştir (Arcak ve ark. 2000). Yüksek oranlardaki arıtma çamuru uygulamalarının ise toprağın üreaz aktivitesini önemli derecede artırdığı belirtilmiştir (Frankenberger ve ark. 1983; Ataman ve ark. 2000). Arıtma

çamuru uygulamalarının toprakta üreaz enzim aktivitesini arttırmış, ancak bu artışların zamana göre düzensiz değiştiği gözlemlenmiştir. Araştırmamızda çamur dozların artışına bağlı olarak üreaz değerlerindeki önemli artışlar özellikle son dört örneklemede görülmüştür.



Şekil 3. Arıtma çamuru dozlarının toprağın üreaz enzimi kapsamına etkisi: Aynı "hafta"da (örneklemede) farklı büyük harflerle gösterilen "doz" ortalamaları farklıdır (p<0.05). Aynı "doz"da farklı küçük harflerle gösterilen "hafta" ortalamaları farklıdır (p<0.05).



Şekil 4. Arıtma çamuru dozlarının toprağın katalaz enzimi kapsamına etkisi: Aynı "hafta"da (örneklemede) farklı büyük harflerle gösterilen "doz" ortalamaları farklıdır (p<0.05). Aynı "doz"da farklı küçük harflerle gösterilen "hafta" ortalamaları farklıdır (p<0.05).

Zamana göre farklı dozlarda görülen düzensizlik literatürde de belirtilmiştir (Frankenberger ve ark. 1983). Bu durum toprağa uygulanan çamur dozlarına, ortama eklenen organik madde miktarına, mikroorganizma popülasyonuna, ortamdaki elementlere göre değişmektedir (Fisher ve ark. 2017).

3.6. Uygulamaların toprakta katalaz enzimine etkisi

Araştırmamızda kullanılan toprakların katalaz enzim aktivitesi üzerine uygulanan çamur miktarlarının, inkübasyon zamanlarının ve her ikisinin birlikte etkisi (interaksiyonu) istatistiksel olarak önemli bulunmuştur ($p < 0.05$).

Aritma çamurunun bütün dozlarında inkübasyon zamanı arttıkça katalaz enzim aktivitesinde azalma gözlemlenmiştir. Toprağa uygulanan arıtma çamuru dozları arasında en yüksek katalaz enzimi kapsamı ikinci örnekleme zamanındaki “%50 toprak + %50 çamur” dozunda en fazla tespit edilmiş ve bunu yine aynı dönemde “2x Maksimum çamur” dozu takip etmiştir.

En düşük katalaz enzimi kapsamı ise altıncı örnekleme zamanındaki “½ maksimum çamur” dozunda tespit edilmiştir. Toprakta kontrol dozu örneklerinin ortalamaları arasında en düşük katalaz enzimi kapsamı altıncı örnekleme zamanında tespit edilmiştir. Ayrıca kontrol dozunun zaman ortalamalarında en yüksek katalaz aktivitesi ikinci örneklemede görülmüştür (Şekil 4).

Katalaz, canlılar için zehirli olan hidrojen peroksiti su ve hidrojene parçalayan enzimdir (Liu ve ark. 2008). Katalazın substratı olan hidrojen peroksitin mikroorganizmalar için toksik ve ölümcül olduğu açıklanmıştır (Frankenberger ve Dick 1983).

Tüm aerobik ve mikroaerofil bakterilerin H_2O_2 'i oksijen ve suya parçaladığı bilinmektedir. Hidrojen peroksitin parçalanmasının, ortamdaki H_2O_2 substrat miktarına, katalaz enzim aktivitesine ve diğer enzimlerde olduğu gibi; aerobik mikroorganizma popülasyonu, ortam pH'sı, sıcaklık, inhibitörler ve stimülatörlere bağımlı olduğu bildirilmiştir (Frankenberger ve Dick 1983; Liu ve ark. 2008).

Riozin ve Egorov (1972)'nin yaptıkları çalışmaya göre, katalaz enzim aktivitesi ile toprak organik maddesi arasında ilişki olduğu, buna karşın toprakların mikroorganizma sayılarında ise benzer ilişkinin bulunmadığını belirlemişlerdir.

Tresar-Cepeda ve ark. (2008)'na göre ise toprakta katalaz aktivitesinin; kil içeriği, toprak nemi, toprak derinliği, sıcaklık, organik madde miktarı, pH, toprak tipine göre farklılık gösterdiği ve aktivitenin toprak işlenmesiyle artış gösterdiği tespit edilmiştir.

Alef ve Nannipieri (1995) tarafından yapılan bir araştırmada; katalaz aktivitesinin toprakta çok durağan olduğunu rapor edilmiştir. Ancak bazı araştırmacılar ise; katalazın toprak derinliği ile azaldığını, toprak pH'sı ile değiştiği, toprak derinliği ve organik karbon içeriği ile önemli ilişki gösterdiğini bildirmişlerdir (Fisher ve ark. 2017; Kravkaz-Kuscu ve ark. 2018).

4. Sonuç ve Öneriler

Günümüzde geleneksel petrol türevli plastiklerin yerini giderek biyobozunur plastiklerin alması ve buna bağlı olarak biyoplastik tüketiminin artması nedeniyle oluşan biyoplastik atıkların doğada biyoparçalanabilirlik özellikleri önem kazanmıştır. Küresel boyutlarda artan kentleşme ve endüstrileşme nedeniyle yüksek miktarlarda oluşan arıtma çamurlarının uzaklaştırılması da diğer bir önemli çevre problemi olarak karşımıza çıkmaktadır. Arıtma çamurları ve katı atıkların birlikte düzenli deponi alanlarında depolanması veya katı atıklarla birlikte kompostlanması üzerine çalışmalara rastlanmaktadır. Ancak katı atıklar içinde oranı giderek artan biyobozunur plastiklerle arıtma çamurlarının birlikte bir arada depolanması konularında yeterli çalışmalar bulunmamaktadır. Bu kapsamda yapılan çalışmamızda arıtma çamurlarının biyoplastiklerle birlikte toprak ortamında depolanması durumunda biyoplastiklerin hangi oranlarda arıtma çamuru karıştırılması durumunda ne oranda mineralizasyona uğradıkları ve bu süreçte toprak özelliklerinde nasıl değişimler gözlemlendiği sorularına cevaplar aranmıştır.

Yapılan dört aylık çalışmayla biyoplastik levhaların kütle kayıpları, toprağın amonyum ve nitrat değişimleri, mikroorganizma sayıları, toprak enzim aktiviteleri izlenmiştir. Elde edilen verilere göre biyobozunur plastiklerin bozunum sürecinde arıtma çamuru oranının artışıyla plastiklerin bozunum oranının arttığı gözlemlenmiştir. Bu sonuca göre biyoplastiklerin düzenli katı atık depolama alanlarına kentsel arıtma çamurlarıyla birlikte uygulanması durumunda biyoplastiklerin bozunma sürecinin hızlanabileceği söylenebilir.

Ayrıca uygulanan arıtma çamuru dozu arttıkça toprakta NH_4^+ , NO_3^- , mikrobiyal aktivite, üreaz ve katalaz enzimleri miktarlarında da artış tespit edilmiştir. Ancak zaman faktörü bakımından elde edilen veriler incelendiğinde zaman arttıkça toprağın NH_4^+ , NO_3^- , mikrobiyal aktivite, üreaz ve katalaz enzimleri miktarlarında dalgalanmalar gözlemlenmiştir. Bu sonuçlara bakılarak arıtma çamurunun içerdiği yüksek organik madde ve mineral madde kapsamının toprağın zamanla NH_4^+ , NO_3^- miktarları ile diğer biyolojik özelliklerine olumlu/olumsuz etkiler yaptığı; arıtma çamuru dozları ile incelenen özellikler arasında pozitif ilişkiler görülürken zaman faktörüne göre katalaz, NH_4^+ ve NO_3^- özellikleri olumsuz etkilenmiştir. Biyobozunur plastiklerin katı atık düzenli deponi alanlarında arıtma çamuru ile birlikte uygulanması durumunda bozunma sürecine en fazla etki eden uygulamanın “1:1” dozu olduğu anlaşılmıştır. Arıtma çamuru miktarları katı atıkların kontrolü yönetmeliği gereği en yüksek ağır metal içeriği dikkate alınarak hesaplandığı için tarım alanlarında uygulanamayacak kadar yüksek dozlar (%50 toprak + %50 atık çamur ve 2 x maksimum dozlar) da bu çalışmada denenmiştir.

Sonuç olarak bu çalışmayla; arıtma çamurlarının düzenli deponi alanlarında biyobozunur plastiklerle birlikte bastırılabilmesi ve biyoplastiklerin düzenli deponi alanlarında daha hızlı ayrışıp parçalanabileceği

öngörülmüştür. Ancak tarım alanı topraklarına izin verilebilecek çamur dozlarının biyobozunur plastiklerin mineralizasyonuna etkisinin doğal arazi şartlarında yeterli olmayacağı düşünülmektedir. Bu nedenle arıtma çamurunun farklı dozları ve değişik biyobozunur materyaller önce inkübasyon şartlarında, sonra arazi şartlarında yeni çalışmalarla denenmelidir. Bu tür çalışmalarda ele alınacak çamur dozları her arıtma tesisinden elde edilen arıtma çamurlarının ağır metalleri farklı miktarlarda içerebileceklerinden ayrı ayrı araştırılmalıdır. Ayrıca çevre sağlığı açısından biyobozunur plastiklerin düşük dozlarda arıtma çamuru eşliğindeki mineralizasyonu sürecinde, polisiklik aromatik hidrokarbonlar gibi parçalanma ürünlerinin de detaylı çalışılması gerektiği belirtilebilir.

Teşekkür

Bu araştırma; ÇOMÜ BAP Komisyonu Başkanlığı tarafından ÇÖMÜ FYL-2016-1052 No'lu Proje numarasıyla desteklenmiş olup; ÇOMÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı öğrencisi Nurgül Uzunboy'un yüksek lisans tez çalışmasından üretilmiştir.

Kaynaklar

Aguado J, Serrano DP. 1999. Feedstock Recycling of Plastic Wastes. Royal Soc of Chem, Cambridge, UK, pp 1-23, 85, 86.

Alef A, Nannipieri P. 1995. Catalase activity. In: Methods in App Soil Microbiol and Biochem, Academic Press, London, UK.

Allison LE, Moodie CD. 1965. Carbonate. In: Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy 9: 1379-1400, Am Soc of Agron, Inc, Madison, Wisconsin, USA.

Allmaras RR, Gardner CO. 1956. Soil Sampling for Moisture Determination in Irrigation Experiments. Agr Jour, 48: 15-17.

Anonim 2010. Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği (3 Ağustos 2010 tarih ve 27661 sayılı Resmi Gazete).

Anonim 2012. Good Practices in Sludge Management, PURE (Project on Urban Reduction of Eutrophication) Union of the Baltic Cities Environment Commission, Finland https://www.ubc-sustainable.net/sites/www.ubc-environment.net/files/publications/pure_actions_for_baltic_sea_protection.pdf (erişim tarihi: 10.02.2020).

Anonim 2019a. Plastics – the Facts 2019, An analysis of European plastics production, demand and waste data-2019, Belçika, <https://www.plasticseurope.org> (erişim tarihi: 19.02.2020).

Anonim, 2019b. Türkiye İstatistik Kurumu, Belediye Atıksu İstatistikleri, 2019, haber bülteni, Sayı: 30667.

Arcak S, Haktanır K, Karaca A, Türkmen C, Turgay OC, İşbilir F. 2000. Ankara Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Tarımda Kullanılma Olanaklarının Araştırılması. TUBİTAK Proje No: TOGTAG-1712, 57s.

ASTM D 5988-03. 2003. Standard test method for determining aerobic biodegradation in soil of plastic materials or residual plastic materials after composting. ASTM Int, West Conshohocken, PA USA.

Ataman Ş, Arcak S. 2000. Effects of The Sewage Sludge of Ankara Waste Water Treatment Plant on Some Soil Biological Activities, International Symposium on Desertification-2000, Konya, Türkiye.

Aydın S. 2004. Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Değişik Amaçlarla Kullanımının Araştırılması, Doktora Tezi, İstanbul Ü, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Balzer W, Ahrens E. 1990. The effect of long-term sewage sludge application on the microbial activity in a silty loam. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs-und Forschungsanstalten, Reihe Kongress, 30: 479-484.

Barbarick K, Doxtader KG, Redente EF, Brobst RB. 2004. Biosolids Effects on Microbial Activity in Scrubland and Grassland Soil. Soil Sci, 169(3): 176-187.

Beck TH. 1971. Die Messung Katalasen Aktivitaet Boden Z Pflanzenernachai Sodek, 130: 68–81.

Berrow ML, Stein WM. 1983. Extraction of metals from soils and sewage sludges by refluxing with aqua regia. Analyst, 108(1283), 277-285.

Beyatlı Y. 1996. Mikrobiyal Termoplastik Üretimi, KÜKEM Dergisi, 19(2): 23-32.

Bilgin N. 1997. Arıtma çamuru ve Türkiye'de Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği üzerine görüşler. Standard, Mayıs 1997, 113-117.

Bouyoucos GJ. 1951. A Recalibration of Hydrometer Method for Making Mechanical Analysis of Soils. Agron J, 43: 434-438.

Bremner JM. 1965. İnorganic forms of nitrogen In: C.A. Black et al (ed). Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy 9: 1179-1237. Am Soc of Agron, Inc Madison, Wisconsin, USA.

Bruce AM, Davis RD. 1988. Sewage Sludge Disposal: Current and Future Options. Water Sci Techn, 21(10-11): 1113–1128.

Cheng-Cheng F. 2011. Bio plastics development planning in Thailand, Invest in Taiwan. http://investtaiwan.nat.gov.tw/news/ind_news_eng_display.js?p?newsid=72 (erişim tarihi: 15.06.2015).

Çetin Ü, Gür K. 2011. Çeşitli Organik Atıkların Toprağın Bazı Fiziksel, Kimyasal ve Biyolojik Özellikleri Üzerine Etkisi. Selçuk Tarım ve Gıda Bilimleri Dergisi, 25(3): 9-16.

Dar GH 1996. Effects of Cadmium and Sewage Sludge on Soil Microbial Biomass and Enzyme Activities. Bioresearch Techn, 56(2-3): 141-145.

Davis G, Song JH. 2006. Biodegradable packaging based on raw materials from crops and their impact on waste management. Industrial crops and products, 23(2): 147-161.

DIN EN ISO-1172. 1998. Textilglasverstärkte Kunststoffe – Prepregs, Formmassen und Laminate – Bestimmung des Textilglas- und Mineralfüllstoffgehalts – Kalzinierungsverfahren. Normenausschuss Kunststoffe (FNK) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Normenstelle Luftfahrt (NL) im DIN, Beuth-Verlag, Berlin, (1998).

El-Kadi S. 2010. Bioplastic Production Form Inexpensive Sources Bacterial Biosynthesis, Cultivation System, Production and Biodegradability, VDM Publishing House, ABD, 145p.

Filibeli A. 1996. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi. Dokuz Eylül Ü, Mühendislik Fakültesi Yayınları No: 255, İzmir.

Fisher KA, Yarwood SA, James BR. 2017. Soil urease activity and bacterial ureC gene copy numbers: effect of pH. Geoderma, 285: 1-8.

Frankenberger Jr WT, Dick WA. 1983. Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. Soil Sci Soc Am J, 47: 945-951.

- Frankenberger Jr WT, Johanson JB, Nelson CO. 1983. Urease activity in sewage sludge-amended soils. *Soil Biol and Biochem*, 15(5), 543-549.
- Gaspard P, Wiart J, Schwartzbrod J. 1997. Parasitological contamination of urban sludge used for agricultural purposes. *Waste Management and Res*, 15:429-436.
- Grewelling T, Peech M 1960. *Chemical Soil Test*. Cornel Univ Agr Exp Sta Bull 960. Hand Book 60, US Dept of Agriculture.
- Haktanır K, Arcak S. 1997. *Toprak Biyolojisi (Toprak Ekosistemine Giriş)*. Ankara Üniversitesi Yayınları: (1486), Ziraat Fakültesi Yayınları: (447), Ankara.
- Ho KLG, Pometto AL, Hinz PN. 1999. Effects of temperature and relative humidity on polylactic acid plastic degradation. *J of environ polymer degr*, 7(2): 83-92.
- Hoffmann GG, Teicher K. 1961. Ein kolorimetrisches verfahren zur bestimmung der ureaseaktivität in Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde*, 95(1): 55-63.
- ISO 17556 *Plastics - Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials in soil by measuring the oxygen demand in a respirometer or the amount of carbon dioxide evolved*. Organization for Standardization. 2012. Available at: www.iso.org (Erişim tarihi; 1 Şubat 2019).
- Jackson ML. 1958. *Soil Chemical Analysis*. Prentice-Hall, Inc Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Kale G, Kijchavengkul T, Auras R, Rubino M, Selke SE, Singh SP. 2007a. Compostability of bioplastic packaging materials: an overview. *Macromolecular biosci*, 7(3): 255-277.
- Kale G, Auras R, Singh SP. 2007b. Comparison of the degradability of poly (lactide) packages in composting and ambient exposure conditions. *Packag Techn Sci*, 20: 49-70.
- Klute A. 1986. *Water Retention: Laboratory Methods*. Methods of Soil Analysis Part 1. 2nd Ed Agronomy 9. Am Soc Argon, 635-660, Madison, USA.
- Köksal Ö, Er BA, Ardalı Y, Sağlam M. 2019. Biyoplastiklerin Biyodegradasyonu. *Sinop Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 4(2), 151-167.
- Kravkaz-Kuscu IS, Cetin M, Yigit N, Savaci G, Sevik H. 2018. Relationship between Enzyme Activity (Urease-Catalase) and Nutrient Element in Soil Use. *Polish J of Environ Studies*, 27(5).
- Liu J, Xie J, Chu Y, Sun C, Chen C, Wang Q. 2008. Combined effect of cypermethrin and copper on catalase activity in soil. *J of Soils and Sediments*, 8: 327-332.
- Lörcks J. 1998. Properties and applications of compostable starch-based plastic material. *Polymer Degradation and Stability*, 59(1-3): 245-249.
- Luengo JM, García B, Sandoval A, Naharro G, Olivera ER. 2003. Bioplastics from microorganisms. *Curr Op in Microbiol*, 6: 251-260.
- Ma X, Chang PR, Yu J, Stumborg M. 2009. Properties of biodegradable citric acid modified granular starch/thermoplastic pea starch composites. *Carbohydrate Polymers*, 75: 1-8.
- Momani B. 2009. Assessment of the Impacts of Bioplastics: Energy usage, fossil fuel usage, pollution, health effects, effects on the food supply, and economic effects compared to petroleum based plastics. An Interactive Qualifying Project Report, Submitted to the Faculty of the Worcester Polytechnic Institute, <http://www.wpi.edu/Pubs/E-project/Available/E-project-031609-205515/unrestricted/bioplastics.pdf> (erişim tarihi: 28.12.2017).
- Page WJ. 1992. Suitability of commercial beet molasses fractions as substrates for polyhydroxyalkanoate production by *Azotoacter vinelandii* UWD. *Biotech Letters*, 14(5): 385-390.
- Rajendran N, Puppala S, Sneha Raj M, Ruth Angeeleena B, Rajam C. 2012. Seaweeds can be a new source for bioplastics. *J of Pharmacy Res* 5(3): 1476-1479.
- Reddy MM, Misra M, Mohanty AK. 2012. Bio-based materials in the new bio-economy. *American Institute of Chemical Engineering (AIChE), Chem Engin Proses (CEP)*, www.aiche.org/cep (erişim tarihi: 28.12.2017).
- Richards LA. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils, 78(2): 154, LWW.
- Riozin MB, Egorov VI. 1972. Biological Activity of Podzolic Soils of the Kola Peninsula. *Pochvovedenie* (3), 106-114.
- Samaras V, Tsadilas CD, Stamatiadis S. 2008. Effects of repeated application of municipal sewage sludge on soil fertility, Cotton Yield, and Nitrate Leaching. *Agr Journal*, 100(3): 477-483.
- Sarasa J, Gracia JM, Javierre C. 2008. Study of the biodegradation of a bioplastic material waste. *Bioresource Techn*, 100: 3764-3768.
- Stevens ES. 2002. *Green Plastics: An Introduction to the New Science of Biodegradable Plastics*. Princeton Uni Press, ABD, 238s.
- Stoven K, Al-Issa A, Rogasik J, Kratz S, Schung E. 2005. Effect of Long Term Sewage Sludge Applications on Microorganisms in an Arable Soil. *Landbauforschung Volkanrode*, 55(4): 219-226.
- Topbaş MT, Brohi AR, Karaman MR. 1998. Çevre Kirliliği, T C Çevre Bakanlığı Yayınları, Ankara.
- Tresar-Cepeda C, Leiros MC, Seoane S, Gill-Sotres C. 2008. Biochemical properties of soils under crop rotation. *App Soil Ecol*, (39): 133-143.
- Türkmen C, Arcak S. 2006. Kentsel Arıtma Çamuru ve Azot Uygulamalarının Kireçli Topraklarda Bazı Toprak Özelliklerine Etkileri. *Selçuk Ü, Ziraat Fak Dergisi* 20(40): 121-130.
- Udom BE, Mbagwu JSC, Adesodun JK, Agbim NN. 2004. Distributions of zinc, copper, cadmium and lead in a tropical ultisol after long-term disposal of sewage sludge. *Environment International*, 30: 467-470.
- Uzunboy N. 2018. Arıtma Çamurunun Toprakta Biyobozunur Plastiğin Mineralizasyonu Üzerine Etkisinin Araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı, Çanakkale, Türkiye (Yayınlanmamış).
- Uzunboy N, Türkmen C. 2018. Kentsel Arıtma Çamurunun Biyobozunur Plastiğin Kütle Kaybına Etkisi. *ÇOMÜ Ziraat Fak Dergisi*, 6:275-280.
- Wollum AG. 1982. Cultural Methods for Soil Microorganisms. In: AL Page et al (Eds), *Methods of soil analysis 2 nd edition, Part 2, Chemical and Microbiological Properties*, SSSA Book Series (9), Madison WI, USA, pp 781-802.
- Wu CS. 2009. Renewable resource-based composites of recycled natural fibers and maleated polylactide bioplastic: Characterization and biodegradability. *Polymer Degradation and Stability* 94:1076-1084.