



2023

Cilt/Volume : **11**

Sayı/Number : **1**

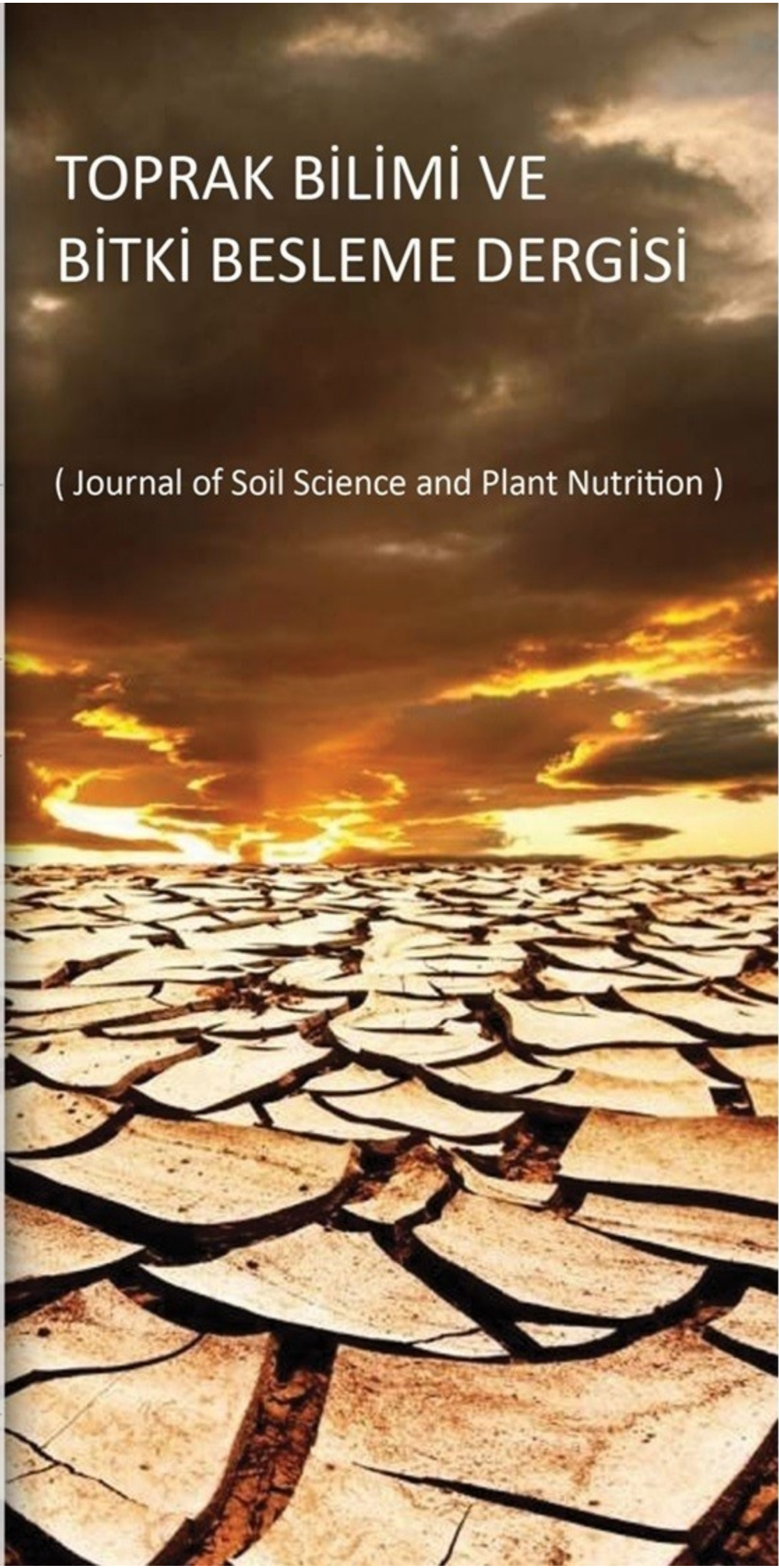
eISSN : 2146 - 8141

www.toprak.org.tr

Türkiye Toprak Bilimi
Derneği Yayınıdır

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME DERGİSİ

(Journal of Soil Science and Plant Nutrition)





TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME DERGİSİ

(Açık Erişimli Hakemli Bilimsel Dergi)

Türkiye Toprak Bilimi Derneği tarafından yayınlanmaktadır



SAHİBİ

Dr. Ayten NAMLI, Ankara Üniversitesi, Ankara

EDİTÖRLER KURULU BAŞKANLARI

Dr. Coşkun GÜLSER
Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Samsun

Dr. Rıdvan KIZILKAYA
Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Samsun

BÖLÜM EDİTÖRLERİ

Dr. Füsun GÜLSER, Toprak Kirliliği ve Islahı, Van Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Van
Dr. Hasan Sabri ÖZTÜRK, Toprak Fiziği, Ankara Üniversitesi, Ankara
Dr. İlhami BAYRAMİN, Toprak Etüd ve Haritalama, Ankara Üniversitesi, Ankara
Dr. Kadir SALTALI, Toprak Kimyası, Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi, Kahramanmaraş
Dr. Mehmet ZENGİN, Gübreler ve Gübreleme, Selçuk Üniversitesi, Konya
Dr. Nur OKUR, Toprak Biyolojisi ve Biyokimyası, Ege Üniversitesi, İzmir
Dr. Orhan DENGİZ, Toprak Oluşumu ve Sınıflandırma, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Samsun
Dr. Sait GEZGİN, Bitki Besleme ve Toprak Verimliliği, Selçuk Üniversitesi, Konya
Dr. Taşkın ÖZTAŞ, Arazi Yönetimi, Atatürk Üniversitesi, Erzurum
Dr. Tayfun AŞKIN, Toprak ve Su Koruma, Ordu Üniversitesi, Ordu

EDİTÖRLER KURULU

Dr. Alexandre F. D'ANDREA, Federal Institute of Education, Science & Technology of Paraíba, Brazil
Dr. Amrakh I. MAMEDOV, Institute of Soil Science and Agrochemistry, Azerbaijan
Dr. Bülent OKUR, Ege Üniversitesi, İzmir
Dr. David PINSKY, Institute of Physico-chemical & Biological Problems in Soil Science, Russia
Dr. Evgeny SHEIN, Lomonosov Moscow State University, Russia
Dr. Guguli DUMBADZE, Batumi Shota Rustaveli State University, Georgia
Dr. Günay ERPUL, Ankara Üniversitesi, Ankara
Dr. Hüseyin Hüsnü KAYIKÇIOĞLU, Ege Üniversitesi, İzmir
Dr. İbrahim ERDAL, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta
Dr. İbrahim ORTAŞ, Çukurova Üniversitesi, Adana
Dr. İmanverdi EKBERLİ, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Samsun
Dr. Mustafa BOLCA, Ege Üniversitesi, İzmir
Dr. Markéta MIHALIKOVA, Czech University of Life Sciences Prague, Czech Republic
Dr. Mustafa BAŞARAN, Erciyes Üniversitesi, Kayseri
Dr. Mustafa Yıldırım CANBOLAT, Atatürk Üniversitesi, Erzurum
Dr. Oğuz Can TURGAY, Ankara Üniversitesi, Ankara
Dr. Ömer Lütfü ELMACI, Ege Üniversitesi, İzmir
Dr. Sezai DELİBACAK, Ege Üniversitesi, İzmir
Dr. Suat ŞENOL, Çukurova Üniversitesi, Adana
Dr. Svetlana SUSHKOVA, Southern Federal University, Russia
Dr. Tomasz ZALESKI, University of Agriculture in Krakow, Poland
Dr. Tuğrul YAKUPOĞLU, Yozgat Bozok Üniversitesi, Yozgat
Dr. Valentina VOICU, National Research-Development, Institute for Soil Sci., Agro-Chemistry & Environment, Romania
Dr. Yasemin KAVDİR, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi, Çanakkale

DERGİ HAKKINDA

Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Dergisi, Türkiye Toprak Bilimi Derneğinin hakemli açık erişimli resmi dergisi olup, toprak, bitki ve çevreyle ilişkili temel ve uygulamalı çalışmalara ait araştırma makalelerinin yanı sıra bu alandaki güncel derlemeleri de yayınlamaktadır. Derginin kapsamı; toprak fiziği ve mekaniği, toprak kimyası, toprak biyolojisi ve biyokimyası, toprak su ve koruma, toprak verimliliği, toprak oluşumu, sınıflandırma ve haritalama, toprak sağlığı ve kalitesi, toprak hidrolojisi, toprak yönetimi ve ıslahı, toprak mineralojisi ve mikromorfolojisi, toprak kirliliği ve ıslahı, toprak kaynaklı patojenler, bitki besleme ve gübreleme, jeostatistik, uzaktan algılama ve CBS gibi toprak bilimi alanındaki konuları içermektedir.

TARANDIĞI İNDEKSLER : TR Dizin, CABI, EBSCOHOST, Google Akademik



TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME DERGİSİ

(Açık Erişimli Hakemli Bilimsel Dergi)

Türkiye Toprak Bilimi Derneği tarafından yayınlanmaktadır



YIL: 2023

CİLT : 11

SAYI : 1

SAYFA : 1 - 66

İÇİNDEKİLER

ARAŞTIRMA MAKALELERİ

- İstanbul'daki otoyol kenarı toprak örneklerinin ağır metal konsantrasyonlarının ve jeo-birikim indeksinin değerlendirilmesi** 1
Bünyamin Bodur, Mihriban Dilan Kılıç, Murat Yayla, Selda Mercan
- Hümik asit ve polimer uygulamalarının kıvam limitleri üzerine etkileri** 14
Nutullah Özdemir, Zerrin Civelek
- Sarıseki-Dörtüyol Bölgesinde yer alan toprakların bazı besin element içeriklerinin yersel dağılımının jeostatistiksel yöntemlerle modellenmesi ve haritalanması** 26
Necat Ağca, Yunus Karakaya
- Arazi koşullarında çinko ile kirletilmiş toprağın biyolojik özelliklerindeki değişim** 38
Betül Bayraklı, Rıdvan Kızılkaya
- Asitleştirilmiş biyoçar uygulamalarının kaba bünyeli bir toprakta DTPA ile ekstrakte edilebilir mikro element içeriğine etkisi** 47
Salih Demirkaya, Coşkun Gülser
- Ayçiçeği tarımı yapılan toprakların SMAF modeli ile toprak kalite indislerinin belirlenmesi: Tokat Zile İlçesi örneği** 54
Sena Pacci, Orhan Dengiz



İstanbul'daki otoyol kenarı toprak örneklerinin ağır metal konsantrasyonlarının ve jeo-birikim indeksinin değerlendirilmesi

İD Bünyamin BODUR, İD Mihriban Dilan KILIÇ, İD Murat YAYLA, İD Selda MERCAN*

İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa, Adli Tıp ve Adli Bilimler Enstitüsü, Büyükçekmece, İstanbul

Öz

Bu çalışmada, İstanbul ilinin yapım yılları farklı iki otoyolu olan, E80 Tem Otoyolu ve Kuzey Marmara Otoyolu'nun farklı bölgelerinden alınan 36 adet toprak numunesinin inorganik element konsantrasyonlarının belirlenmesi, ayrıca kirlilik faktörü (CF) ve jeo-birikim (I_{geo}) indeksi hesaplamaları yapılarak, çevre toksikolojisi ve halk sağlığı çerçevesinde değerlendirilmesi amaçlanmıştır. İndüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometresi sistemi kullanılarak 24 inorganik element aranmış ve iki otoyol arasında Li, Mg, K, Ca, Cr, Ni, As, Sr ve Ba elementleri için anlamlı fark bulunmuştur ($p < 0.05$). E80 otoyolunda Zn, Cd ve Pb konsantrasyonlarının kabul edilebilir sınırın üzerinde bulunduğu, CF değerinin otoyola en yakın mesafelerde Zn elementi için orta ve çok yüksek düzeyde olduğu, I_{geo} indeksine göre ise numunelerin Mn ve Zn için Sınıf II (Kirlenmemiş-orta derecede kirlenmiş) kategorisinde olduğu belirlenmiştir. Böylelikle trafik yükünün ve kent hayatının yoğun olduğu İstanbul'da kaçınılmaz olan çevre kirliliğinin etkin bir belirteci olan yol kenarı toprak kirliliği, ekosistemin uğrayacağı zarar hakkında önemli veri sağlamıştır. Yirmi dört elementin eş zamanlı analizinin yapıldığı ilk araştırma niteliği taşıyan bu çalışma, otoyolun trafik yüküne ve kullanım yılına göre ağır metal yükünün de arttığını ve bu yükün otoyola 10 metre mesafeye kadar yüksek bulunduğunu göstermiştir. Trafik yoğunluğunun yüksek olduğu kentlerde ayrıca halk sağlığı ve çevre toksikolojisi yönünden toprak numunelerinin incelenmesinin önemini ortaya koymuştur.

Anahtar Kelimeler: Trafik yükü, ağır metal, kirlenme faktörü, jeo-birikim indeksi, ICP-MS

Evaluation of heavy metal concentrations and geo-accumulation index of roadside soil of highways in Istanbul

Abstract

In this study, it was aimed to determine the inorganic element concentrations of 36 soil samples collected from different regions of E80 Tem Highway and Northern Marmara Highway, which are two highways of Istanbul province with different construction years, and to evaluate them within the framework of environmental toxicology and public health by calculating contamination factor (CF) and geo-accumulation (I_{geo}) indices. Twenty-four inorganic elements were analyzed by using Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry system and significant differences were found between the two highways for Li, Mg, K, Ca, Cr, Ni, As, Sr and Ba ($p < 0.05$). On the E80 highway, Zn, Cd and Pb values were found to be above the acceptable limit, the CF value was found to be at moderate and very high levels for Zn element in samples closest to the highway, and according to the I_{geo} index, the samples were in Class II (Unpolluted-moderately polluted) category for Mn and Zn. Thus, roadside soil pollution, which is an effective indicator of environmental pollution, inevitable in Istanbul, where traffic load and urban life is intense, has provided important data on the damage to the ecosystem. As the first research in which twenty-four elements were analyzed simultaneously, this study showed that the heavy metal load increases according to the traffic load and the year of use of the highway and that this load is high up to 10 meters from the highway. It also revealed the importance of examining soil samples in terms of public health and environmental toxicology in cities with high traffic density.

Keywords: Traffic load, heavy metal, contamination factor, geo-accumulation index, ICP-MS

© 2023 Türkiye Toprak Bilimi Derneği. Her Hakkı Saklıdır

Giriş

Toprak, kayaçların birçok farklı çevresel faktörle parçalanması sonucu meydana gelen ve içeriğinde belirli oranlarda organik ve inorganik maddeyi bulunduran karmaşık bir materyaldir ve çevresel kirleticilerin

* Sorumlu yazar:

Tel. : 0 (536) 709 3109

E-posta : mercans@iuc.edu.tr

Makale Türü: **ARAŞTIRMA MAKALESİ**

Geliş Tarihi : 30 Mart 2023

Kabul Tarihi : 20 Mayıs 2023

e-ISSN : 2146-8141

DOI : 10.33409/tbbbd.1273865

izlenmesinde kullanılan en önemli karasal ekosistemlerden biridir (Karaca ve Mert, 2012; Kara ve Kara, 2018). Başta eser elementler ve pestisitler olmak üzere çeşitli kirleticilerin neden olduğu olumsuz etkiler insan, hayvan, bitki ve ekolojik sağlık açısından birçok tehlikeyi beraberinde getirmektedir. Bu kirleticilerin birçoğu toprakta uzun süre kalıcı olup, canlı dokularda birikebilir ve çeşitli sağlık sorunlarına neden olabilir. Toprağı kirleten bu kirleticilere maruziyet, hava, gıda, su ve toprak yoluyla olabilir (Abrahams, 2002; Shahid ve ark., 2020). Başlıca toprak kirleticileri arasında; pestisitler, organik bileşikler, radyoaktif yanma ürünleri ve ağır metaller bulunmaktadır. Topraktaki ağır metallerin çevre kirliliğine etkisinin çok fazla olduğu dünya genelinde gösterilmiş ve kendine özgü kirletici özellikleri nedeniyle çok fazla ilgi konusu olmuştur (Shi ve ark., 2007). Toprak kirletici inorganik elementlerin başında; kadmium (Cd), krom (Cr), cıva (Hg), kurşun (Pb), bakır (Cu) ve çinko (Zn) bulunmaktadır (Adimalla, 2020; Çağlarımak ve Hepçimen, 2010). Çevredeki ağır metal kirliliği, insan sağlığı ve ekolojik risk açısından kapsamlı bir şekilde incelenmektedir. Toprağın organik ve mikrobiyolojik kalitesinin bozulmasının en önemli nedenlerinden biri ağır metal kirliliğidir ve özellikle kentleşmiş alanlarda bu kirliliğin kaynağının, araç emisyonları, endüstriyel atıklar ve diğer benzer faaliyetler olduğu bilinmektedir (El-Zeiny ve Abd El-Hamid, 2022; Sezgin ve ark., 2004). Ağır metal maruziyetinin Dünya Sağlık Örgütü'nün belirlediği kabul edilebilir değerleri aşması durumunda, sinir sistemi, enzim sistemleri ve çeşitli organlar için sağlık riskleri oluşabilir; kalp hastalıkları, üreme anomalileri ve kanser gibi hastalıklar meydana gelebilir (Kamani ve ark., 2015; Yaylalı-Abanuz, 2019). Kentsel alandaki yüzey toprakları ve otoyol kenarındaki toprak ve toz birikintileri, atmosferik birikimden kaynaklanan ağır metal yükünün en önemli göstergeleri arasındadır (Li ve ark., 2001). Motorlu taşıt faaliyetlerinden kaynaklanan inorganik kirlilik, otoyol kenarında bulunan toprağın genellikle üst tabakasında birikme gösterir, havaya karışarak maruziyete yol açabilir ve bu maruziyet belirlenen sınır değerlerin üzerinde ise bazı olumsuz etkilere neden olabilir (Zhang ve ark., 2012). Araç emisyonlarından kaynaklanan inorganik kirliliği izlemek üzere yapılan çalışmalarda özellikle Cd, Cu, Pb ve Zn elementlerinin, benzinde, araba parçalarında, yağlama maddelerinde, endüstriyel ve yakma fırını emisyonlarında buldukları için, topraktaki kirlenmenin de temel göstergeleri olduğu bildirilmiştir (Yan ve ark., 2013).

Kentsel alanlarda yaşayan çocuklar ve yetişkinler, Pb ile kirlenmiş yüzey topraklarına doğrudan temas ile, yol kenarı toz birikintilerinin iç ve dış mekânlarda toz halinde solunması veya yutulması ile kurşuna maruz kalabilirler. Kurşun, özellikle çocuklarda kalıcı nörolojik, gelişimsel ve davranışsal bozukluklara neden olabilen toksik bir metaldir (Mercan ve ark., 2015). Benzer şekilde, Cd zehirlenmesi akciğerleri, böbrekleri, kemikleri ve üreme sistemlerini etkileyebilir. Çinko, canlılar için temel bir element olmasına rağmen, yüksek konsantrasyonlarda fitotoksiktir ve toprak verimliliğini azaltabilir. Yine aynı şekilde Zn gibi temel elementler arasında bulunan Cu, yüksek konsantrasyonlarda hem insanlar hem de hayvanlar için toksik olabilmektedir (Masoudi ve ark., 2012). Tüm bu olumsuz etkileri izleyebilmek ve ölçülebilir hale getirmek üzere, toprağın inorganik element yükü bakımından kirlilik değerini belirlemede kullanılan kirlenme faktörü (CF) hesaplamasından faydalanılmaktadır (Hakanson, 1980). Öte yandan, topraktaki inorganik kirlenmenin endüstrileşme öncesi değerleri ile günümüz değerleri arasındaki değişimi belirlemek üzere geliştirilen jeo-birikim indeksi 1969 yılında Müller tarafından geliştirilen bir formüldür ve çevre kirliliğinin izlenmesinde kullanılmaktadır (Barbieri, 2016).

Araştırmalar, trafik yoğunluğunun yüksek olduğu kentlerde ağır metallerin neden olduğu toprak kirliliğinin genellikle otoyolun her iki tarafında 1-10 metre arasında yoğunlaştığını ve otoyoldan uzaklaştıkça belirgin bir şekilde azaldığını göstermiştir. Ayrıca, yoğun trafığa rağmen, otoyol kenarı toprağındaki ağır metallerin, toprağın yüzeyinden en fazla 30 cm derinliğe kadar birikme eğiliminde olduğu bildirilmiştir (Güney ve ark., 2010). Trafik yükünün meydana getirdiği inorganik kirliliğin halk sağlığına, özellikle çocuk sağlığına olumsuz etkileri hakkında yapılan araştırmalar, otoyola yakın yerleşim yerlerinde yetişen çocukların kırsal kesimde yaşayanlara kıyasla daha fazla ağır metale maruz kaldığını ve buna bağlı olarak bazı gelişimsel bozukluklar ile karşılaştığını göstermiştir (Jung ve ark., 2021; Lima ve ark., 2023). Gerek halk sağlığı gerekse çevre toksikoloji açısından önem taşıyan otoyol kenarı toprak incelemeleri, adli bilimler için de önemli bir delil niteliği taşımakta; olay yerine ve suç-şüpheli-mağdur üçgenine dair değerli bilgiler de verebilmektedir (Karaca ve Mert, 2012; Saito ve ark. 2020).

Yapılan literatür incelemesinde çalışmaların genellikle Cd, Cr, Hg, Pb, Cu ve Zn elementleri üzerine yoğunlaştığı, daha kapsamlı bir inorganik profilleme yapılmadığı görülmüştür. Adı geçen elementlerin dışında da toprakta birikerek çevre ve halk sağlığına olumsuz etki eden ve ekosistemde toksik etki meydana getirebilme potansiyeli olan elementler bulunmaktadır ve İstanbul gibi trafik yükü birçok metropolden daha fazla olan bir şehirde geniş ölçekli bir çalışma bulunmamaktadır.

Bu çalışmada, İstanbul ilinin iki farklı otoyolu olan Kuzey Marmara Otoyolu (KMO) ve E80 Tem Otoyolu'nun (E80) farklı bölgelerinden alınan toprak numunelerinin inorganik element konsantrasyonlarının belirlenmesi, çevresel kirlenme ve jeo-birikim indeksi hesaplamaları yapılarak çevre toksikolojisi ve halk sağlığı çerçevesinde değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Yöntem

Denemede Numunelerin seçimi ve toplanması

Bu çalışmada numune seçimi yapılırken yapım yılları farklı olan iki otoyol seçildi, yapım tarihinin çok daha eski olması ve uzun yıllardır kullanılıyor olması nedeni ile İstanbul E80 Tem Otoyolu'nun (E80) ve 2016 yılında faaliyete giren İstanbul Kuzey Marmara Otoyolu'nun (KMO) anayola farklı uzaklıktaki noktalarından (0, 10 ve 25 m mesafe) toprak numuneleri alındı (Şekil 1). E80 otoyolunun Mahmutbey ve Bahçeşehir mevkilerinden, KMO otoyolunun Arnavutköy ve Odayeri mevkilerinden, otopana 0 metre, 10 metre ve 25 metre uzaklıklardan, her bir noktadan 3'er adet olmak üzere, toplamda 36 adet toprak numunesi toplanarak kağıt zarflarda muhafaza edildi. Her biri yaklaşık 1000 g toplanan numunelerin 5 cm derinliğe kadarki yüzey toprağı olmasına ve kaba materyalden (çakıl, bitki, cam vb.) arındırılarak toplanmasına dikkat edildi. Mevsimsel farklılıkların sonuçlara etki etmesini önlemek amacıyla, örnek toplama işlemi her iki otoyol için de aynı gün gerçekleştirildi.



No	Mevki ve Mesafe	No	Mevki ve Mesafe
1	KMO-Arnavutköy 0 m (n=3)	7	E80-Bahçeşehir 0 m (n=3)
2	KMO-Arnavutköy 10 m (n=3)	8	E80-Bahçeşehir 10 m (n=3)
3	KMO-Arnavutköy 25 m (n=3)	9	E80-Bahçeşehir 25 m (n=3)
4	KMO-Odayeri 0 m (n=3)	10	E80- Mahmutbey 0 m (n=3)
5	KMO-Odayeri 10 m (n=3)	11	E80- Mahmutbey 10 m (n=3)
6	KMO-Odayeri 25 m (n=3)	12	E80- Mahmutbey 25 m (n=3)

Şekil 1. Örnek toplama alanlarının konumu ve örnekleme noktaları

Kimyasallar ve ekipman

Bu çalışmada gerekli tüm reaktifler ve kimyasallar analitik saflıkta kullanıldı. Nitrik asit (HNO₃) %65 (v/v) ve Asetik Asit (glasiyal %100) (0.43 mol/L), örnek hazırlama ve analiz süresince kullanılmak üzere Merck Suprapur®'dan (Merck, Darmstadt, Almanya) temin edildi. Sertifikalı kalibrasyon çözeltisi (10 mg/mL) High-Purity Standards, Charleston, SC'den satın alındı. İndiyum (In) ve Galyum (Ga) (1000 mg/mL) iç standart (IS) (Absolute Standards, Inc., Hamden, CT, ABD) olarak kullanıldı. Tüm analitik ölçümler, plazma gazı olarak argon (>%99.999 saflık, Habas, Türkiye) kullanılarak yapıldı. Analitik sürecin

değerlendirilmesinde, sertifikalı toprak referans materyali olarak Organikçe Zengin Toprak BCR-700 (Institute for Reference Materials and Measurements, Belgium) kullanıldı. Asetik asit çekitleme yöntemine göre belirlenen sertifikalı referans toprak materyalinin sertifika değerleri Çizelge 1'deki gibidir. Yöntemin gerçekliği ve kalite kontrol çalışmaları bu değerler üzerinden kontrol edildi. İnorganik elementlerin tespiti için Thermo Scientific X Serisi-II İndüktif Eşleşmiş Plazma-Kütle Spektrometresi (ICP-MS) (Thermo Fisher Scientific, Bremen, Almanya) ve CETAC (Omaha, Neb., ABD) Oto-Sampler Model ASX 520 otomatik örnekleyici kullanıldı. ICP-MS sisteminin analiz parametreleri Çizelge 2'de gösterildiği gibidir. Toprak numuneleri Precisa XB 220A model analitik terazi ile tartıldı. Toprak numuneleri Nüve marka etüvde kurutuldu. GFL 3017 marka çalkalayıcı ile numuneler çalkalandı. Hettic Universal 320 R model santrifüj kullanılarak santrifüj işlemi gerçekleştirildi.

Kalibrasyon çözeltileri %2'lik HNO₃ çözeltisi içerisinde Li, Be, Al, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, As, Se, Sr, Cd, Sb, Ba, Pb ve U için 0.1, 0.5, 1, 2, 5, 10, 25, 50, 100, 150 ng/mL ve Mg Ca ve Zn için 20, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 400 ng/mL olacak şekilde hazırlandı. Sadece K, V, Rb, Sn ve Cs elementleri yarı kantitatif olarak analiz edildi. Tüm kalibrasyon çözeltilerine ve numunelere eşit konsantrasyonda IS (20 ng /mL Ga ve In) eklendi ve tüm analizler üç tekrarlı olacak şekilde gerçekleştirildi.

Çizelge 1. Sertifikalı referans toprak materyalinin sertifika değerleri

Kuru Kütleye Dayalı Ekstrakte Edilebilir Kütle Oranı		
	Sertifika Değeri [mg/kg]	Belirsizlik [\pm mg/kg]
Cd	67.50	2.80
Cr	19.00	1.10
Cu	36.30	1.60
Ni	99.00	5.10
Pb	4.85	0.38
Zn	719.00	24.00

Çizelge 2. ICP-MS sisteminin analiz parametreleri

Parametre	Özellik
Radyo Frekans (RF) Gücü	1350 W
Sisleştirici Türü	Konsantrik
Sisleştirici Odası	Konik, ateşe dayanıklı cam
Sisleştirici Oda Sıcaklığı	3°C
Plazma Gaz Akış Hızı	15 L/dk.
Taşıyıcı Gaz Akış Hızı	0,89 L/dk.
Soğutucu Gaz Akış Hızı	13 L/dk.
Lens 1 Voltajı	-1420
Lens 2 Voltajı	-86.3
Lens 3 Voltajı	-197.6
Örnek Alım Süresi	45 s
Örnekler Arası Yıkama Süresi	60 s

Örnek hazırlama ve değerlendirme

Otoyol kenarından toplanan toprak numuneleri (n=36) ince elekten geçirilip homojen hale getirildikten sonra petri kaplarına alınarak bir gece boyunca 60°C'de etüvde kurutuldu. Çekitleme işlemi sertifikalı referans materyal olarak kullanılan (Organikçe Zengin Toprak BCR-700) numunenin çekitleme prosedürü takip edilerek gerçekleştirildi (European Commission, 2007). Kurutulmuş toprak örnekleri analitik terazi ile 0.5 g olacak şekilde tartılarak 50 mL'lik falkon tüplere alındı ve üzerine 20 mL, 0.43 mol/L asetik asit çözeltisi eklendi. Numuneler 16 saat boyunca çalkalayıcıda 75 rpm devirde bekletildi, ardından 5000 rpm de 5 dk. boyunca santrifüj edilerek supernatant (süzüntü) sıvıdan 1 mL alınarak 15 mL'lik falkon tüplere aktarıldı ve her bir numuneye nihai konsantrasyonu 20 ng /mL olacak şekilde iç standart (In ve Ga karışımı) çözeltisi eklendi. %2 HNO₃ çözeltisi ile 10 mL'ye tamamlanıp ICP-MS sistemi ile toplam 24 inorganik elementin (⁷Li, ⁹Be, ²⁴Mg, ²⁷Al, ³⁹K, ⁴⁴Ca, ⁵¹V, ⁵²Cr, ⁵⁵Mn, ⁵⁹Co, ⁶⁰Ni, ⁶⁵Cu, ⁶⁶Zn, ⁷⁵As, ⁸²Se, ⁸⁵Rb, ⁸⁸Sr, ¹¹¹Cd, ¹¹⁸Sn,

¹²¹Sb, ¹³³Cs, ¹³⁷Ba, ²⁰⁸Pb ve ²³⁸U) analiz işlemi gerçekleştirildi. Her çalışma seti içerisinde toprak numunesi olmayan kör örnek ve sertifikalı referans toprak numunesinin de analizi gerçekleştirildi. Yöntemin performansını değerlendirmek üzere, 10 farklı kör örnek analiz edilerek her bir element için elde edilen standart sapmanın 3 ve 10 katı, sırasıyla tespit limiti (LOD) ve tayin limiti (LOQ) olarak belirlendi. Çekitleme etkinliğinin izlenmesi için toprak numunesine 20, 50 ve 100 ng/mL olmak üzere 3 farklı konsantrasyonda standart madde karışımı eklendi ve her bir konsantrasyon için 3 ayrı numune hazırlandı, elde edilen sonuçların gerçek değere yakınlığı % geri kazanım olarak hesaplanırken, her bir geri kazanım basamağının 3 tekrarından elde edilen bağıl standart sapma (%RSD) ise yöntemin tekrar edilebilirliğini değerlendirmek üzere kullanıldı. Toprak numunelerinin analizi sonrasında iki farklı otoyoldan alınan numunelere ait sonuçlar arasındaki fark student's t-test ile değerlendirildi (%95CI, <0.005).

Topraktaki bazı toksik inorganik elementler için, düzenleyici kurumlar tarafından izin verilen çok çeşitli aralıklarda sınır değerler belirlenmiş olup, çalışmadan elde edilen sonuçlar, Çizelge 3'te gösterilen bu değerlere göre ele alındı. Çizelgede yer alan 3 farklı kuruluşun toplam 12 element için belirlediği en düşük limitler dikkate alındı. Bu çizelgeye göre, Cr, Co,, As, Se,, Sn ve Ba için T.C Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı tarafından belirlenen, Ni için Dünya Sağlık Örgütü tarafından belirlenen ve Mn, Cu, Zn, Cd ve Pb için ise ABD Çevre Koruma Ajansı (EPA) tarafından belirlenen sınır değerler kullanıldı ([Toprak Kirliliğinin Kontrolü Ve Noktasal Kaynaklı Kirlenmiş Sahalara Dair Yönetmelik, 2010](#); [Ogundele ve ark., 2015](#); [Yetimoğlu ve ark., 2007](#)).

Çizelge 3. Topraktaki inorganik elementler için belirlenen sınır değerleri (kuru ağırlık) (mg/kg)

İnorganik Element	T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı *	Dünya Sağlık Örgütü**	ABD Çevre Koruma Ajansı***
Cr	235	-	-
Mn	-	-	600
Co	23	-	-
Ni	1564	35	40
Cu	3129	36	30
Zn	23464	50	50
As	0.4	-	-
Se	391	-	-
Cd	70	0.8	0.06
Sn	46929	-	-
Ba	15643	-	-
Pb	400	85	10

(*Toprak Kirliliğinin Kontrolü ve Noktasal Kaynaklı Kirlenmiş Sahalara Dair Yönetmelik, 2010; **Ogundele ve ark., 2015; ***Yetimoğlu ve ark., 2007).

Kirlilik faktörünün (CF) hesaplanması

Analiz edilen toprak numunelerindeki her bir elementin kirlilik faktörü (CF) hesaplandı. Kirlilik faktörü toprak numunesinde bulunan inorganik elementin konsantrasyon değerinin, arka plan değerlerine bölünmesiyle elde edildi (Eşitlik 1). Arka plan değeri (kirlenmemiş referans element değeri), toprağın doğal yapısından gelebilecek element içeriklerinin değerini ifade etmektedir ve bu değer ülkeler arasında farklılık gösterebilmektedir ([Chabukdhara ve Nema, 2012](#); [Jiang ve ark., 2017](#); [Faisal ve ark., 2021](#); [Yesilkanat ve Kobya, 2021](#)). İnorganik elementler için kullanılan arka plan değerleri bu çalışmada, Şen ve Yakupoğlu'nun, 2022 yılında sunulan çalışmalarında kullandıkları değerler ile aynıdır ve; Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Se ve Pb için sırasıyla 90, 850, 68, 95, 50, 13, 0.6 ve 70 mg/kg'dır ([Şen ve Yakupoğlu, 2022](#)).

$$CF = \frac{C \text{ inorganik element}}{C \text{ arka plan değeri}} \quad (1)$$

Elde edilen CF değerleri 4 kategoride değerlendirilmekte olup; CF < 1, düşük düzey; 1 < CF < 3, orta düzey; 3 < CF < 6, önemli düzey ve CF > 6, çok yüksek düzey kirlenmeyi ifade etmektedir ([Hakanson, 1980](#); [Şen ve Yakupoğlu, 2022](#)).

Jeo-birikim indeksinin (I_{geo}) hesaplanması

Toprak numunelerindeki inorganik kirliliği belirlemek için kullanılan jeo-birikim indeksi (I_{geo}) aşağıdaki gibi hesaplandı (Eşitlik 2) (Muller, 1969);

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right) \quad (2)$$

Jeo-birikim indeksi formülündeki C_n, toprak numunelerindeki inorganik elementlerin konsantrasyonunu, B_n ise yine aynı elementler için CF hesaplanmasında açıklandığı gibi, jeokimyasal arka plan değerlerini temsil etmektedir ve CF hesaplanmasında kullanılan arka plan değerleri ile aynı değerlerdir. Sabit değer (1.5) ise antropojenik etki katsayısıdır. Jeo-birikim indeksi yedi sınıfa ayrılmaktadır (Yeşilkanat ve Kobya, 2021);

Sınıf I: Kirlenmemiş (I_{geo} ≤ 0),

Sınıf II: Kirlenmemiş-orta derecede kirlenmiş (0 < I_{geo} ≤ 1),

Sınıf III: Orta derecede kirlenmiş (1 < I_{geo} ≤ 2),

Sınıf IV: Orta derecede-çok kirlenmiş (2 < I_{geo} ≤ 3),

Sınıf V: Çok kirlenmiş (3 < I_{geo} ≤ 4),

Sınıf VI: Çok- aşırı kirlenmiş (4 < I_{geo} ≤ 5) ve

Sınıf VII: Aşırı kirlenmiş (5 < I_{geo})

Bulgular ve Tartışma

Yöntemin performans değerlendirmesi

Yirmi dört element arasından kantitatif analizi yapılan 19 inorganik elementin tümü için belirlenen çalışma aralığı, kalibrasyon eğrisinin korelasyon katsayısı (R²), % geri kazanım, %RSD, LOD ve LOQ değerleri Çizelge 4'de gösterildiği gibidir. Elde edilen kalibrasyon eğrilerinin tümünde yüksek korelasyon katsayıları elde edildi (R² ≥ 0.997). Üç farklı konsantrasyonda yürütülen geri kazanım çalışmalarının ise kabul edilebilir sınırlarda (%70.00-114.95) olduğu, tekrar edilebilirliğin ise ≤6.32 %RSD ile yüksek performansta olduğu görüldü. Kör örneklerin analizinden elde edilen bulgular, çekitleme sırasında herhangi bir girişimin olmadığını gösterdi. Sertifikalı referans toprak materyali kullanılarak değerlendirilen yöntemin doğruluğu Çizelge 1'deki sertifika değerlerine göre hesaplandı ve kesinlik değeri %89.69-99.32 arasında bulundu. Bu bulgular ışığında otoyol kenarından toplanan toprak numunelerinin analizi için geliştirilen çekitleme ve ölçme yöntemlerinin geçerli ve güvenilir olduğu kanaatine varıldı.

Toprak numunelerindeki inorganik element konsantrasyonları

İki farklı otoyolun farklı bölgelerinden 3'er tekrarlı toplanan 36 toprak numunesindeki 24 inorganik element konsantrasyonları ve bu iki otoyolun sonuçlarının student's t-test ile karşılaştırılması sonucu elde edilen p değerleri, Çizelge 5'te gösterilmektedir. Otoyol kenarının 0, 10 ve 25 metre uzaklığından alınan toprak numunelerinin aralarında anlamlı bir fark bulunmadığından üç farklı uzaklıktaki numunelerin ve farklı mevkilerdeki sonuçların ortalama değerleri sunuldu.

Toprak numunelerinde analiz edilen 24 element arasından V, Se, Sn, Sb, ve Cs konsantrasyonlarının tümünün her iki otoyol için de tayin limitlerinin altında kaldığı görüldü. Öte yandan her iki otoyola ait toprak numunelerinin içerdiği ortalama inorganik element konsantrasyonlarına bakıldığında, E80 otoyolunun beklendiği üzere, daha uzun yıllardır kullanılmakta olan ve trafik yoğunluğu fazla olan bir otoyol olarak KMO'ya göre daha fazla inorganik yük içerdiği görüldü. İki otoyoldan alınan 18'er numunenin ortalama değerlerinin karşılaştırılması sonucunda; Li, Mg, K, Ca, Cr, Ni, As, Sr ve Ba elementleri arasında anlamlı fark bulundu (p<0,05). Her ne kadar Zn ve Pb elementlerinin ortalama konsantrasyonu E80 otoyolunda daha yüksek bulunsada KMO ile aralarında anlamlı bir fark bulunamadı (p>0.05).

Çizelge 4. Yöntemin performans parametreleri (çalışma aralığı, korelasyon katsayısı (R²), LOD ve LOQ değerleri, % geri kazanım, %RSD).

Element	Çalışma Aralığı (ng/mL)	R ²	LOD (ng/mL)	LOQ (ng/mL)	Geri Kazanım (%) ±%RSD (n=3)		
					20.00 (ng/mL)	50.00 (ng/mL)	100.00 (ng/mL)
⁷ Li	0.1 - 150	>0.999	0.03	0.10	84.08 ±2.38	78.21 ±4.18	74.47 ±2.75
⁹ Be	0.1 - 100	>0.999	0.03	0.10	78.48 ±2.83	74.27 ±3.28	78.68 ±1.48
²⁴ Mg	20 - 300	>0.999	0.88	2.92	-	-	-
²⁷ Al	7.5 - 150	>0.999	2.29	7.64	-	-	-
³⁹ K				Yarı Kantitatif			
⁴⁴ Ca	20 - 400	>0.997	3.94	13.40	-	-	-
⁵¹ V				Yarı Kantitatif			
⁵² Cr	0.1 - 150	>0.999	0.03	0.10	-	-	-
⁵⁵ Mn	0.5 - 150	>0.999	0.12	0.39	114.95 ±3.02	100.05±19.59	81.03 ±5.00
⁵⁹ Co	0.1 - 150	>0.999	0.03	0.10	79.95 ±2.19	74.77 ±3.65	78.44 ±1.39
⁶⁰ Ni	0.2 - 150	>0.999	0.07	0.23	78.80 ±2.64	72.43 ±3.45	76.21 ±1.49
⁶⁵ Cu	0.5 - 150	>0.999	0.13	0.42	71.25 ±2.44	70.00 ±3.87	75.43 ±1.36
⁶⁶ Zn	20 - 400	>0.999	0.21	0.70	74.20 ±3.53	78.95 ±4.29	74.20 ± 3.80
⁷⁵ As	0.1 - 150	>0.999	0.02	0.08	93.19±5.12	89.97±4.99	87.34±5.50
⁸² Se	0.1 - 150	>0.999	0.04	0.14	-	-	-
⁸⁵ Rb				Yarı Kantitatif			
⁸⁸ Sr	0.2 - 100	>0.999	0.05	0.15	81.92 ±4.46	76.31 ±4.48	70.90 ±1.98
¹¹¹ Cd	0.1 - 150	>0.999	0.003	0.01	83.05±4.44	87.97±3.37	79.19±2.39
¹¹⁸ Sn				Yarı Kantitatif			
¹²¹ Sb	0.1 - 150	>0.999	0.02	0.08	-	-	-
¹³³ Cs				Yarı Kantitatif			
¹³⁷ Ba	0.1 - 150	>0.999	0.02	0.06	-	-	-
²⁰⁸ Pb	0.1 - 50	>0.999	0.01	0.03	-	-	-
²³⁸ U	0.1 - 20	>0.999	0.04	0.13	70.07 ±1.82	74.01 ±6.32	77.87 ±2.41

Elde edilen bulgular Çizelge 3'teki değerler ile karşılaştırıldığında, 12 inorganik element içerisinde 3 element (Zn, Cd ve Pb) ABD, Çevre Koruma Ajansı tarafından belirlenen toprakta bulunması gereken sınır değerlerin üzerinde olduğu ve bu değerlerin E80 otoyolundan alınan 18 numune arasında olduğu ve numune dağılımına göre değerlendirildiğinde, Zn ve Pb için 3 numunede (%16.66), Cd için 15 numunede (%83.33) sınır değeri aştığı görüldü (Yetimoğlu ve ark., 2007). Çarpışma bariyerleri, yol işaretleri ve lamba direkleri gibi galvanizli metal yapıların korozyonu yol kenarı topraklarında Zn ve Cd elementlerinin varlığına katkıda bulunabilmektedir (Nagehban, 2015; Gope ve ark., 2017). Zn elementi günlük hayatımızın her alanında bulunan bir eser elementtir ve insanların, mikroorganizmaların, bitkilerin ve hayvanların büyümesi ve gelişmesi için gereklidir. Çinko vücutta depolanmayan ancak yüksek dozda maruz kalınması durumunda emilimin azalmasına ve atılımın artmasına neden olan bir temel elementtir. Ayrıca, canlı organizmalar için neredeyse toksik olmayan fakat çok fazla maruziyette kronik ve akut zehirlenmelere neden olduğu bilinen bir elementtir (Stefanidou ve ark., 2006). Önemli bir toksik element olan kadmiyuma uzun süre maruz kalınması, hedef organ böbrek olmak üzere, çeşitli organları etkilemektedir. Kurşun yüksekliğinin ise, büyük ölçüde geçmişte benzinde katkı maddesi olarak kullanımına bağlı olduğu, ayrıca araba yağlama yağı ve greslerinden, lastik yataklarının aşınması ve yırtılmasından, baskı ve grafik atıklarından kaynaklandığı düşünülmektedir. Kurşunun insanlar üzerindeki olumsuz etkilerine dair bilgiler birçok çalışma ile kanıtlanmış olup, sinir, üreme ve boşaltım sistemlerine zarar verebildiği, özellikle çocuklarda nöro-gelişimsel sorunlara da yol açtığı bilinmektedir (Faiz ve ark., 2009; Mercan 2015).

Çizelge 5. Toprak örneklerindeki element konsantrasyonları ve otoyollara göre karşılaştırması (mg/kg)

Element	E80 (n=18)		KMO (n=18)		p (%95CI)
	Ort (± STD)	min-max	Ort (± STD)	min-max	
⁷ Li	0.32 (± 0.07)	0.21-0.38	0.09 (±0.07)	0.05-0.22	0.000
⁹ Be	0.13 (± 0.02)	0.10-0.16	0.19 (±0.07)	0.10-0.32	0.101
²⁴ Mg	837.10 (± 510.80)	407.95-1778.00	281.90 (±181.18)	161.15-642.71	0.044
²⁷ Al	80.60 (± 5.00)	75.57-89.32	86.84 (±11.29)	75.33-105.43	0.256
³⁹ K	266.95 (± 75.88)	165.56-362.43	75.28 (±18.00)	55.97-97.92	0.001
⁴⁴ Ca	42192.00 (± 26031.60)	10313.3378186.67	2088.95 (±3584.90)	322.219397.20	0.013
⁵¹ V	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
⁵² Cr	1.04 (± 0.48)	0.30-1.47	0.17 (±0.18)	<LOQ-0.53	0.005
⁵⁵ Mn	113.95 (± 52.57)	49.93-201.53	61.47 (±24.94)	23.38-91.67	0.062
⁵⁹ Co	1.43 (± 0.41)	0.84-1.96	1.25 (±0.34)	0.88-1.87	0.424
⁶⁰ Ni	3.83 (± 0.90)	2.66-5.08	1.05 (±0.40)	0.57-1.77	0.000
⁶⁵ Cu	3.95 (± 6.32)	0.42-16.67	2.08 (±3.51)	0.51-9.25	0.545
⁶⁶ Zn	27.30 (± 43.35)	2.01-113.04	5.75 (±9.44)	1.09-24.99	0.283
⁷⁵ As	0.36 (± 0.12)	0.28-0.61	<LOQ	<LOQ	0.003
⁸² Se	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	-
⁸⁵ Rb	0.17 (± 0.03)	0.13-0.21	0.14 (±0.03)	0.10-0.18	0.072
⁸⁸ Sr	122.43 (± 82.91)	37.48-227.73	7.41 (±7.84)	2.03-23.21	0.019
¹¹¹ Cd	0.21 (± 0.20)	0.05-0.59	0.01 (±0.01)	<LOQ-0.02	0.056
¹¹⁸ Sn	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	-
¹²¹ Sb	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	-
¹³³ Cs	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	-
¹³⁷ Ba	50.13 (± 10.13)	3.84-65.87	22.58 (±7.14)	13.01-29.79	0.000
²⁰⁸ Pb	3.97 (± 5.33)	0.99-14.77	0.51 (±0.33)	0.23-1.10	0.173
²³⁸ U	0.26 (± 0.12)	<LOQ-0.45	0.16(±0.04)	<LOQ-0.24	0.093

Ort: ortalama, STD: standart sapma, min.: minimum, max: maksimum

Çizelge 6'da, toprak numunelerindeki inorganik elementler için gözlemlenen konsantrasyonlar ve rapor edilen benzer çalışmaların karşılaştırması sunulmuştur. Tüm çalışmalarda ortak olarak Ni, Cu, Zn ve Pb elementleri araştırılmış olup çizelgede yer alan araştırmalarda 24 elementin birlikte incelendiği bir çalışma bulunmamaktadır. Çalışmamız bu bağlamda yapılmış en kapsamlı yol kenarı toprak araştırmasıdır. İnorganik element konsantrasyonlarını bildiren çalışmalar ile karşılaştırıldığında, çalışmamızda Ni (2.44 mg/kg) ve Pb (2.24 mg/kg) konsantrasyonları daha düşük bulunmuştur. Bu çalışmada Cu (3.01 mg/kg) ve Zn (16.52 mg/kg) konsantrasyonları, [Al-Khasman \(2004\)](#)'ın sonuçlarına göre (Cu, 0.85 mg/kg ve Zn, 4.95 mg/kg) yüksek bulunurken, diğer tüm çalışmalara göre düşük bulunmuştur ([Al-Khasman, 2004](#)). Li, Be, Mg ve Al konsantrasyonları yalnızca bu çalışmada ve Rasmussen ve ark., (2001) tarafından yürütülen çalışmada bildirilmiş olup, elde edilen değerler sırasıyla 0.20 mg/kg, 0.16 mg/kg, 559.50 mg/kg ve 83.72 mg/kg iken; [Rasmussen ve ark., \(2001\)](#)'nın çalışmasında özellikle Al için daha yüksek değerler bulunmuştur ([Rasmussen ve ark., 2001](#)). K ve Ca elementlerinin konsantrasyonlarını bu çalışma dışında bildiren iki çalışmaya bakıldığında, her iki çalışmada da K ve Ca konsantrasyonları oldukça yüksek bulunmuştur ki, yüksek bulunan her iki element de toprağın doğal yapıtaşlarından sayılmakta ve çevre toksikolojisi açısından risk teşkil etmeyen parametrelerdir ([Rasmussen ve ark., 2001](#); [Coşkun ve ark., 2006](#)). V, Se, Sn, Sb ve Cs elementleri çalışmamızda tayin limitinin altında kalırken, diğer çalışmalarda tayin edilebilir düzeyde olduğu görülmüştür. Ayrıca Cr, Mn, Co, As, Rb, Sr, Cd, Ba ve U elementlerinin konsantrasyon değerleri, bu elementleri bildirilen çalışmalardan daha düşük bulunmuştur. Benzer çalışmaların dünyanın farklı coğrafik bölgelerinde yürütüldüğü ve farklı arka plan değerleri kullanılarak hesaplandığı akılda tutulması gereken bir konudur. Dikkat edilmesi gereken bir diğer husus da karşılaştırılan çalışmalarda toprağın çekitleme

yöntemlerinin farklı olmasıdır. Çalışmamızda inorganik asitlerle yapılan güçlü çökeltme yöntemleri tercih edilmemiş olup, organik bir asit olan asetik asit çökeltme yöntemi tercih edilmiştir. Bu nedenlerle her bir çalışmanın kendi içinde değerlendirilmesi gerekmekte, yapılan karşılaştırmaların ilgili coğrafik bölgelerin toprak kirliliğinin bir sıralaması olmadığı düşünülmektedir.

Çizelge 6. Toprak numunelerindeki inorganik element içeriğinin ortalama değerini bildiren çalışmaların karşılaştırılması (mg/kg)

Element	Bu çalışma (n=36)	Al- Khasman, (2004) (n=32)	Rasmussen ve ark., (2001) (n=50)	Adimalla, (2020) (n=40)	Baltas ve ark., (2020) (n=88)	Liang ve ark., (2019) (n=180)	Coşkun ve ark., (2006) (n=73)	Wu ve ark., (2018) (n=70)
⁷ Li	0.20		11.30					
⁹ Be	0.16		1.40					
²⁴ Mg	559.50		8937.00					
²⁷ Al	83.72		55841.00					
³⁹ K	171.11		18035.00				20100.00	
⁴⁴ Ca	22140.47		26978.00				30700.00	
⁵¹ V	<LOQ		46.80				78.00	83.10
⁵² Cr	0.60		44.80	244.10	194.73	54.80	173.00	93.29
⁵⁵ Mn	87.71		525.30				600.00	
⁵⁹ Co	1.34		8.36			8.60	11.00	11.59
⁶⁰ Ni	2.44	3.15	16.30	20.22	85.02	24.20	50.00	54.73
⁶⁵ Cu	3.01	0.85	13.19	63.63	43.19	44.10	20.00	40.74
⁶⁶ Zn	16.52	4.95	113.70	58.80	65.10	153.00	45.00	145.64
⁷⁵ As	0.22		3.00	4.39	5.66		8.00	
⁸² Se	<LOQ		0.70				10.00	
⁸⁵ Rb	0.16		52.00					
⁸⁸ Sr	64.92		360.00				178.00	
¹¹¹ Cd	0.11		0.30	1.07			0.20	0.68
¹¹⁸ Sn	<LOQ							7.26
¹²¹ Sb	<LOQ		0.36				0.90	2.35
¹³³ Cs	<LOQ						4.00	
¹³⁷ Ba	36.36		766.00				550.00	
²⁰⁸ Pb	2.24	5.35	64.69	24.73	17.01	57.40	33.00	72.49
²³⁸ U	0.21		1.17				2.60	

Kirlilik faktörü (CF) ve jeo-birikim indeksi (I_{geo})

Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn ve Pb elementleri için CF ve I_{geo} değerleri her bir örnekleme noktası için hesaplandı ve Çizelge 7'de gösterildi, Se elementi, konsantrasyonu tüm numunelerde tayin limitinin altında bulunduğu için,, geri kalan elementler ise belirlenmiş arka plan değerleri olmadığı için CF ve I_{geo} hesaplamalarına dahil edilmedi. Hem E80 hem de KMO için Zn elementi hariç CF değerinin 1'den düşük (düşük düzeyde kirlenme) olduğu görüldü. İki numunede Zn için CF değeri 1 ve 3 arasında (orta düzeyde kirlenme) bulunurken, 1 numunede 6'dan büyük (çok yüksek düzeyde kirlenme) olduğu görüldü. Yüksek CF değerine sahip olan numunelerin otoyola en yakından alınan numuneler (0 metre) olduğu gözlemlendi. I_{geo} indeksi hesaplaması sonucunda tüm numuneler Mn ve Zn elementleri için Sınıf II kategorisinde değerlendirildi. Diğer elementler için otoyol kenarına yakın numuneler Sınıf II (Kirlenmemiş-orta derecede kirlenmiş) derecesinde bulunurken, otoyol kenarından uzaklaştıkça toprak numunelerinin sonuçlarının Sınıf I'e dahil olduğu görüldü. Her iki otoyol için de I_{geo} indeksinin kirlenmemiş-orta derecede kirlenmiş sınıfında olduğu görüldü. Chien-Cheng Jung ve arkadaşlarının yaptığı çalışmada da belirtildiği gibi trafik emisyonu ve dış ortamdaki yağ yanmasının, Mn ve Zn için başlıca kirlilik kaynakları olduğu bu çalışma ile de desteklendi (Jung ve ark., 2021).

Çizelge 7. Otoyol mevki ve mesafesine göre toprak örneklerinin CF ve I_{geo} değerleri

Otoyol	Mevki	Mesafe	İnorganik Kirlilik	Element						
				⁵² Cr	⁵⁵ Mn	⁵⁹ Co	⁶⁰ Ni	⁶⁵ Cu	⁶⁶ Zn	²⁰⁸ Pb
E80	Mahmutbey	0 m	CF	0.015	0.126	0.026	0.042	0.067	2.342	0.040
			I _{geo}	0.004	0.005	0.008	0.014	0.023	0.253	0.014
		10 m	CF	0.006	0.086	0.018	0.031	0.029	0.895	0.019
			I _{geo}	0.000	0.005	0.003	0.011	0.007	0.182	0.004
		25 m	CF	0.003	0.059	0.012	0.028	0.008	0.229	0.014
			I _{geo}	0.000	0.004	0.000	0.010	0.000	0.081	0.000
	Bahçeşehir	0 m	CF	0.016	0.237	0.029	0.053	0.333	8.695	0.211
			I _{geo}	0.004	0.006	0.010	0.016	0.054	0.350	0.037
		10 m	CF	0.013	0.155	0.018	0.047	0.018	0.283	0.023
			I _{geo}	0.002	0.006	0.003	0.015	0.000	0.096	0.007
		25 m	CF	0.014	0.141	0.022	0.040	0.018	0.155	0.033
			I _{geo}	0.003	0.005	0.006	0.013	0.000	0.052	0.012
KMO	Arnavutköy	0 m	CF	0.006	0.108	0.028	0.019	0.185	1.922	0.016
			I _{geo}	0.000	0.005	0.009	0.006	0.043	0.238	0.001
		10 m	CF	0.002	0.069	0.019	0.010	0.016	0.167	0.006
			I _{geo}	0.000	0.005	0.004	0.000	0.000	0.057	0.000
		25 m	CF	-	0.028	0.018	0.009	0.012	0.191	0.003
			I _{geo}	-	0.004	0.003	0.000	0.000	0.067	0.000
	Odayeri	0 m	CF	-	0.084	0.015	0.010	0.013	0.119	0.004
			I _{geo}	-	0.005	0.000	0.000	0.000	0.032	0.000
		10 m	CF	-	0.094	0.017	0.012	0.014	0.172	0.004
			I _{geo}	-	0.005	0.002	0.001	0.000	0.059	0.000
		25 m	CF	-	0.052	0.013	0.006	0.010	0.084	0.009
			I _{geo}	-	0.004	0.000	0.000	0.000	0.006	0.000

Elde edilen bulgular ayrıca, trafiğin sokak tozundaki metallerin dağılımını ve birikimini doğrudan etkilediğini gösteren çalışmalar ile de uyumlu bulundu. Şehir merkezlerindeki ağır metal kirliliğinin birincil kaynağının araçlardan kaynaklanan emisyonlar olduğuna dair çalışmalar (Cd hariç), Ba, Cu, Mn, Pb, Cr ve Zn elementlerinin toprağın içeriğinde bulunmanın yanı sıra trafik kaynaklı olduğunu göstermiş olup, bunu destekler biçimde, bizim çalışmamızda da inorganik element konsantrasyonları otoyolun kullanım yılı arttıkça daha yüksek bulundu (Lima ve ark. 2023). Otoyolların her ikisinde de görüldüğü üzere, kullanılan arak plan değerlerinden ve yetkili kurumlar tarafından belirlenen sınır değerlerden bağımsız bir şekilde, otoyoldan uzaklaştıkça CF değerlerinin azaldığı, en yüksek kirliliğin ise otoyola en yakın mesafelerde olduğu görüldü. Bu da toprağın içerdiği gerek toksik gerek esansiyel elementlerin trafik yoğunluğuna bağlı olarak yıllar içerisinde arttığını gösterdi.

Sonuç

İstanbul ilinin E80 Tem Otoyolu ve Kuzey Marmara otoyolunda, otoyola belirli mesafelerde bulunan topraklardan (n=36) elde edilen inorganik element konsantrasyon değerleri, kirlilik faktörü ve jeo-birikim indeksi değerlendirmesi yapıldı. Numune toplanan her iki otoyolun karşılaştırması yapıldığında, Kuzey Marmara Otoyolundan alınan toprak numunelerinin, otoyolun daha kısa zamandır kullanılıyor olmasından kaynaklı olarak, tüm inorganik element konsantrasyonlarının E80 otoyoluna göre daha düşük olduğu görüldü. Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd, Sn, Ba, Pb ve U elementleri, T.C Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, Dünya Sağlık Örgütü ve ABD Çevre Koruma Ajansı'nın belirlediği sınır değerler ile karşılaştırıldığında ABD Çevre Koruma Ajansı tarafından belirlenen sınır değerleri göz önüne alınarak, E80 otoyolunda, Pb ve Zn elementlerinin yol kenarına yakın bölgede (0 ve 10 metre) sınır değeri aşarken, Cd elementinin yol kenarına yakın veya uzak tüm bölgelerinde sınır değeri aştığı ve trafik yoğunluğuna bağlı

olarak topraktaki toplam yükün arttığı tespit edildi. Değerlendirme yapılırken her element için minimum sınır değeri kullanıldı bunun sonucunda Pb, Zn ve Cd elementleri T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı tarafından belirlenen sınır değerleri aşmadığı, fakat ABD Çevre Koruma Ajansı tarafından belirlenen değerleri aştığı görüldü. Hesaplanan kirlilik faktörü sonuçlarına göre, her iki otoyol için de yol kenarına yakın mesafelerde iki numune için Zn elementinin orta düzey ($1 < CF < 3$) ve bir numune için çok yüksek düzeyde ($CF > 6$) kirlenme meydana getirdiğini gösterdi. Jeo-birikim indeksi sonuçlarına göre ise Mn ve Zn elementlerinin tüm otoyollar için orta derecede kirlilik ($0 < Igeo < 1$) yarattığı görüldü. Toplam 24 element konsantrasyonunun tek bir analizde eşzamanlı şekilde belirlendiği ilk çalışma niteliği taşıyan bu çalışmada, trafik yoğunluğu ve otoyolun kullanım süresi arttıkça ağır metal yükünün de artacağı, bu nedenle gerek halk sağlığı gerekse çevre toksikolojisi açısından olumsuz etkiler yaratacağı düşünülmektedir. Ayrıca ICP-MS sistemi ile yürütülen bu çalışma için geliştirilen analiz yöntemi, doğruluğu, kesinliği, tespit ve tayin limitleri belirlenerek geçerli kılınmış olup, gerek çevre toksikolojisi ve halk sağlığı çalışmalarında gerekse jeoloji, adli bilimler vb. alanlarda da kullanılabilir nitelikte bir yöntem olduğu kanaatine varıldı.

Teşekkür

Bu çalışma, İstanbul Üniversitesi-Cerrahpaşa Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından, FYL-2018-30917 numaralı proje ile desteklenmiştir.

Kaynaklar

- Abrahams PW, 2002. Soils: their implications to human health. *Science of the Total Environment*. 291(1-3): 1-32.
- Adimalla N, 2020. Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution. *Environmental Geochemistry and Health*. 42(1): 59-75.
- Al-Khashman OA, 2004. Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. *Atmospheric environment*. 38(39): 6803-6812.
- Baltas H, Sirin M, Gökbayrak E, Özcelik AE, 2020. A case study on pollution and a human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils around Sinop province, Turkey. *Chemosphere*. 241: 125015.
- Barbieri MJGG, 2016. The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination. *J Geol Geophys*. 5(1): 1-4.
- Chabukdhara M, Nema AK, 2012. Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediments: a chemometric and geochemical approach. *Chemosphere*, 87(8), 945-953.
- Coşkun M, Steinnes E, Frontasyeva MV, Sjobakk T E, Demkina S, 2006. Heavy metal pollution of surface soil in the Thrace region, Turkey. *Environmental monitoring and assessment*. 119: 545-556.
- Çağlarırnak N, Hepçimen AZ, 2010. Ağır Metal Toprak Kirliliğinin Gıda Zinciri ve İnsan Sağlığına Etkisi. *Akademik Gıda*. 8(2): 31-35.
- El-Zeiny AM, Abd El-Hamid HT, 2022. Environmental and human risk assessment of heavy metals at northern Nile Delta region using geostatistical analyses. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*. 25(1): 21-35.
- European Commission, 2007, Joint Research Centre, Certified reference materials catalogue: BCR-700 Organic-Rich Soil (extractable elements). Available from URL: <https://crm.jrc.ec.europa.eu/p/40455/40459/By-kind-of-material/Soils-sludges-sediment-dust/BCR-700-ORGANIC-RICH-SOIL-extractable-elements/BCR-700>
- Faisal M, Wu Z, Wang H, Hussain Z, Azam MI, 2021. Human health risk assessment of heavy metals in the urban road dust of Zhengzhou metropolis, China. *Atmosphere*, 12(9), 1213.
- Faiz Y, Tufail M, Javed MT, Chaudhry MM, 2009. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along islamabad expressway, Pakistan. *Microchemical Journal*. 92(2): 186-192.
- Gope M, Masto RE, George J, Hoque RR, Balachandran S, 2017. Bioavailability and health risk of some potentially toxic elements (Cd, Cu, Pb and Zn) in street dust of Asansol, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 138: 231-241.
- Guney M, Onay TT, Copty NK, 2010. Impact of overland traffic on heavy metal levels in highway dust and soils of Istanbul, Turkey. *Environmental monitoring and assessment*. 164: 101-110.
- Hakanson L, 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Resources*. 14: 975-1001.

- Jiang Y, Chao S, Liu J, Yang Y, Chen Y, Zhang A, Cao H, 2017. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China. *Chemosphere*, 168, 1658-1668.
- Jung CC, Wang JH, Chang WH, Chen CY, 2021. Metal concentration, source, and health risk assessment of PM_{2.5} in children's bedrooms: Rural versus urban areas. *Atmospheric Environment*, 264, 118701.
- Kamani H, Ashrafi SD, Isazadeh S, Jaafari J, Hoseini M, Mostafapour FK, Mahvi AH, 2015. Heavy metal contamination in street dusts with various land uses in Zahedan, Iran. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 94: 382-386.
- Kara EE, Kara E, 2018. Toprakta Ağır Metal Kirliliğinin İnsan Sağlığına Etkileri ve Çözüm Önerileri. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*. 11(1): 56-62.
- Karaca A, Mert M, 2012. Adli toprak bilimi. *Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Dergisi*. 1 (1): 40-46.
- Li X, Poon CS, Liu PS, 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied geochemistry*. 16(11-12): 1361-1368.
- Liang SY, Cui JL, Bi XY, Luo XS, Li XD, 2019. Deciphering source contributions of trace metal contamination in urban soil, road dust, and foliar dust of Guangzhou, southern China. *Science of The Total Environment*. 695: 133596.
- Lima, L. H. V., do Nascimento, C. W. A., da Silva, F. B. V., & Araújo, P. R. M. (2023). Baseline concentrations, source apportionment, and probabilistic risk assessment of heavy metals in urban street dust in Northeast Brazil. *Science of The Total Environment*, 858, 159750.
- Masoudi SN, Sepanlou MG, Bahmanyar MA, 2012. Distribution of lead, cadmium, copper and zinc in roadside soil of Sari-Ghaemshahr road, Iran. *Afr J Agric Res*. 7(2): 198-204.
- Mercan S, Ellez SZ, Türkmen Z, Yayla M, Cengiz S, 2015. Quantitative lead determination in coating paint on children's outwear by LA-ICP-MS: A practical calibration strategy for solid samples. *Talanta*. 132: 222-227.
- Muller, 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2, 108-118.
- Negahban S, Mokarram M, 2021. Potential ecological risk assessment of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in roadside soils. *Earth and space science*. 8(4): e2020EA001120.
- Ogundele DT, Adio AA, Oludele OE, 2015. Heavy metal concentrations in plants and soil along heavy traffic roads in North Central Nigeria. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*: 5(6): 334.
- Rasmussen PE, Subramanian KS, Jessiman BJ, 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of The Total Environment*. 267(1-3): 125-140.
- Saito, H., Sutton, M., Zhao, P., Lee, S. D., & Magnuson, M. (2020). Review of technologies for preventing secondary transport of soluble and particulate radiological contamination from roadways, roadside vegetation, and adjacent soils. *Environmental Advances*, 1, 100003.
- Sezgin N, Ozcan HK, Demir G, Nemlioglu S, Bayat C, 2004. Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. *Environment International*. 29(7): 979-985.
- Shahid M, Nadeem M, Bakhat HF, 2020. Environmental toxicology and associated human health risks. *Environmental Science and Pollution Research*. 27: 39671-39675.
- Shi J, Wang H, Xu J, Wu J, Liu X, Zhu H, Yu C, 2007. Spatial distribution of heavy metals in soils: a case study of Changxing, China. *Environmental Geology*. 52: 1-10.
- Stefanidou M, Maravelias C, Dona A, Spiliopoulou C, 2006. Zinc: a multipurpose trace element. *Archives of toxicology*. 80: 1-9.
- Şen G, Yakupoğlu T, 2022. Moralli Deresi Sisteminin Akarsu-Göl Çökellerindeki Ağır Metallerin Ekolojik ve Çevresel Risk Değerlendirmesi, Tuşba, Van, Türkiye. *Yüzüncü Yıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*. 27(1): 14-29.
- Toprak Kirliliğinin Kontrolü ve Noktasal Kaynaklı Kirlenmiş Sahalara Dair Yönetmelik, 08.06.2010. Resmi Gazete. URL: <https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2010/06/20100608-3.htm>
- Wu J, Lu J, Li L, Min X, Luo Y, 2018. Pollution, ecological-health risks, and sources of heavy metals in soil of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. *Chemosphere*. 201: 234-242.
- Yan X, Zhang F, Gao D, Zeng C, Xiang W, Zhang M, 2013. Accumulations of heavy metals in roadside soils close to Zhaling, Eling and Nam Co Lakes in the Tibetan Plateau. *International journal of environmental research and public health*. 10(6): 2384-2400.
- Yaylalı-Abanuz G, 2019. Application of multivariate statistics in the source identification of heavy-metal pollution in roadside soils of Bursa, Turkey. *Arabian Journal of Geosciences*. 12: 1-14.

- Yesilkanat CM, Kobyay Y, 2021. Spatial characteristics of ecological and health risks of toxic heavy metal pollution from road dust in the Black Sea coast of Turkey. *Geoderma Regional*. 25: e00388.
- Yetimoğlu EK, Ercan Ö, Tosyali K, 2007. Heavy Metal Contamination in Street Dusts of Istanbul (Pendik to Levent) E-5 Highway. *Annali di Chimica: Journal of Analytical, Environmental and Cultural Heritage Chemistry*. 97(3-4): 227-235.
- Zhang F, Yan X, Zeng C, Zhang M, Shrestha S, Devkota LP, Yao T, 2012. Influence of traffic activity on heavy metal concentrations of roadside farmland soil in mountainous areas. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 9(5): 1715-1731.



Hümik asit ve polimer uygulamalarının kıvam limitleri üzerine etkileri

Nutullah ÖZDEMİR*, Zerrin CİVELEK

Ondokuz Mayıs Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü Atakum- Samsun

Öz

Araştırmada, toprağa polimer ve hümik asit ilavesinin kıvam limitlerinin (plastik limit, likit limit, plastiklik indeksi) gelişimi üzerine etkileri incelenmiştir. Sera şartlarında yürütülen çalışmada kil, tın ve kumlu tın olmak üzere üç farklı tekstüre sahip yüzey toprak örnekleri kullanılmıştır. Topraklar tartılarak 1.5 kg'lık plastik saksılara aktarılmış, polivinil alkol (PVA), poliakrilamid (PAM) ve hümik asit (HA) saksılara sırasıyla 500, 100 ve 500 ppm dozlarında ilave edilerek inkübasyona tabi bırakılmıştır. İnkübasyon aşamasında topraklardaki yarayışlı suyun %50'si tükenince sulama yapılmıştır. İnkübasyon sonrasında topraklar elle parçalanarak ilgili analiz ve değerlendirmeler yapılmıştır. Elde edilen bulgular; kil, tın ve kumlu tın tekstüre sahip topraklara söz konusu düzenleyicilerin (PVA, PAM, HA) ilavesi ile likit limit değerlerinin denete göre sırasıyla %11.97, %18.05 ve %21.13 oranında artırdığını göstermektedir. Plastik limit değerlerinin ise yine sırasıyla %20.70, %28.17 ve %31.26 oranında artırdığını göstermektedir. Diğer taraftan uygulamaların plastiklik indeksi değerini ise sırasıyla %3.45, %27.17 ve %66.77 oranında düşürdüğü belirlenmiştir. Süre ilerledikçe düzenleyici etkinliği azalmıştır. Polivinil alkolün tüm toprak gruplarında en etkili polimer olduğu gözlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Likit limit, plastik limit, plastiklik indeksi, toprak tekstürü, polimer, hümik asit.

Effects of humic acid and polymer applications on consistency limits

Abstract

In the research, the effects of adding polymer and humic acid into the soil on the improvement of soil consistency limits (plastic limit, liquid limit, and plasticity index) were investigated. The study were carried out under greenhouse conditions and, surface soils samples with three different textures as clay, loam and sandy loam were used. Soils were weighed and transferred to 1.5 kg plastic pots and incubated by adding 500, 100 and 500 ppm doses to polyvinyl alcohol (PVA), polyacrylamide (PAM) and humic acid (HA) pots, respectively. During the incubation process, when 50% of the available water in the soil was depleted, irrigation was done. After the incubation, the soils were crumbling by hand and the relevant analyzes and evaluations were made. Obtained findings; show that the addition of the aforementioned regulators to clay, loam and sandy loam textured soils increases the liquid limit values by 11.97%, 18.05% and 21.13%, respectively, compared to the audit. It shows that the plastic limit values increased by 20.70%, 28.17% and 31.26%, respectively. On the other hand, it was determined that the applications decreased the plasticity index value by 3.45%, 27.17% and 66.77%, respectively. As time progressed, its regulatory effectiveness decreased. It has been observed that polyvinyl alcohol is the most effective polymer in all soil groups.

Keywords: Liquid limit, plastic limit, plasticity index, soil texture, polymer, humic acid

© 2023 Türkiye Toprak Bilimi Derneği. Her Hakkı Saklıdır

Giriş

Bir toprağın kıvamı sahip olduğu nem düzeyine bağlı olarak ortaya çıkan adhezyon ve kohezyon kuvvetlerinin etkisindeki davranışları vurgulamaktadır. Topraklar nem içeriklerindeki değişime bağlı olarak farklı kıvam düzeylerine sahiptirler (Gülser ve Candemir, 2006; Obour ve ark., 2017; Kassım ve Özdemir, 2022). Toprak kıvamı, toprağın tarım, mühendislik ve endüstriyel amaçlı kullanımlarında önemli bir değerlendirme parametresidir (Hemmat ve ark., 2010; Aksakal ve ark., 2013). Bu parametre yeni yerleşim

* Sorumlu yazar:

Tel. : 0 362 312 1919

E-posta : nutullah@omu.edu.tr

Makale Türü: **ARAŞTIRMA MAKALESİ**

Geliş Tarihi : 27 Şubat 2023

Kabul Tarihi : 22 Mayıs 2023

e-ISSN : 2146-8141

DOI : 10.33409/tbbbd.1256964

alanlarının seçimi esnasında şişme büzüleme potansiyelinin etkilerini ortaya koymada (Thomas ve ark., 2000), farklı nem içeriğine sahip topraklarda işleme esnasında tarım alet ve makinelerine karşı toprağın gösterecekleri dayanıklılığın belirlenmesinde (Dexter ve Bird, 2001, Mueller ve ark., 2003, Gülser ve Candemir, 2006), kohezyonlu toprakların tasnifinde (McBride, 2008; Seybold ve ark., 2008) ve toprak stabilitesine ilişkin (Rawls ve Pachepsky, 2002; Özdemir ve Bülbül, 2021) değerlendirmelerde önemli bir parametredir.

Kıvam limitleri yardımıyla toprak işleme uygulamaları ve farklı kullanımlar için yapısal hasar riskini en aza indirerek optimum ve uygulanabilir su içeriği aralığı belirlenebilir (Dexter ve Bird, 2001). Toprakların işlenebilir nem aralığı üzerinde toprak özellikleri, kullanılan ekipmanlar ve tarımsal faaliyetin niteliği belirleyici bileşenler olup toprağın tekstürü, hacim ağırlığı, organik madde içeriği ve yönetim faktörleri sınırları belirleyen bileşenler olarak karşımıza çıkmaktadır (Obour ve ark., 2017). Kumlu topraklar serbest drenaj koşullarında bulduklarında tarla kapasitesindeki nem içeriğine karşılık gelen herhangi bir su içeriğinde işlenebilirler (Müller ve ark., 2011). Daha ince tekstürlü topraklarda çok ıslak veya çok kuru koşulların toprak işlenebilirliğini sınırladığı kaydedilmektedir (Dexter ve Bird, 2001; Obour ve ark., 2017). Birçok çalışma, toprak işleme için optimum toprak suyu içeriği ile plastik limit (PL) ve likit limit (LL) arasında önemli ve pozitif bir korelasyon olduğunu göstermektedir (Terzaghi ve ark., 1988; Dexter ve Bird, 2001; Mueller ve ark., 2003; Barzegar ve ark., 2004).

Toprağın mekaniksel davranışları ve kıvam limitleri üzerinde tekstür, kil tipi, değişebilir katyonların cinsi ve organik madde miktarı etkili unsurlardır (Odell ve ark., 1960). Farklı araştırmacıların değişik bölge toprakları üzerinde yürüttükleri çalışmalarda (Sönmez, 1981; Gülser ve Candemir 2006; Seybold ve ark., 2008; Dexter ve Bird., 2001; Keller ve Dexter, 2012) kil tipi, organik madde içeriği, değişebilir katyonların tabiatı ile kıvam limitleri arasında farklı önem seviyelerinde istatistiksel ilişkiler belirlenmiştir.

Toprak düzenleyiciler ve organik madde içeriği toprak dayanıklılığını ve agregalar arası veya yapısal gözenekliliği etkileyen bağlama kapasitesi nedeniyle toprak struktürünü iyileştirerek toprağın işlenebilmesini artırır. Düşük organik madde içerikli topraklarda mekaniksel etkiler ve yağış nedeniyle oluşacak dispersiyon riski daha yüksektir (Mosaddeghi ve ark., 2009). Organik bileşenlerin miktarının yanında kalite ve tipleri de kıvam limitleri ve zemin stabilitesini etkiler (Hempfling ve ark., 1990). Buda toprağın işlenmesi ve çalışılabilirliğine etki eder. Kil ve organik maddenin toprak işlenebilirliği üzerindeki etkileri, doğrudan etkilerden ziyade (toprak kütle yoğunluğu üzerindeki etkileri yoluyla) dolaylı olarak kabul edilebilir (Dexter ve ark., 2005). Canbolat ve Öztaş (1997), toprak struktüründe minimum bozulmaya neden olacak şekilde uygun toprak işleme nem aralığı, kıvam limitleri, bazı kimyasal ve fiziksel ve özellikler arasındaki ilişkileri irdelemek üzere yürüttükleri araştırma sonucunda; kil kapsamı, organik karbon içeriği, kireç içeriği, katyon değiştirme kapasitesi bileşenleri ile kıvam limitlerine karşılık gelen nem içeriği değerleri arasında istatistiksel anlamda önemli pozitif korelasyon kum içeriği değerleriyle ise önemli negatif korelasyon belirlenmiştir.

Bu araştırma, toprağa polivinil alkol (PVA), poliakrilamid (PAM) ve hümik asit (HA) uygulamasının kil, tın ve kumlu tın tekstüre sahip topraklarda kıvam limitlerinin gelişimi üzerine etkilerini ortaya koymak üzere gerçekleştirilmiştir.

Materyal ve Yöntem

Çalışma sera koşullarında ve yüzeysel (0-20cm) toprak örnekleri kullanılarak yürütülmüştür. Çalışmada kullanılan toprak örnekleri Ondokuz Mayıs Üniversitesi Ziraat Fakültesi deneme alanlarından (41°36'-36°18'; 41°55'-35°86'; 41°50'-35°82) kullanılan hümik asit (HA) Türkiye Taş Kömürü İşletmelerinden (TKİ), polivinil alkol (PVA) Fluka firmasından ve poliakrilamid (PAM) Acros firmasından temin edilmiştir. Hümik asit olarak, içerisinde %15 humik madde içeren materyal kullanılmıştır. Etiketlenen 1.5 kg'lık saksılara PVA, PAM ve HA 500, 100 ve 500 ppm dozlarında uygulanmıştır. Doz tercihinde farklı bölgelerde yürütülen çalışma bulguları dikkate alınmıştır (Aksakal ve Öztaş, 2010; Özdemir ve ark., 2015; Yakupoğlu ve Öztaş, 2016). İnkübasyon süresi olarak 0(1), 15(2), 30(3), ve 45(4) günlük dönemlerin kullanıldığı çalışma, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Ziraat Fakültesine ait serada yürütülmüştür. Deneme boyunca plastik saksılar günlük olarak kontrol edilerek topraktaki elverişli suyun %50'si kaybolunca tekrar sulama yapılmıştır. Her bir dönemin tamamlanmasından sonra toprak örnekleri havada kurutulduktan sonra elle parçalanarak analize hazırlanmıştır.

Parçacık büyüklük dağılımı sedimantasyon yöntemi (Demiralay, 1993); toprak pH'sı 1:2.5'lük toprak-su süspansiyonunda pH metre (Kacar, 1994); toprakların tuz içeriği (EC) değeri toprak-su süspansiyonunda

(1:2.5) EC metre (Kacar, 1994); kireç içeriği hacimsel olarak (Kacar, 1994); organik madde miktarı Walkley-Black yöntemi (Kacar, 1994); katyon değiştirme kapasitesi Bower metodu (Kacar, 1994) uygulanarak belirlenmiştir. Toprakların likit limit n(LL) ve plastik limit (PL) değerleri grafik metodu ve çubuk yöntemleri (Demiralay, 1993) esas alınarak belirlenmiştir. Plastiklik indeksi değerleri likit limit ve pilastik limit arasındaki sayısal farktan hesaplanmıştır (Demiralay, 1993).

Verilerin değerlendirilmesinde (Varyans analizi ve Duncan çoklu karşılaştırma testi) SPSS bilgisayar paket programı (21) kullanılmıştır.

Bulgular ve Tartışma

Toprak Özellikleri

Deneme öncesindeki toprakların fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları Çizelge 1’de gösterilmiştir. Çizelge 1’deki verilerin incelenmesinden de anlaşılacağı üzere 1 numaralı örnek (41°36’-36°18’), ince bünyeli (kil), nötre yakın reaksiyonlu, kireç içeriği az, organik madde içeriği orta; 2 numaralı örnek; (41°55’-35°86’), tın bünyeli, hafif alkali reaksiyona sahip, orta kireçli, organik madde içeriği fazla; 3 numaralı örnek (41°50’-35°82’) kumlu tın bünyeli, orta derecede alkalın reaksiyonlu, orta kireçli, organik madde içeriği düşüktür. Toprakların likit limit (LL) değerleri 47.12 ile 18.10, plastik limit (PL) değerleri 30.10 il16.00 ve plastiklik indeksi (PI) değerleri ise 17.02 ile 2.78 arasında değişmektedir. Toprakların pH değerleri 8.5’in altında olup tuzluluk sorunları bulunmamaktadır (Soil Survey Staff, 2014).

Çizelge 1. Toprakların fiziksel ve kimyasal özellikleri ile kıvam limit değerleri

Toprak No*:	Kum, %	Silt, %	Kil, %	Tekstür sınıfı	pH (1:2.5)	EC dS m ⁻¹	CaCO ₃ %	OM %	KDK me 100g ⁻¹
1	31.70	23.14	45.16	C	6.97	0.1497	2.22	1.54	65.48
2	36.18	41.57	22.25	L	7.40	0.4924	8.47	3.02	38.26
3	58.91	29.34	11.75	SL	7.92	0.1173	8.26	0.77	31.66
Kıvam limitleri									
	LL %	PL, %	PI, %						
1	47.12	30.10	17.02						
2	29.90	24.43	5.47						
3	18.10	16.00	2.78						

OM: organik madde, EC: elektriksel iletkenlik, . KDK: katyon değişim kapasitesi, LL: likit limit, PL: plastik limit, PI, plastiklik indeksi, Toprak No (1): Kil, (2): Tın, (3): Kumlu Tın

Likit Limit

Çalışma konusu topraklara polivinil alkol (PVA), poliakrilamid (PAM) ve hümik asit (HA) ilave edilerek 0, 15, 30, 45 gün süre ile inkübasyona bırakıldıktan sonra belirlenen likit limit değerlerine ait varyans analiz testi sonuçları Çizelge 2’de görülmektedir. Likit limit değerlerine ilişkin değişimler (üç değer ortalaması) ve çoklu karşılaştırma (Duncan) analiz sonuçları Çizelge 3’te, denete göre likit limit değerinde oluşan değişimler ise şekil 1 ve 2’ de gösterilmiştir. Çizelge. 2’deki varyans analiz testi sonuçlarının incelenmesinden anlaşılacağı üzere topraklarının likit limit değerlerine ilişkin kareler ortalaması önemli ($p < 0.01$) bulunmuştur. Diğer bir anlatım ile topraklar deneme sonundaki likit limit değerleri bakımından farklılıklar göstermiştir. Yine aynı tablodan likit limit değeri üzerinde her üç düzenleyici ve uygulama sürelerine ait ortalamaların da önemli ($p < 0.01$) olduğu anlaşılmaktadır. Bu sonuç, denemede kullanılan polimer ve hümik asit gibi düzenleyiciler ile uygulanan inkübasyon sürelerinin likit limit değeri üzerindeki etkilerinin farklı olduğunu ortaya koymaktadır. Varyans analizi sonuçlarından likit limit değerlerine ilişkin topraklar x düzenleyiciler (A*B), topraklar x periyotlar (A*C), düzenleyiciler x periyotlar (B*C) ve topraklar x düzenleyiciler x periyotlar (A*B*C) etkileşimlerinin de önemli olduğu ortaya çıkmıştır.

Çizelge 2. Likit limit analiz değerlerine ilişkin varyans analizi sonuçları

V. Kaynakları	Serbestlik der.	Kareler toplamı	Kareler ortalaması	F değeri	Önem düzeyi
A	2	17219.409	8609.704	42472.897	0.000
B	2	71.540	35.770	176.459	0.000
C	3	2.239	.746	3.681	0.016
A*B	4	26.933	6.733	33.216	0.000
A*C	6	34.296	5.716	28.198	0.000
B*C	6	9.191	1.532	7.557	0.000
A*B*C	12	17.685	1.474	7.270	0.000
Hata	72	14.595	.203		
Genel	108	162559.058			

A: Topraklar, B: Düzenleyiciler, C: Periyotlar SD: Serbestlik derecesi, KT: Kareler toplamı, KO: Kareler ortalaması

Likit limit değerlerinde uygulanan düzenleyicilere bağlı olarak denete göre belirgin değişimler meydana gelmiştir (Çizelge 3; Şekil 1). Oluşan değişim uygulama periyodu, düzenleyici türü ve toprak özelliğine bağlı olarak farklılıklar göstermiştir. Denete göre meydana gelen artışlar dikkate alındığında PVA uygulaması her üç toprak tekstür sınıfında da en etkili düzenleyici olmuştur.

Çizelge 3. Toprakların likit limit değeri ile çoklu karşılaştırma testi (Duncan) sonuçları

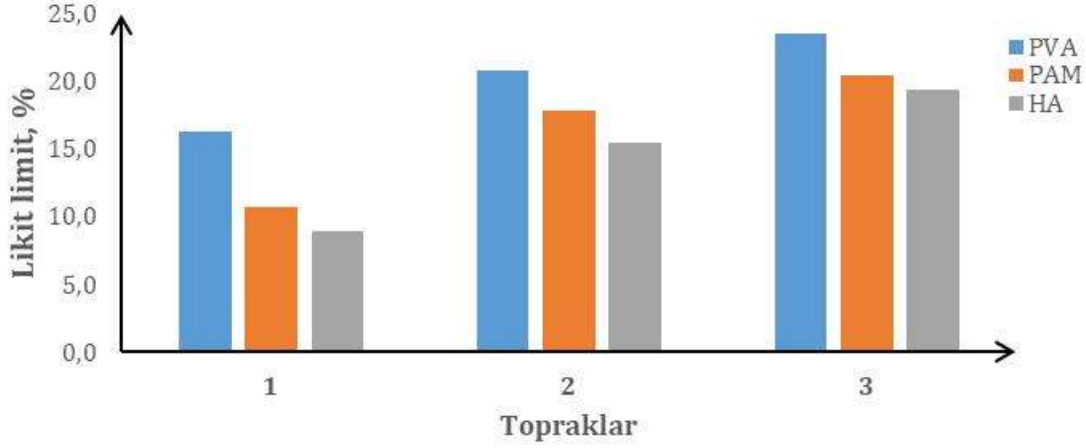
Topraklar	Düzenleyiciler	Periyotlar				Toprak ortalamaları
		1	2	3	4	
1	PVA	55.54	57.37	54.05	52.26	52.76a
	PAM	53.10	52.48	51.45	51.59	
	HA	51.97	51.32	51.14	50.85	
2	PVA	35.68	35.77	36.3665	36.71	35.29b
	PAM	35.73	33.98	35.3228	35.876	
	HA	34.84	34.21	34.6504	34.419	
3	PVA	21.88	22.23	22.46	22.82	21.92c
	PAM	21.97	21.49	21.92	21.82	
	HA	20.93	21.75	21.87	21.91	
Periyot ortalamaları		36.85a	36.74ab	36.58bc	36.48cd	
Düzenleyici ortalamaları	PVA	37.76a				
	PAM	36.99b				
	HA	35.82c				

Farklı harflerle gösterilen değerler adı geçen teste göre %1 düzeyinde önemlidir, periyotlar; 0(1), 15(2), 30(3), ve 45(4) gün

Topraklarının, düzenleyicilerin ve uygulama periyotlarının deneme sonunda likit limit değeri ortalamaları üzerinde oluşturdukları etkiler bakımından mukayesesi için değerlere çoklu karşılaştırma testi (Duncan) uygulanmıştır. Bu test değerleri irdelendiğinde, toprakların deneme sonundaki likit limit değeri ortalamaları bakımından önemli ölçüde birbirlerinden farklı oldukları görülmüştür. Yine adı geçen değerlendirmeye göre düzenleyici periyotlarının deneme sonundaki likit limit değeri ortalamalarına göre Çizelge 3'de gösterildiği gibi sıralandıkları görülmüştür. Bu karşılaştırmada uygulama süreleri arasındaki farkların önemli ($p < 0.01$) olduğu ve süre ilerledikçe etkinliğin azaldığı saptanmıştır. Diğer taraftan aynı test sonuçlarına göre deneme sonundaki likit limit değeri ortalamaları bakımından düzenleyiciler arasındaki farklılıklar da önemli ($p < 0.01$) bulunmuştur.

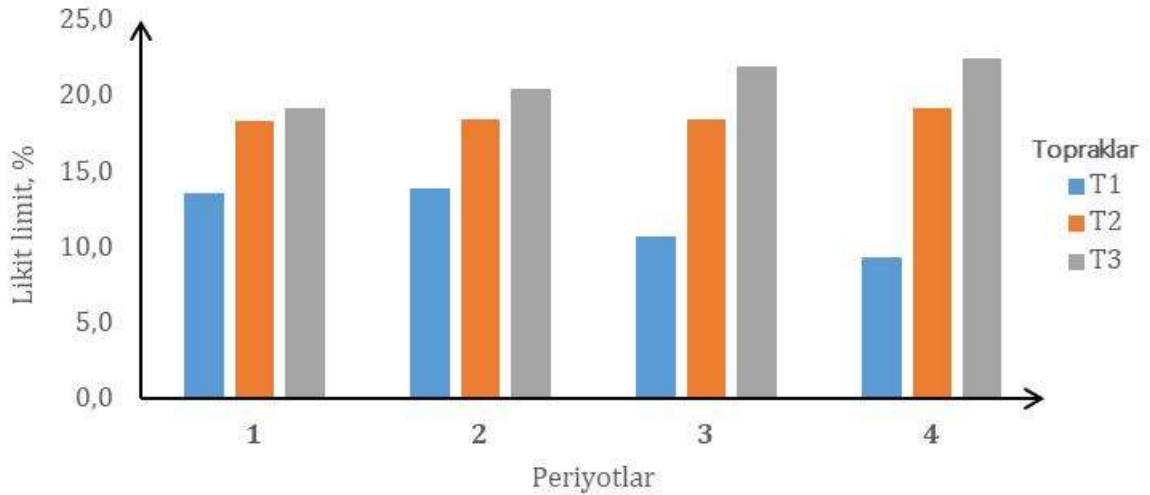
Düzenleyici uygulamalarının likit limit değerinde kontrole göre meydana getirdiği oransal değişimler (Şekil 1) dikkate alındığında PVA, PAM ve HA' in likit limit değerinde önemli artışlar sağladığı belirlenmiştir. Meydana gelen artış kil tekstür sınıfına ait 1 numaralı toprakta %11.97, tın tekstür sınıfına ait 2 numaralı toprakta %18.05 ve kumlu tın tekstürüne sahip 3 numaralı toprakta ise %21.13 düzeyinde olmuştur. Diğer bir anlatım ile düzenleyicilerin etkinlikleri toprak tekstürüne bağlı olarak değişkenlik göstermiş olup topraklar bu bakımdan 3>2>1 şeklinde sıralanmışlardır. Öte taraftan; PVA etkisinin 3 numaralı toprak (23.48)> 2 numaralı toprak (20.84)>1 numaralı toprak(16.32), PAM'ın etkisinin 3 numaralı toprak (20.47)> 2 numaralı toprak (17.82)>1 numaralı toprak (10.70), HA'in etkisinin 3 numaralı toprak (19.43)>2 numaralı

toprak (15.49) >1 numaralı toprak (8.92) şeklinde gerçekleşmiştir (Şeki,1, Çizelge 3). Bu veriler PVA materyalinin likit limit değerini kontrole göre en fazla artıran HA' ise likit limit değeri üzerinde en az etki oluşturan düzenleyici olduğunu göstermektedir. Kil tekstürüne sahip toprakta düzenleyicilerin oluşturduğu etkinin diğer tekstür sınıflarına göre daha düşük seviyede şekillenmesi muhtemelen kil ile kullanılan düzenleyiciler arasındaki etkileşim ile bağlantılı olabilir. [Aksakal ve Öztaş \(2010\)](#) toprak tekstürü ve toprak düzenleyiciler (PVA, PAM, HA) arasındaki ilişkileri inceledikleri bir çalışmada; kil içeriği arttıkça düzenleyici etkinliğinin azaldığını ve yapısal stabilite üzerinde kullanılan düzenleyicilerden PVA'nın en etkili düzenleyici olduğunu vurgulamışlardır.



Şekil 1. Toprakların likit limit değerinde düzenleyicilere göre ortalama değişimler (PVA: polivinil alkol, PAM: poliakrilamid, HA: Hümik asit, Topraklar 1: kil, 2: tın, 3: kumlu tın).

Polivinil alkol, poliakrilamid ve hümik asit ilaveleri toprakların likit limit değerinde uygulanma sürelerine bağlı olarak önemli farklılıklar oluşturmuştur (Şekil 2, Çizelge 3). Şekil 2'nin incelenmesinden de anlaşılacağı üzere uygulama süreleri etki bakımından 2. periyot (17.70) 1.periyot (17.14) > 3. periyot (17.13) > 4.periyot (17.10) şeklinde sıralanmışlardır. Diğer bir anlatımla polimer ve hümik asitin likit limit üzerine etkisi süre ilerledikçe azalmaktadır. Bu durum muhtemelen süre uzadıkça ilave edilen düzenleyicilerin parçalanması ile ilişkilidir. Hemmat ve ark. (2010), uzun periyotta beş farklı gübrenin toprak mekaniksel özellikleri üzerine etkilerini araştırdıkları bir çalışma sonrasında likit limit değeri ile toprak organik karbonu arasında doğrusal bir ilişki bulunduğunu vurgulamışlardır.



Şekil 2. Likit limit değerinde periyotlara bağlı ortalama değişimler (Topraklar, T1: kil, T2: tın, T3: kumlu tın; Periyotlar, 0(1), 15(2), 30(3), ve 45(4) gün).

Plastik Limit

Araştırma konusu topraklara PVA, PAM ve HA karıştırılarak 0, 15, 30, 45 gün süre ile inkübasyona bırakılması neticesinde belirlenen plastik limit verilerine ilişkin varyans analiz testi bulguları Çizelge 4'te, bu değerlere ilişkin ortalama değişimler ve çoklu karşılaştırma (Duncan) testi sonuçları Çizelge 5'te, kontrole göre plastik limit değerinde meydana gelen değişimler ise şekil 3 ve 4' de gösterilmiştir. Çizelge 4'teki varyans analiz testi sonuçlarının irdelenmesinden anlaşılacağı üzere topraklarının plastik limit değerlerine ilişkin kareler ortalaması önemli ($p < 0.01$) çıkmıştır. Diğer bir anlatım ile topraklar deneme sonundaki plastik limit değerleri açısından farklılıklar göstermiştir.

Çizelge 4. Plastik limit analiz değerlerine ilişkin varyans analizi sonuçları

Kaynaklar	Serbestlik derecesi	Kareler toplamı	Kareler ortalaması	F değeri	Önem düzeyi
A	2	4398.561	2199.280	10286.779	.000
B	2	34.583	17.291	80.878	.000
C	3	1.760	0.587	2.744	.049
A*B	4	12.249	3.062	14.323	.000
A*C	6	14.337	2.389	11.176	.000
B*C	6	9.865	1.644	7.690	.000
A*B*C	12	37.201	3.100	14.500	.000
Hata	72	15.393	0.214		
Genel	108	98822.237			

A: Topraklar, B: Düzenleyiciler, C: Periyotlar SD: Serbestlik derecesi, KT: Kareler toplamı, KO: Kareler ortalaması

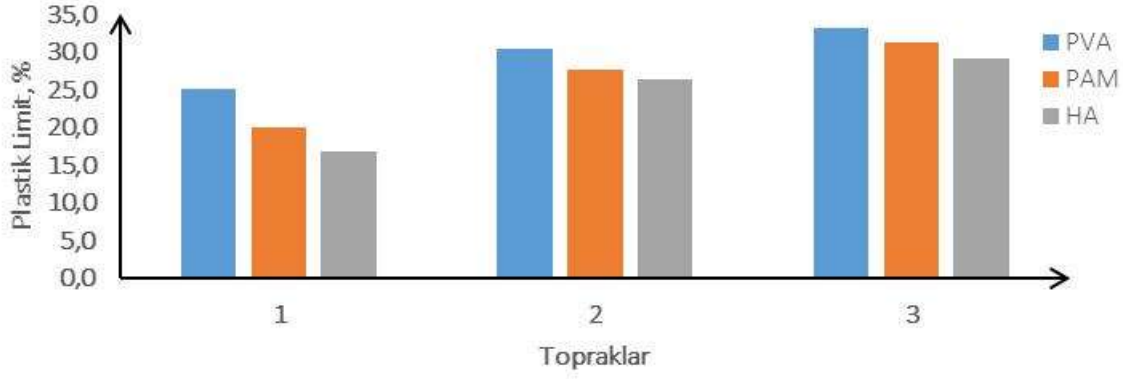
Yine aynı tablodan her üç düzenleyici ve uygulanma sürelerine ait kareler ortalamasının da önemli ($p < 0.01$) bulunduğu ortaya çıkmıştır. Bu bulgu, denemede kullanılan polimer ve hümitik asit düzenleyicileri ile uygulanan inkübasyon sürelerinin plastik limit değeri üzerindeki etkilerinin farklı olduğunu yansıtmaktadır. Aynı sonuçlarından topraklar x düzenleyiciler (A*B), topraklar x periyotlar (A*C), düzenleyiciler x periyotlar (B*C) ve topraklar x düzenleyiciler x periyotlar (A*B*C) arasındaki interaksiyonların da önemli olduğu belirlenmiştir. Plastik limit değerlerinde uygulanan düzenleyicilere bağlı olarak kontrole göre belirgin değişimler meydana gelmiştir (Çizelge 5; Şekil 3). Oluşan değişim uygulama periyodu, düzenleyici türü ve toprak özelliğine, bağımlı olarak farklılık göstermiştir. Denete oranla ortaya çıkan değişimler (artışlar) esas alındığında PVA ilavesi her üç toprak tekstür grubunda da en etkili düzenleyici olmuştur.

Çizelge 5. Plastik limit değeri (ortalama) ile Duncan çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Topraklar	Düzenleyiciler	Periyotlar				Toprak Ortalamaları
		1	2	3	4	
1	PVA	38.98	37.20	37.27	37.27	36.33a
	PAM	35.25	37.61	37.071	34.63	
	HA	36.10	33.86	34.91	35.83	
2	PVA	30.12	32.5593	31.85	32.94	31.31b
	PAM	31.91	31.1827	30.58	31.12	
	HA	31.43	30.6423	30.45	30.97	
3	PVA	20.50	21.67	21.46	21.59	21.00c
	PAM	20.35	21.37	21.32	21.04	
	HA	19.48	21.22	21.15	20.85	
Periyot ortalamaları		29.35a	29.70b	29.56ab	29.58ab	
Düzenleyici ortalamaları	PVA	30.28a				
	PAM	29.45b				
	HA	28.91c				

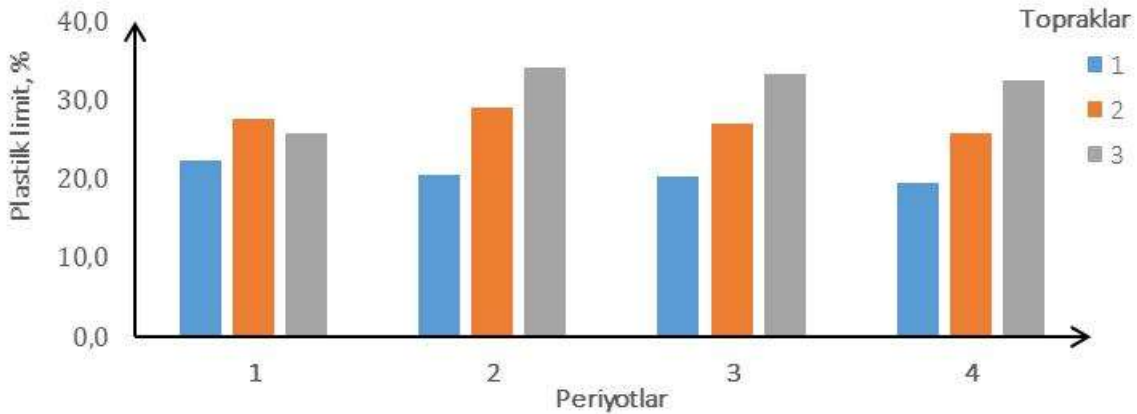
Farklı harflerle gösterilen değerler adı geçen teste göre %1 düzeyinde önemlidir, periyotlar; 0(1), 15(2), 30(3), ve 45(4) gün

Çalışmada kullanılan topraklarının, düzenleyicilerin ve uygulama periyotlarının deneme sonunda plastik limit değeri ortalamaları üzerinde oluşturdukları etkiler bakımından mukayesesi için verilere çoklu karşılaştırma testi (Duncan) uygulanmıştır. Bu test değerleri irdelendiğinde (Çizelge 5), toprakların deneme sonundaki plastik limit değeri ortalamaları bakımından önemli ölçüde birbirlerinden farklı oldukları görülmüştür. Yine adı geçen değerlendirmeye göre düzenleyici periyotlarının deneme sonundaki plastik limit değeri ortalamalarına göre Çizelge 5'de gösterildiği gibi sıralandıkları görülmüştür. Bu karşılaştırmada periyotlar arasındaki farkların önemli ($p < 0.01$) olduğu ve süre ilerledikçe etkinliğin azaldığı görülmektedir.



Şekil 3. Plastik limit değerinde düzenleyicilere göre belirlenen ortalama değişimler (PVA: polivinil alkol, PAM: poliakrilamid, HA: Hüyük asit, Topraklar 1: kil, 2: tın, 3: kumlu tın).

Düzenleyici uygulamalarının plastik limit değerinde kontrole göre meydana getirdiği oransal değişimler (Şekil 3) dikkate alındığında PVA, PAM ve HA' in plastik limit değerinde artışlar sağladığı belirlenmiştir. Meydana gelen artışın kil tekstür sınıfına ait 1 numaralı toprakta %20.70, tın tekstür sınıfına ait 2' numaralı toprakta %28.17 ve kumlu tın tekstürüne sahip 3 numaralı toprakta ise %31.26 düzeyinde olmuştur. Diğer bir anlatım ile polimer ve hüyük asitin etkinlikleri tekstüre bağı olarak değişim göstermiş olup topraklar bu açıdan 3>2>1 şeklinde sıralanmışlardır. Öte taraftan; PVA etkisinin 3 numaralı toprak (33.16)> 2 numaralı toprak (30.43)>1 numaralı toprak(20.06), PAM'ın etkisinin 3 numaralı toprak (31.39)> 2 numaralı toprak (27.70)>1 numaralı toprak (20.06), HA'in etkisinin 3 numaralı toprak (29.22)>2 numaralı toprak (26.37) >1 numaralı toprak (16.86) şeklinde gerçekleşmiştir (Şekil, 3). Bu veriler PVA materyalinin plastik limit değerini kontrole göre en fazla artıran HA' ise plastik limit değeri üzerinde en az etki oluşturan düzenleyici olduğunu göstermektedir. Kil tekstür sınıfındaki toprakta etkinliğin düşük düzeyde kalması muhtemelen kil ile söz konusu materyaller arasındaki karşılıklı etkileşime bağı olarak ortaya çıkmış olabilir (Seybold ve ark., 2008; 2001; Keller ve Dexter, 2012). Aksakal ve Öztaş (2010) toprak tekstürü ve toprak düzenleyiciler (PVA, PAM, HA) arasındaki ilişkileri inceledikleri bir çalışmada; kil içeriği arttıkça düzenleyici etkinliğinin azaldığını ve yapısal stabilite üzerinde kullanılan düzenleyicilerden PVA'nın en etkili düzenleyici, olduğunu vurgulamışlardır.



Şekil 4. Plastik limit değerinde kontrole göre periyotlara bağı ortalama değişimler (0(1), 15(2), 30(3), ve 45(4) gün Topraklar 1: kil, 2:tın, 3:kumlu tın)

Polivinil alkol, poliakrilamid ve hüyük asit uygulamaları toprakların plastik limit değerinde uygulanma sürelerine bağı olarak önemli farklılıklar oluşturmuştur (Şekil 4). Bu şeklin incelenmesinden de anlaşılacağı üzere uygulama süreleri etki bakımından 2. periyot (27.67) 3. periyot (26.67) > 4. periyot (25.73) > 1. periyot (25.14) şeklinde sıralanmışlardır. Diğer bir ifade ile polimer ve hüyük asitin plastik limit üzerindeki etkisi ortalama olarak süre uzadıkça azalmaktadır. Bu durum muhtemelen süre uzadıkça ilave edilen düzenleyicilerin parçalanması ile ilişkilidir. Hemmat ve ark. (2010), uzun periyotta beş farklı gübrenin

toprak mekaniksel özellikleri üzerine etkilerini araştırdıkları bir çalışma sonrasında plastik limit değeri ile toprak organik karbonu arasında doğrusal bir ilişki bulunduğunu vurgulamışlardır.

Plastiklik İndeksi

Araştırma konusu topraklara PVA, PAM ve HA karıştırılarak 0, 15, 30, 45 gün süre ile inkübe edilmesi sonrasında belirlenen plastiklik indeksi değerlerine ilişkin varyans analiz testi sonuçları Çizelge 6'da, bu değerlere ilişkin ortalama değişimler ve çoklu karşılaştırma (Duncan) testi sonuçları Çizelge 7'de, denete göre plastiklik indeksi değerinde meydana gelen değişimler ise Şekil 5 ve 6'da gösterilmiştir. Çizelge 6'daki varyans analiz testi sonuçlarının irdelenmesinden anlaşılacağı üzere topraklarının plastiklik indeksi verilerine ait kareler ortalaması önemli ($p < 0.01$) olmuştur. Diğer bir anlatım ile topraklar deneme sonundaki plastiklik indeksi değerleri bakımından farklılıklar göstermiştir.

Çizelge 6. Plastiklik indeksi analiz değerlerine ilişkin varyans analizi sonuçları

Kaynaklar	Serbestlik der.	Kareler top.	Kareler orta.	F değeri	Önem düzeyi
A	2	4858.447	2429.223	6109.803	0.000
B	2	7.264	3.632	9.135	0.000
C	3	5.844	1.948	4.899	0.004
A*B	4	4.265	1.066	2.682	0.038
A*C	6	28.463	4.744	11.931	0.000
B*C	6	25.104	4.184	10.523	0.000
A*B*C	12	41.598	3.467	8.719	0.000
Hata	72	28.627	.398		
Genel	108	10464.160			

A: Topraklar, B: Düzenleyiciler, C: Periyotlar

Yine aynı tablodan her üç düzenleyici ve uygulama sürelerine ait ortalamaların da önemli ($p < 0.01$) olduğu görülmektedir. Bu bulgu, kullanılan polimer ve hümik asit gibi düzenleyiciler ile uygulanan inkübasyon sürelerinin plastiklik indeksi değeri üzerindeki etkinliklerinin farklılık gösterdiğini ortaya koymaktadır. Test sonuçlarından topraklar x düzenleyiciler (A*B), topraklar x periyotlar (A*C), düzenleyiciler x periyotlar (B*C) ve topraklar x düzenleyiciler x periyotlar (A*B*C) interaksiyonlarının da önemli olduğu belirlenmiştir.

Plastiklik indeksi değerlerinde uygulanan düzenleyicilere bağlı olarak denete göre belirgin değişimler meydana gelmiştir (Çizelge 7). Oluşan değişim uygulama periyodu, düzenleyici çeşidi ve toprak özelliğine, bağlı olarak değişkenlik göstermiştir. Denete göre meydana gelen değişimler (artışlar) dikkate alındığında PVA uygulaması her üç toprak tekstür grubunda da en etkili düzenleyici olmuştur.

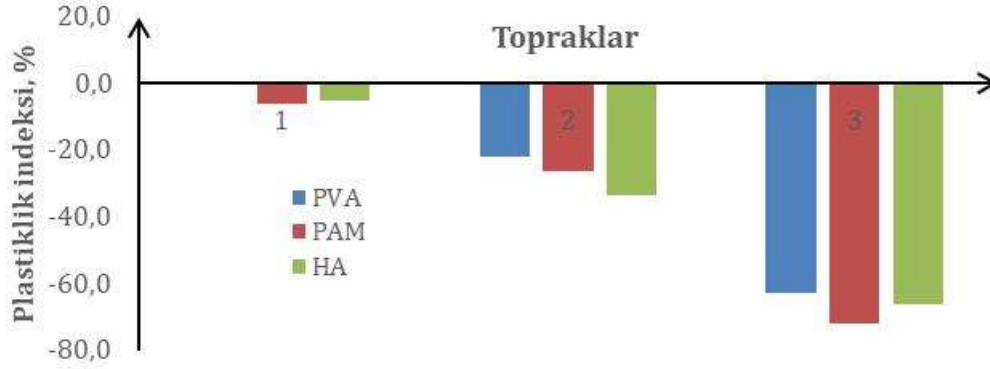
Çizelge 7. Plastiklik indeksi değerleri (ortalama) ile Duncan çoklu karşılaştırma testi sonuçları

Topraklar	Düzenleyiciler	Periyotlar				Toprak Ortalamaları
		1	2	3	4	
1	PVA	16.57	20.18	16.79	14.99	16.43a
	PAM	17.85	14.87	14.39	16.97	
	HA	15.87	17.46	16.23	15.03	
2	PVA	5.56	3.21	4.51	3.78	3.98b
	PAM	3.82	2.81	4.74	4.75	
	HA	3.41	3.56	4.20	3.44	
3	PVA	1.38	0.56	1.00	1.23	0.92c
	PAM	1.62	0.12	0.61	0.78	
	HA	1.45	0.53	0.73	1.06	
Periyot ortalamaları		7.50a	7.03b	7.02b	6.89b	
Düzenleyici ortalamaları	PVA	7.48a				
	PAM	6.94a				
	HA	6.92b				

Farklı harflerle gösterilen değerler adı geçen teste göre %1 düzeyinde önemlidir, periyotlar; 0(1), 15(2), 30(3), ve 45(4) gün

Çalışmada kullanılan topraklarının, düzenleyicilerin ve uygulama periyotlarının deneme sonunda plastiklik indeksi değeri ortalamaları üzerinde oluşturdukları etkiler bakımından mukayesesi için verilere çoklu karşılaştırma testi (Duncan) uygulanmıştır. Bu test değerleri irdelendiğinde, toprakların deneme sonundaki plastiklik indeksi değeri ortalamaları bakımından önemli ölçüde birbirlerinden farklı oldukları

belirlenmiştir. Yine adı geçen değerlendirmeye göre düzenleyici periyotlarının deneme sonundaki plastiklik indeksi değeri ortalamalarına göre Çizelge 7’de gösterildiği gibi sıralandıkları görülmüştür. Bu karşılaştırmada periyotlar arasındaki farkların önemli ($p<0.01$) olduğu ve süre ilerledikçe etkinliğin azaldığı görülmektedir. (Farklı harflerle gösterilen değerler adı geçen teste göre %1 düzeyinde önemlidir).

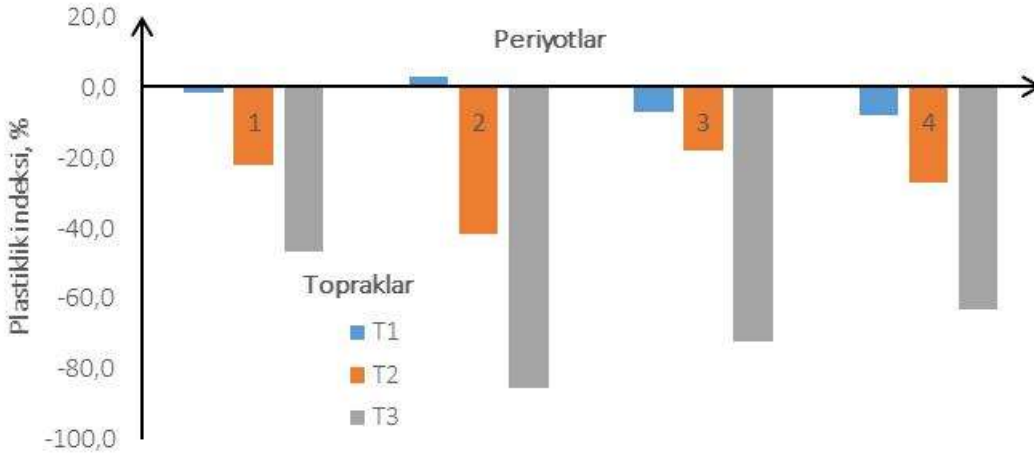


Şekil 5. Plastiklik indeksi değerinde düzenleyicilere göre ortalama değişimler (PVA: polivinil alkol, PAM: poliakrilamid, HA: Hümik asit, Topraklar 1: kil, 2: tın, 3: kumlu tın) değişimler

Düzenleyici uygulamalarının plastiklik indeksi değerinde kontrole göre meydana getirdiği oransal değişimler (Şekil 5) dikkate alındığında PVA, PAM ve HA' in plastiklik indeksi değerinde düşüşler sağladığı belirlenmiştir. Meydana gelen düşüş kil tekstür sınıfına ait 1 numaralı toprakta %3.45, tın tekstür sınıfına ait 2 numaralı toprakta %27.17 ve kumlu tın tekstürüne sahip 3 numaralı toprakta ise %66.77 seviyesinde olmuştur. Diğer bir anlatım ile düzenleyicilerin etkinlikleri toprak tekstürüne bağlı olarak değişim göstermiş olup topraklar bu bakımdan 3>2>1 şeklinde sıralanmışlardır. Öte taraftan; PVA etkisinin 3 numaralı toprak (62.44> 2 numaralı toprak (22.03)>1 numaralı toprak(0.64), PAM'ın etkisinin 3 numaralı toprak (71.81)> 2 numaralı toprak (26.32)>1 numaralı toprak (5.87), HA'in etkisinin 3 numaralı toprak (66.07)>2 numaralı toprak (33.17) >1 numaralı toprak (5.13) şeklinde gerçekleşmiştir (Şekil, 5). Bu veriler PVA materyalinin plastiklik indeksi değerini kontrole göre en fazla artıran HA' ise plastiklik indeksi değeri üzerinde en az etki oluşturan düzenleyici olduğunu göstermektedir. Kil tekstür sınıfındaki 1 numaralı toprakta düzenleyicilerin oluşturduğu etkinin diğerlerine oranla düşük düzeyde kalması kil ile söz konusu düzenleyiciler arasındaki karşılıklı etkileşimden ileri gelmiş olabilir.

Plastiklik indeksi tarımda toprağın işlenebilme tavında yakalanması için bir indeks olarak görülmektedir. Kumlu topraklarda olduğu gibi küçük bir indeks değeri toprağın çamurlaşmasına neden olmaksızın toprağın işlenebileceğini yansıtmaktadır. Killi topraklarda olduğu gibi yüksek bir değer ise toprağın işlenmeye uygun nem koşulunda yakalanabilmesinin güçlüğü göstermektedir. Toprağın henüz ıslakken yada uygun nem koşulu kaçırılmış olarak işlenme ihtimali yüksektir (Özdemir, 1998). Veriler bu açıdan irdelendiğinde kullanılan düzenleyicilerin indeks değerlerini düşürerek toprağın uygun nem aralığında işlenme ihtimalini artırdığı ifade edilebilir. [Aksakal ve Öztaş \(2010\)](#) toprak tekstürü ve toprak düzenleyiciler (PVA, PAM, HA') arasındaki ilişkileri inceledikleri bir çalışmada; kil içeriği arttıkça düzenleyici etkinliğinin azaldığını ve yapısal stabilite üzerinde kullanılan düzenleyicilerden PVA'nın en etkili düzenleyici, olduğunu vurgulamışlardır.

Polivinil alkol, poliakrilamid ve hümik asit uygulamaları toprakların plastiklik indeksi değerinde uygulanma sürelerine bağlı olarak önemli farklılıklar oluşturmuştur (Şekil 6). Şekil 6'nın irdelenmesinden de anlaşılacağı görüleceği gibi uygulama süreleri etki bakımından 2. periyot (41.40) 4.periyot (32.70) > 3. periyot (32.70) > 1.periyot (23.37) şeklinde sıralanmışlardır. Diğer bir anlatım ile polimer ve hümik asit'in plastiklik indeksi üzerindeki etkisi süre uzadıkça düşmektedir.



Şekil 6. Plastiklik ineksi değerinde kontrole göre periyotlara (1-0, 2-15, 3-30, ve 4-45) gün) bağlı ortalama değişimler

Sonuç

Sera koşullarında polivinil alkaol (PVA), poliakrilamid (PAM) ve hümik asit (HA) ilavesinin toprakta kıvam limitlerinin gelişim süreci üzerine etkilerini ortaya koymak üzere yürütülen bu çalışmada; Likit limit nem içeriği değerlerinin PVA, PAM ve HA uygulamasına bağlı olarak arttığı, meydana gelen artışın kil tekstür sınıfına ait 1 numaralı toprakta %11.97, tın tekstür sınıfına ait 2 numaralı toprakta %18.05 ve kumlu tın tekstürüne sahip 3 numaralı toprakta ise %21.13 düzeyinde olduğu saptanmıştır. Diğer bir anlatım ile düzenleyicilerin etkinlikleri toprak tekstürüne bağlı olarak değişkenlik göstermiş olup topraklar bu bakımdan 3>2>1 şeklinde sıralanmışlardır. Öte taraftan; PVA etkisinin 3 numaralı toprak (23.48)> 2 numaralı toprak (20.84)>1 numaralı toprak (16.32), PAM'in etkisinin 3 numaralı toprak (20.47)> 2 numaralı toprak (17.82)>1 numaralı toprak (10.70), HA'in etkisinin 3 numaralı toprak (19.43)>2 numaralı toprak (15.49) >1 numaralı toprak (8.92) şeklinde gerçekleşmiştir. Etki bakımından düzenleyicilerin PVA>PAM>HA, uygulama sürelerinin ise 2>1>3>4 sıralandıkları ve etkinliğin kil tekstür sınıfına ait toprakta daha düşük düzeyde gerçekleştiği belirlenmiştir. Diğer taraftan düzenleyici uygulamalarının plastik limit değerini kontrole göre artırdığı belirlenmiştir. Meydana gelen artışın kil tekstür sınıfına ait 1 numaralı toprakta %20.70, tın tekstür sınıfına ait 2 numaralı toprakta %28.17 ve kumlu tın tekstürüne sahip 3 numaralı toprakta ise %31.26 düzeyinde olmuştur. Diğer bir anlatım ile polimer ve hümik asitin etkinlikleri tekstüre bağlı olarak değişim göstermiş olup topraklar bu açıdan 3>2>1 şeklinde etkilenmişlerdir. Diğer taraftan; PVA etkisinin 3 numaralı toprak (33.16)> 2 numaralı toprak (30.43)>1 numaralı toprak (20.06), PAM'in etkisinin 3 numaralı toprak (31.39)> 2 numaralı toprak (27.70)>1 numaralı toprak (30.06), HA'in etkisinin 3 numaralı toprak (29.22)>2 numaralı toprak (26.37) >1 numaralı toprak (16.86) şeklinde gerçekleşmiştir. Bu veriler PVA materyalinin plastik limit değerini kontrole göre en fazla artıran HA' ise plastik limit değeri üzerinde en az etki oluşturan düzenleyici olduğunu göstermektedir. Diğer taraftan mevcut ilavelerin toprakların plastiklik indeksi değerlerini önemli ölçüde düşürdüğü, polivinil alkolün diğer düzenleyicilere oranla daha etkili olduğu, söz konusu değişimin killi toprakta oransal olarak daha düşük gerçekleştiği saptanmıştır. Etki bakımından düzenleyicilerin PVA>PAM>HA, uygulama sürelerinin ise 2>4>3>1 sıralandıkları belirlenmiştir.

Sonuçta; PVA, PAM ve HA likit ve plastik limit değerlerini artırdığı, oluşan etkinin toprak bileşimine, ilave edilen düzenleyici bileşimine ve uygulanma süresine bağlı olduğu, likit ve plastik limit değerlerindeki artışın birbirine paralel olmadığı ve sonuçta plastiklik indeksi değerlerinin kontrole göre azaldığı ve bu değişimin toprak işleme zamanı üzerine etkisinin olumlu olduğu ifade edilebilir. Uygulamalarda bu hususlara özen gösterilmesinde yarar vardır.

Kaynaklar

- Aksakal EL, Angin I, Oztas T, 2013. Effects of diatomite on soil consistency limits and soil compactibility. *Catena*, 101, 157-163.
- Aksakal EL, Öztas T, 2010. Effects of PVA, PAM and HA on mean weight diameter and wet aggregate stability of soils. 45. hrvatski i 5. Međunarodni simpozij agronoma, 15-19 veljače 2010, Opatija, Hrvatska. Zbornik Radova.

- Barzegar AR, Hashemi AM, Herbert SJ, Asoodar MA, 2004. Interactive effects of tillage system and soil water content on aggregate size distribution for seedbed preparation in Fluvisols in southwest Iran. *Soil and Tillage Research*, 78(1), 45-52.
- Canbolat M, Öztaş T, 1997. Toprağın Kıvam Limitleri Üzerine Etki Eden Bazı Faktörler ve Kıvam Limitlerinin Tarımsal Yönden Değerlendirilmesi. *Atatürk Üni. Ziraat Fak. Dergisi*. 28 (1): 120-129.
- Canbolat M, Barık K, Özgü, M, 2013. Erzurum yöresinde farklı ana materyaller üzerinde oluşmuş üç toprak profilinin kıvam limitleri ve şişme-büzülme karakteristikleri. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 30(2).
- Demiralay İ, 1993. Topcanbolatrak Fiziksel Analizleri. *Atatürk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları No: 143*, ss: 131, Erzurum.
- Dexter AR, Czyż EA, Birkás M, Diaz-Pereira E, Dumitru E, Enache R, Simota C, 2005. SIDASS project: Part 3. The optimum and the range of water content for tillage-further developments. *Soil and Tillage Research*, 82(1), 29-37.
- Dexter AR, Bird NRA, 2001. Methods for predicting the optimum and the range of soil water contents for tillage based on the water retention curve. *Soil and Tillage Research*, 57 (4): 203-212.
- Gülser C, Candemir F, 2006. Ondokuz Mayıs Üniversitesi kurupelit kampüs topraklarının bazı mekaniksel özellikleri ve işlenebilirlikleri. *Anadolu Tarım Bilimleri Dergisi*, 21(2), 213- 217.
- Hemmat A, Aghilinategh N, Rezainejad Y, Sadeghi M, 2010. Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. *Soil and Tillage Research*, 108(1-2), 43-50.
- Hempfling R, Schulten HR, Horn R, 1990. Relevance of humus composition to the physical/mechanical stability of agricultural soils: a study by direct pyrolysis-mass spectrometry. *Journal of analytical and applied pyrolysis*, 17(3), 275-281.
- Kacar B, 1994. Bitki ve Toprağın Kimyasal Analizleri, III. Toprak Analizleri. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Eğitim Araştırma ve Geliştirme Vakfı Yayınları, No.3, Ankara.
- Keller T, Dexter AR, 2012. Plastic limits of agricultural soils as functions of soil texture and organic matter content. *Soil Research*, 50(1), 7-17.
- McBride RA, Carter MR, Gregorich EG, 2008. Soil consistency: Upper and lower plastic limits. *Soil sampling and methods of analysis*. CRC Press, Boca Raton, FL, 761-781.
- Mosaddegh MR, Mahboubi AA, Safadoust A, 2009. Short-term effects of tillage and manure on some soil physical properties and maize root growth in a sandy loam soil in western Iran. *Soil and tillage research*, 104(1), 173-179.
- Müller L, Lipiec J, Kornecki TS, Gebhardt S, 2011. Trafficability and workability of soils. In: *Encyclopedia of agrophysics* (eds J. Gliński, J. Horabik & J. Lipiec), pp. 912– 922. Springer Science + Business Media B.V., Dordrecht, Dordrecht, The Netherlands.
- Mueller L, Schindler U, Fausey NR, Lal R, 2003. Comparison of methods for estimating maximum soil water content for optimum workability. *Soil and Tillage Research*, 72 (1): 9-20. doi:10.1016/s0167-1987(03)00046-1.
- Obour PB, Lamandé M, Edwards G, Sørensen CG, Munkholm LJ, 2017. Predicting soil workability and fragmentation in tillage: a review. *Soil Use and Management*, 33(2), 288-298.
- Odell RT, Thornburn TH, McKenzie LJ, 1960. Relationships of Atterberg limits to some other properties of Illinois soils. *Soil Science Society of America Journal*, 24(4): 297-300. doi:10.2136/sssaj1960.03615995002.
- Özdemir N, Bülbül, E, 2021. Turhal koşullarında arazi kullanımı ve bazı mekaniksel toprak özellikleri arasındaki ilişkiler. *Anadolu Tarım Bilimleri Dergisi*, 36(3), 376-385.
- Özdemir N, Öztürk E, EKBERLİ İ, 2015. Effects of organic and inorganic amendments on soil erodibility. *Eurasian Journal of Soil Science*, 4(4), 266-271.
- Özdemir N., 1998. Toprak Fiziği. OMÜ Ziraat Fakültesi Ders kitabı No. 30. Samsun.
- Kassım H, Özdemir N, 2022. Polimer ve hümik asit uygulamalarının toprağın strüktürel gelişimi üzerine etkileri. *Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Dergisi*, 10(1), 19-28.
- Rawls WJ, Pachepsky YA, 2002. Soil consistence and structure as predictors of water retention. *Soil Science Society of America Journal*, 66(4), 1115-1126.
- Seybold CA, Elrashidi, MA, Enge RJ, 2008. Linear regression models to estimate soil liquid limit and plasticity index from basic soil properties. *Soil science*, 173(1), 25-34.
- Staff SS, 2014. Keys to soil taxonomy. United States Department of Agriculture: Washington, DC, USA.

- Sönmez K, 1981. Ahır gübresinin killi toprağın büzülme özelliği üzerine etkisi. Atatürk Üni. Ziraat Fak. Dergisi, 12(2-3), 31-37.
- Terzaghi, A, Hoogmoed WB, Miedema R, 1988. The use of the 'wet workability limit' to predict the land quality 'workability' for some Uruguayan soils. Netherlands journal of agricultural science, 36(1), 91-103.
- Thomas PJ, Baker JC, Zelazny LW, 2000. An Expensive Soil Index For Predicting Shrink-Swell Potential. Soil Sci. Soc. Am. J., 64:268-274.
- Yakupoğlu T, Öztaş, T, 2016. Düzenleyici Olarak Kullanılan Bazı Polimerlerin Toprak ve Su Kayıpları Üzerine Etkilerinin Agregat Büyüklüğüne Bağlı Olarak Yapay Ardıl Yağışlar Altında Araştırılması



Sarıseki-Dörtyol Bölgesinde yer alan toprakların bazı besin element içeriklerinin yersel dağılımının jeostatistiksel yöntemlerle modellenmesi ve haritalanması

Necat AĞCA*, Yunus KARAKAYA

Hatay Mustafa Kemal Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, Antakya/HATAY

Öz

Toprak özelliklerinin bilinmesi, hem tarımın sürdürülebilirliği hem de çevre koruma açısından son derece önemlidir. Bu çalışmada, Sarıseki-Dörtyol (Hatay) arasında kalan tarım arazilerdeki toprakların bazı besin elementi içeriklerinin belirlenmesi ve dağılımlarının modellenerek haritalarının oluşturulması amaçlanmıştır. Bu amaçla, araştırma alanındaki toprakları temsil edecek şekilde rastgele örnekleme yöntemine göre 0-30 cm derinlikten toplam 42 adet bozulmuş toprak örneği alınmıştır. Toprak örneklerinin alındığı noktaların coğrafi koordinatları küresel konumlama cihazı (GPS) kullanılarak kayıt edilmiştir. Toprak örneklerinde, ekstrakte edilebilir sodyum (Na), potasyum (K), magnezyum (Mg), kalsiyum (Ca), alınabilir fosfor (P), demir (Fe), bakır (Cu), mangan (Mn) ve çinko (Zn) analizleri yapılmıştır. Toprakların besin element içeriklerinin yersel dağılımının belirlenmesi ve haritalanmasında jeostatistiksel yöntemler kullanılmıştır. Araştırma sonuçlarına göre çalışma alanındaki toprakların verimlilik ile ilgili özelliklerinin dağılımlarının oldukça farklı sınırlar içinde değiştiği belirlenmiştir. Toprakların en düşük-en yüksek Na, K, Mg, Ca, P, Fe, Cu, Mg ve Zn içerikleri sırasıyla, 12.50 - 145.56, 43.65 - 587.44, 1403.53 - 6578.25, 314.09 - 2514.97, 0.20-170.36, 3.27 - 50.33, 0.56 - 37.62, 9.89 - 93.35 ve 1.53 - 74.16 mg kg⁻¹ arasında değişmiştir. Besin elementleri içerisinde en düşük varyasyon katsayısı (VK) Mg içeriklerinde (%35.7), en yüksek VK değeri ise fosfor değerlerinde (%133.3) belirlenmiştir. En uygun yarıvaryogram modeli; K, Cu ve Zn için küresel; Na, Ca, Mg, P ve Mn için Gaussian, Fe için ise üssel olarak belirlenmiştir. Demir (Fe) dışında diğer tüm mikro besin elementlerinin toprakta yeterli düzeyde olduğu görülmüştür. Yine, makro besin elementlerinden Ca ve Mg içeriklerinin çalışma alanındaki tüm topraklarda yeterli düzeyde olduğu belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Sarıseki-Dörtyol bölgesi, toprak, besin elementleri, jeostatistik, haritalama, kriging.

Modelling and mapping of the spatial distribution of some plant nutrient contents of the soils in Sarıseki-Dörtyol Region by geostatistical methods

Abstract

In this study, it was aimed to determine some nutrient content of the soils in the agricultural lands between Sarıseki-Dörtyol (Hatay) and to model their distribution in the study area and to create maps. For this purpose, a total of 42 soil samples were taken from 0-30 cm depth according to the random sampling method to represent the soils in the research area. Geographical coordinate of the points where soil samples were taken were recorded using a global positioning device (GPS). Soil samples were analyzed for extractable sodium (Na), potassium (K), magnesium (Mg), calcium (Ca), available phosphorus (P), iron (Fe), copper (Cu), manganese (Mn) and zinc (Zn). Geostatistical methods were used to determine and map the local distribution of nutrient content of soils. It has been determined that the distribution of the fertility-related properties of the soils in the study area varies within quite different limits. The minimum-maximum Na, K, Mg, Ca, P, Fe, Cu, Mg and Zn contents of the soils are 12.50 - 145.56, 43.65 - 587.44, 1403.53 - 6578.25, 314.09 - 2514.97, 0.20-170.36, 3.27 - 50.33, 0.56 - 37.62, 9.89 - 93.35 ve 1.53 - 74.16 mg kg⁻¹, respectively. Among the nutrients, the lowest coefficient of variation (VK) was determined in Mg contents (35.7%), while the highest VK value was determined in phosphorus values (133.3%). The most suitable semivariogram model is spherical for K, Cu and Zn; Gaussian for Na, Ca, Mg, P and Mn and exponential for Fe. Except for iron (Fe), all of the other micronutrient elements were found to be at sufficient levels in the soil. Finally, it was determined that the Ca and Mg contents, which are macronutrients, were at sufficient levels in all the soils of the study area.

Keywords: Sarıseki-Dörtyol district, soil, nutrients, geostatistics, mapping, kriging.

© 2023 Türkiye Toprak Bilimi Derneği. Her Hakkı Saklıdır

* Sorumlu yazar:

Tel. : 0 533 651 4672

E-posta : necagca@gmail.com

Makale Türü: **ARAŞTIRMA MAKALESİ**

Geliş Tarihi : 27 Şubat 2023

Kabul Tarihi : 24 Mayıs 2023

e-ISSN : 2146-8141

DOI : 10.33409/tbbbd.1261146

Giriş

Topraklar tarımsal üretimin temel öğelerinden biridir. Topraklar ayrıca kendini kolayca yenileyemeyen doğal kaynaklardır. Nüfusun sürekli olarak artmasına karşın, bu nüfusu doyurabilecek bitkisel üretimi elde edebilecek hemen hemen tek kaynak olan toprakları artırma olanağı kalmamıştır. Bu nedenle, yapılması gereken tek şey birim alandan üretim miktarını artırmaktır. Topraklardan en yüksek verimi alabilmek için ise toprakların verimlilik ile ilgili özelliklerinin bilinmesi ve sürdürülebilirliğinin korunması gerekmektedir.

Jeoistatistik, ölçülen herhangi bir özelliğin yersel yapısını ve yersel bağımlılığını inceleyerek sayısalılaştıran ve buradan elde edilen ilişkiyi kullanarak anılan özelliğin örneklenmemiş noktadaki miktarını tahmin eden uygulamalı istatistiğin bir koludur (Isaaks ve Srivastava, 1989). Geoistatistiksel yöntemler iki aşamada yürütülmektedir. Birinci aşamada, incelenen toprak özelliğinin ölçüm noktaları arasındaki otokorelasyon, yani doğal olarak bulunan uzaysal bağımlılığın derecesi belirlenmektedir. İkinci aşamada ise bir interpolasyon tekniği kullanılarak, incelenen toprak özelliğinin örneklenmeyen nokta ve alanlardaki değerleri tahmin edilerek dağılım deseni belirlenmeye çalışılmaktadır. Yarıvariogramlar uzaysal bağımlılık derecesinin belirlenmesi ve kriging analizi ise interpolasyon aşamasında yaygın olarak kullanılan araçlardır (Öztaş, 1995). Toprakların besin element içeriklerinin yersel dağılımının belirlenmesi ve haritalanması konusunda, gerek yurtiçinde, gerek se yurtdışında fazla miktarda çalışma yapılmıştır. Bunlardan bazıları aşağıda özetlenmiştir.

Ordu ili-Altınordu ilçesi topraklarında yapılan bir çalışmada, DTPA ile ekstrakte edilebilen mikrobesein elementlerinin uzaysal değişkenliği jeoistatistiksel teknikler uygulanarak incelenmiştir. Yaklaşık 40000 ha'lık bir alanda yapılan çalışmada 0-20 cm derinlikten alınan 66 örnek analiz sonuçlarına göre; toprak reaksiyonu (pH) en az değişken özellik iken, elektriksel iletkenlik (EC) en fazla değişken olduğu görülmüştür. Yine bakırın orta derecede, manganın ise en güçlü derecede uzaysal bağımlılığa sahip olduğu ve ayrıca, en büyük etki aralığının (17424 m) Cu ve en düşük etki aralığının (692 m) ise Zn değerlerinde olduğu belirlenmiştir (Aşkın ve ark., 2017).

Sharma ve ark. (2020) tarafından Orta Hindistan'ın kara topraklarında, Geoistatistiksel modelleme kullanılarak toprakların pH, EC, organik madde, alınabilir azot, fosfor, potasyum ve kükürt ile mikro besin elementleri (Fe, Mn, Zn ve Cu) gibi toprak verimlilik parametrelerinin yersel değişimi incelenmiştir. Araştırma bulgularına göre çoğu toprak verimliliği parametreleri için yersel bağımlılık orta düzeydeyken, alınabilir fosfor için yersel bağımlılığın güçlü olduğu belirlenmiştir. Yine EC dışındaki tüm özellikler normal dağılım göstermiştir. Toprak özelliklerinden P, K ve S için en uygun yarıvariogram modelinin Spherical, diğer özellikler için ise Exponential olduğu belirlenmiştir. Range (A0) değerleri ise 608 m ile 2902 m arasında değişmiştir.

Orta Hindistan'ın bazaltik peyzajı üzerindeki toprakların makro besin element (N, P ve K) içeriklerini haritalamak ve jeoistatistiksel tekniklerin doğruluğunu değerlendirmek amacıyla yapılan bir çalışmada; sıradan Kriging enterpolasyon yöntemi kullanılmış ve (Küresel, Dairesel ve Gaussian) ile enterpole edilmiştir. Sonuçlar, dairesel, küresel ve Gaussian modellerinin sırasıyla N, P ve K değerleri için en uygun model olduğunu göstermiştir. Ayrıca araştırmacılar tarafından, Geoistatistik yöntemlerin; zaman ve maliyet gerektiren doğrudan ölçme yöntemleri ile kıyaslandığında, örneklenmemiş konumlarda toprak özelliklerinin doğru bir şekilde tahmin edilmesi için uygun bir alternatif yöntem olduğu belirtilmiştir. Tüm değişkenler güçlü uzaysal bağımlılık göstermiştir. Kriged haritasının çapraz doğrulaması, yarıvariogram parametreleri kullanılarak toprak besinlerinin yersel tahmininin, herhangi bir örneklenmemiş konum için gözlemlenen değerlerin ortalamasını varsaymaktan daha iyi olduğunu göstermiştir (Banwasi ve ark., 2020).

Li ve ark. (2021) tarafından Çin'in Guo nehir havzasında yapılan bir çalışmada; alanda yer alan toprakların organik madde (TOM), toplam karbon (TC), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), toplam potasyum (TK) içeriklerinin yersel dağılımı incelenmiştir. Sonuçlara göre, TK ve pH'nin zayıf; TOM, TC, TN ve TP'nin ise orta düzeyde varyasyon göstermiştir. Toprak pH'sı, TP, TK, TC ve TOM, hem rastgele faktörlerin hem de toprak dokusu, toprak tipi, gübreleme ve yerel ekolojik restorasyon yönetimi gibi yapısal faktörlerin neden olduğu orta düzeyde uzaysal değişkenliğe sahip olduğu belirlenmiştir.

Bu çalışmada, Sarıseki-Dörtyol bölgesinde yer alan tarım arazilerindeki toprakların temel makro ve mikro besin element içeriklerinin belirlenmesi ve bunların çalışma alanındaki dağılımlarının jeoistatistiksel yöntemlerle incelenmesi amaçlanmıştır.

Materyal ve Yöntem

Sarıseki-Dörtüol bölgesindeki çalışma alanı $36^{\circ}40'12''$ - $36^{\circ}49'48''$ kuzey enlemleri ile $36^{\circ}09'36''$ - $36^{\circ}15'00''$ doğu boylamları arasında yer almaktadır. Araştırma alanının doğusunda Amanos Dağları, Batısında ise Akdeniz bulunmaktadır. Çalışma alanının büyük bir kısmını tarım alanları, az bir kısmı ise orman ve fundalık alanlar oluşturmaktadır. Çalışma alanında kışları ılık ve yağışlı, yazları ise sıcak ve kurak olan Akdeniz iklimi hâkimdir (Anonim, 2004). Çalışma alanının büyük bir kısmı düzlüklerden oluşmaktadır. Düz alanlarda daha çok Pleyistosen-Holosen yaşlı kuvarterner aluviyal materyaller yer almaktadır (Anonim, 2018).

Bu araştırmada, çalışma alanını temsil edecek şekilde rastgele örnekleme yöntemine göre 0-30 cm derinlikten toplam 42 adet bozulmuş toprak örneği alınmıştır (Şekil 1). Ayrıca her bir örnekleme noktasının UTM sistemine göre coğrafi koordinatları GPS cihazı ile belirlenmiştir.



Şekil 1. Çalışma alanının coğrafi konumu ve örnekleme noktaları

Alınan toprak örnekleri laboratuvarında kurutulduktan sonra elenerek analize hazır hale getirilmiştir. Analize hazır hale getirilen toprak örneklerinde; ekstrakte edilebilir sodyum (Na), potasyum (K), magnezyum (Mg), kalsiyum (Ca), alınabilir fosfor (P), demir (Fe), bakır (Cu), mangan (Mn) ve çinko (Zn) analizleri yapılmıştır. Örneklerde değişebilir sodyum (Na), potasyum (K), kalsiyum (Ca) ve magnezyum (Mg) analizleri amonyum asetat ekstraksiyon yöntemi ile (Helmke ve Sparks, 1996; Suarez, 1996), yarıyışlı demir (Fe), bakır (Cu), mangan (Mn) ve çinko (Zn) tayinleri DTPA ekstraksiyon yöntemi ile (Lindsay ve Norwell, 1978), alınabilir fosfor içeriği ise Olsen ve ark. (1954)'e göre yapılmıştır.

Toprak özelliklerin tanımlayıcı istatistik analizleri (ortalama, en düşük ve en yüksek değerler, standart sapma, varyasyon katsayısı, çarpıklık (skewness), basıklık (kurtosis) vb.) yapılmıştır. İstatistik analizler için Windows uyumlu SPSS-21 istatistik paket programı kullanılmıştır.

Daha sonra da her bir parametrenin dağılım modellemesi ve iki boyutlu dağılım haritası oluşturulmuştur. Toprak özelliklerinin dağılımlarının modellenmesi ve haritalanmasında Windows uyumlu GS+ (sürüm 10) jeostatistik programı kullanılmıştır.

Toprak özelliklerinin yersel bağımlılıklarının değerlendirilmesinde nugget yarıvaryansın (Co) toplam varyansa (Co + C) olan oransal yüzdesi kıstas olarak kullanılmıştır. Hesaplanan olan bu oran %25 veya daha düşük ise özelliklerdeki yersel bağımlılık kuvvetli, % 25-75 arasında ise orta ve %75'den büyük ise zayıf olarak değerlendirilmiştir (Cambardella ve ark., 1994).

Bulgular ve Tartışma

Araştırma konusu toprakların bazı element içeriklerine ait analiz sonuçları Çizelge 1'de verilmiştir. Toprakların Na içerikleri 12.5 mg kg^{-1} (4 nolu örnek) ile 145.6 mg kg^{-1} (12 nolu örnek) arasında değişmiştir. K içerikleri 43.6 mg kg^{-1} (40 nolu örnek) ile 587.4 mg kg^{-1} (42 nolu örnek), değişmiştir. FAO (1990) tarafından belirtilen sınır değerlere göre toprakların % 4.8'inde K içeriği çok az ($< 50 \text{ mg kg}^{-1}$), %28.6'sında az ($50-140 \text{ mg kg}^{-1}$), %57.1'inde yeterli ($140-370 \text{ mg kg}^{-1}$) ve % 9.5'inde ise yüksek ($370-1000 \text{ mg kg}^{-1}$)

bulunmuştur. Özden ve ark. (2022) tarafından Manisa ili tarım topraklarında yapılan bir çalışmada ise, alınabilir K içerikleri toprakların % 0.85'inde orta, %5.08'inde yeterli ve % 94.07'sinde ise yüksek olduğu belirlenmiştir. Tepecik ve ark. (2022) tarafından Menemen ovasındaki entisol topraklarda yapılan bir çalışmada ise toprakların büyük bir bölümünde alınabilir potasyum konsantrasyonlarının yetersiz düzeyde olduğu belirlenmiştir.

Ca içerikleri 1403.5 (20 nolu örnek) 6578.3 mg kg⁻¹ (16 nolu örnek) arasında olduğu belirlenmiştir. FAO, (1990)'a göre, toprakların % 69'unda Ca içeriği yeterli (1150 – 3500 mg kg⁻¹), % 31.0'ında ise fazla (3500-10000 mg kg⁻¹) düzeydedir.

Toprakların Mg içeriklerinin 314.1 mg kg⁻¹ (4 nolu örnek) ile 2515.0 (31 nolu örnek) arasında olduğu ve FAO (1990) kriterlerine göre % 4.8'inde yeterli (160 – 480 mg kg⁻¹), % 71.4'ünde fazla (480-1500 mg kg⁻¹), %23.8'inde ise çok fazla (>1500 mg kg⁻¹) olduğu görülmüştür.

Topraklardaki P içeriklerinin 0.20 mg kg⁻¹ (21 nolu örnekler) ile 170.36 mg kg⁻¹ (36 nolu örnek) değiştiği görülmüştür. Olsen ve ark.(1954)'ün kriterlerine göre toprakların P içeriklerinin örneklerin % 11.9'unuda çok az (<2.5 mg kg⁻¹), %14.3'ünde az (2.5-8.0 mg kg⁻¹), % 47.6'sında yeterli (8-25 mg kg⁻¹), % 21.4'ünde fazla (25-80 mg kg⁻¹), % 4.8'inde ise çok fazla (>80 mg kg⁻¹) olduğu belirlenmiştir. Özden ve ark. (2022) tarafından yapılan bir çalışmada, fosfor içerikleri; toprakların % 19.61 de çok az, 28.21 de az, 19.32 de orta, 7.47 de yüksek, 25.39 da ise çok yüksek olarak belirlenmiştir.

Topraklardaki Fe içerikleri 3.27 mg kg⁻¹ (17 nolu örnek) ile 50.0 mg kg⁻¹ (31 nolu örnek), arasında (Çizelge 2) değişmiş olup, bunların Lindsay ve Norvell (1978)'in kriterlerine göre % 4.8'inde Fe az (<4.5 mg kg⁻¹), %26.2'sinde orta (4.5-9.0 mg kg⁻¹), % 45.2'sinde yeterli (9-18 mg kg⁻¹), %19'unda yüksek (18-27 mg kg⁻¹) ve %4.8'inde çok yüksek (>27 mg kg⁻¹) bulunmuştur. Batı Hindistan'ın yarı kurak tropik bölgelerinde Dongare ve ark. (2022) tarafından yapılan bir çalışmada, topraklardaki Fe içeriklerini 2.03 ile 8.53 mg kg⁻¹ arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Topraklardaki Cu içeriklerinin 0.56 mg kg⁻¹ (7 nolu örnek) ile 37.62 (36 nolu örnek) arasında olduğu ve Lindsay ve Norvell (1978)'in kriterlerine göre örneklerin % 2.4'ünde Cu yeterli (0.4-0.8 mg kg⁻¹), %19'unda yüksek (0.8-1.6 mg kg⁻¹), % 78.6'sında ise çok yüksek (>1.6 mg kg⁻¹) olduğu belirlenmiştir. Aynı bölgede Ağca (2015) tarafından yapılan diğer bir çalışmada Cu içerikleri 0.22 ile 8.43 mg kg⁻¹ arasında değişmiştir. İki çalışmanın sonuçları kıyaslandığında, aradan geçen yaklaşık 8 yıllık sürede toprakların Cu içeriklerinde bir miktar artma görülmektedir. Ancak bu artış çok önemli düzeyde değildir.

Topraklardaki Mn içerikleri 9.89 mg kg⁻¹ (8 nolu örnek) ile 93.35 mg kg⁻¹ (34 nolu örnek) arasında değişmiştir. Toprak örneklerinin tamamında Mn içeriklerinin yüksek düzeyde (>7.0 mg kg⁻¹) (Lindsay ve Norvell, 1978) bulunduğu tespit edilmiştir. Tagore ve ark. (2023) tarafından Hindistan'da yapılan bir çalışmada ise topraklardaki alınabilir demir, bakır ve mangan içeriklerinin yeterli düzeyde olduğu belirlenmiştir.

Toprakların Zn içeriklerinin ise 1.53 mg kg⁻¹ (40 nolu örnek) ile 74.16 mg kg⁻¹ (1 nolu örnek) arasında değiştiği ve Lindsay ve Norvell (1978)'in kriterlerine göre toprak örneklerinin % 4.8'inde Zn içeriklerinin yeterli (1.2-2.4 mg kg⁻¹), % 95.2'sinde ise yüksek (>2.4 mg kg⁻¹) düzeyde olduğu belirlenmiştir.

Toprakların besin elementleri içerisinde varyasyon katsayısı (VK) en düşük olanı Mg içerikleri (%35.7) iken, en yüksek VK değeri ise fosfor içeriğinde (%133.3) belirlenmiştir. Bu durum besin elementleri içerisinde çalışma alanında en çok homojen olarak dağılan besin elementinin, en az homojen olarak dağılan elementin ise fosfor olduğunu göstermektedir. Bu durumun olası nedeni, çalışma alanındaki tarım topraklarına farklı düzeylerde fosforlu gübre uygulamasından kaynaklanmış olabilir. Sharma ve ark. (2020) tarafından yapılan bir çalışmada ise besin elementleri arasında en düşük VK değeri N içeriklerinde (%17.3), en yüksek ise Mn içeriklerinde (%106.5) belirlenmiştir. Mn'den sonra en yüksek VK değeri ise P içeriklerinde (%98.6) içeriklerinde saptanmıştır. P içeriklerinin VK değerlerinin yüksek olması, o bölgede çok farklı miktarlarda P gübresi uygulamasından kaynaklanmış olabilir.

Zhou ve ark. (2010)'a göre varyasyon katsayısı %10'dan düşük ise ortalamaya göre değişkenlik düzeyi de düşük, %10-100 arasında ise değişkenlik düzeyi orta ve %100'den büyük ise değişkenlik düzeyi yüksektir. Bu kıstaslara göre, besin elementleri içerisinde; çinko, bakır ve fosfor içeriklerinin çalışma alanındaki değişkenlik düzeyinin yüksek, diğer elementlerin ise orta düzeyde olduğunu görülmektedir.

Çizelge 1. Araştırma konusu toprakların bazı besin elementi içerikleri

Örnek no	Na	K	Ca	Mg	P	Fe	Cu	Mn	Zn
	(mg kg ⁻¹)								
1	44.33	145.66	5657.59	827.95	9.20	31.74	5.19	40.41	74.16
2	23.10	237.35	2686.41	1152.28	28.36	13.76	7.84	78.36	27.33
3	65.86	107.67	5226.85	987.66	5.91	14.29	5.49	23.91	19.71
4	12.50	44.79	2390.38	314.09	0.73	50.33	13.13	38.43	26.98
5	27.10	286.15	5376.11	1086.49	28.86	18.62	2.45	18.99	21.96
6	30.95	183.58	2716.41	1739.35	8.95	15.48	2.23	23.62	4.61
7	20.69	100.16	2758.85	1069.57	0.31	5.96	0.56	18.05	1.87
8	33.27	116.46	5989.35	1425.02	1.79	6.64	1.48	9.89	7.64
9	22.12	359.51	5486.73	1256.64	15.94	8.07	1.40	16.50	23.92
10	109.97	185.44	6167.12	1770.78	9.04	7.14	1.01	16.86	3.92
11	58.72	193.56	1904.09	1104.83	7.86	10.78	1.04	24.99	6.24
12	145.56	274.71	2291.78	2189.34	22.91	12.10	2.69	26.15	9.33
13	60.85	119.57	2186.40	1377.60	10.01	7.27	1.57	24.83	6.36
14	67.69	101.53	6345.85	1558.54	13.76	11.80	1.86	29.55	6.82
15	29.60	138.13	3087.04	1614.12	13.53	6.62	1.60	13.09	7.96
16	49.87	232.36	6578.25	1071.62	1.88	12.07	5.80	19.48	20.11
17	92.48	324.23	2257.64	1475.79	32.25	3.27	3.29	14.85	26.33
18	64.61	223.97	6460.64	1082.80	21.07	8.52	16.95	18.93	13.34
19	101.64	320.07	1699.83	1537.63	15.13	10.90	4.01	44.46	7.22
20	71.71	179.85	1403.53	1411.04	37.79	12.92	8.92	19.54	6.02
21	68.93	66.77	1499.19	1603.02	0.20	8.31	3.30	26.28	4.14
22	19.94	144.81	5078.70	781.95	21.62	19.92	2.67	19.04	4.35
23	23.45	95.92	1806.46	1037.62	14.48	13.28	1.42	33.36	3.44
24	88.41	390.10	2940.66	1459.61	27.10	10.92	2.31	31.07	8.41
25	71.74	244.14	1626.51	1046.79	22.02	9.95	3.11	33.13	4.52
26	79.10	135.44	2099.90	1240.44	4.88	8.98	2.39	27.55	3.24
27	76.28	181.30	1948.93	1086.00	6.34	7.28	8.23	26.43	8.89
28	78.72	430.28	4788.09	1168.99	18.57	3.89	1.42	29.48	4.83
29	99.59	366.30	1686.13	1625.92	33.32	21.28	9.47	22.48	14.63
30	77.10	270.95	1738.08	986.45	17.01	17.48	4.14	14.24	8.44
31	91.15	214.94	5581.81	2514.97	6.27	16.82	23.43	13.30	13.12
32	67.93	50.95	1552.91	786.33	34.58	12.60	12.07	20.73	11.01
33	49.14	51.18	1997.13	475.38	16.78	12.09	5.19	18.71	4.02
34	57.22	224.81	1589.00	779.07	9.66	18.58	18.90	93.35	11.58
35	77.76	236.56	1694.23	1341.36	32.96	26.33	15.29	45.60	5.58
36	98.52	309.46	3146.73	1638.39	170.36	9.05	37.62	14.53	13.75
37	78.41	240.54	2197.73	958.36	37.19	6.18	17.85	14.66	14.16
38	65.03	290.05	1459.54	597.85	22.42	21.86	7.99	47.28	5.23
39	20.69	92.08	1942.06	746.61	5.85	14.47	1.79	48.09	2.74
40	50.92	43.65	5820.00	835.59	11.80	20.88	1.34	28.34	1.53
41	69.25	406.99	1980.61	834.86	12.45	18.89	3.67	75.18	2.57
42	94.61	587.44	2855.06	1457.68	87.31	16.89	3.75	75.42	7.37
EK	12.50	43.65	1403.53	314.09	0.20	3.27	0.56	9.89	1.53
EY	145.56	587.44	6578.25	2514.97	170.36	50.33	37.62	93.35	74.16
Ort.	62.77	213.08	3230.96	1215.62	21.39	13.91	6.56	30.46	11.42
SS	29.67	120.44	1775.67	433.81	28.12	8.38	7.49	19.24	12.28
VK (%)	47.3	56.5	54.9	35.7	131.46	60.2	114.2	63.2	107.5
Çarpıklık	0.25	0.81	0.77	0.59	4.07	2.26	2.32	1.81	3.52
Basıklık	0.024	0.83	-1.11	1.08	19.27	7.87	6.47	2.97	16.35

EK: En küçük değer, EY: En yüksek değer, Ort.: Ortalama değer, SS: standart sapma, VK: varyasyon katsayısı

Besin Element İçeriklerinin Yersel Değişim Modelleri ve Model Parametreleri

Çalışma alanı topraklarının bitki besin element içeriklerinin mesafeye bağlı değişkenliğini gösteren yarıvaryogram modelleri ve bu modellere ait parametreler Çizelge 2'de verilmiştir. Tüm toprak özellikleri için en uygun yarıvaryogram modelini belirlemek amacıyla aktif ayırma mesafesi 6480 m olarak alınmıştır. Ayrıca, bütün özellikler için her iki derinlikte de en uygun yarıvaryogram modelini oluşturmak amacıyla

tüm veriler değerlendirmeye alınmıştır. Yarıvariogram modellerinin tamamı izotropik olarak belirlenmiştir.

Çarpıklık katsayısı veri setlerinin ortalama etrafında dağılım simetrisinin bir göstergesidir. Toprak değişkenliklerine ilişkin çarpıklık katsayısı sıfır ise dağılımın normal, sıfırdan büyük ise sağa çarpık, sıfırdan küçük ise sola çarpık olduğunu göstermektedir (Günel ve ark., 2008). Bu çalışmada normal dağılım gösteren veri setleri doğrudan değerlendirmeye alınmış, normal dağılım göstermeyen (sağa veya sola çarpık) verilere karekök veya logaritmik dönüşümler uygulanmıştır. Aydın ve ark. (2008) tarafından Söke ovası (Aydın)'ında toprakların özelliklerinin araştırıldığı çalışmada da benzer dönüşümler uygulanmıştır.

Çalışma alanındaki toprakların Na içeriklerinin çarpıklık değerlerinin düşük olması (Çizelge 1) nedeniyle, verilere jeostatistiksel modellemelerden önce herhangi bir dönüşüm uygulanmamıştır. Toprakların Na değerlerine ait, en uygun yarıvariogram modelini belirlemek için ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 439 m olarak alınmıştır.

Çizelge 2. Toprakların besin element içeriklerinin yarıvariogram parametreleri

Element	Model	A ₀ (m)	Nugget (C ₀)	Sill (C ₀ +C)	(Nugget/ Sill) x100	r ²
Na	Gaussian	7520	670	1814	36.90	0.549
K	Küresel	2200	9.13	18.27	49.97	0.375
Ca	Gaussian	430	0.024	0.258	9.30	0.361
Mg	Gaussian	9000	93000	497000	18.71	0.641
P	Gaussian	8320	0.843	3.696	22.80	0.688
Fe	Üssel	1300	0.001	0.329	0.30	0.786
Mn	Gaussian	570	0.0001	0.217	0.05	0.565
Cu	Küresel	16560	0.405	2.40	16.80	0.659
Zn	Küresel	1810	0.001	0.523	0.19	0.552

Na içerikleri için en uygun yarıvariogram modeli Gaussian, A₀ değeri ise 7520 m olarak belirlenmiştir (Çizelge 2). Nugget/Sill oranlarına göre Na içerikleri orta düzeyde yersel bağımlılık göstermiştir.

Çalışma alanındaki K değerinin, çarpıklık değerlerinin çok yüksek olmamasına rağmen r² değerini yükseltmek için jeostatistiksel modellemelerden önce verilere karekök dönüşüm uygulanmıştır. Toprakların K için, en uygun yarıvariogram modelini belirlemek için ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 483 m olarak alınmıştır. En uygun yarıvariogram modeli Küresel (Spherical) olarak alınmıştır (Çizelge 2). Sharma ve ark. (2020), K değerleri için en uygun modelin Spherical olduğunu belirlemişlerdir. Bununla beraber Aishah ve ark. (2010) ise K için en uygun varyasyon modelini Üssel (Exponential) olarak belirlemişlerdir. Toprakların K içerikleri için A₀ değeri 2200 m olarak hesaplanmıştır. (Çizelge 2). Toprakların K içerikleri orta düzeyde yersel bağımlılık göstermiştir. Khadka ve ark. (2020) tarafından Rajkot, Jumla (Nepal)'deki Bahçe Bitkileri Araştırma İstasyonu topraklarının verimliliği ile ilgili yaptıkları bir çalışmada ise K için güçlü düzeyde yersel bağımlılık olduğunu görmüşlerdir.

Çalışma alanındaki Ca verilerinin, çarpıklık değerlerinin yüksek olması sebebiyle, veri setine jeostatistiksel modellemelerden önce logaritmik dönüşüm uygulanmıştır. Toprakların Ca için, en uygun yarıvariogram modelini belirlemek için ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 459 m olarak alınmıştır. En uygun yarıvariogram modeli Gaussian olarak belirlenmiştir (Çizelge 2). Sharma ve Sood (2020) da bu konuda benzer sonuçlar bulmuşlardır. Toprakların Ca değerleri için A₀ değeri 430 m olarak hesaplanmıştır (Çizelge 2). Toprakların Ca içeriklerinin kuvvetli düzeyde yersel bağımlılık gösterdiği belirlenmiştir. Bu konuda Khadka ve ark. (2020) da benzer sonuçları bulmuştur. Bu durum, büyük olasılıkla iki çalışma alanında da ana materyallerin benzer olmasından kaynaklanmıştır.

Topraklardaki Mg değerinin, çarpıklık değerlerinin düşük olması sebebiyle, veri setine jeostatistiksel modellemelerden önce herhangi bir dönüşüm uygulanmamıştır. Topraklardaki Mg için, en uygun yarıvariogram modelini belirlemek amacıyla, ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 426 m olarak alınmıştır. En uygun yarıvariogram modeli Gaussian olarak belirlenmiştir. Toprakların Mg veri seti için A₀ değeri 9000 m olarak hesaplanmıştır (Çizelge 2). Toprakların Mg değerleri kuvvetli düzeyde yersel bağımlılık göstermiştir. Buna karşın Khadka ve ark. (2020) Mg için zayıf düzeyde yersel bağımlılık belirlemişlerdir.

Çalışma alanı topraklarının P içeriklerinin, çarpıklık değerlerinin yüksek olması nedeniyle, jeostatistiksel modellemelerden önce veri setine logaritmik dönüşüm uygulanmıştır. Toprakların P için, en uygun yarıvariogram modelini belirlemek için ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 470 m olarak alınmış ve en

uygun yarıvaryogram modeli Gaussian olarak belirlenmiştir (Çizelge 2). [Sharma ve ark. \(2020\)](#) tarafından yapılan bir çalışmada P için en uygun varyasyon modeli Spherical, [Laekemariama ve ark. \(2018\)](#) tarafından ise Üssel (Ekspponential) olarak belirlenmiştir. Toprakların P değerleri için A_0 değeri 8320 m olarak belirlenmiştir (Çizelge 2). Toprakların P içeriklerinin kuvvetli düzeyde yersel bağımlılık gösterdiği belirlenmiştir. [Sharma ve Sood \(2020\)](#) tarafından yapılan çalışmada ise P için yersel bağımlılığın orta düzeyde olduğu belirlenmiştir.

Toprakların Fe içeriklerine ait çarpıklık değerlerinin yüksek olması sebebiyle, jeostatistiksel modellemelerden önce verilere logaritmik dönüşüm uygulanmıştır. Toprakların Fe için en uygun yarıvaryogram modelini belirlemek için ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 432 m olarak alınarak en uygun yarıvaryogram modeli Üssel (Exponential) olarak belirlenmiştir (Çizelge 2). [Sharma ve ark. \(2020\)](#) ve [Laekemariama ve ark. \(2018\)](#) da bu konuda benzer sonuçlar bulmuşlardır. Buna karşın [Tagore ve ark. \(2023\)](#) Fe için en uygun yarıvaryogram modelini Küresel (Spherical) olarak belirlemişlerdir. Toprakların Fe değerleri için A_0 değeri 1300 m olarak hesaplanmıştır (Çizelge 4.15). [Dharumarajan ve ark. \(2022\)](#) tarafından yapılan çalışmada ise Fe için A_0 değeri çok daha yüksek (6709 m) olarak hesaplanmıştır. Bu farklılık çalışma alanlarının genişliğinin farklı olmasından kaynaklanmış olabilir. Toprakların Fe içerikleri kuvvetli düzeyde yersel bağımlılık göstermiştir.

Çalışma alanı topraklarındaki Cu miktarlarının, çarpıklık değerlerinin yüksek olması nedeniyle, jeostatistiksel modellemelerden önce veri setine logaritmik dönüşüm uygulanmıştır. Toprakların Cu için, en uygun yarıvaryogram modelini belirlemek için ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 435 m olarak alınmıştır. En uygun yarıvaryogram modeli Küresel (Spherical) olarak belirlenmiştir (Çizelge 2). [Ağca ve Özdel \(2014\)](#) ve tarafından aynı bölgede daha önce yapılan çalışmada da Cu için en uygun model Küresel olarak belirlenmiştir. Toprakların Cu değerleri için A_0 değeri 16560 m olarak hesaplanmıştır (Çizelge 2). Toprakların Cu içerikleri kuvvetli düzeyde yersel bağımlılık göstermiştir. [Laekemariama ve ark. \(2018\)](#) ise Cu yersel bağımlılığın orta düzeyde olduğunu belirlemişlerdir.

Çalışma alanındaki Mn değerinin, çarpıklık değerlerinin yüksek olması nedeniyle, veri setine jeostatistiksel modellemelerden önce logaritmik dönüşüm uygulanmıştır. Toprakların Mn için, en uygun yarıvaryogram modelini belirlemek için aktif ayırma mesafesi 6480 m, ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 426 m olarak alınmıştır. Toprakların Mn değerleri için en uygun yarıvaryogram modeli Gaussian olarak belirlenmiştir (Çizelge 2). [Aşkın ve ark. \(2017\)](#) tarafından mikro elementler ile yapılan bir çalışmada ise Mn için en uygun model Küresel (Spherical) olarak belirlenmiştir. Toprakların Mn değerleri için A_0 değeri 570 m olarak alınmıştır (Çizelge 2). Toprakların Mn içerikleri kuvvetli düzeyde yersel bağımlılık göstermiştir. [Khadka ve ark. \(2020\)](#) tarafından yapılan çalışmada ise toprakların Mn konsantrasyonları orta düzeyde yersel bağımlılık göstermiştir.

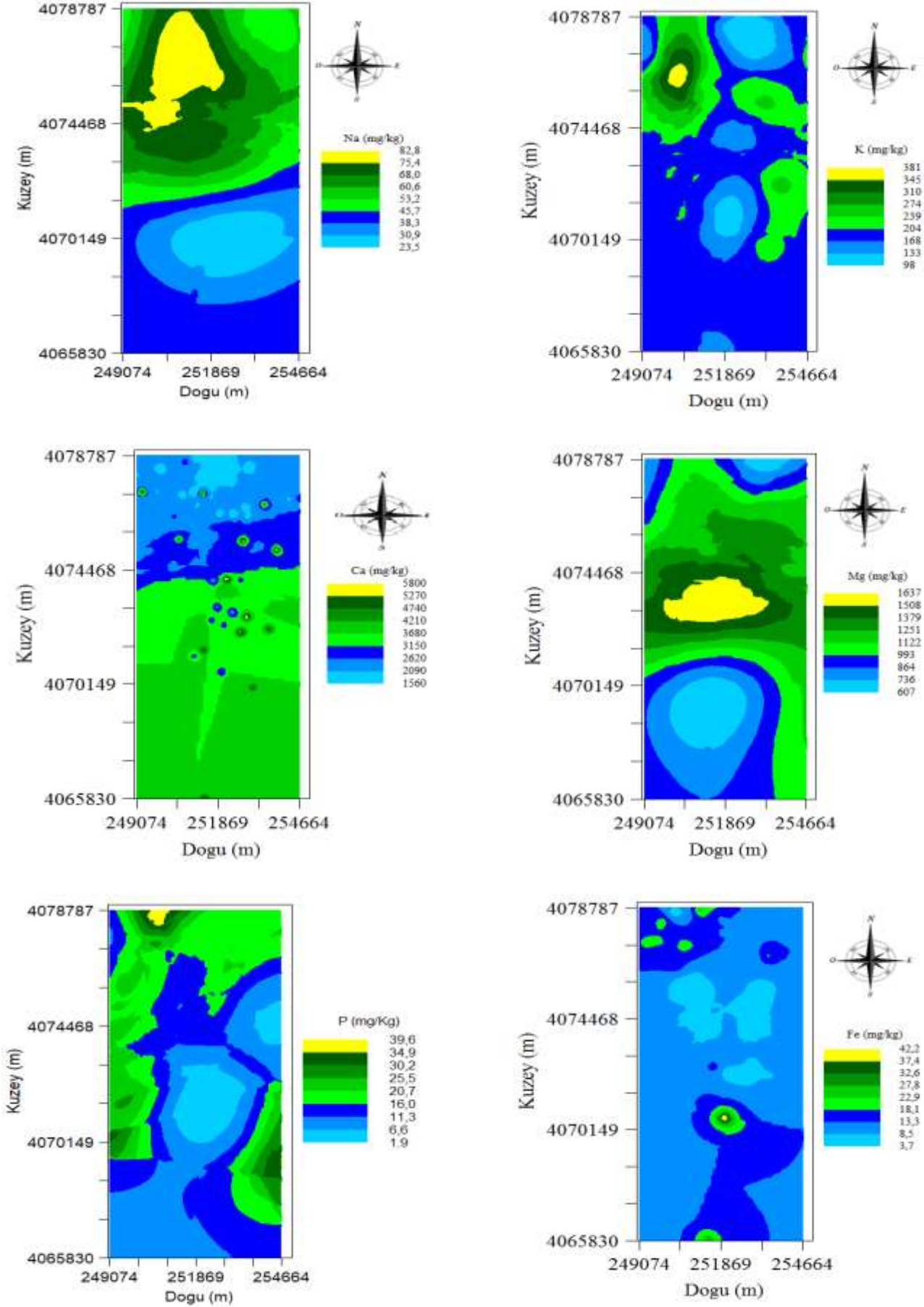
Toprakların Zn içeriklerine ait çarpıklık değerlerinin yüksek olması nedeniyle, jeostatistiksel modellemelerden önce veri setine logaritmik dönüşüm uygulanmıştır. Toprakların Zn için, en uygun yarıvaryogram modelini belirlemek için ayırma mesafeleri ise eşit bir şekilde 422 m olarak alınmıştır. Toprakların Zn içerikleri için en uygun yarıvaryogram modeli Küresel olarak belirlenmiştir. [Ağca ve Özdel \(2014\)](#) tarafından aynı bölgede daha önce yapılan çalışmada da Cu için en uygun modelin Spherical olduğu belirlenmiştir. Toprakların Zn değerleri için A_0 değeri 1810 m olarak alınmıştır (Çizelge 2). [Aşkın ve ark. \(2017\)](#) ise Zn içerikleri için A_0 değerini 692 m olarak hesaplamışlardır. Toprakların Zn içeriklerinin kuvvetli düzeyde yersel bağımlılık gösterdiği belirlenmiştir.

Besin Element İçeriklerinin Yersel Dağılımı

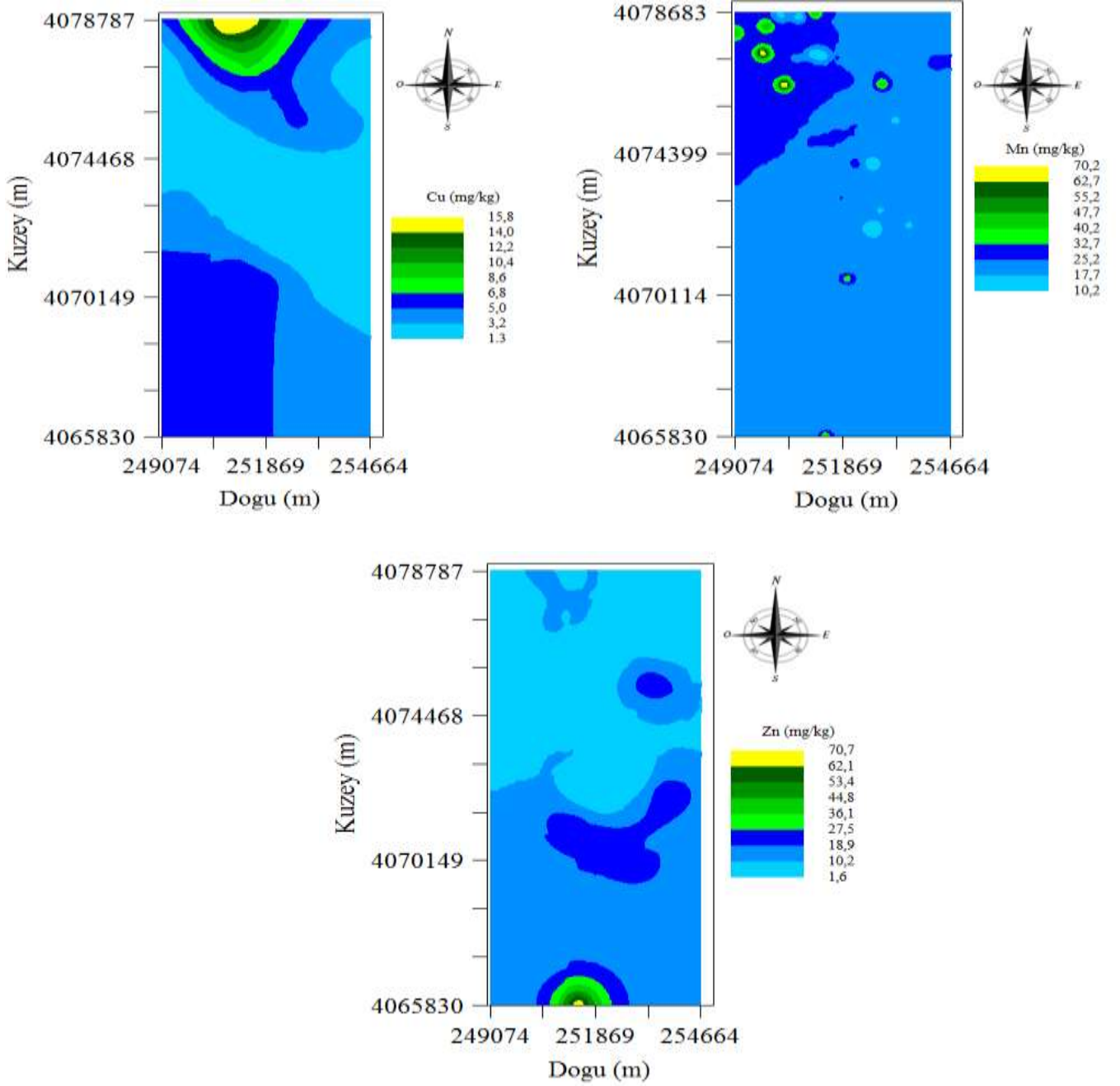
Tüm besin element içeriklerinin yersel değişim haritaları Windows uyumlu GS+ (sürüm 10) jeostatistik programı ile 2x2 blok kriging otokorelasyon yöntemi uygulanarak oluşturulmuştur (Şekil 2).

Çalışma alanındaki toprakların Na içeriklerine ait dağılım haritası incelendiğinde, Na içeriklerinin kuzey kesimlerde oldukça yüksek, güney kesimlerde ise düşük olduğu görülmektedir. Na içerikleri çalışma alanının kuzeyinde 45.7-82.8 mg kg⁻¹, güneyinde ise 23.5-45.7 mg kg⁻¹ arasında değişmektedir (Şekil 2).

Toprakların K değerlerinin dağılım haritası incelendiğinde, K içeriklerinin kuzey batı kesiminde, diğer kesimlere göre daha yüksek, güney kesiminde ise düşük olduğu görülmektedir. Toprakların K içerikleri ağırlıklı olarak 98-204 mg kg⁻¹ arasında değişmektedir (Şekil 2).



Şekil 2. Çalışma alanı topraklarının besin element içeriklerinin yersel dağılım haritaları



Şekil 2. (Devamı) Çalışma alanı topraklarının besin element içeriklerinin yersel dağılım haritaları

Çalışma alanı topraklarının Ca içeriklerinin güney ve orta kesimlerde yüksek, kuzey kesimlerde ise düşük olduğu görülmektedir. Yine, Ca içeriklerinin ağırlıklı olarak 3680 – 3150 mg kg⁻¹ değerleri arasında değiştiği belirlenmiştir (Şekil 2). Toprakların Mg içeriklerinin dağılım haritasına bakıldığında (Şekil 2), dağılımın orta kesimlerde yüksek, güney ve kuzey kesimlerde ise düşük olduğu görülmektedir. Çalışma alanı topraklarının P içeriğinin güney ve orta kesimlerde düşük, kuzey ve batı kesimlerde ise yüksek olduğu görülmektedir. Çalışma alanında P içeriği ağırlıklı olarak 1.9- 16.0 mg kg⁻¹ arasında değişmektedir (Şekil 2).

Çalışma alanı topraklarının Fe değerlerinin dağılım haritasına incelendiğinde (Şekil 2), Fe içeriklerinin kesimlerinde, diğer alanlara göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Tüm çalışma alanında Fe içerikleri ağırlıklı olarak 8.5 – 3.7 mg kg⁻¹ arasında değiştiği gözlemlenmiştir. Çalışma alanı topraklarında Mn değerlerinin dağılımı incelendiğinde, Mn içeriklerinin alanın kuzeydoğusundaki birkaç lokal bölgede, diğer kesimlere göre daha yüksek olduğu belirlenmiştir. Yine Mn içeriklerinin ağırlıklı olarak 0.2-17.7 mg kg⁻¹ arasında değiştiği görülmektedir (Şekil 2). Çalışma alanı topraklarının Cu değerlerinin dağılım haritası

incelendiğinde, en yüksek değerlere alanın kuzey kesimlerinde rastlanmıştır. Alandaki Cu içerikleri ağırlıklı olarak 1.3-5.0 mg kg⁻¹ arasında değişmiştir (Şekil 2). Çalışma alanı topraklarında en yüksek Zn değerlerinin alanın güney kesimindeki lokal bir alanda olduğu görülmektedir. Diğer alanlarda ise çok büyük bir değişikliğe rastlanmamıştır. Yine, alandaki Zn içeriğinin ağırlıklı olarak 1.6 - 27.5 mg kg⁻¹ arasında değiştiği belirlenmiştir (Şekil 2).

Sonuç

Bu çalışmada; bölge topraklarının bazı makro ve mikro besin element içerikleri belirlenmiş ve bunların yersel dağılımı incelenerek, her bir özelliğin alandaki yersel dağılım haritaları oluşturulmuştur.

Çalışma alanındaki toprakların verimlilik ile ilgili özelliklerinin dağılımlarının oldukça farklı sınırlar içinde değiştiği belirlenmiştir. Alanda magnezyum çok homojen olarak dağılırken, fosforun ise çok heterojen dağıldığı belirlenmiştir. Topraklardaki alınabilir makroelement içeriklerinin çoktan aza doğru sıralanışı Ca>Mg>K>Na, mikro besin elementleri içeriklerinin sıralanışı ise Mn>Fe>Zn>Cu şeklinde olduğu belirlenmiştir.

Toprakların önemli bir bölümünde (% 67.7) makrobesin elementlerinden potasyum (K) yeterli düzeyde olup, buralarda K'lı gübrelemeye gerek bulunmamaktadır. Ancak, alanın kuzeybatı ve doğusundaki bazı alanlarda (Şekil 2) K'lı gübre uygulanması önerilir. Yine toprakların önemli bir bölümünde fosfor (P) içeriğinin yeterli düzeyde olduğu belirlenmiştir. Ancak, P içeriği yeterli olmayan, alanın güney, orta ve doğu kesimlerindeki bazı alanlara (Şekil 2) fosforlu gübre verilmesi önerilmektedir. Diğer yandan çalışma alanındaki toprakların tamamında kalsiyum (Ca) ve magnezyum (Mg) yeterli düzeyde olduğundan, herhangi bir Ca ve Mg'lu gübre uygulanması gerekmemektedir.

Toprakların tamamında mikrobesein elementlerinden bakır, mangan ve çinko içerikleri yeterli düzeydedir. Bu nedenle tüm çalışma alanında bu elementler için gübre uygulamasına gerek yoktur. Ancak, toprak örneklerinin %29'ünde demir içerikleri yeterli düzeydedir. Demir içerikleri yeterli olmayan çalışma alanının orta kısımları dışındaki kesimlerde (Şekil 2) demir içerikli yaprak gübresi önerilmektedir.

Bu çalışmada bahsedilen gübre önerileri genel düzeyde olup, yetiştirilecek bitkiler için ne kadar makro ve mikro besin element gübresinin verilmesi gerektiği daha sonra yapılacak detaylı çalışmalarla ortaya konulmalıdır.

Toprakların besin element içeriklerinin birbirleri ile ilişkili olabileceği maksimum uzaklıklar (A0) 430 m (Ca içeriğinde) ile Cu (16560 m) arasında değişmiştir. Bu durum toprak özelliklerine göre örnekleme aralıklarının çok geniş sınırlar içinde değişebileceğini göstermektedir. Bu da bölgede besin elementleri ile ilgili olarak ileride yapılacak çalışmalarda A0 değerleri dikkate alınarak örnekleme uzaklıklarının belirlenmesi gerektiğini göstermektedir.

Bu çalışma sonuçları, bölgede bundan sonra yapılacak olan daha detaylı çalışmalara ışık tutacak ve bölge toprakları hakkındaki bilgi birikimine önemli katkılar sağlayacaktır.

Teşekkür

Bu makale, Yunus KARAKAYA'nın Hatay Mustafa Kemal Üniversitesi, Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü (BAP) tarafından 20.YL.007 nolu proje ile desteklenen Yüksek Lisans tezinin bir bölümünden hazırlanmıştır. Yazarlar, maddi destekleri nedeniyle BAP koordinatörlüğüne teşekkür ederler.

Kaynaklar

- Ağca, N. 2015. Spatial distribution of heavy metal content in soils around an industrial area in Southern Turkey. *Arab J Geosci.* 8:1111–1123.
- Ağca N, Özdel E, 2014. Assessment of spatial distribution and possible sources of heavy metals in the soils of Sariseki-Dörtüol District in Hatay Province (Turkey). *Environmental Earth Sciences*, 71(3): 1033-1047.
- Aishah AW, Zauyah S, Anuar, AR, Fauziahalyasian CI, 2010. Spatial variability of selected chemical characteristics of paddy soils in Sawah Sempadan, Selangor, Malaysia. *Journal of Soil Science.* 14: 27-39.
- Anonim, 2004. Hatay ili Tarım master planı. Tarım ve Köyşleri Bakanlığı Araştırma Planlama ve Koordinasyon Kurulu Başkanlığı Hatay Tarım İl Müdürlüğü. 232 s. Hatay.
- Anonim, 2018. <http://www.mta.gov.tr/v2.0/bolgeler/adana/bolgesel-jeoloji/jeoloji-hatay-2.pdf>

- Aşkın T, Türkmen F, Tarakçıoğlu C, Kulaç S, Aygün S, 2017. DTPA-extractable micronutrients: a geostatistical study from Ordu, Turkey. *Eurasian J Soil Sci.* 6 (2):154 – 160.
- Aydın G, Kurucu Y, Öztürk H.S, Demiral MA, Kızılkaya K, Atanır L, Yorulmaz A, Eylül MAK, 2008. Near – Infrared (NIR) yansıma tekniği kullanılarak söke ovası (aydın) topraklarının bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerinin belirlenebilirliği üzerine bir araştırma. Tübitak Projesi, Proje No: 1060208 2008. 155 s. Ankara.
- Banwasi R, Singh SK, Kumar N, Sahu KK, 2020. Assessing the accuracy of geostatistical techniques for mapping soil macronutrients on basaltic landscape of central India. *International Journal of Chemical Studies.* 8(1): 1014-101. DOI: <https://doi.org/10.22271/chemi.2020.v8.i1m.8379>.
- Dharumarajan S, Lalith M, Niranjana KV, Hegde R, 2022. Evaluation of digital soil mapping approach for predicting soil fertility parameters—a case study from Karnataka Plateau, India. *Arabian Journal of Geosciences.* 15: 386.
- Dongare, V.T., Reddy, G.P. O., Kharche, V.K., Ramteke, I.K. 2022. Spatial variability of soil nutrients under sugarcane cropping system in semi-arid tropics of western India using geostatistics and GIS. *Journal of Soil and Water Conservation* 21(1): 67-75. DOI: 10.5958/2455-7145.2022.00008.X
- FAO, 1990. Micronutrient, assessment at the country level: an International study. FAO Soil Bulletin by Sillanpaa. Rome.
- Günal HF, Akbaş E, Özgöz A, Ünlükara H, Yıldız A, Kurunç A, Çetin A, Erşahin S, 2008. Kazova'da sürdürülebilir tarımsal üretim için gerekli güncel veri tabanının oluşturulması. TÜBİTAK Projesi Raporu, TOVAG 105.
- Helmke PA, Sparks DL, 1996. Lithium, sodium, potassium, rubidium, and cesium. (D.L. Sparks, editör). *Methods of Soil Analysis, part:3, Chemical methods.* Number 5 in the Soil Science Society of America Book Series. 551-574. Soil Science Society of America, Inc. Madison Wisconsin, USA.
- Isaaks, HE, Srivastava RM, 1989. *Applied geostatistics.* Oxford University press, Inc. 561 p.
- Khadka D, Lamichhane S, Giri RK, Chalise B, Amgain R, Sushila Joshi S, 2020. Geostatistical based soil fertility mapping of Horticultural Research Station, Rajikot, Jumla, Nepal. *Journal of Agriculture and Natural Resources.* 3(2): 257-275.
- Laekemariam F, Kibretb K, Mamoc T, Hailu Shiferaw H, 2018. Accounting spatial variability of soil properties and mapping fertilizer types using geostatistics in Southern Ethiopia. *Communications in Soil Science and Plant Analysis.* 49 (1): 124–137. <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.142165>
- Lindsay W, Norwell, W A, 1978. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society America Journal.* 42:421-428.
- Li C, Wang X, Qin M, 2021. Spatial variability of soil nutrients in seasonal rivers: A case study from the Guo River Basin, China. *Plos One.* 16(3): e0248655.
- Liu W, Su Y, Yang R, Yang Q, Fan G, 2011. Temporal and spatial variability of soil organic matter and total nitrogen in a typical oasis cropland ecosystem in arid region of Northwest China. *Environ Earth Sci.* 64:2247–2257.
- Olsen SR, Cole V, Watanabe FS, Dean LA, 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction sodium bicarbonate, USDA.
- Öztaş T, 1995. Jeostatistiğin toprak bilimindeki önemi ve uygulaması. İ. Akalan Toprak ve Çevre Sempozyumu Bildiriler kitabı. I:271-280, Ankara.
- Özden N, Sökmen Ö, Uslu İ, Aras S, 2022. Manisa ili tarım topraklarının verimlilik durumları ile mikro element kapsamalarının belirlenerek haritalanması. *Anadolu. J. of AARI,* 32 (2): 228-241. DOI: 10.18615/anadolu.1225168
- Sharma RP, Chattaraja S, Vasua D, Karthikeyana K, Tiwarya P, Naitama R K, Dasha B, Tiwaria G, Jangira A, Daripaa A, Singh S K, Anantwara SG, Nimkar A M, 2020. Spatial variability assessment of soil fertility in black soils of central India using geostatistical modelling. *Archives of Agronomy and Soil Science,* <https://doi.org/10.1080/03650340.2020.176667>.
- Sharma R, Sood, K, 2020. Characterization of spatial variability of soil parameters in apple orchards of Himalayan region using geostatistical analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis.* <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.174463>.
- Suarez DL, 1996. Beryllium, magnesium, calcium, strontium, and barium. (D.L. Sparks, editor). *Methods of Soil Analysis, part:3, Chemical methods.* Number 5 in the Soil Science Society of America Book Series. 575-602. Soil Science Society of America, Inc. Madison Wisconsin, USA.

- Tagore G S, Sethya S K, Kulharea P S, Sharma GD, 2023. Characterization of Spatial Variability of Micro Nutrients in Soils: Classical Vs. Geo-Statistical Approach. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 54 (4):472-487. <https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2118292>.
- Tepecik M, Özen F, Bolca B, Kayıkçioğlu HH, İlbi H, Erdoğan Bayram S, 2022. Menemen ovası entisol topraklarının verimlilik durumlarının belirlenmesi ve haritalarının oluşturulması. *Anadolu, J. of AARI*. 32 (2): 143-160. DOI: 10.18615/anadolu.122337
- Zhou HH, Chen YN, Li WH, 2010. Soil properties and their spatial pattern in an oasis on the tarim river, northwest China. *Agricultural Water Management*. 97(11): 1915-1922.



Arazi koşullarında çinko ile kirletilmiş toprağın biyolojik özelliklerindeki değişim

Betül BAYRAKLI^{1*}, Rıdvan KIZILKAYA²

¹Karadeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü, Samsun

²Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, Samsun

Öz

Toprak mikroorganizmaları ve bunların aktiviteleri toprak kirliliğinin izlenmesi ve değerlendirilmesinde önemli araçlar olarak değerlendirilmektedir. Bu çalışmada, tın bünyeli bir toprağa artan dozlarda uygulanan çinko (Zn)'nin toprağın mikrobiyal biyomas karbon (C_{mic}), toprak solunumu (TS), üreaz (UA) ve β -glikosidaz (β -GA) aktiviteleri gibi mikrobiyal özelliklerindeki değişimler değerlendirilmiştir. Deneme tesadüf blokları deneme desenine göre üç tekerrürlü ve 0, 75, 150, 300, 600 ve 1200 mg kg^{-1} Zn dozları olarak kurulmuştur. Toprak mikrobiyolojik özelliklerindeki değişiklikleri belirlemek için her parselden yıl boyunca her ay toprak örnekleme yapılmıştır. Çalışmanın sonuçlarına göre; toprağın C_{mic} 'i kontrol uygulamasına kıyasla yüksek Zn dozlarında düşmüştür. Buna karşın, TS kontrole göre düşük Zn dozlarında düşerken yüksek dozlarda artış göstermiştir. Toprağa uygulanan tüm çinko dozlarının β -GA üzerinde olumsuz etkilere sahip olduğu görülmektedir. Üreaz aktivitesi ise orta ve yüksek dozlardaki Zn'den olumsuz etkilenmiştir.

Anahtar Kelimeler: : Çinko, toprak, mikrobiyal biyomas, üreaz ve β -glikosidaz, toprak solunumu.

Change in the biological properties of soil contaminated with zinc in field conditions

Abstract

Soil microorganisms and their activities are considered as important factors in the monitoring and evaluation of soil pollution. In this study, the changes in the microbial properties of the soil such as microbial biomass carbon (C_{mic}), soil respiration (TS), urease (UA) and β -glycosidase (β -GA) activities of Zn applied at increasing doses to a loam textured soil were evaluated. The experiment was established according to the randomized blocks experimental design with three replications and doses of 0, 75, 150, 300, 600 and 1200 mg kg^{-1} Zn. To determine the changes in soil microbiological properties, soil samples were taken from each plot every month throughout the year. According to the results of the study; C_{mic} of soil decreased at higher Zn doses compared to control treatment. On the other hand, TS decreased at low Zn doses and increased at higher doses compared to control. All doses of zinc applied to the soil appear to have negative effects on β -GA. Urease activity was negatively affected by medium and high doses of Zn.

Keywords: Zinc, soil, microbial biomass, enzyme activity, soil respiration.

© 2023 Türkiye Toprak Bilimi Derneği. Her Hakkı Saklıdır

Giriş

Birbirine ayrılmaz bir şekilde bağlı ve biri diğerine sürekli tesir eden toprak, su, bitki, hava ve diğer ekolojik faktörler yaşadığımız çevreyi meydana getirir. Bilindiği gibi çevre canlıların yaşamını sağlayan ve onları sürekli etkisi altında bulunduran faktörler kompleksidir. Çevreyi oluşturan temel unsurlardan hava, su ve toprakta doğal koşullar altında, ekolojik bir denge söz konusudur. Bu denge sonucu, canlılar gelişim süreçlerini herhangi bir aksaklık göstermeden, bu ortamlarda yürütürler. Bu ortamlar için yabancı olan maddeler ve ortamda bulunup da konsantrasyonları aşmış değerlerin üzerine çıkanlar belirli değerlerden sonra kirletici olarak nitelendirilirler. Bunların ekolojik çevreye olan zararları sadece ortamda bulunup

* Sorumlu yazar:

Tel. : 0 505 468 2693

E-posta : bbetul25@gmail.com

Makale Türü: **ARAŞTIRMA MAKALESİ**

Geliş Tarihi : 19 Nisan 2023

Kabul Tarihi : 02 Haziran 2023

e-ISSN : 2146-8141

DOI : 10.33409/tbbbd.1285858

bulunmamalarıyla ilgili olmayıp, aynı zamanda bulunma miktarıyla da ilgilidir. Bu anlamda kirlilik, ortamın doğal özelliklerinin canlılar ile çevreyi, doğal dengeyi bozacak ve ortamda yaşamı olumsuz yönde etkileyecek biçimde değişimi olarak tanımlanabilir (Korkmaz ve Kızılkaya,1998).

Artan kent nüfusu, sürekli gelişen sanayi ve tarımda kullanılan gübre, pestisit ve düzenleyiciler gibi girdiler toprakta ve sulara ağır metal birikimine neden oluşturmaktadır (Sushkova ve ark., 2020; Minkina ve ark., 2021). Bunların toprak, su ve vejetasyon yapısında oluşturdukları kimyasal, biyokimyasal ve biyolojik değişiklikler uzun bir süredir bilim çevrelerinde ilgiyle izlenmektedir (Minkina ve ark., 2018; Burachevskaya ve ark., 2020). Çünkü düşük konsantrasyonlarda normal bitki gelişimi için zorunlu sayılan demir (Fe), bakır (Cu), çinko (Zn) gibi elementlerin yüksek konsantrasyonları bitkide ve toprakta zararlı etkiler yapmaktadır (Burachevskaya ve ark., 2021). Ayrıca bitkiler için gerekli olmayan kadmiyum (Cd), kurşun(Pb), arsenik (As), krom (Cr) gibi elementlerin özellikle bitki ve topraktaki toksik etkileri de dikkat çekmektedir (Aşkın ve ark., 2006). Bu elementler içerisinde Zn'nin ise ayrı bir yeri bulunmaktadır. Diğer metaller ya da ağır metaller gibi Zn'de, endüstriyel işletmelerin baca emisyonlarından, kentsel ve evsel atıklardan, motor aşınmaları gibi yollar ile topraklara ulaşabileceği gibi tarımsal faaliyetler ile de diğer mikroelementlere göre çok daha fazla miktarda topraklara ulaşabilmektedir. Tarım topraklarının üretkenliğinin sağlanması, verimlilik potansiyelinin artırılması, toprak kalitesi ve sağlığının korunmasında toprak mikroorganizmalarının büyük önemi bulunmaktadır. Ayrıca, toprak mikroorganizmaları ve bunların aktiviteleri toprak kirliliğinin izlenmesi ve değerlendirilmesinde önemli araçlar olarak ta değerlendirilmektedir. Toprak enzim aktiviteleri, doğal ve antropojenik bozuklukları yansıtan ve toprağı değerlendiren biyoindikatörler olarak toprak kirliliğini değerlendirmek için kullanılacak en ucuz ve en kolay tekniklerden biridir (Hinojosa ve ark., 2004; Baum ve ark., 2003). Ağır metaller biyolojik özellikler dahil olmak üzere toprağın birçok özelliğini etkilemektedir (Huang ve Shindo, 2000). Ağır metaller ile enzim aktivitesinin güçlü inhibisyonu, birçok araştırmacı tarafından net bir şekilde ortaya konulmaktadır (Kahkonen ve ark., 2008; Kızılkaya, 2008; Malley ve ark., 2006; Oliviera ve Pampulha 2006).

Bu çalışmada, tın bünyeli bir toprağı artan dozlarda uygulanan Zn'nin toprakların biyolojik özelliklerinde meydana getirdiğı değişimler tarla şartlarında incelenmiştir. Mikroorganizmalar toprak sağlığı ve kalitesinin korunması açısından oldukça önemlidir ve aktiviteleri toprak kirliliğinin izlenmesi ve değerlendirilmesinde kullanılan önemli parametrelerdir. Bu bağlamda, bu çalışmada Zn kirlenmesine bağlı olarak toprakların bazı biyolojik parametrelerindeki değişimler ortaya konulmuştur.

Materyal ve Yöntem

Deneme, Samsun iline bağlı Bafra İlçesindeki Bafra Tarım İlçe Müdürlüğü'ne ait arazide yürütülmüştür (41°34'34"N 35°53'53"E). Deneme yeri toprakları Pedogenetik horizon gelişimini çok az gösterdikleri ve Kızıllırmak'ın getirdiğı alüvyonlar üzerindeki taşkın düzlüklerde yer aldıklarından dolayı "Typic Udifluent" olarak tanımlanmışlardır (Yüksel ve Dengiz,1996). Bafra Ovasında Orta Karadeniz Bölgesinde görülen ılıman iklim özellikleri hakimdir. Toprak örneklemelerinin yapıldığı aylara ait ortalama yağış ve sıcaklık değerleri Şekil 1'de verilmiştir. Zn kirliliğini sağlamak için gerekli olan çinko, ZnSO₄.7H₂O (%22 Zn) formunda Ekmekçioğlu A,Ş'den sağlanmıştır.

Denemede uygulanan Zn dozlarını belirlemek amacıyla, deneme arazisinden alınan toprak örneklerine laboratuvar koşullarında artan düzeylerde Zn verilerek toprağın Zn adsorbsiyon kapasitesi belirlenmiştir (Elsokkary, 1979). Bu düzeyin ise deneme toprağında 650 mg.kg⁻¹ olduğu saptanmıştır. Denemede Zn uygulama dozları adsorpsiyon kapasitesinin altında ve üstünde doz uygulaması olacak şekilde 0, 75, 150, 300, 600, 1200 mg.kg⁻¹ olarak belirlenmiştir. ZnSO₄.7H₂O'dan hazırlanan Zn uygulama dozları parsellere verilirken eşit miktarda su içerisinde çözülmüş (15 lt/parsel) şeklinde verilmiştir. Deneme tesadüf blokları deneme desenine göre 3 tekerrürlü olarak kurulmuş ve toplam 18 parselden oluşmuş ve parsel büyüklükleri 5.5 m² (1x5.5 m)'dir. Denemede herhangi bir sulama, gübreleme, ilaçlama vs. işlem yapılmamış, parsellerde gelişen yabancı otlar ise gelişmelerinin başında düzenli olarak elle temizlenmiştir.

Denemenin kurulduğu tarih olan 18.10.2004 tarihinden itibaren bir yıl süre ile her ay 0-20 cm'den toprak örnekleri Jones (2001) tarafından bildirildiğı şekilde alınmıştır ve örnek alma aşamasında 2 mm'lik elekten elenmiştir. Alınan toprak örnekleri +4°C'de portatif soğutucu içerisinde laboratuvara getirilerek analizleri yapılmış, beklemesi gerekenler +4°C'lik buzdolabında saklanmıştır.



Şekil1. Örneklemenin yapıldığı aylara ait yağış ve sıcaklık değerleri

Denemenin kurulduğu toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerini belirlemek için toprak örneklerinin; kil, silt ve kum fraksiyonları hidrometre yöntemi ile, toprak reaksiyonu (pH) 1:1(w/v) toprak: saf su karışımında pH-metre ile, Elektriksel İletkenlik (EC) 1:1 (w/v) toprak: saf su karışımında EC-metre ile, organik madde kapsamı Walkey-Black yöntemi ile, kireç kapsamı (CaCO₃) Scheibler kalsimetresi ile volümetrik olarak belirlenmiştir (Rowell, 1996). Toprağın toplam Zn içeriği 1:10(w/v), toprak: kral suyu ile elde edilen ekstrakt kullanılarak atomik adsorpsiyon spektrofotometresinde (AAS) belirlenmiştir (Kick ve ark. 1980).

Biyolojik aktivitesi bozulan toprakta nitrifikasyon, toprak solunumu, enzim aktivitesi ve organik maddenin mineralizasyonu gibi süreçler olumsuz yönde etkilenmektedir. Bu nedenle söz konusu bu olumsuz etkileri takip edebilmek için her ay parsellerden toprak örnekleme yapılarak mikrobiyal biyomas karbon (C_{mic}), toprak solunumu (TS), üreaz (UA) ve β-glikosidaz (β-GA) aktiviteleri gibi mikrobiyal özelliklerindeki değişimler belirlenmiştir. Parsellerden alınan toprak örneklerinde % nem belirlenerek biyolojik analizlerin sonuçları kuru toprak cinsinden ifade edilmiştir. Toprak örneklerinin toprak solunumu Anderson (1982) tarafından bildirildiği şekli ile, mikrobiyal biyomas karbon içerikleri Anderson ve Domsch (1978) tarafından bildirilen substrat indirgenme yöntemine göre, üreaz aktivitesi Hoffmann ve Teicher (1961) tarafından bildirildiği şekilde, β-glikosidaz aktivitesi Eivazi ve Tabatabai (1988) tarafından bildirildiği şekilde belirlenmiştir.

Denemeden elde edilen bulgulara ait veriler, tesadüf blokları deneme desenine göre Yurtsever (1984) tarafından bildirildiği şekilde değerlendirilmiştir.

Bulgular ve Tartışma

Deneme topraklarının özellikleri

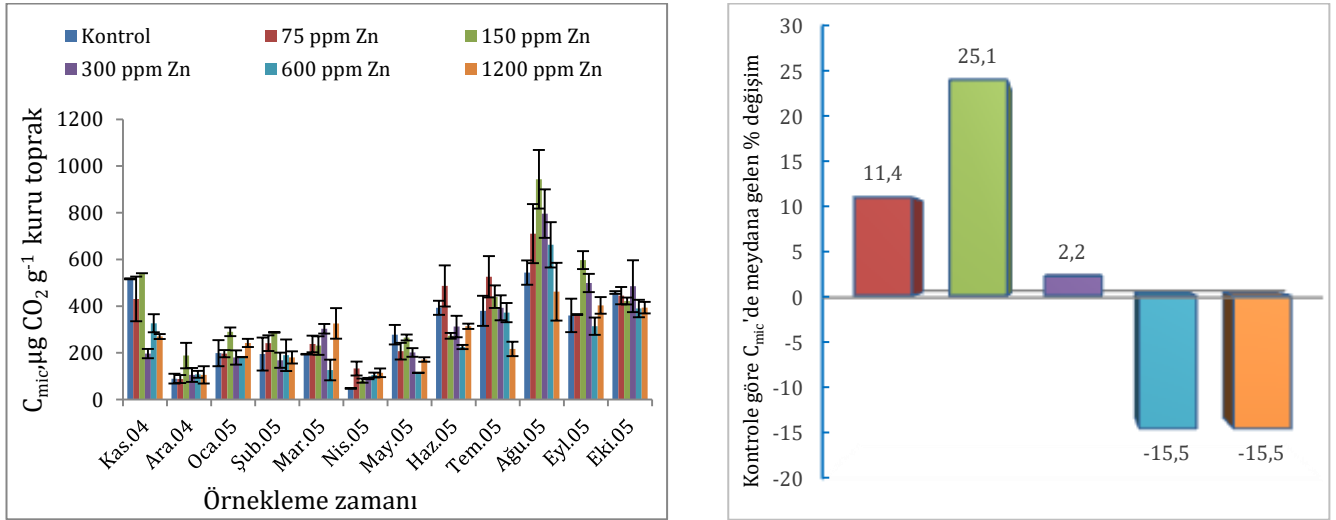
Deneme arazisine ait toprağın bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri Çizelge 1'de verilmiştir. Buna göre denemenin kurulduğu toprak tın bünyeli, düşük organik madde (%1.53) içeriğine sahip, hafif alkalın reaksiyonlu (pH:8.25), orta kireçli (%11.08), tuzsuz bir toprak olup (EC: 0,32 dS m⁻¹) toplam Zn değeri 88.49 mg.kg⁻¹'dir.

Çizelge 1. Deneme toprağının bazı özellikleri

Kil, %	17.40
Silt, %	34.29
Kum, %	48.31
Tekstür Sınıfı	Tın (L)
Organik madde kapsamı, %	1.53
EC, dSm ⁻¹	0.32
pH (1:1)	8.25
Kireç kapsamı, %	11.08
Toplam Zn, mg.kg ⁻¹	88.49

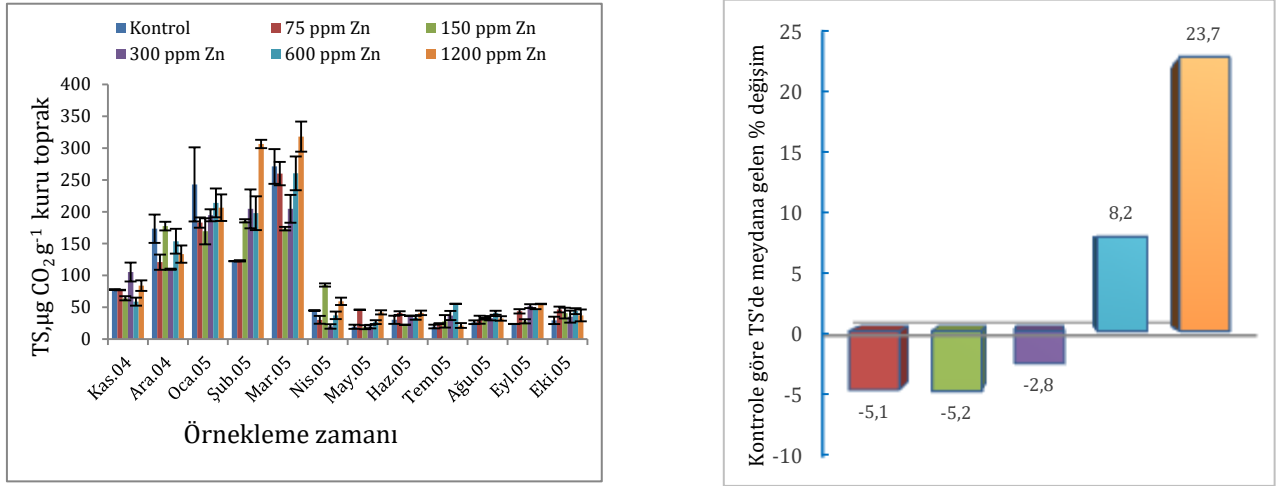
Zn ile kirlenmiş toprakların mikrobiyal biyomas C ve toprak solunumundaki değişimler

Artan düzeylerde çinko uygulanması, deneme süresince her ay alınan toprak örneklerindeki mikrobiyal biyomas C (C_{mic}) ve toprak solunumundaki (TS), değişimler Şekil 2 ve 3'te görülmektedir. Şekil 2 incelendiğinde Zn uygulama dozu arttıkça C_{mic} kapsamında önemli azalmaların meydana geldiği görülmektedir. Tüm toprak örnekleme dönemlerinin ortalama verileri dikkate alındığında 75, 150 ve 300 mg.kg⁻¹'lik Zn uygulama dozlarının C_{mic} 'i sırasıyla % 11,4, 25,1 ve 2,2 düzeylerinde artırdığı buna karşın 600 ve 1200 mg.kg⁻¹'lik uygulama dozunun ise %15,5 oranında azalttığı saptanmıştır. Sonuç olarak topraklara ilave edilen Zn'nin düşük dozlarının C_{mic} 'i uyardığı, yüksek dozlarının ise C_{mic} 'de önemli azalmalar meydana getirebileceği söylenebilir. Yapılan çalışmalar ile topraklara yüksek miktarlarda uygulanan Zn'nun C_{mic} 'de önemli azalmalara neden olduğu ortaya konulmuştur (Kızılkaya ve ark. 2004; Okur ve Çengel,1995). Song ve ark. (2018), artan dozla Zn uygulamasının toprağın C_{mic} konsantrasyonunu azalttığını ifade etmişlerdir. Stefanowicz ve ark. (2020) önemli bir Zn-Pb madencilik alanında yaptıkları çalışmaya göre toplam ve/veya yarayışlı ağır metallerin, mikrobiyal biyokütle, enzimatik aktivite ve AMF üzerinde önemli olumsuz etkileri olduğunu ifade etmişlerdir. Zhang ve ark. (2016) yaptıkları çalışmada topraktaki kirlilik seviyesinin artmasıyla toprak mikrobiyal biyokütlesinin azaldığını ifade etmiştir. Kızılkaya ve ark. (2004), tarım topraklarında ağır metal kontaminasyonu ile C_{mic} , toprak solunumu, dehidrogenaz ve katalaz aktivitesinde düşüşler olduğunu ve bu mikrobiyolojik özelliklerin, tarımsal ekosistemlerde ağır metal kontaminasyonunun hassas bir göstergeleri olduğunu ifade etmişlerdir.



Şekil 2. Artan düzeylerde Zn'nin mikrobiyal biyokütle C (C_{mic}) kapsamında meydana getirdiği değişim

Zn uygulama dozu arttıkça TS'da azalmaların meydana geldiği belirlenmiştir (Şekil 3). Tüm toprak örnekleme dönemlerinin ortalama verileri dikkate alındığında, kontrol ile karşılaştırıldığında toprağa artan düzeylerde verilen düşük Zn dozlarının TS'yi azalttığı, yüksek dozlarının ise TS'yi artırdığı belirlenmiştir. Zhang ve ark. (2010), yüksek solunum hızı, elverişli habitat koşullarından kaynaklanan artan mikrobiyal büyümeyi veya çevresel stres altında detoksifikasyon da dahil olmak üzere onarım için artan enerji harcamasını gösterebileceğini ifade etmişlerdir. Yani ağır metal gibi bir çevresel stresin mikroorganizmaların enerji harcamasını artırdığını ve buna bağlı olarak mikrobiyal solunumun arttığını göstermiştir. Ayrıca mikroorganizmalar için organik C başta olmak üzere diğer besin maddelerinin ortama ilave edilmeden yüksek Zn seviyeleri ile toprakların kirlenmesi durumunda TS'de azalmaların meydana gelmeyeceği söylenebilir. Çünkü, topraklardaki CO₂ üretimi büyük ölçekte bitki kökleri ve mikrobiyal solunumdan meydana gelebileceği gibi topraktaki serbest karbonatlar ve topraklara ilave edilen çeşitli kimyasalların kimyasal veya biyokimyasal süreçler sonunda da CO₂ üretmesinden kaynaklanabilmektedir (Stotzky, 1956). Bunlar özellikle kimyasal dekarboksilasyon (Bunt ve Rovira, 1955) ile topraklara ilave edilen karbonat ve çeşitli kimyasal maddeler ile organik asitlerin sonucu (Chase ve Gray, 1957) CO₂ üretimidir. Denemedeki 600 ve 1200 mg.kg⁻¹ dozlarındaki yüksek TS'nin sebebi bunlardan kaynaklanmış olabilir.

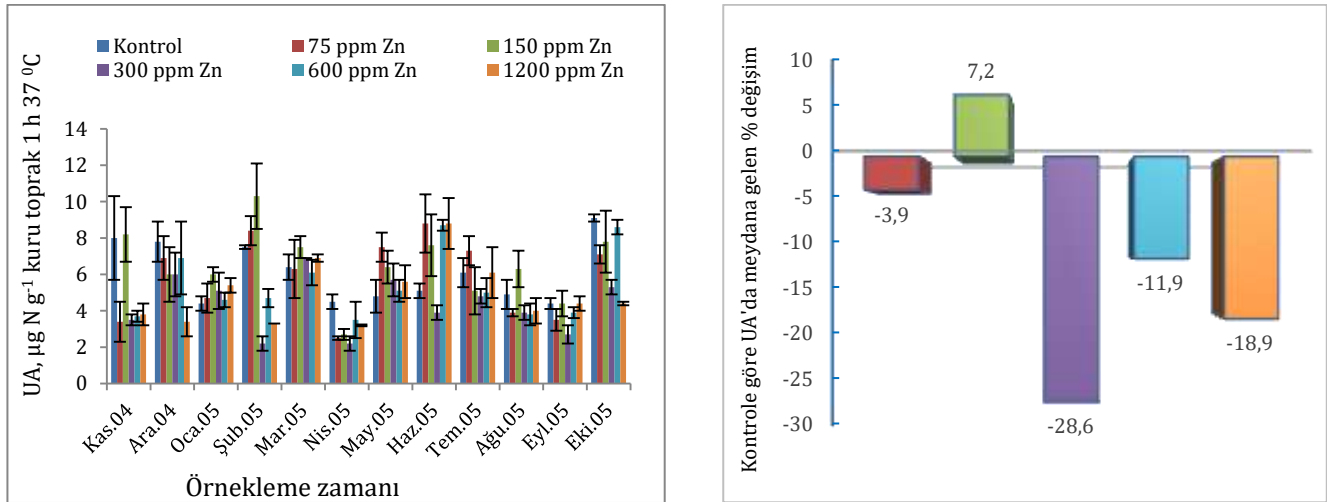


Şekil 3. Artan düzeylerde Zn'nin toprak solunumunda (TS) meydana getirdiği değişim

Tüm uygulama dozlarında örneklem dönemleri arasında da önemli farklılıklar belirlenmiş olup, en yüksek C_{mic} kapsamının Ağustos ayında en yüksek TS kapsamının Şubat ve Mart aylarında olduğu görülmektedir. Örneklem dönemlerinde C_{mic} ve TS'de meydana gelen farklılığın temel sebebi muhtemelen, yağış ve sıcaklık gibi iklimsel faktörlerdeki değişmelerin toprakların biyolojik özelliklerini büyük ölçüde etkilemesidir. Mevsimsel değişikliklerin toprak mikrobiyal biyokütlesi üzerinde büyük etkisi olduğu yapılan çalışmalarda da belirtilmiştir (Devi ve Yadava, 2006; Singh ve ark. 2020). Bargali ve ark. (2018), yaptıkları çalışmada kış mevsimindeki ani düşüş ve yağmurlu mevsimdeki yükselişlerin C_{mic} 'de belirgin farklılıklar oluşturduğunu ifade etmişlerdir. Genel olarak sıcak nemli yağışlı mevsimde, soğuk ve kuru kış mevsimine göre C_{mic} 'in daha yüksek olduğu ifade edilmektedir (Devi ve Yadava, 2006; Iqbal ve ark., 2010; Shang ve ark.2016). Kış mevsiminde düşük C_{mic} değerleri, mikroorganizmaların düşük aktivitelerinden ve kuru ve serin bir dönemde yavaş ayrışma hızlarından kaynaklanıyor olabilir.

Zn ile kirlenmiş toprakların enzim aktivitelerinde meydana gelen değişimler

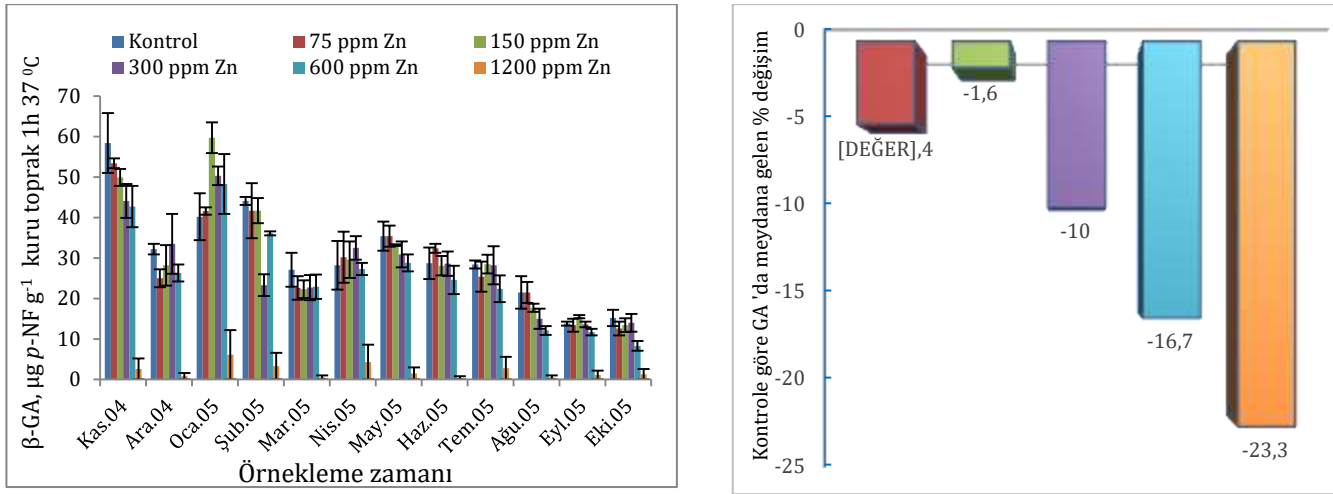
Artan düzeylerde çinko uygulanması, deneme süresince her ay alınan toprak örneklerindeki üreaz aktivitesi (UA) ve β -glikosdaz aktivitesindeki (β -GA) değişimler Şekil 4 ve 5'te görülmektedir.



Şekil 4. Artan düzeylerde Zn'nin üreaz aktivitesinde (UA) meydana getirdiği değişim

Zn uygulama dozu arttıkça UA, β -GA aktivitesinde azalmaların meydana geldiği belirlenmiştir (Şekil 4 ve 5). Yüksek (300, 600 ve 1200 mg.kg⁻¹) Zn dozlarının UA'yı % 28,6, 11,9 ve 18,9 oranında, β -GA'yı ise tüm Zn uygulama dozlarında sırasıyla kontrole göre % 5,4, 1,6, 10,0, 16,7 ve 23,3 engellediği belirlenmiştir. Bu durum, Zn'nin yüksek dozlarının UA ve β -GA enzimi üzerindeki olumsuz etkisinden kaynaklanmaktadır. Ağır metallerin enzimler üzerindeki olumsuz etkisi; enzimlerde bulunan aktif grupları maskeleymesi, proteinlerin denatürize olması veya aktif gruplarla metal iyonları arasında rekabetin ortaya çıkması ve protein molekülü içerisinde serbest bulunan amino ve sülfidril gruplarının bazı ağır metallerle kompleksler oluşturmasından kaynaklanmaktadır (Domsch, 1985). Khan ve ark. (2007), hücre dışı enzimlerin ağır

metaller tarafından inaktive edildiğini bildirmiştir. Mekanizmalar, metallerin enzimlerdeki bazı amino asitlere bağlanmasını ve enzimleri üretmekten sorumlu mikroorganizmaların sayısını dolaylı olarak azaltması olarak ifade etmiştir (Doelman ve Haanstra, 1986; Kunito ve ark.2001).



Şekil 5. Artan düzeylerde Zn'nin glikosidaz aktivitesinde (GA) meydana getirdiği değişim

Toprak enzim aktivitelerinin ağır metaller tarafından inhibisyonunu etkileyen birçok faktör olduğu için bu çok karmaşık bir konudur (Karaca et. al.2010). Hidrolazlar gibi hücre dışı enzimler esas olarak killer ve humus ile ilişkili olduğundan (Nannipieri ve ark., 1996; Morena ve ark., 2009) toprak özellikleri enzimlerin ağır metallerden etkilenmesinde önemli rol oynar. Bizim çalışmamızda da β -GA'nın tüm Zn uygulama dozlarında UA'nın ise orta ve yüksek Zn doz uygulamalarında kontrole göre düşümler göstermesi deneme toprağın organik madde ve kil içeriğinin düşük (Çizelge 1) olmasından da kaynaklanabilir.

Aslında, ağır metaller dahil tüm metaller genellikle toprakta düşük konsantrasyonlarda bulunur ve toprak organizmaları için gerekli mikro besinleri sağlar; ancak, çeşitli sebeplerle topraklardaki konsantrasyonları artmaktadır bu artan konsantrasyon enzim aktiviteleri üzerinde olumsuz etkiler oluşturmaktadır. Bizim çalışmamızda da yüksek (300, 600 ve 1200 mg kg^{-1}) Zn dozlarının UA ve β -GA'yı etkilediği görülmektedir. Yapılan çalışmalar yüksek düzeylerde uygulanan Zn'nin uygulama dozlarına ve inkübasyon süresine göre UA ve GA aktivitesini azalttığını ortaya koymaktadır (Tabatabai, 1977; Baath,1989; Ataman ve Arcak, 2000). Hemide ve ark. (1997), 2000 mg g^{-1} Cu^{2+} ve Zn^{2+} 'nin toprakta üreaz aktivitesinin tamamen yok olmasına neden olduğunu bildirmiştir. Wyszowska ve ark. (2006), 50 mg kg^{-1} metal konsantrasyonunun (Cu, Zn, Ni, Pb, Cd ve Cr) toprak enzim aktivitelerini (dehidrogenaz, üreaz, asit fosfataz ve alkalın fosfataz) inhibe ettiği sonucuna varmıştır. Toprağın kirlilik derecesinin artması toprağın enzim aktivitelerinde azalmaya neden olmuş en yüksek enzim aktivitesi kirlenmemiş toprakta, en düşük ise en kirli toprakta bulunmuştur (Hinojosa ve ark. 2004). Moreno ve ark.(2009) çalışmalarında 300, 650 ve 1300 mg kg^{-1} düzeyinde Zn uygulamışlar ve en yüksek Zn doz uygulamasının toprakların UA ve β -GA değerlerinde önemli düşüşler meydana getirdiğini ifade etmişlerdir.

Çalışmamızda; kontrole göre değişim değerlerine baktığımızda özellikle en yüksek uygulama dozlarında (600 ve 1200 mg kg^{-1}) Zn uygulaması β -GA enzimi üzerinde UA'ya göre daha yıkıcı sonuçlara neden olmuştur (Şekil 4 ve 5). Enzim aktiviteleri toprağın fiziksel ve kimyasal özelliklerinden çok yüksek oranda etkilendiği için ağır metallere karşı en hassas enzimlerini belirlemek oldukça zordur (Schloter ve ark. 2003). Dolayısı ile farklı çalışmalarda farklı duyarlılıklar ifade edilmektedir. Wyszowska ve ark. (2006), enzimlerin metal duyarlılıklarının dehidrogenaz>üreaz>alkali fosfataz> asit fosfataz sırasını izlediğini bildirmiştir. Moreno ve ark.(2009)'in çalışmasında ağır metal kontaminasyonuna karşı en yüksek duyarlı hidrolaz aktiviteleri UA, APA ve β -GA olarak ifade etmiştir. Ayrıca her toprak enzimi, ağır metallere karşı farklı bir hassasiyet sergiler (Karaca ve ark. 2010). Shen ve ark. (2005) üreaz aktivitesinin inhibisyon sırasının genellikle Cr > Cd > Zn > Mn > Pb sıralamasına göre azaldığını bildirmiştir (Zheng ve ark. 1999). Yani üreaz aktivitesini en fazla etkileyen element Cr olmuş bunu Cd ve Zn takip etmiştir. Dolayısıyla bu çalışmada UA'nın β -GA'ya göre Zn kirliliğinden daha az etkilenmesi bundan da kaynaklanabilir.

Tüm uygulama dozlarında parsellerde belirlenen UA ve β -GA aktivitesindeki değişimin, örnekleme dönemleri arasında önemli farklılıklar belirlenmiştir. Toprak enzimleri, canlı organizmalar tarafından

üretildikleri için mevsime bağlı makromoleküllerdir. Ancak bu farklılık, canlı mikrobiyal faaliyetlerin değerlendirilmesinde indikatör olarak kullanılan diğer özellikler gibi (C_{mic} , TS) yılın belirli bir döneminde belirgin bir değişim göstermemiştir. Bu durumun UA ve β -GA enziminin ekstraselüler oluşu ile ilgili olabileceği düşünülmektedir. Zhang ve ark. (2008), ağır metallerin toprak enzimleri üzerindeki etkisinde mevsimsel bir farklılık olduğunu bulmuşlardır. Ağır metallerin etkisi ilkbahar ve yaz aylarında sonbahardan daha belirgin olmuştur.

Sonuç

Bu çalışmada, tın bünyeli bir toprağa artan dozlarda uygulanan çinko (Zn)'nun toprağın mikrobiyal biyokütle karbon (C_{mic}), toprak solunumu (TS), üreaz (UA) ve β -glükosidaz (β -GA) aktiviteleri gibi mikrobiyal özelliklerindeki değişimler değerlendirilmiştir. Çalışmanın sonuçlarına göre; toprağın C_{mic} 'u değeri kontrol uygulamasına kıyasla yüksek Zn dozlarında düşmüştür. Buna karşın, TS değeri kontrole göre düşük Zn dozlarında düşerken yüksek dozlarda artış göstermiştir. Toprağa uygulanan tüm çinko dozlarının β -GA üzerinde olumsuz etkilere sahip olduğu görülmektedir. UA ise orta ve yüksek dozlardaki Zn'den olumsuz etkilenmiştir. Ağır metallerin toprak ekosistemleri üzerinde uzun vadeli tehlikeli etkilere neden olduğu ve toprak biyolojik süreçlerini olumsuz etkilediği bilinmektedir. Bu nedenle ağır metallerin izlenmesi ve topraktaki konsantrasyonlarının düzenlenmesi toprak sağlığı ve kalitesi açısından büyük önem taşımaktadır. Toprak enzim aktivitelerinin ağır metaller tarafından inhibisyonunu etkileyen birçok faktör olduğu için bu kompleks bir konudur. Bu nedenle bu çalışmaların farklı özelliklere sahip topraklarda farklı ağır metallerde, farklı ağır metal konsantrasyonda ve daha fazla enzim aktivitesi ile çalışılması karmaşık olan bu konunun daha iyi anlaşılmasını sağlayacaktır.

Kaynaklar

- Anderson JPE. 1982. Soil respiration. In: Methods of soil analysis, Part 2, Chemical and microbiological properties. Page, A. L. (Ed.) ASA - SSSA, Madison, Wisconsin, USA. pp. 831-871.
- Anderson JPE, Domsch KH. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10: 215- 221.
- Aşkın T, Kızılkaya R, Gülser C. 2006. Cooper Lead, Cadmium and Nickel Fractions in Agricultural Soils: A Study on Bafra Plain. *Anadolu University Journal of Science and Technology*, 7(1):167-177.
- Ataman Ş, Arcak S. 2000. Effects of the sewage sludge of Ankara waste water treatment plant on some soil biological properties. *Proceedings of International Symposium on Desertification*. 13-17 June 2000. Konya-Türkiye. s. 350-355.
- Baath E. 1989. Effect of heavy metals in soil on microbial process and population: a review. *WaterAir and Soil Pollution* 47: 335-379.
- Bargali K, Manral V, Padalia K, Bargali SS, Upadhyay VP. 2018. Effect of vegetation type and season on microbial biomass carbon in Central Himalayan forest soils, India. *Catena*, 171, 125-135. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.001>.
- Baum C, Linweber P, Schlichting A, 2003. Effects of chemical conditions in re-wetted peats temporal variation in microbial biomass and acid phosphatase activity within the growing season[J]. *Appl Soil Ecol*, 22: 167-174.
- Bunt JS, Rovira AD. 1955. The effect of temperature and heat treatment on soil metabolism. *Journal of Soil Science* 6:129-136.
- Burachevskaya M, Minkina T, Mandzhieva S, Bauer T, Nevidomskaya D, Shuvaeva V, Sushkova S, Kızılkaya R, Gülser C, Rajput V. 2021. Transformation of copper oxide and copper oxide nanoparticles in the soil and their accumulation by *Hordeum sativum*. *Environmental Geochemistry and Health*. Apr;43:1655-72.
- Burachevskaya M, Minkina T, Bauer T, Mandzhieva S, Gülser C, Kızılkaya R, Sushkova S, Rajput V. 2020. Assessment of extraction methods for studying the fractional composition of Cu and Zn in uncontaminated and contaminated soils. *Eurasian Journal of Soil Science*, 9(3), pp.231-241.
- Chase FE, Gray PHH. 1957. Application of the Warburg respirometer in studying respiratory activity in soil. *Canadian Journal Microbiology* 3: 335-349.
- Devi NB, Yadava PS. 2006. Seasonal dynamics in soil microbial biomass C, N and P in a mixed-oak forest ecosystem of Manipur, northeast India. *Appl. Soil Ecol*. 31, 220-227.

- Doelman P, Haanstra L. 1986. Short-term and long-term effects of heavy metals on urease activity in soils. *Biol Fertil Soils* 2:213-218
- Domsch KH. 1985. Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus de Sicht der Mikrobiologie. Materialien zur umweltforschung harausgegeb n wom Rat Von Sachverständigen für Umweltfragen. Verlag W. Kahlhammer Stuttgart.
- Eivazi F, Tabatabai MA. 1988. Glucosidases and galactosidases in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 601-606.
- Elsokkary IH. 1979. The chemical fractionation of soil zinc and its specific and total adsorption by Egyptian alluvial soils. *Plant and Soil*, 53, 117-129.
- Hinojosa MB, Ruiz RG, Vinegla B, Carreira JA. 2004. Microbiological rates and enzyme activities as indicators of functionality in soils affected by the Aznalcollar toxic spill. *Soil Biol Biochem* 32: 1637-1644. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.006>.
- Hoffmann GG, Teicher K. 1961. Ein Kolorimetrisches Verfahren zur Bestimmung der Urease Aktivitat in Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernahrung und Bodenkunde* 91: 55-63.
- Huang Q, Shindo H. 2000. Effects of copper on the activity and kinetics of free and immobilized acid phosphatase. *Soil Biol Biochem* 32:1885-1892.
- Iqbal J, Ronggui H, Feng M, Lin S, Malghani S, Mohamed I. 2010. Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: a case study at Three Gorges Reservoir Area, South China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137 (3-4), 294-307.
- Jones JB. 2001. Laboratory guide for conducting soil tests and plant analysis. Crc. doi: 10.1201/9781420025293.
- Kahkonen MA, Lankinen P, Hatakka A. 2008. Hydrolytic and lignolytic enzyme activities in the Pb contaminated soil inoculated with litter-decomposing fungi. *Chemosphere* 72: 708-714.
- Karaca A, Cetin SC, Turgay OC, Kizilkaya R. 2010. Effects of heavy metals on soil enzyme activities. *Soil heavy metals*, 237-262.
- Khan S, Cao Q, Hesham AEL, Xia Y, He J. 2007. Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb. *J Environ Sci* 19:834-840.
- Kızılkaya R, Aşkın T, Bayraklı B, Sağlam M. 2004. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals. *European Journal of Soil Biology*, 40(2), 95-102.
- Kick H, Buerger H, Sommer K. 1980. Total contents of lead, zinc, tin, arsenic, cadmium, mercury, copper, nickel, chromium and cobalt in agricultural and horticultural soils of Nordrhein-Westfalen, West Germany. *Landwirtschaftliche Forschung*, 33, 12-22.
- Kizilkaya R. 2008. Dehydrogenase activity in Lumbricus terrestris casts and surrounding soil affected by addition of different organic wastes and Zn. *Bioresour Technol* 99:946-953.
- Korkmaz A, Kızılkaya R. 1998. Çevresel toprak sorunları ve gübrenin çevre kirliliğine katkısı. *Ondokuz Mayıs Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi* 13(1): 147-164.
- Kunito T, Saeki K, Goto S, Hayashi H, Oyaizu H, Matsumoto S. 2001. Copper and zinc fractions affecting microorganisms in long-term sludge-amended soils. *Bioresour Technol* 79: 135-146
- Malley C, Nair J, Ho G. 2006. Impact of heavy metals on enzymatic activity of substrate and composting worms *Eisenia fetida* . *Bioresour Technol* 97:1498-1502. *Marine Research*, 33, 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>.
- Minkina T, Konstantinova E, Bauer T, Mandzhieva S, Sushkova S, Chaplygin V, Burachevskaya M, Nazarenko O, Kizilkaya R, Gülser C, Maksimov A. 2021. Environmental and human health risk assessment of potentially toxic elements in soils around the largest coal-fired power station in Southern Russia. *Environmental Geochemistry and Health*, 43, pp.2285-2300.
- Minkina TM, Pinski DL, Zamulina IV, Nevidomskaya DG, Gülser C, Mandzhieva SS, Bauer TV, Morozov IV, Sushkova SN, Kizilkaya R. 2018. Chemical contamination in upper horizon of Haplic Chernozem as a transformation factor of its physicochemical properties. *Journal of Soils and Sediments*, 18, pp.2418-2430.
- Moreno JL, Bastida F, Ros M, Hernández T, García C. 2009. Soil organic carbon buffers heavy metal contamination on semiarid soils: Effects of different metal threshold levels on soil microbial activity. *European journal of soil biology*, 45(3), 220-228.
- Nannipieri P, Sequi P, Fusi P. 1996. Humus and enzyme activity. In *Humic substances in terrestrial ecosystems* (pp. 293-328). Elsevier Science BV.
- Okur N, Çengel M. 1995. Bazı ağır metallerin alüviyal topraklarda biyomas (biyokütle) ve proteaz aktivitesi üzerine etkileri. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 19: 341-247.

- Oliveira A, Pampulha ME. 2006. Effects of long-term heavy metal contamination on soil microbial characteristics. *J Biosci Bioeng* 102:157-161.
- Rowell DL. 1996. *Soil Science: Methods and Applications*. 3rd Edition Longman. London, UK.
- Schlöter M, Dilly O, Munch JC. 2003. Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(1-3), 255-262.
- Shang W, Wu X, Zhao L, Yue G, Zhao Y, Qiao Y, Li Y. 2016. Seasonal variations in labile soil organic matter fractions in permafrost soils with different vegetation types in the central Qinghai-Tibet Plateau. *Catena*, 137, 670-678. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.012>.
- Singh AK, Jiang XJ, Yang B, Wu J, Rai A, Chen C, ... Singh N. 2020. Biological indicators affected by land use change, soil resource availability and seasonality in dry tropics. *Ecological Indicators*, 115, 106369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106369>.
- Song J, Shen Q, Wang L, Qiu G, Shi J, Xu J, ... Liu X. 2018. Effects of Cd, Cu, Zn and their combined action on microbial biomass and bacterial community structure. *Environmental Pollution*, 243, 510-518. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.011>.
- Stefanowicz AM, Kapusta P, Zubek S, Stanek M, Woch MW. 2020. Soil organic matter prevails over heavy metal pollution and vegetation as a factor shaping soil microbial communities at historical Zn-Pb mining sites. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124922>.
- Stotzky G. 1956. Carbon and nitrogen transformations during decomposition of muck soil as affected by addition of rye tissue. Ph.D. Dissert., Ohio State Uni., Columbus, Ohio.
- Sushkova S, Minkina T, Tarigholizadeh S, Antonenko E, Konstantinova E, Gülser C, Dudnikova T, Barbashev A, Kızılkaya R. 2020. PAHs accumulation in soil-plant system of *Phragmites australis* Cav. in soil under long-term chemical contamination. *Eurasian Journal of Soil Science*, 9(3), pp.242-253.
- Tabatabai MA. 1977. Effect of trace elements on urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 8: 327-332.
- Wyszowska J, Kucharski J, Lajszner W. 2006. The effects of copper on soil biochemical properties and its interaction with other heavy metals. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15(6).
- Yurtsever N. 1984. Deneysel İstatistik Metodları. Tarım, Orman ve Köyişleri Bakanlığı. Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Yayınları, Ankara. s.623
- Yüksel M, Deniz O. 1996. Bafra ovası sağ sahil topraklarının sınıflandırılması. *Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Tarım Bilimleri Dergisi* 2(2): 95-102.
- Zhang Y, Zhang H, Su Z, Zhang C. 2008. Soil microbial characteristics under long-term heavy metal stress: a case study in Zhangshi wastewater irrigation area, Shenyang. *Pedosphere* 18:1-10.
- Zhang C, Nie S, Liang J, Zeng G, Wu H, Hua S, ... Xiang H. 2016. Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure. *Science of the Total Environment*, 557, 785-790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.170>.
- Zhang FP, Li CF, Tong LG, Yue LX, Li P, Ciren YJ, Cao CG. 2010. Response of microbial characteristics to heavy metal pollution of mining soils in central Tibet, China. *Appl. Soil Ecol.* 45, 144-151.



Asitleştirilmiş biyoçar uygulamalarının kaba bünyeli bir toprakta DTPA ile ekstrakte edilebilir mikro element içeriğine etkisi

Salih DEMİRKAYA*, Coşkun GÜLSER

Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, Samsun

Öz

Gazlaştırma işlemiyle elde edilen biyoçarlar genellikle alkali karaktere sahip olduklarından yüksek kireç içeren topraklara uygulanması bitki besin elementlerinin yararlılığını olumsuz etkilemektedir. Bu çalışma ile kumlu tınlı bünyeye sahip kireçli bir toprağa orijinal (alkali) ve asitle modifiye edilmiş biyoçar uygulamalarının toprakta pH, EC ve DTPA ile ekstrakte edilebilir mikro element içeriğine etkileri araştırılmıştır. İnkübasyon denemesinde orijinal ($B_{pH9.4}$) ve farklı pH düzeylerinde asitleştirilmiş biyoçarlar ($B_{pH6.5}$ ve $B_{pH3.6}$) kullanılmıştır. Biyoçarlar dört farklı dozda (%0, %1, %2 ve %4) toprağa karıştırılarak 20-24°C'de inkübasyona bırakılmıştır. Tarla kapasitesi nem düzeyinde yürütülen inkübasyon denemesinin 30. ve 90. gününde toprak örneklemeleri yapılmıştır. İnkübasyon süresi uzadıkça toprakların pH ve EC değerlerinin arttığı belirlenmiştir. Toprak pH'sındaki en fazla artış kontrole kıyasla $B_{pH9.4}$ uygulamasında (0.46 birim), en fazla azalış ise $B_{pH3.6}$ (0.19 birim) uygulamasında olmuştur. Genel olarak $B_{pH9.4}$ uygulaması toprak EC değerini azaltırken, $B_{pH6.5}$ ve $B_{pH3.6}$ uygulamaları artırmıştır. Kontrole kıyasla EC değerindeki en fazla artış $B_{pH3.6}$ uygulamasında (%342) belirlenmiştir. İnkübasyon süresi uzadıkça toprakların pH, EC ve DTPA ile ekstrakte edilebilir Fe içeriği artarken, Cu, Mn ve Zn içerikleri azalmıştır. $B_{pH3.6}$ uygulamasında DTPA ile ekstrakte edilebilir Fe (%49), Mn (%43) ve Zn (%16) içerikleri, $B_{pH6.5}$ uygulamasında ise DTPA ile ekstrakte edilebilir Cu içeriği (%19) kontrole kıyasla artmıştır.

Anahtar Kelimeler: Biyoçar, asitleştirme, kumlu toprak, kireç, inkübasyon, mikro element.

Effect of acidified biochar applications on DTPA extractable microelement content in a coarse textured soil

Abstract

Since the biochars obtained by gasification process generally have alkaline character, their application to soils containing high lime content adversely affects availability of plant nutrients. This study was carried out to investigate the effects of original (alkaline) and acidified biochar applications on pH, EC and DTPA extractable micro element content in a calcareous sandy loam soil. In the incubation experiment, original ($B_{pH9.4}$) and acidified biochars ($B_{pH6.5}$ and $B_{pH3.6}$) at different pH levels were used. Biochars were mixed into the soil at four different doses (0%, 1%, 2% and 4%) and incubated at 20-24°C. Soil samples were taken on the 30th and 90th days of the incubation experiment carried out at the moisture level at the field capacity. It was determined that the pH and EC values of the soils increased as the incubation period increased. The highest increase in soil pH was observed in the $B_{pH9.4}$ application (0.46 units) compared to the control, and the highest decrease was observed in the $B_{pH3.6}$ (0.19 units) application. Generally, $B_{pH9.4}$ application decreased the soil EC value, while $B_{pH6.5}$ and $B_{pH3.6}$ applications increased it. The greatest increase in EC over the control was determined in the $B_{pH3.6}$ application (342%). As the incubation period increased, the pH, EC and DTPA extractable Fe content of the soils increased, while the Cu, Mn and Zn contents decreased. In $B_{pH3.6}$ application, DTPA extractable Fe (49%), Mn (43%) and Zn (16%) contents increased, and, DTPA extractable Cu content (19%) increased in $B_{pH6.5}$ application compared to the control.

Keywords: Biochar, acidification, sandy soil, lime, incubation, micronutrient.

© 2023 Türkiye Toprak Bilimi Derneği. Her Hakkı Saklıdır

* Sorumlu yazar:

Tel. : 0 531 697 1047

E-posta : salih.demirkaya@omu.edu.tr

Makale Türü: **ARAŞTIRMA MAKALESİ**

Geliş Tarihi : 17 Mayıs 2023

Kabul Tarihi : 11 Haziran 2023

e-ISSN : 2146-8141

DOI : 10.33409/tbbbd.1298431

Giriş

Biyoçar organik materyallerin kısıtlı oksijen koşullarında termal bozunması ile üretilen karbon bakımından zengin, kararlı ve gözenekli bir maddedir (Lehmann ve Joseph, 2009). Biyoçar üretiminde orman endüstrisi atıkları, tarımsal ve hayvansal kökenli atıklar, kentsel atıklar (arıtma çamuru vb.) gibi birçok farklı kaynak kullanılabilir. Biyoçarın organik kısmı karbonca zengin, inorganik kısmı hammadde türüne bağlı olarak Ca, Mg, K ve inorganik karbonatlar gibi mineraller içerir (Lehmann ve Joseph, 2015). Yapılan birçok çalışma topraklara organik atık ilavesiyle organik C içeriğinin artırılması sonucu fiziksel, kimyasal biyolojik toprak özelliklerinin ve dolayısıyla toprak kalitesinin iyileştirildiğini göstermiştir (Candemir ve Gülser, 2011; Demir ve Gülser 2015; 2021; Gülser ve Candemir 2012; 2015; Gülser ve ark, 2015a; 2015b; 2017). Son yıllarda kireçli ve kaba bünyeli topraklara biyoçar uygulamalarıyla toprakların fizikokimyasal özelliklerinin iyileştirilmesi, besin elementi kayıplarının azaltılması ve verimliliğinin artırılmasına yönelik birçok çalışma gerçekleştirilmiştir (Sahin ve ark, 2017; Farkas ve ark, 2020; Demirkaya ve ark, 2021). Kumlu topraklara biyoçar ilavesinin; hidrolik iletkenliği azaltarak toprakta suyun depolanmasını artırdığı (Barnes ve ark, 2014; Glab ve ark, 2016), besin elementlerinin toprakta tutulumunu sağladığı (Sohi ve ark, 2010; Novak ve ark, 2012) ve agregat stabilitesini artırdığı (Baiamonte ve ark, 2019) bildirilmiştir. Kurak bölgelerdeki kireçli topraklarda görülen en yaygın sorun organik maddenin düşük olması ve özellikle fosfor başta olmak üzere mikro elementlerin (Fe, Cu, Mn ve Zn gibi) yayılgılığının yüksek pH ve kireç içeriğinden dolayı kısıtlı olmasıdır (Rengel, 2015, Kumari ve ark, 2018). Gazlaştırma işlemi gibi yüksek sıcaklıkta üretilen biyoçarların alkali karaktere sahip olması bu tür topraklara uygulanmasını zorlaştırmaktadır (James ve ark, 2020). Bu topraklara asit karakterli biyoçar gibi organik düzenleyicilerin ilave edilmesi, toprakların besin elementi durumunu ve mikrobiyal fonksiyonları iyileştirebilir (Karimi ve ark, 2020).

Biyoçarın toprakta besin elementi döngüsünde rol almasında yüzey alanı ve yüzey yükü gibi özellikleri önemli olmaktadır, fakat bunlar genellikle yeni üretilmiş (taze) biyoçarda düşüktür (Mia, ve ark. 2017). Bundan dolayı yeni üretilen biyoçarların topraklara uygulandığı ilk dönemde toprak verimliliği ve bitkisel üretime katkısı düşük olmaktadır. Biyoçarın toprağa uygulandığında okside olması ve katyon tutma özelliğinin artması çok uzun süre almaktadır. Bu süreç fiziksel, kimyasal ve biyolojik uygulamalarla hızlandırılabilir. Kimyasal uygulamalar etkisi diğerlerine göre çok daha fazladır (Cheng ve Lehmann 2009; Mia ve ark. 2017). Kimyasal aktivasyon işlemi; asit (HCl, ZnCl₂, MgCl₃, HNO₃, H₂SO₄ and H₃PO₄), alkali (KOH, NaOH ve K₂CO₃) veya oksitleyici (H₂O₂ and KMnO₄) maddeler yoğun olarak kullanılmaktadır (Sakhiya ve ark., 2020). H₂O₂ ile aktive edilen biyoçarın katyon değişim kapasitesi artmış ve toprakta amonyum tutulumunu sağlamıştır (Wang ve ark. 2018). Ramzani ve ark. (2017) elementel kükürt kullanarak asitleştirdikleri biyoçar ve kompost uygulamalarının toprakta besin elementlerinin çözünürlüğünü ve buna bağlı olarak ürün verimini artırdığını bildirmişlerdir. Bu çalışmada, asitleştirilmiş biyoçar uygulamalarının kireçli kaba bünyeli bir toprakta DPTA ile ekstrakte edilebilir mikro element içeriğine etkisi araştırılmıştır.

Materyal ve Yöntem

Çalışmada kullanılan toprak örneği Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Bafra deneme alanından 0-20 cm derinlikten alınmıştır. Toprak örneği hava kuru duruma gelinceye kadar kurutulmuş ve inkübasyon denemesinde kullanılmak için 2 mm'lik elekten elenmiştir. Çalışmada kullanılan ağaç atıklarından gazlaştırma yoluyla (700-1100°C) elde edilen (Hansen ve ark, 2015) biyoçar materyali Kastamonu Entegre Ağaç Sanayi ve Ticaret Anonim Şirketten temin edilmiştir. İnkübasyon denemesi 06.01.2021 ile 06.03.2021 tarihleri arasında Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü laboratuvarında yürütülmüştür.

Asitleştirme işlemi biyoçar materyalleri farklı konsantrasyonlara sahip 1 N (1000 mek H⁺/kg biyoçar) ve 2 N'lik (2000 mek H⁺/kg biyoçar) H₂SO₄ ile 1:1 oranında karıştırılmıştır. Asitleştirilen biyoçarlar kullanılmadan önce laboratuvar koşullarında bekletilmiş daha sonra sabit ağırlığa gelinceye kadar etüvde (65°C) kurutulmuştur. 1N H₂SO₄ ile ilavesi sonucu elde edilen biyoçar materyalinin pH değeri 6.5 olurken, 2N H₂SO₄ ile muamele edilen biyoçarın pH değeri 3.6 olarak belirlenmiştir.

İnkübasyon denemesinde 3 farklı pH düzeyindeki biyoçar materyali; orijinal biyoçar (B_{pH}9.4), hafif asit biyoçar (B_{pH}6.5) ve kuvvetli asit biyoçar (B_{pH}3.6) kullanılmıştır. Biyoçarlar toprakla %0 (kontrol), %1.0, %2.0 ve %4.0 oranlarında karıştırılarak plastik kaplara konulmuştur. İnkübasyon denemesi iki farklı örnekleme zamanını içerecek şekilde (30 ve 90 gün) laboratuvar koşullarında (25±3°C) yürütülmüştür. Deneme süresince toprakların nem içeriği tarla kapasitesinde tutulmuştur. Her iki süre sonunda da toprak

örneklerinde pH, EC (Richards, 1954), DTPA ile ekstrakte edilebilir Fe, Cu, Mn ve Zn (Lindsay ve Norwell, 1978) analizleri yapılmıştır.

İstatiksel analiz

Deneme sonucunda elde edilen veriler inkübasyon süresi, uygulama ve uygulama dozunun etkisi ve aralarındaki etkileşimlerin incelenmesi için üç faktörlü faktöriyel deneme desenine göre analiz edilmiştir. İncelenen parametrelere ait ortalama değerlerin karşılaştırılmasında LSD testinden yararlanılmıştır

Bulgular ve Tartışma

Denemede kullanılan toprak örneği ve biyoçar materyallerine ait kimyasal analiz sonuçları Çizelge 1’de verilmiştir. Asitleştirme işlemiyle elde edilen $B_{pH6.5}$ ve $B_{pH3.6}$ materyallerinin elektriksel iletkenlik (EC) değeri orijinal biyoçara göre 9.6 ve 14.3 kat daha yüksek bulunmuştur. Asitleştirme işlemi sonucu elde edilen biyoçar materyallerinin tüm besin elementi içerikleri ($B_{pH6.5}$ çinko içeriği hariç) orijinal biyoçardan yüksek bulunmuştur. Asitleştirilmiş biyoçarların EC değerlerindeki ve mineral madde içeriklerindeki artış asitleştirme işleminde kullanılan kimyasallar ve biyoçarın yapısındaki mineral maddelerin çözünürlüğünün artışıyla açıklanabilir (Şahin ve ark., 2017; Xu ve ark., 2021).

Çizelge 1. Denemede kullanılan biyoçar örneklerinin bazı kimyasal özellikleri

Özellik	Birim	Toprak	$B_{pH9.4}$	$B_{pH6.5}$	$B_{pH3.6}$
Kum		68.20	-	-	-
Silt	g 100g ⁻¹	19.17	-	-	-
Kil		12.63	-	-	-
pH	-	7.49	9.43	6.48	3.62
EC	dS m ⁻¹	0.23	0.36	2.91	4.33
DTPA Fe		5.08	77.54	108.69	196.78
DTPA Cu	mg kg ⁻¹	1.20	10.64	11.21	13.35
DTPA Mn		4.18	95.57	143.90	175.72
DTPA Zn		1.07	10.93	12.24	13.71

İnkübasyon süresinin ve uygulamaların etkisi incelenen tüm parametrelerde istatistiksel olarak ($p<0.05$) önemli bulunmuştur (Çizelge 2). DTPA ile ekstrakte edilebilir Cu ve Zn hariç tüm parametreler inkübasyon süresine paralel olarak artış göstermiştir. Genel olarak $B_{pH9.4}$ uygulaması toprak pH’sını artırırken EC ve DTPA ile eks. Fe, Cu, Mn ve Zn içeriğini düşürmüştür. $B_{pH6.5}$ uygulaması kontrole göre toprak pH’sını düşürürken, diğer tüm parametreleri artırmıştır. $B_{pH3.6}$ uygulaması DTPA ile eks. Cu hariç $B_{pH6.5}$ uygulamasıyla benzer etkiler göstermiştir. Uygulama dozunun etkisi DTPA ile eks. Cu, Mn ve Zn hariç tüm parametrelerde istatistiksel olarak önemli ($p<0.05$) farklılıklar göstermiştir (Çizelge 2).

Çizelge 2. İnkübasyon süresi (İ), biyoçar uygulaması (U) ve dozların (D) bazı kimyasal toprak özellikleri ile mikro element içeriklerine etkisine

İnkübasyon süresi (gün)	pH (1:1)	EC (dS/m)	Fe	Cu	Mn	Zn
			(mg kg ⁻¹)			
30	7.52	1.00	6.62	1.20	4.04	1.12
90	7.59	1.30	7.19	1.11	3.71	0.86
LSD	0.021*	0.057*	0.325*	0.034*	0.279*	0.040*
Biyoçar Uygulamaları						
$B_{pH9.4}$	7.74 a	0.44 c	5.87 b	1.17 a	3.43 b	0.94 b
$B_{pH6.5}$	7.45 b	1.52 b	7.33 a	1.22 a	4.17 a	0.99 a
$B_{pH3.6}$	7.42 b	1.73 a	7.51 a	1.08 b	4.18 a	1.03 a
LSD	0.025*	0.069*	0.403*	0.041*	0.305*	0.040*
Uygulama dozu (%)						
0	7.58 a	0.49 d	5.69 c	1.19	3.68	1.00
1	7.54 b	0.95 c	7.20 b	1.15	3.95	0.97
2	7.55 b	1.22 b	6.96 b	1.16	3.94	0.98
4	7.57 ab	1.50 a	7.77 a	1.12	4.13	1.00
LSD	0.029*	0.080*	0.466*	0.048 ^{öd}	0.352 ^{öd}	0.050 ^{öd}

*: $P<0.05$ ve öd: önemli değil.

İncelenen parametrelere ait inkübasyon süresi, biyoçar uygulaması ve doz interaksiyonun etkisi Çizelge 3 ve 4'te verilmiştir. Bu üçlü interaksiyonda pH, EC ve DTPA ile eks. Cu'daki değişimler istatistiksel olarak önemli ($p < 0.05$) olurken, DTPA ile eks. Fe, Mn ve Zn için önemli bulunmamıştır.

Kontrole kıyasla toprak pH'sındaki en fazla artış 90. günde $B_{pH9.4}$ uygulamasında (0.46 birim) olurken, en fazla düşüş 90. günde $B_{pH3.6}$ uygulamasında (0.24 birim) gerçekleşmiştir (Çizelge 3). Orijinal biyoçarın alkalın karakterinden dolayı toprağa uygulandığında toprak pH'sını artırdığı birçok çalışmada belirtilmiştir (Hansen ve ark., 2015; Yang ve ark., 2019). Asitleştirilmiş biyoçar uygulamasıyla toprağa ilave edilen H_2SO_4 toprak pH'sındaki düşüşün sebebi olabilir (Sultan ve ark., 2020). Orijinal biyoçar uygulamasının toprak pH'sındaki etkisinin asitleştirilmiş biyoçarlardan daha fazla olmasının sebebi toprağın tamponlama kapasitesiyle ilişkilendirilmiştir (Ippolito ve ark., 2012; Ippolito ve ark., 2016).

$B_{pH9.4}$ uygulaması toprakta EC değerini kontrole kıyasla düşürürken, $B_{pH6.5}$ ve $B_{pH3.6}$ uygulamaları artırmıştır. Kontrole kıyasla $B_{pH9.4}$ (%4 doz) uygulaması 90. günde EC değerini %42 oranında azaltırken, $B_{pH3.6}$ (%4 doz) uygulaması 90. günde %343 oranında artırmıştır (Çizelge 3). Daha önce belirtildiği gibi asitleştirme işlemiyle biyoçarın sahip olduğu besin elementlerinin çözünürlüğünün artması bu biyoçarların toprağa uygulandığında toprakta çözünebilir tuzların miktarını artırmıştır (Çizelge 1). Biyoçar topraktaki çözünebilir tuzları bağlayarak toprak EC'sini azaltmaktadır (Bartell ve Miller, 1923).

Çizelge 3. Biyoçar uygulamalarının toprak reaksiyonu (pH) ve tuzluluğuna (EC) etkisi

Uygulamalar	Doz (%)	pH (1:1)		EC (dS m ⁻¹)		
		İnkübasyon süresi (gün)				
		30	90	30	90	
Kontrol	0	7.53 ef	7.63 d	0.43 hj	0.54 hi	
	1	7.59 de	7.76 c	0.36 ij	0.61 h	
	2	7.65 d	7.90 b	0.34 j	0.49 hj	
$B_{pH9.4}$	4	7.78 c	8.09 a	0.34 j	0.38 ij	
	1	7.53 ef	7.45 gi	1.03 g	1.33 f	
	2	7.47 fg	7.42 gi	1.25 f	1.84 d	
$B_{pH6.5}$	4	7.43 gi	7.38 ij	1.53 e	2.12 bc	
	1	7.46 gh	7.45 gi	1.05 g	1.34 f	
	2	7.43 gi	7.43 gi	1.44 ef	1.96 cd	
$B_{pH3.6}$	4	7.34 j	7.39 hj	2.21 ab	2.39 a	
	LSD (İxUxD)		0.071*		0.195*	

*: $P < 0.05$, öd: önemli değil.

$B_{pH9.4}$ uygulaması kontrole kıyasla DTPA ile eks. Fe ve Cu miktarını sadece 30. günde artırırken DTPA ile eks. Mn ve Zn miktarını her iki dönemde de azaltmıştır (Çizelge 4). Toprakta mikro elementlerin mevcudiyeti doğrudan veya dolaylı olarak toprak pH'sı, redoks potansiyeli, toprak organik maddesi, kompleks oluşturan ligandlar ve yüzey altı biyotik etkileşimler gibi toprağın fizikokimyasal ve biyolojik özellikleri tarafından etkilenmektedir (Rutkowska ve ark., 2014). Orijinal biyoçar uygulamasıyla toprak pH'sında görülen artış topraktaki mikro elementlerin çözünürlüğünün ve bitkiye yararlılığının azalmasına yol açabilir (Rondon ve ark., 2007; Major ve ark., 2010).

$B_{pH6.5}$ uygulaması ise kontrole göre DTPA ile eks. Fe ve Mn miktarını her iki inkübasyon döneminde de artırırken DTPA ile eks. Cu ve Zn içeriğini sadece 30. günde artırmış daha sonra bu etki negatif olmuştur (Çizelge 4). $B_{pH3.6}$ uygulaması incelendiğinde DTPA ile eks. Fe ve Cu miktarının her iki inkübasyon döneminde arttığı belirlenirken, DTPA ile eks. Mn ve Zn içeriğinin inkübasyon süresinin uzamasıyla kontrole göre azaldığı belirlenmiştir (Çizelge 4). Kontrol uygulamasına göre DTPA ile eks. Fe, Mn ve Zn miktarlarındaki en fazla artışlar $B_{pH3.6}$ uygulamasında sırasıyla %49, %43 ve %16 oranlarında olurken, DTPA ile eks. Cu miktarındaki en fazla artış ise %19 ile $B_{pH6.5}$ uygulamasında belirlenmiştir. Asitleştirilmiş biyoçarların toprakta DTPA ile eks. Fe ve Mn içeriğini DTPA ile eks. Zn ve Cu içeriğine göre daha fazla artırması, asitleştirilmiş biyoçarların bu elementlerce daha zengin olmasından kaynaklanmış olabilir. Asitleştirilmiş biyoçar uygulamaları hem toprak pH'sını düşürmekte hem de asitleştirme işlemi sonrası

bünyelerindeki mineral maddeleri yarayışlı duruma geçirerek toprakta etkili olabilmektedirler (Sultan ve ark., 2020).

Genel olarak inkübasyon süresinin artmasıyla DTPA ile eks. Cu ve Zn miktarlarındaki azalma, bu elementlerin zamanla çözünemeyen mineral türlerinin oluşması ve çökmesinden kaynaklanmaktadır (Ippolito ve ark., 2016). Asitleştirme işlemi sonrası biyoçar yüzeyinde açığa çıkan oksijen içeren fonksiyonel grupların metalleri adsorbe ettiği bilinmektedir (Cheng ve ark., 2006, Mao ve ark., 2012). Gholami ve Rahimi (2021) modifiye edilmiş biyoçar uygulamalarının topraktaki çinko ve bakırın yarayışlılığını azalttığını bildirmişlerdir.

Çizelge 4. Biyoçar uygulamalarının DTPA ile ekstrakte edilebilir mikroelement içeriğine etkisi

Uygulamalar	Doz (%)	Fe (mg kg ⁻¹)		Cu (mg kg ⁻¹)		Mn (mg kg ⁻¹)		Zn (mg kg ⁻¹)	
		İnkübasyon süresi (gün)							
		30	90	30	90	30	90	30	90
Kontrol	0	5.04	6.33	1.17 dg	1.21 ce	3.59	3.78	1.11	0.90
	1	5.72	6.10	1.26 bd	0.99 ij	3.38	3.84	1.08	0.86
B _{pH9.4}	2	5.89	6.12	1.22 ce	1.17 dg	3.24	3.67	0.98	0.90
	4	6.31	5.49	1.19 cf	1.14 eh	2.79	3.16	0.91	0.83
B _{pH6.5}	1	7.12	7.14	1.30 ac	1.16 dg	3.93	4.42	1.12	0.81
	2	7.17	8.45	1.35 ab	1.08 fi	4.06	4.46	1.17	0.80
	4	8.24	9.14	1.39 a	1.06 gj	4.40	4.73	1.21	0.84
B _{pH3.6}	1	7.38	7.76	1.14 eh	1.07 gj	3.89	4.28	1.16	0.81
	2	7.74	7.71	1.08 fi	1.03 hj	3.78	4.43	1.21	0.85
	4	8.72	9.43	1.00 ij	0.96 j	4.31	5.41	1.29	0.94
LSD (İxÜxD)		1.141 ^{öd}		0.117*		1.007 ^{öd}		0.127 ^{öd}	

*: p<0.05, öd: önemli değil.

Sonuç

Asitleştirme işlemi biyoçarın yapısındaki minerallerin çözünmesini sağlayarak besin elementlerince zengin materyal elde edilmesini sağlamıştır. Asitleştirilmiş biyoçar uygulamalarının topraktaki mikro elementler üzerine etkilerinin farklılık gösterdiği belirlenmiştir. B_{pH6.5} uygulaması DTPA ile ekstrakte edilebilir Cu miktarını artırırken, B_{pH3.6} uygulaması DTPA ile ekstrakte edilebilir Fe ve Mn miktarlarını artırmada daha etkili olmuştur. Sonuç olarak kireç içeriği yüksek kaba bünyeli topraklarda mikro element noksanlığının giderilmesinde asitleştirilmiş biyoçar uygulamalarının etkili olabileceği fakat bu etkinin zamana bağlı olarak değişkenlik gösterebileceği belirlenmiştir.

Teşekkür

Bu çalışmada kullanılan biyoçar malzemesinin temini ile destekleri için Kastamonu Entegre Ağaç Sanayi ve Ticaret Anonim Şirketi Genel Müdürlüğüne ve bu çalışmayı PYO.ZRT.1904.22.014 nolu proje ile destekleyen Ondokuz Mayıs Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Bitimine teşekkür ederiz.

Kaynaklar

- Baiamonte G, Crescimanno G, Parrino F, De Pasquale C. 2019. Effect of biochar on the physical and structural properties of a sandy soil. *Catena*, 175, 294-303.
- Barnes R T, Gallagher M E, Masiello C A, Liu Z, Dugan B. 2014. Biochar-induced changes in soil hydraulic conductivity and dissolved nutrient fluxes constrained by laboratory experiments. *PLoS one*, 9(9), e108340.
- Bartell F E, Miller E J. 1923. Adsorption by activated sugar charcoal. II, 2. *Journal of the American Chemical Society*, 45(5), 1106-1115.

- Candemir F, Gülser C. 2011. Effects of different agricultural wastes on some soil quality indexes at clay and loamy sand fields. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 42(1): 13-28.
- Cheng C H, Lehmann J. 2009. Ageing of black carbon along a temperature gradient. *Chemosphere*, 75(8), 1021-1027.
- Cheng C H, Lehmann J, Thies J E, Burton S D, Engelhard M H. 2006. Oxidation of black carbon through biotic and abiotic processes, *Organic Geochemistry*, vol 37, pp1477-1488
- Demir Z, Gülser C. 2015. Effects of rice husk compost application on soil quality parameters in greenhouse conditions. *Eurasian Journal of Soil Science* 4(3):185-190.
- Demir Z, Gülser C. 2021. Effects of Rice Husk Compost on Some Soil Properties, Water Use Efficiency and Tomato (*Solanum lycopersicum* L.) Yield under Greenhouse and Field Conditions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, pp.1-18.
- Demirkaya S, Gülser C, Ay A. 2021. The effect of iron enriched acidified and non-acidified biochars on DTPA extractable iron content of a calcareous soil. International Soil Science Symposium on "Soil Science & Plant Nutrition" 18-19 December 2021/Samsun, TURKEY, ISBN 978-605-63090-8-3. Samsun/TURKEY
- Farkas É, Feigl V, Gruiz K, Vaszita E, Fekete-Kertész I, Tolner M, Molnár M. 2020. Long-term effects of grain husk and paper fibre sludge biochar on acidic and calcareous sandy soils–A scale-up field experiment applying a complex monitoring toolkit. *Science of the Total Environment*, 731, 138988.
- Gholami L, Rahimi G. 2021. Chemical fractionation of copper and zinc after addition of carrot pulp biochar and thiourea–modified biochar to a contaminated soil. *Environmental Technology*, 42(22), 3523-3532.
- Głęb T, Palmowska J, Zaleski T, Gondek K. 2016. Effect of biochar application on soil hydrological properties and physical quality of sandy soil. *Geoderma*, 281, 11-20.
- Gülser C, Candemir F, Kanel Y, Demirkaya S. 2015a. Effect of manure on organic carbon content and fractal dimensions of aggregates. *Eurasian Journal of Soil Science*, 4(1), 1.
- Gülser C, Candemir F. 2012. Changes in penetration resistance of a clay field with organic waste applications. *Eurasian Journal of Soil Science*, 1(1), pp.16-21.
- Gülser C, Candemir F. 2015. Effects of agricultural wastes on the hydraulic properties of a loamy sand cropland in Turkey. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(3), 384-391.
- Gülser C, Kızılkaya R, Askın T, Ekberli I. 2015b. Changes in soil quality by compost and hazelnut husk applications in a hazelnut orchard. *Compost Science & Utilization*, 23(3), pp.135-141.
- Gülser C, Minkina T, Sushkova S, Kızılkaya R. 2017. Changes of soil hydraulic properties during the decomposition of organic waste in a coarse textured soil. *Journal of Geochemical Exploration*, 174, pp.66-69.
- Hansen V, Müller-Stöver D, Ahrenfeldt J, Holm J K, Henriksen U B, Hauggaard-Nielsen H. 2015. Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. *Biomass and Bioenergy*, 72, 300-308.
- Ippolito J A, Ducey T F, Cantrell K B, Novak J M, Lentz R D. 2016. Designer, acidic biochar influences calcareous soil characteristics. *Chemosphere*, 142, 184-191.
- Ippolito J A, Laird D A, Busscher W J. 2012. Environmental benefits of biochar. *J. Environ. Qual.* 41, 973-989.
- Karimi A, Moezzi A, Chorom M, Enayatizamir N. 2020. Application of biochar changed the status of nutrients and biological activity in a calcareous soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20, 450-459.
- Kumari K, Prasad J, Solanki IS, Chaudhary R. 2018 Long-term effect of crop residues incorporation on yield and soil physical properties under rice-wheat cropping system in calcareous soil. *J Soil Sci Plant Nutr* 18(1):27-40
- Lehmann J, Joseph S. 2015. Biochar for environmental management: an introduction. In *Biochar for environmental management* (pp. 1-13). Routledge.
- Lehmann J, Joseph S. 2009. Biochar for environmental management: an introduction. In *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*; Lehmann, J., Joseph, S., Eds.; Earthscan: London, pp 1-10
- Lindsay W L, Norvell W. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil science society of America journal*, 42(3), 421-428.
- Major J, Rondon M, Molina D, Riha SJ, Lehmann J. 2010 Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant Soil* 333:117-128
- Mao J D, Johnson R L, Lehmann J, Olk D C, Neves E G, Thompson M L, Schmidt-Rohr K. 2012. Abundant and stable char residues in soils: implications for soil fertility and carbon sequestration. *Environmental science & technology*, 46(17), 9571-9576.

- Mia S, Dijkstra F A, Singh B. 2017. Long-term aging of biochar: a molecular understanding with agricultural and environmental implications. *Advances in agronomy*, 141, 1-51.
- Novak J M, Busscher W J, Watts D W, Amonette J E, Ippolito J A, Lima I M, Gaskin J, Das K C, Steiner C, Ahmedna M, Rehrh D, Schomberg H. 2012 Biochars impact on soil-moisture storage in an ultisol and two aridisols. *Soil Sci* 177:310–320. <https://doi.org/10.1097/ss.0b013e31824e5593>
- Ramzani P M A, Shan L, Anjum S, Ronggui H, Iqbal M, Virk Z A, Kausar S. 2017. Improved quinoa growth, physiological response, and seed nutritional quality in three soils having different stresses by the application of acidified biochar and compost. *Plant physiology and biochemistry*, 116, 127-138.
- Rengel Z. 2015 Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. *J Soil Sci Plant Nutr* 15(2):397–409
- Richards L A. 1954 Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. United States Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 60. Government Printing Office, Washington, DC
- Rondon M A, Lehmann J, Ramirez J, Hurtado M. 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with biochar additions. *Biol. Fert. Soils*, 43(6): 699–708.
- Rutkowska B, Szulc W, Sosulski T, Stępień W. 2014. Soil micronutrient availability to crops affected by long-term inorganic and organic fertilizer applications. *Plant, Soil and Environment*, 60(5), 198-203.
- Sahin O, Taskin M B, Kaya E C., Atakol O, Emir E, Inal A, Gunes A. 2017. Effect of acid modification of biochar on nutrient availability and maize growth in a calcareous soil. *Soil Use and Management*, 33(3), 447-456.
- Sakhiya A K, Anand A, Kaushal P. 2020. Production, activation, and applications of biochar in recent times. *Biochar*, 2, 253-285.
- Sohi S P, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R. 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in agronomy*, 105, 47-82.
- Sultan H, Ahmed N, Mubashir M, Danish S. 2020. Chemical production of acidified activated carbon and its influences on soil fertility comparative to thermo-pyrolyzed biochar. *Scientific Reports*, 10(1), 595.
- Wang Y, Liu R. 2018. H₂O₂ treatment enhanced the heavy metals removal by manure biochar in aqueous solutions. *Science of the Total Environment*, 628, 1139-1148.
- Xu Z, Xu X, Yu Y, Yao C, Tsang D C W, Cao X. 2021. Evolution of redox activity of biochar during interaction with soil minerals: Effect on the electron donating and mediating capacities for Cr(VI) reduction. *Journal of Hazardous Materials*, 414, 125483. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125483>
- Yang X, Tsibart A, Nam H, Hur J, El-Naggar A, Tack F M, Ok Y S. 2019. Effect of gasification biochar application on soil quality: Trace metal behavior, microbial community, and soil dissolved organic matter. *Journal of hazardous materials*, 365, 684-694.



Ayçiçeği tarımı yapılan toprakların SMAF modeli ile toprak kalite indislerinin belirlenmesi: Tokat Zile İlçesi örneği

 Sena PACCİ*,  Orhan DENGİZ

Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü, Samsun

Öz

Toprak yönetimi uygulamalarının toprağın fonksiyonlarındaki değişimleri ortaya koymak ve değerlendirmek için kullanılan metotları geliştirmek ve genişletmek amacıyla birçok yaklaşımlar bulunmaktadır. Bunlardan birisi de SMAF (Toprak Amenajmanı Değerlendirme Çerçevesi) modelidir. Bu çalışmanın amacı, yarı kurak karasal ekosisteme sahip olan ve Tokat Zile Ovası içerisinde yer alan tarım arazilerinde, SMAF modeli kullanılarak ayçiçeği tarımı yapılan arazilerin fiziksel, kimyasal ve biyolojik toprak kalite indeks değerleri ile toplam toprak kalite özelliklerini belirlemektir. Bu amaçla, 1667 ha büyüklüğündeki araştırma alanını temsil eden 175 adet yüzey (0-30 cm) toprak örnekleme yapılmıştır. SMAF modeli toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik indikatörleri kapsamında; yarayışlı su içeriği, su dolu gözenek hacmi, hacim ağırlığı, agregat stabilitesi, toprak organik karbon içeriği, toprak pH'sı, elektriksel iletkenlik, sodyum adsorpsiyon oranı, bitkiye yarayışlı fosfor ve potasyum, azot içeriği, mikrobiyal biyokütle karbonu ve beta-Glukosidaz enzim aktivitesi indikatörleri olmak üzere toplam 13 indikatör içermektedir. Elde edilen sonuçlara göre, çalışma alanı topraklarının ayçiçeği tarımı için kimyasal kalite indeksin düşük sınıfta, biyolojik kalite indeksinin ise yüksek sınıfta olduğu belirlenmiştir. Ayrıca fiziksel toprak kalite orta ve toplam kalite indeks değerlerinin ise yüksek düzeyde oldukları belirlenmiştir. Fiziksel, kimyasal, biyolojik ve toplam toprak kalite indeksi dağılımı, araştırma alanının güney bölümünde, çalışma alanının diğer bölümleriyle karşılaştırıldığında daha yüksek değer göstermektedir.

Anahtar Kelimeler: Ayçiçeği, toprak kalitesi, SMAF, coğrafi bilgi sistemleri

Determination of soil quality index for sunflower cultivated soils with SMAF model: A case study of Tokat Zile District

Abstract

There are many approaches to improve and disseminate the methods used to identify and evaluate changes in soil functions of soil management practices. One of them is the SMAF (Soil Management Assessment Framework) model. The aim of this study to determine physical, chemical and biological soil quality index values and total soil quality characteristics of cultivated soils for sunflower in agricultural areas of Tokat-Zile Plain which has semi-arid terrestrial ecosystems by using SMAF (Soil Management Assessment Framework) model. For this purpose, 175 soil samples were collected from surface soil (0-30 cm) in the study area which covers about 1667 ha. SMAF model includes 13 indicators such as aggregate stability, available water content, water-filled pore volume, total organic carbon, pH, electrical conductivity, the sodium adsorption ratio (SAR), microbial biomass carbon, available phosphorus, beta-Glukosidaz enzyme activity, total nitrogen and available potassium as physical, chemical and biological indicators. According to obtained results, it is determined that while the chemical quality index of the soils cultivated for sunflower was in the low class, biological quality of them was found in high quality class. In addition, physical and total soil quality indexes were found as moderate and high quality class. Distribution of physical, chemical, biological and total soil quality index show higher value in the sought part of the research area, when it is compared with the other parts of the study area.

Keywords: Sunflower, soil quality, SMAF, geographic information systems

© 2023 Türkiye Toprak Bilimi Derneği. Her Hakkı Saklıdır

* Sorumlu yazar:

Tel. : 0 (362) 312 1919

E-posta : pacciis@outlook.com

Makale Türü: **ARAŞTIRMA MAKALESİ**

Geliş Tarihi : 05 Haziran 2023

Kabul Tarihi : 25 Haziran 2023

e-ISSN : 2146-8141

DOI : 10.33409/tbbdd.1309885

Giriş

Topraklar; yerkabuğunun en üst kısmında yer alan, üzerinde ve içerisinde geniş bir canlılar alemini barındıran, yaşayan, nefes alan; kayaların, organik atık ve artıkların ayrışmasından oluşan, yenilenemeyen, üç boyutlu yapıya sahip doğal bir varlık olmasının yanı sıra, insanoğlunun yaşamını devam ettirebilmesi için gerekli olan gıda ve giyeceğin temininde toprak temel bir kaynaktır. Ayrıca, barınma mühendislik ve yeraltı zenginliklerini bünyesinde bulundurma anlamında da çok büyük öneme sahiptir. Giderek artan insan nüfusuna bağlı olarak toprağa olan ihtiyaç gün geçtikçe daha da artmaktadır. İnsan nüfusunun artışı kentsel ve endüstriyel yerleşim alanlarını da artırmakta, en temel ve yenilenemeyen kaynak olan toprakların, her gün biraz daha azalmasına sebep olmaktadır. Ülkemizde de sürdürülebilir olmayan bu durum devam etmekte ve kullanılabilir durumdaki tarım arazileri giderek azalmaktadır. Nüfusun ve arazi kullanım kabiliyeti düşük arazilerin artması sebebiyle birim alandan daha yüksek verim elde etme amacıyla yapılan tarımsal uygulamalar toprak yapısında bozulmaya neden olmaktadır.

Toprağın tohum çimlenmesi için gerekli ortamı sağlama, bitki besin döngüsünü sağlama, karbon depolama, suyu filtre etme, biyotik düzenleme, tamponlama, potansiyel olarak zararlı elementlerin ve bileşiklerin (örneğin, ağır metaller ve pestisitler) dönüşümünü sağlama gibi birçok fonksiyonları vardır. Bu fonksiyonları kapasitesinin üst sınırlarında yerine getirebilen topraklar kaliteli topraklar olarak adlandırılırlar (Karlen ve ark., 2008) ve uzun yıllar boyunca üretkenliklerini devam ettirebilme potansiyeline sahiptirler. Son yıllarda toprak kalitesinin önemi fark edilmiştir ve toprak kalitesinin belirlenip devamlılığının sağlanması için önemli çalışmalar yapılmaktadır (Candemir ve Gülser, 2010; Gülser ve ark., 2015). Toprak kalitesi birçok farklı fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametrenin kombinasyonu ile oluşturulan veri setlerinin incelenmesi ve değerlendirilmesi sonucunda belirlenebilir (Doran, 2002; Doğan ve Gülser, 2019; 2020). Bu amaçla toprakların izlenip amenajman uygulamalarının toprak fonksiyonları üzerine etkilerinin zamanla değişimini ortaya koyabilecek güvenilir metotlara gereksinim bulunmaktadır (Wienhold ve ark., 2009). Doğal ve dinamik yapıda olan toprakta zaman içerisinde kalitesinde meydana gelen değişiklikleri izlemek için oluşturulmuş birçok metot vardır. Toprak Amenajmanı Değerlendirme Çerçevesi (SMAF) toprak kalitesini değerlendirmek için oluşturulan ve yaygın olarak kullanılan bu metotlardan birisidir.

Toprak yönetimi uygulamalarının toprağın fonksiyonlarındaki değişimleri ortaya koymak ve değerlendirmek için kullanılan metotları geliştirmek ve genişletmek amacıyla oluşturulan bu model; Amerika Birleşik Devletleri'nde geliştirilmiş, o bölgede ve dünyanın başka yerlerinde arazi kullanımları ve tarım uygulamaları tarafından tetiklenen toprak kalitesi ve sağlığındaki değişiklikleri değerlendirme amacıyla bir araç olarak kullanılmaktadır. SMAF modeli, toprak kalitesinin belirlenme hedefi ile kullanılacak toprak özelliklerinin belirlenmesi, belirlenen bu özelliklerin yorumlanması ve puanlanması ve yine bu özelliklerin bir indeks içerisinde birleştirilmesi aşamalarından meydana gelir. Toprak Amenajmanı Değerlendirme Çerçevesi toprağın fiziksel kalite parametrelerini puanlama amacı ile; hacim ağırlık, su dolu gözenek hacmi, yarayışlı su içeriği, agregat stabilitesi, toprağın kimyasal kalite parametrelerini puanlama amacı ile; pH, elektriksel iletkenlik, bitkiye yarayışlı fosfor, bitkiye yarayışlı potasyum, potansiyel mineralize olabilir azot, sodyum adsorpsiyon oranı, toprak organik karbon içeriği ve toprağın biyolojik kalite parametrelerini puanlama amacı ile ise; mikrobiyal biyokütle karbonu, beta-Glukozidaz enzim aktivitesi olmak üzere 13 parametre kullanılmaktadır (Pacci ve ark., 2021).

Toprakların doğru kullanılması ve devamlılığının sağlanabilmesi için kullanılan en önemli araçlardan bir diğeri de toprak özelliklerini gösteren toprak haritalarıdır. Bilgisayarların donanımsal ve yazılımsal olarak güçlenmelerinin yanı sıra CBS ve uzaktan algılama teknolojilerindeki hızlı gelişmeler ile bu konulara yönelik entegre çalışmalar devam etmektedir. Günümüzde, toprak özellikleri ve toprak kalitesinin CBS ile entegreli olarak haritalarının oluşturulması ve değerlendirilmesi ile ilgili birçok çalışma bulunmaktadır (Dedeoğlu ve ark., 2019; Everest ve ark., 2020; Pacci ve ark., 2022).

Yüksek oranda (%22-50) yağ içeriğine sahip olması nedeni ile bitkisel ham yağ üretimi açısından önemli bir yağ bitkisi olan ayçiçeği (*Helianthus annuus*) dünya genelinde bitkisel ham yağ üretiminin %12.6'sını karşılamakta olup, beslenme değeri oldukça yüksektir. Ülkemizde yıllara göre değişmekle beraber, yıllık 220-280 bin ton ayçiçeği yağı üretimiyle bitkisel ham yağ üretiminin %46'sı ayçiçeğinden karşılanmaktadır (USDA, 2020). Ayçiçeği bitkisi karasal ve ılıman iklimin yağışlı bölgelerinde yetiştirilen tek yıllık bir bitkidir ve çok geniş adaptasyon alanına sahiptir.

Bu çalışmada amaç; i) Tokat'ın Zile ilçesinde arpa, buğday, şeker pancarı ve ayçiçeği tarımı yapılan arazilere ait toprakların, Toprak Amenajmanı Değerlendirme Çerçevesi (SMAF) ile ayçiçeği bitkisinin toprak

isteklerine göre toprak kalite indekslerinin değerlendirilmesi, ii) CBS ortamında konumsal dağılım haritalarının oluşturulmasıdır.

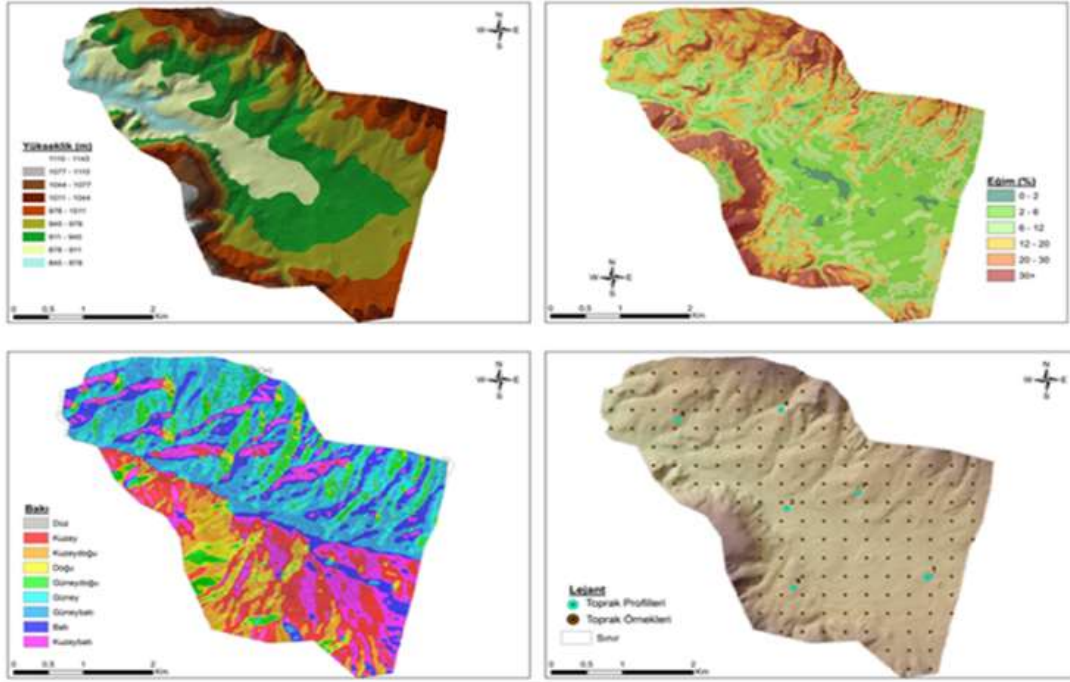
Materyal ve Yöntem

Araştırma alanının genel özellikleri

Tokat ili Coğrafi Konum olarak $36^{\circ} 00' - 36^{\circ} 42'$ doğu boylamları ile $39^{\circ} 52' - 40^{\circ} 55'$ kuzey enlemleri arasında yer almaktadır. Kuzeyinde Samsun, Kuzeydoğusunda Ordu, Güney ve Güneydoğusunda Sivas, Güneybatısında Yozgat, Batısında ise Amasya illeri yer almaktadır. Çalışma alanı Orta Karadeniz Bölgesinde Tokat İli sınırları içinde, ilin 70 km batısında yer alan Zile Ovasıdır. Yarı-kurak iklime sahip tarımsal faaliyetlerin yoğun olarak yapılmasına imkân veren en önemli ovalardan biridir (Şekil 1). Çalışma alanı yaklaşık olarak 1667 ha alan kaplamakta olup, $75^{\circ} 18' 00'' - 75^{\circ} 42' 00''$ Doğu ve $45^{\circ} 04' 00'' - 45^{\circ} 24' 00''$ Kuzey (UTM, 36 Zone-m) koordinatları arasında yer almaktadır. Çalışma alanının deniz seviyesinden yüksekliği 845 m ile 1143 m arasında değişmekte olup, yükseklik alanın kuzey ve güney kesimlerine doğru gidildikçe artış göstermektedir (Şekil 2). Yükseklikteki bu artış topoğrafyada farklı eğim gruplarının oluşmasına neden olmakta ve alanın dik ve çok dik eğimleri (%20 den fazla) kuzey ve güney kesimlerde görülürken orta ve güney doğu kesimlerde düz düze yakın (%0-2) ve hafif - orta eğimli (%6-12) alanlar dağılım göstermektedir. Alanın bakı özelliği incelendiğinde, güney, güney batı yöneyler alan içerisinde yaygın olarak dağılım gösterirken bu bakıları kuzey ve kuzey doğuya ait yöneyler izlemektedir.



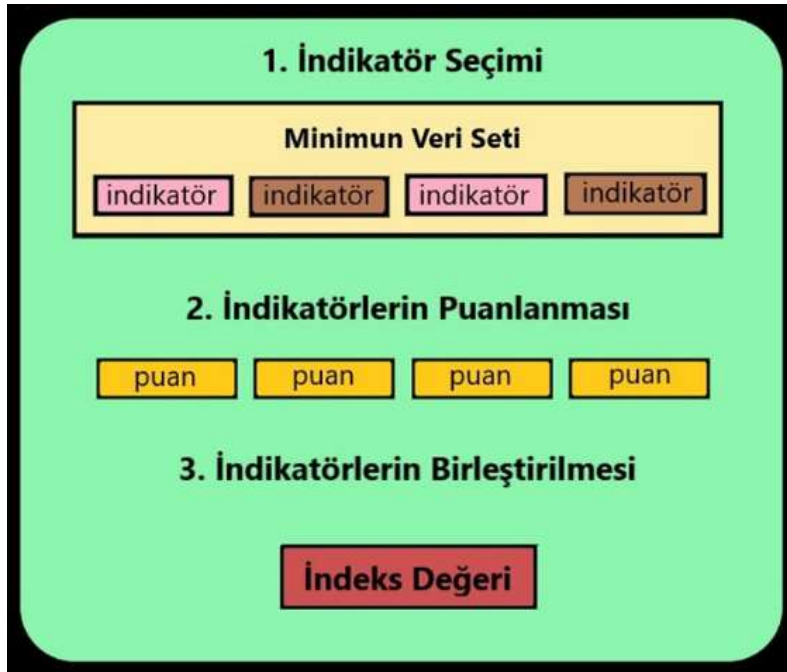
Şekil 1. Çalışma alanı lokasyon haritası



Şekil 2. Çalışma alanına ait yükseklik, eğim, bakı ve DEM haritaları

SMAF Modeli

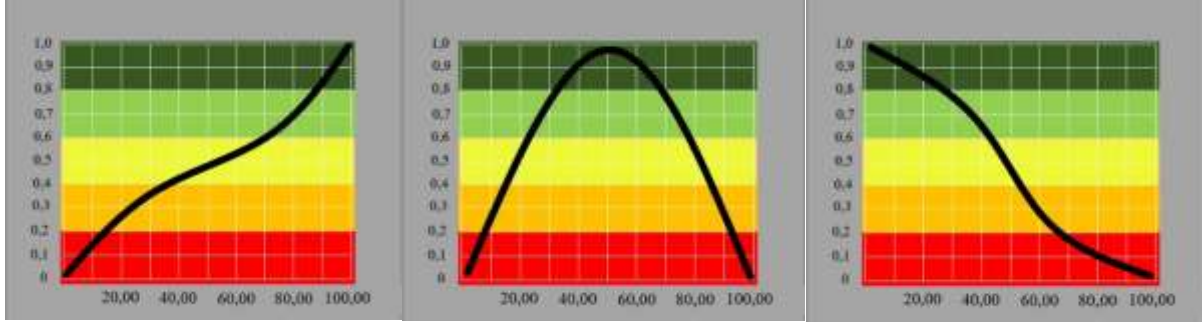
ABD'de geliştirilen SMAF modeli, o bölgede ve dünyanın başka bölgelerinde arazi kullanımları ve farklı tarımsal uygulamalar tarafından etkilenen toprak kalitesi ve sağlığındaki farklılıkları ölçmek ve değerlendirmek için bir araç olarak oluşturulmuştur. Bu model üç temel adımı takip etmek üzere tasarlanmıştır: 1) indikatör seçimi, 2) indikatörlerin puanlanması ve 3) indikatörlerin bir indeks içerisinde birleştirilmesi aşamasıdır (Şekil 3).



Şekil 3. Toprak kalite indeksinin hesaplanması aşamaları

İndikatörler seçilip ölçüldükten sonra, göstergelerin puanlanması ve yorumlanması, elde edilen her minimum veri seti indikatör değerinin doğrusal olmayan puanlama eğrileri kullanılarak hesaplanmasını içerir (Andrews ve ark., 2002a, 2002b). Her SMAF puanlama eğrisi, alternatif algoritmalara sahip bir algoritma veya mantık sisteminden oluşur. Bu algoritmalar, ekosistem hizmetlerinin veya toprak işlevlerinin performansını yansıtan, ölçülen göstergelerin ampirik değerleri ile normalleştirilmiş puanlar arasındaki nicel ilişkilerdir. Toprak amenajmanı değerlendirme çerçevesi (SMAF), toprak kalite skorlarının

hesaplanması için fiziksel, kimyasal ve biyolojik olmak üzere 3 ana başlık altında incelenen 13 indikatörden oluşur ve her indikatör değerini puanlama algoritması aracılığıyla, bu sistemdeki ilişkili işlev düzeyini temsil eden 0 ile 1 arasında birimsiz bir puana dönüştürür. En yüksek gösterge puanı olan 1, o sistem için en yüksek potansiyel işlevi temsil eder; yani gösterge, toprağın doğasında bulunan toprak fonksiyonlarına ve süreçlerine bağlı değildir. Belirli bir indikatör ile temsil edilen toprak fonksiyonları arasındaki genel ilişkinin sistemler arasında nispeten sabit olduğu varsayılmıştır. Bu ilişki, bir indikatörün puanlama eğrisinin (veya algoritma denkleminin) şeklini belirler (Andrews ve ark., 2004). Puanlama eğrileri daha fazla daha iyidir, daha az daha iyidir ve optimum alan şeklindedir (Şekil 4).



Şekil 4. Daha fazla daha iyidir, optimum alan ve daha az daha iyidir eğrileri.

SMAF'ın üçüncü adımı olan indikatörlerin bir indeks içerisinde birleştirilmesi, isteğe bağlı bir aşamadır. Bu aşama, yorumlama aşamasındaki tüm indikatör puanlarının tek bir indeks değerinde birleştirilmesini sağlar. Bu değer, amenajman uygulamalarının toprak fonksiyonu üzerindeki etkilerini yansıtan toprak kalitesinin genel bir değerlendirilmesi olarak kabul edilir ve bir önceki aşamadaki tüm indikatörlerin kalite puanları toplanıp toplam indikatör sayısına bölünüp 100 ile çarpılmasıyla elde edilir.

$$TKİ = \left(\frac{\sum_{i=1}^n S_i}{n} \right) \times 100$$

TKİ: Toprak kalite indeksi, Si: Skorlama yapılan indikatör değeri n: İndikatör sayısı

Toprak örnekleme ve analizler

Toprak örnekleri 2020 yılının Ekim ayında arpa, buğday, ayçiçeği ve şeker pancarı ürünlerinin yetişmekte olduğu çalışma alanından toplanmıştır. Alan 200m x 200m şeklinde karelere bölünerek oluşturulan grid sistemi kullanılarak, küresel konumlandırma sistemi (GPS) yardımıyla toprak örneklerinin yerleri tanımlandıktan sonra; her bir ızgaranın köşesinden yüzeyden (0-30 ccm) 175 adet bozulmuş ve bozulmamış toprak örnekleri toplanmış, daha sonra örnekler laboratuvara getirilmiştir. Toprak örnekleri hava kuru hale getirildikten sonra tahta tokmak ile dövülerek parçalanmış ve 2 mm elekten elenerek analize hazır hale getirilmiştir. Toprak örneklemesine ait desen Şekil 5'de verilmiştir.



Şekil 5. Çalışma alanında dağılım gösteren yüzey toprak örnekleme deseni

Fiziksel analizler; bünye [Bouyoucous \(1951\)](#)'a, agregat stabilitesi [Kemper ve Rosenau \(1986\)](#)'a, tarla kapasitesi ve daimi solma kapasitesi [Richards \(1954\)](#)'a, hacim ağırlığı [Blake ve Hartge \(1986\)](#)'a, göre ve yarayışlı su miktarı ise örneklerin tarla kapasitesi ve daimi solma noktaları arasındaki farktan hareketle hesap yolu ile belirlenmiştir. Kimyasal analizler; Toprak reaksiyonu (pH) ve elektriksel iletkenlik (EC) [Kacar \(2009\)](#)'a, yarayışlı fosfor (P₂O₅) [Olsen \(1954\)](#)'e, yarayışlı potasyum (K₂O) 1N amonyum asetat (NH₄OAc) ile ekstrakte edilen potasyumun analiz edilmesi ile organik madde [Jackson \(1958\)](#)'a, toplam azot [Bremner \(1982\)](#)'e, değişebilir katyonlar [Rhoades \(1986\)](#)' e göre belirlenmiş ve SAR değeri Saturasyon çamurundan elde edilen süzüklerden hesaplanan Na, Ca ve Mg konsantrasyonları eşitlikte belirtildiği gibi hesaplanmıştır ([Soil Survey Staff, 1996](#)).

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{+2}] + [Mg^{+2}]}{2}}}$$

Biyolojik analizler; β-glukozidaz aktivitesi [Tabatabai \(1994\)](#)'e ve mikrobiyal biyomas karbon ise [Anderson ve Domsch \(1978\)](#)'a göre belirlenmiştir.

Yapılan çalışmada örnekleme yapılan alandaki toprak özelliklerinin en büyük, en küçük, standart sapma, varyasyon katsayısı, ortalama, çarpıklık ve basıklık değerleri şeklindeki tanımlayıcı parametreler SPSS programı ([IBM, 2015](#)) yardımı ile hesaplanmış ve bunun yanında alan içerisinde dağılımlarının belirlenmesi amacıyla jeostatistiksel yöntemlerden faydalanılmıştır. Bu bağlamda; çalışma alanı topraklarının toprak özellikleri, SMAF modeline göre hesaplanmış ve hesaplamada kullanılan on üç parametrenin tüm alan içerisindeki dağılım haritaları üretilmiştir. Ayrıca, bu parametrelerin kullanılmasıyla hesaplanan fiziksel toprak kalitesi, kimyasal toprak kalitesi, biyolojik toprak kalitesi ve genel toprak kalitesi içinde dağılım haritaları oluşturulmuştur. Dağılım haritalarının oluşturulmasında ArcGIS 10.5 coğrafi bilgi sistemi programı kullanılmıştır. Haritalama öncesi verilerin normal dağılım göstermeyen özelliklere uygun dönüşümler yapılmış ve haritalama kısmında Ters Mesafe Ağırlıklandırma (Inverse Distance Weighting /IDW) yöntemi kullanılmıştır.

Bulgular ve Tartışma

Denemede Çalışma alanından alınan 175 toprak örneğinde on altı fiziksel, kimyasal ve biyolojik toprak özelliği incelenmiştir. Bu özelliklerin tanımlayıcı istatistikleri Çizelge 1'de verilmiştir. Toprak örneklerinin genellikle tuzluluk açısından "tuzsuz (0-1.08 dS/m), toprak reaksiyonunun ise nötr-hafif alkalın (7.11-8.83) arasında belirlenmiştir. Toprakların kum silt ve kil içeriklerine göre tekstür sınıfları killi tın (%14.85), kumlu killi tın (%18.28), kil (%52), kumlu tın (%3.42), kumlu kil (%9.75), tın (%1.14) ve tınlı kumdur (%0.57). Toprakların organik karbon içerikleri [Kacar \(2009\)](#)'a göre düşük-yüksek sınıfları arasında belirlenirken agregat stabilitesi içerikleri %10.62-96.30 arasında düşük ve yüksek sınıflarında tespit edilmiştir. [TOVEP \(1991\)](#); [Güneş ve ark., \(1996\)](#)'a göre toprakların fosfor içerikleri 2.97- 427.03 mg/kg arasında yeterli-fazla ve potasyum içerikleri 203-2000 mg/kg yeterli-çok fazla bulunmuştur. Toprakların azot içerikleri ise %0.05-0.51 arasında az-fazla seviyelerinde tespit edilmiştir. [Wilding \(1985\)](#)'e göre varyasyon katsayısı (değişkenlik katsayısı); düşük (<%15), orta (%15-35) ve yüksek (> %35) olarak sınıflandırılmıştır. Buna göre çalışma alanının toprak özelliklerinden toprak pH'sı, HA ve YS ortalamaya göre <%15 değişkenlik ile "düşük" varyasyon sergilemiştir. Elektriksel iletkenlik, kum, kil, silt, AS ve N "orta" SAR, β-glukozidaz, mikrobiyal biyomas karbon, toprak organik karbonu, fosfor, potasyum ve organik madde değerleri ise ortalamaya göre %35'den büyük yani "yüksek" değişkenlik göstermiştir. Toprak özelliklerinin kombinasyonları ile elde edilen fiziksel ve kimyasal kalite skorları "düşük", biyolojik kalite skorları ise ortalamaya göre yüksek varyasyon göstermiştir. Kil, AS, YS ve Kimyasal Kalite Skoru (KKS) normal dağılımla kıyaslandığında sola çarpık (-) diğer özellikler ise sağa çarpık (+) bir dağılım göstermektedir. Sola çarpık bir dağılımda özellikler ortalamadan daha yüksek seviyelerde dağılım sıklığına sahipken sağa çarpık durumda tam tersi bir durum hakimdir. Çarpıklık katsayısı en yüksek normalden en uzak dağılım gösteren özellik P olarak belirlenmiştir. P değerinin sağa çarpık sola yığılımlı bir dağılım göstermesi toprakların fosfor içeriklerinin büyük bir kısmının ortalamadan (23,78 mg/kg) daha düşük seviyede olmasının bir sonucudur. Tüm toprak özelliklerinin ve toprak kalite skorlarının eğrileri normal dağılıma göre daha dik (+) bir dağılım göstermektedir. Çalışma alanının fiziksel, kimyasal ve biyolojik kalite skorları sırasıyla 37.92-75.62, 53.39-90.94, 2.45-34.68 arasında değişkenlik sergilerken incelenen toprakların genel toprak kalite indeksi 31.26-62.98 arasında kalite sınıfları ise "düşük-iyi" sınıflarında belirlenmiştir.

Çizelge 1. Toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri ile kalite skorlarının tanımlayıcı istatistikleri

Özellikler	Ort	SS	%VK*	Varyans	EDD	EYD	Çarpıklık**	Basıklık
pH	7.67	0.19	2.47	0.03	7.11	8.83	1.37	7.96
EC (dSm ⁻¹)	0.52	0.15	28.84	0.02	0.10	1.08	0.77	1.70
SAR	2.62	1.62	61.83	2.62	0.48	12.76	3.82	19.41
Kum (%)	42.97	9.50	22.10	90.25	27.81	83.86	1.38	2.41
Kil (%)	39.15	9.05	23.11	81.97	9.42	58.14	-0.65	0.333
Silt (%)	17.87	4.00	22.38	16.05	6.13	33.47	0.39	3.50
β-glukozidaz	52.84	27.49	52.02	756.03	3.57	159.75	1.06	1.71
MBC	32.20	12.87	39.96	165.83	5.04	87.216	0.95	1.95
TOC (%)	1.22	0.66	54.09	0.44	0.10	3.71	1.01	1.89
AS (%)	54.92	14.87	27.07	221.26	10.62	96.30	-0.04	0.10
HA g/cm ³	1.44	0.06	4.16	0.004	1.32	1.62	0.52	0.07
YS (%)	11.65	1.09	9.35	1.19	4.10	13.79	-3.24	15.80
P (mg/kg)	23.78	26.31	110.63	692.69	2.97	247.03	5.91	43.76
K (mg/kg)	597.3	280.2	46.91	78517	203	2000	1.72	5.48
N (%)	0.18	0.06	33.33	0.004	0.05	0.51	1.37	4.37
OM (%)	2.11	1.15	54.50	1.32	0.17	6.40	1.01	1.89
FKS	55.77	5.24	9.39	27.52	37.92	75.62	0.36	2.07
KKS	78.94	6.97	8.82	48.62	53.39	90.94	-0.79	0.93
BKS	5.47	4.07	74.40	16.58	2.45	34.68	3.86	18.97
TKI	46.73	4.28	9.15	18.32	31.26	62.98	0.38	2.04

Ort.: Ortalama, S.S.: Standart sapma, VK.: Varyasyon katsayısı, EDD: En Düşük Değer, EYD: En Yüksek Değer, Çar: Çarpıklık, Bas: Basıklık, TOK: Toprak Organik Karbon, MBK: Mikrobiyal Biyomas Karbon, HA: Hacim Ağırlığı, AS: Agregat Stabilitesi, FSK: Fiziksel Kalite Skoru, KKS: Kimyasal Kalite Skoru, BKS: Biyolojik Kalite Skoru, TKI: Toprak Kalite İndeksi. *Değişkenlik Katsayısı: < 15 = Düşük Değişkenlik, 15-35 = Orta Değişkenlik, >35 = Yüksek Değişkenlik. **Çarpıklık: < | ±0,5 | = Normal Dağılım, 0,5- 1,0 = Veri setine karakter dönüşümü uygulanır. ÇK > 1,0 → Logaritma dönüşümü uygulanır.

Toprak özellikleri arasında ikili ilişkilerin değerlendirildiği Spearman korelasyon analiz sonuçları Çizelge 2'de verilmiştir. Buna göre fiziksel kalite skoru ile toprak özellikleri arasında 10, kimyasal kalite skoru ile toprak özellikleri arasında 12, biyolojik kalite skoru ile toprak özellikleri arasında 12 ve çalışma alanını topraklarının toprak kalite skoru ile indikatörler arasında 12 adet istatistiksel olarak anlamlı (p<0.05; p<0.01) ilişkiler belirlenmiştir. Fiziksel kalite skoru ile silt (0.222**), β-glukozidaz (0.207**), TOK (0.369**), AS (0.734**), P (0.219**), N (0.253**), OM (0.369**) %1 ve MBK (0.167*) %5 düzeyinde pozitif yönlü ilişki görülürken, pH (-0.417**) ile %1 kil (-0.162*) ile %5 düzeyinde negatif yönlü ilişkilerin olduğu belirlenmiştir. Toprak organik maddesinin artışı toprağın tarla kapasitesi, solma noktası ve yarayışlı su içeriğinde artışa neden olmaktadır (Gupta ve ark., 1977). Ayrıca toprak üstü bitki örtüsü ve organik karbon, toprağı erozyondan koruyarak, besin maddesi kapasitesini de artırır (Kocuyigit, 2008). Toprakta agregatlaşmanın artması, toprakların verimlilik potansiyellerini pozitif yönde etkileyen bir özellik olduğundan diğer fiziksel toprak özellikleri ile de yüksek korelasyona sahiptir. Topraktaki agregatlaşma, tohum-toprak arasındaki ilişki, hidrolik iletkenlik, kök gelişimi ve solunumu, toprakta havalanma ve sonuçta bitkinin gelişimi açısından önemli bir rol oynamaktadır (Dinel ve ark., 1991).

Kimyasal kalite skoru ile kum (0.203**), β-glukozidaz (0.354**), MBK (0.323**), TOK (0.865**), AS (0.352**), P (0.523**), K (0.293**), N (0.582**), OM (0.865**) arasında %1 düzeyinde pozitif, pH (-0.540**), kil (-0.212**), HA (-0.275**) arasında %1 düzeyinde negatif yönlü bir ilişki bulunmuştur. Azot ve fosforun, organik maddelerin ayrışması ile toprağa kazandırılan en önemli bitki besin elementleri arasında yer aldığı bilinmektedir. Dolayısıyla uygulanan organik madde ilavesinin toprakların N ve P kapsamını arttırabildiği yapılan çalışmalarla vurgulanmıştır (Kalembasa 1996; Nethra ve ark. 1999). Biyolojik kalite skoru ile kum (0.439**), β-glukozidaz (0.584**), MBK (0.638**), TOK (0.403**), P (0.308**), K (0.226**), N (0.562**), OM (0.403**) arasında %1 ve AS (0.186*) ile %5 düzeyinde pozitif bir ilişki görülürken pH (-0.535**; p<0.01), kil (-0.392**; p<0.01) ve YS (-0.166*; p<0.05) ile negatif yönlü korelasyonlar bulunmuştur. Toprakların fiziksel ve kimyasal özelliklerinin mikrobiyal biyokütle ve mikrobiyal aktivite üzerine etkisinin büyük olduğu yapılan çalışmalarla bildirilmiştir (Parr ve Papendick, 1997).

Çizelge 2. Fiziksel, kimyasal, biyolojik ve toprak kalite skorları ile indikatör ve toprak özellikleri arasındaki korelasyon analizi sonuçları

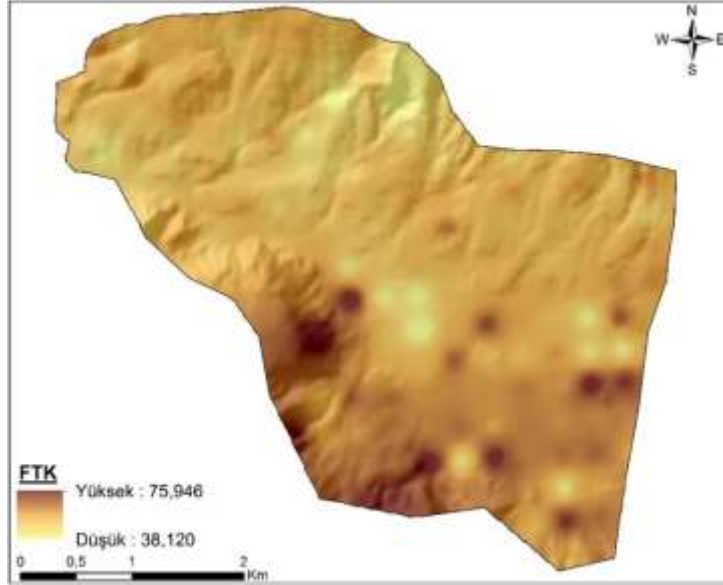
İndikatörler	FKS	KKS	BKS	TKI
pH	-0.417**	-0.540**	-0.535**	-0.625**
EC (dS/m ⁻¹)	-0.102	-0.032	-0.078	-0.045
SAR	-0.068	-0.091	-0.068	-0.095
Kum (%)	0.135	0.203**	0.439**	0.245**
Kil (%)	-0.162*	-0.212**	-0.392**	-0.252**
Silt (%)	0.222**	0.086	-0.023	0.141
β-glukozidaz	0.207**	0.354**	0.584**	0.428**
MBK	0.167*	0.323**	0.638**	0.384**
TOK	0.369**	0.865**	0.403**	0.762**
AS (%)	0.734**	0.352**	0.186*	0.547**
HA g/cm ³	-0.121	-0.275**	0.097	-0.198**
YS (%)	0.115	0.064	-0.166*	0.069
P (mg/kg)	0.219**	0.523**	0.308**	0.481**
K (mg/kg)	0.087	0.293**	0.226**	0.273**
N (%)	0.253**	0.582**	0.562**	0.567**
OM (%)	0.369**	0.865**	0.403**	0.762**

TOK: Toprak Organik Karbon, MBK: Mikrobiyal Biyomas Karbon, HA: Hacim Ağırlığı, AS: Agregat Stabilitesi, FSK: Fiziksel Kalite Skoru, KKS: Kimyasal Kalite Skoru, BKS: Biyolojik Kalite Skoru, TKI: Toprak Kalite İndeksi. **. Korelasyon 0.01 seviyesinde anlamlıdır. *. Korelasyon 0.05 seviyesinde anlamlıdır.

Biyolojik toprak kalitesiyle doğrudan ilişkisi olan β-glukozidaz enzim aktivitesi ve mikrobiyal biyomas karbon ve toprak havalanmasının iyi olduğu kum bünyeli topraklar mikrobiyal aktiviteyi destekleyici yönde etki gösterdikleri için biyolojik toprak kalitesiyle yüksek korelasyona sahiptir. [Kızılkaya ve Hepşen \(2004\)](#) topraklara eklenen organik bileşiklerin, ortamın mikrobiyal gelişim ve çoğalmaya uygun hale getirilmesinde uygun ortam sağladığını, başta heterotrofik mikroorganizmalar olmak üzere mikrobiyal popülasyona C, enerji ve besin maddesi kaynağı sağladıklarını ve bunun sonucunda da mikrobiyal popülasyon ve bunların aktivitelerinin büyük oranda arttığını belirtmişlerdir.

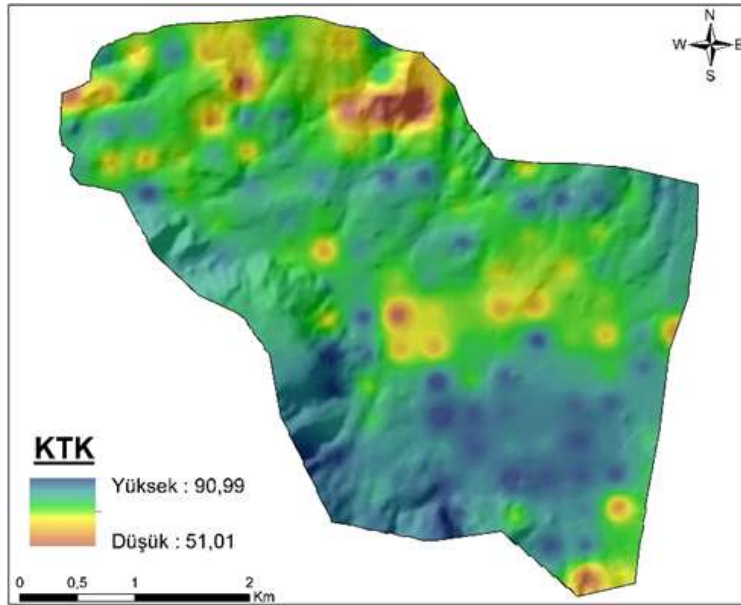
Genel veya toplam toprak kalite skoru ile kum (0.245**), β-glukozidaz (0.428**), MBK (0.384**), TOK (0.762**), AS (0.547**), P (0.481**), K (0.273**), N (0.567**), OM (0.762**) %1 düzeyinde pozitif, pH (-0.625**), kil (-0.252**), HA (-0.198**) ile ise %1 düzeyinde negatif yönlü korelasyonlar tespit edilmiştir. Birçok toprak özelliği ve toprakta meydana gelen değişimler toprak organik maddesiyle doğrudan ilişkilidir ([Doran ve Parkin, 1994](#)). [Lewandowski ve Zumwinkle \(1999\)](#), verimli bir toprak denildiğinde toprakların organik madde ve biyolojik aktivitede yüksek düzeye, stabil agregatlara, bitki köklerinin kolaylıkla hareket edebildiği bir ortama, yüzeyde suyun kolaylıkla infiltre olabildiği bir toprak yapısına sahip olmasının akla geldiğini bildirmişlerdir.

SMAF model yardımıyla çalışma alanında dağılım gösteren toprakların fiziksel toprak kalite durumlarının belirlenmesinde agregat stabilitesi, yarıyışlı su içeriği, hacim ağırlığı ve su dolu gözenek hacmi kullanılmıştır. Şekil 6'da bu parametrelerden elde edilen sonuçların ortalaması alınarak hesaplanan fiziksel kalite skorunun haritası görülmektedir. Elde edilen sonuca göre, alanın güneybatısının fiziksel kalite değerleri alanın geneline göre daha yüksek olduğu gözlemlenmiştir. Alanın kuzeyinde, eğimin de yüksek olduğu alanlar incelendiğinde hacim ağırlığının yüksek, kum içeriğinin fazla olduğu görülmektedir. Nitekim bu bölgelerde toprak gözeneklerinin büyük oluşu suyun toprakta tutulmasını engellediği için suyun sızarak uzaklaşmasına neden olmaktadır. Genel olarak, fiziksel toprak özelliklerinin çok da iyi olmadığı zorlu koşullarda da tarımının yapılması mümkün olan ayçiçeği bitkisinin toprak isteği özellikleri dikkate alınarak hesaplanan, alana ait fiziksel toprak kalitesi haritası incelendiğinde; yer yer düşük ve yüksek toprak kalitesine sahip olan bölgeler olmakla beraber, çalışma alanı ortalama 56 kalite puanı ile ayçiçeği yetiştirilmesi için orta kalite olarak belirlenmiştir.



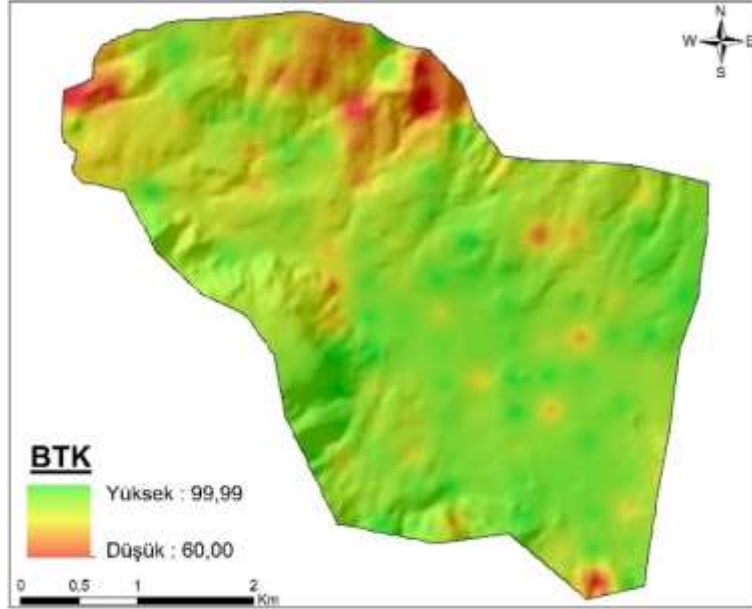
Şekil 6. Çalışma alanına ait fiziksel toprak kalitesi dağılım haritası

Kimyasal toprak kalite skorunun belirlenmesinde toprak reaksiyonu (pH), elektriki iletkenlik (EC), sodyum adsorbsiyon oranı (SAR), toprak organik karbonu, potansiyel mineralize olabilir azot, bitkiye yararlı fosfor ve bitkiye yararlı potasyum olmak üzere 7 toprak kalite indikatörü kullanılmıştır. Bu indikatörlerden elde edilen kalite skorlarının ortalaması alınarak elde edilen kimyasal kalite skoruna ait dağılım haritası Şekil 7’de görülmektedir. Toprakların ekstrem kimyasal özelliklerine karşı dayanıklı olmayan ayçiçeği bitkisinin toprak isteği özellikleri dikkate alınarak hesaplanan, alana ait kimyasal toprak kalite skoru 81 ile ayçiçeği bitkisi yetiştirmek için yüksek kalite olarak belirlenmiştir. Kimyasal toprak kalite dağılım haritası incelendiğinde, en yüksek kalite skorlarının elde edildiği bölgelerin alanın kuzeyinde olduğu, en düşük kalite skorlarının ise alanın kuzeyi, kuzeybatısı, güneydoğusu ve iç kesimlerinde olduğu görülmektedir.



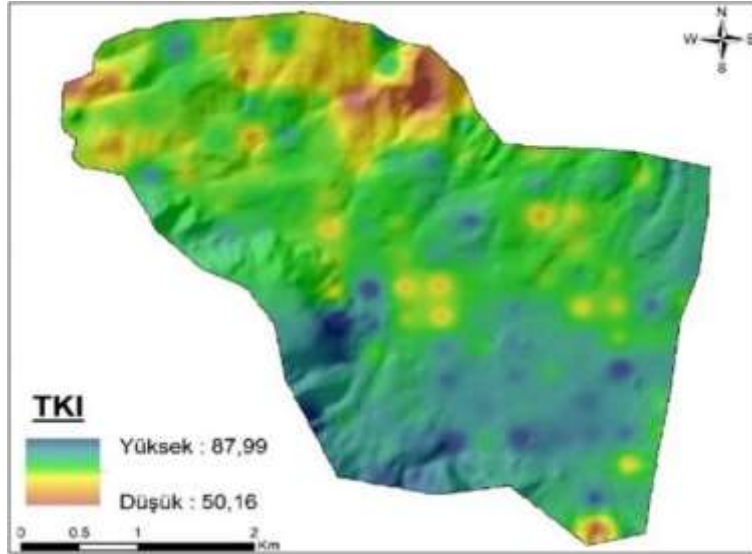
Şekil 7. Çalışma alanına ait kimyasal toprak kalitesi dağılım haritası

Biyolojik toprak kalite skorunun belirlenmesinde mikrobiyal biyokütle karbonu ve β -glukozidaz enzim aktivitesi kullanılmış olup, ayçiçeği bitkisinin toprak isteği özellikleri dikkate alınarak hesaplanan alana ait biyolojik kalite skoru 90 ile ayçiçeği bitkisi yetiştirilmesi için çok yüksek sınıfa girmektedir (Şekil 8). Alanın iç kısımlarında yer yer düşük kaliteye sahip bölgeler vardır ancak; alanın kuzeyinde, kuzey batısında ve güney doğusunda biyolojik kalite skorunun alanın genel kalite skoruna göre daha düşük olduğu alanlar bulunmaktadır. Bu bölgelerdeki kalite skorunun düşük oluşu o bölgede mikrobiyal biyokütle karbonu ve β -glukozidaz enzim aktivitesi değerlerinin ikisinin de düşük oluşundan kaynaklanmaktadır.



Şekil 8. Çalışma alanına ait biyolojik toprak kalitesi dağılım haritası

Toprak kalitesinin en iyi şekilde tespit edilmesi için toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik fonksiyonlarını bir arada kullanmak üzere oluşturulan; SMAF modelindeki 13 toprak parametresinden hesaplanan skorların birleştirilmesi ile elde edilen, çalışma alanına ait genel toprak kalitesinin haritası Şekil 9'da verilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, çalışma alanı içerisinde dağılım gösteren topraklar yer yer düşük ve orta kaliteye sahip olsa da ayçiçeği bitkisinin toprak isteği özellikleri dikkate alınarak hesaplanan, alana ait toprak kalite skoru 75 ile ayçiçeği tarımı yapılması için yüksek sınıfa girmektedir.



Şekil 9. Çalışma alanına ait toprak kalitesi dağılım haritası

Çalışma alanına ait toprak kalitesinin dağılım haritası incelendiği zaman en düşük kaliteye sahip bölgenin alanın kuzeyindeki dağlık kısımda olduğu görülmektedir. Bunun en önemli sebeplerinden biri, söz konusu bölgedeki toprak hacim ağırlığının yüksek olmasıdır. Toprakların hacim ağırlığı arttıkça, bitki kök gelişimi azalmakta bu nedenle hacim ağırlığı toprak kalitesinin önemli bir göstergesi olarak dikkate alınmaktadır (USDA-NRCS, 1996). Çünkü hacim ağırlığı; topraktaki su içeriği ve toprak gözenekliliği gibi toprak bünyesi ile çok yakından ilişkili özellikleri doğrudan etkilemektedir (Da Silva ve Kay, 1997). Ayrıca, hacim ağırlığı, toprak organik maddesi ve toprak organik karbonu hakkında da önemli bilgi verebilmektedir. Şöyle ki, topraklarda organik madde ve organik karbon içeriği arttıkça hacim ağırlığı azalmakta; gözeneklilik, yarayışlı su içeriği, agregat stabilitesi ve tüm bunlara bağlı olarak mikrobiyal aktivite artmaktadır. Bu durumu çalışma alanının güney kesimlerinde rahatlıkla görebilmekteyiz. Ayrıca yüksek organik karbon içeriğine sahip olan güney kesimleri organik karbon içeriğinin yüksek olması ile beraber, pH'nın nötre yakın

ve EC nin düşük oluşu da β -glukozidaz enzim aktivitesi ve mikrobiyal biyomas karbonun yükselerek mikrobiyal aktivitenin artışına uygun ortam hazırlamıştır.

Toprak tekstürü ve organik madde içeriğiyle yakından ilişkili olan agregat stabilitesi toprakların verimliliğini etkileyen en önemli özelliklerden biridir (Tang ve ark., 2020) ve alanın yüksek kaliteye sahip olmasında önemli rol oynamaktadır. Toprak kalitesine ait dağılım haritasını incelendiğinde, kuzey kesimlerde görülen düşük kalite skorunun sebeplerinden diğerleri ise söz konusu bölgede düşük olan mikrobiyal biyokütle karbon, agregat stabilitesi, β -glukozidaz enzim aktivitesi, düşük azot içeriği, organik karbon, bitkiye yarayışlı fosfor, bitkiye yarayışlı potasyum, yarayışlı su içeriği ve suyla dolu gözenek miktarı değerleri ile yüksek olan pH ve SAR değerleridir. Ayrıca, topraklarda SAR değerinin yüksek olması stabilize olmuş durumdaki agregatlar arası bağı zayıflatarak, agregat stabilitesinin düşmesine neden olabilmektedir (Ben-Hur ve ark., 1985).

Çalışma alanının kuzey batısına ait toprak parametrelerin dağılım haritaları ile genel toprak kalitesine ait harita karşılaştırıldığında ise bu bölgede birçok ele alınan toprak parametresinin düşük kalite skoruna sahip düzeyde olmasına rağmen, toprak kalite haritasında orta kalitede olduğu görülmektedir. Bunun sebebi diğer parametreler düşük skora sahip olsa bile toprak kalitesini yakından etkileyen ve azaldıkça toprak kalitesini artıran hacim ağırlığı değerinin düşük olması ve bitkiye yarayışlı potasyum içeriğinin yüksek olmasıdır. Yine aynı bölgede β -glukozidaz enzim aktivitesi ve mikrobiyal biyomas karbon içeriği de diğer parametrelere göre nispeten daha yüksek bulunmuştur.

Sonuç

Yapılan bu çalışmada, toprak örnekleri İç Anadolu bölgesinde yer alan Tokat ilinin Zile ilçesinde ayçiçeği tarımı yapılan tarım arazilerinden toplanmıştır. Çalışma alanından ayçiçeği tarımı yapılan tarım arazilerinin toprak kalitesini belirlemek amacıyla toplam 175 adet toprak örneği alınmıştır. Çalışma alanında ayçiçeği tarımı yanı sıra arpa, buğday, şeker pancarı ürünleri yetismekte olup, yapılan toprak kalite hesaplamaları ayçiçeği bitkisinin toprak isteklerine göre yapılmış ve haritalandırılmıştır.

SMAF modeli ile yapılan toprak kalite skorlamalarında arazinin fiziksel kalite skoru 56 ile orta kalite olarak belirlenmiş olup fiziksel kalite indikatörleri; agregat stabilitesi 46 ile düşük, yarayışlı su içeriği 69 ile orta, hacim ağırlığı 36 ile çok düşük, su dolu gözenek hacmi 73 ile yüksek kalite olarak hesaplanmıştır. Kimyasal kalite skoru 81 ile yüksek kalite olarak belirlenmiş olup kimyasal kalite indikatörleri; elektriksel iletkenlik 57 ile orta, bitkiye yarayışlı potasyum 100 ile çok yüksek, toprak pH'sı 88 ile çok yüksek, potansiyel mineralize olabilir azot 98 ile çok yüksek, bitkiye yarayışlı fosfor 91 ile çok yüksek, sodyum adsorbsiyon oranı 73 ile yüksek ve toprak organik karbonu 58 ile orta kalite olarak belirlenmiştir. Biyolojik kalite skoru ise 90 ile çok yüksek kalite olarak belirlenmiş olup biyolojik kalite indikatörleri β -Glukozidaz enzim aktivitesi 92 ile çok yüksek ve mikrobiyal biyokütle karbonu 88 ile çok yüksek kalite olarak belirlenmiştir. Çalışma alanına ait genel toprak kalite skoru ise ayçiçeği bitkisi için 75 ile yüksek kalite olarak belirlenmiştir. Fiziksel toprak kalitesinin kimyasal ve biyolojik toprak kalite durumlarına göre daha düşük olması çalışma alanının kalite skorunu da düşürmüştür.

Çalışma alanında gerekli önlemler alınıp yoğun işlemeli tarımdan kaçınılmadığı takdirde, ilerleyen dönemlerde çalışma alanının fiziksel kalitesindeki bu bozunumun artacağı ve bu durumun beraberinde getirdiği organik madde kaybının toprakların kimyasal ve biyolojik fonksiyonlarına da olumsuz etki oluşturarak çalışma alanının toprak kalitesini düşüreceği düşünülmektedir. Toprak kalite durumu yapılan bu çalışma baz alınarak çalışma alanında yoğun işlemeli tarımın azaltılması ve topraklara organik madde ilavesi ile agregatlaşmanın desteklenmesi tavsiye edilmektedir. Alanın toprak kalite durumunun belirli aralıklarla kontrol edilerek, iyi durumda olan toprak kalite parametrelerinin korunması ve meydana gelebilecek olası kalite düşüşlerine karşı önlemler alınması gerekmektedir. Kötü durumda olan toprak kalite parametrelerinin ise düzeltilmesi için amenajman çalışmaları yapılması tavsiye edilmektedir. Ayrıca yapılacak olan bu amenajman çalışmaları ile topraklar meydana gelebilecek erozyon tehdidine karşı da dirençli hale getirilmiş olacaktır.

Katkı Belirtme ve Teşekkür

Çalışma boyunca Turan Demiraslan Burs (Lisansüstü) Programı ile maddi, manevi kaynak sağlayan ve desteklerini esirgemeyen; başta Hikmet ÖZTÜRK ve Merve ŞEN olmak üzere TEMA Vakfına da saygılarımızı sunar, en içten dileklerimizle teşekkür ederiz.

Kaynaklar

- Anderson J P E, Domsch K H. 1978. Mineralization of bacteria and fungi in chloroform-fumigated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10(3): 207-213.
- Andrews S S, Karlen D L, Mitchell J P A. 2002a. Comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90(1), 25-45.
- Andrews S S, Mitchell J P, Mancinelli R, Karlen D L, Hartz T K, Horwath W R, Pettygrove G S, Scow K M, Munk D S. 2002b. On-farm assessment of soil quality in California's Central Valley. *Agronomy Journal*, 94(1): 12-23.
- Andrews S S, Karlen D, Cambardella C A. 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68(6): 1945-1962.
- Ben-Hur M, Shainberg I, Keren R, Gal M. 1985. Effect of Water Quality and Drying on Soil Crust Properties¹, *Soil Science Society of America Journal*, 49 (1): 191-196.
- Blake G R, Hartge K H. 1986. Particle density. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods*, 5: 377-382.
- Bouyoucos G J A. 1951. Recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soil. *Agronomy Journal*, 43: 434-438.
- Bremner J M. 1965. Total Nitrogen. *Methods of Soil Analysis*. (Editor: Black, C.A.) Part 2. *Agronomy Series No: 9*, 1179-1237.
- Candemir F, Gülser C. 2010. Effects of different agricultural wastes on some soil quality indexes in clay and loamy sand fields. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42(1), pp.13-28.
- Da Silva A P, Kay B. 1997. Effect of soil water content variation on the least limiting water range. *Soil Science Society of America Journal*. 61 (3): 884-888.
- Dedeoğlu M, Başayığit L, Yüksel M. 2019. Çok Kriterli Karar Verme Analizine Dayalı Tarımsal Amaçlı Arazi Kalite İndisi Uygulaması. *Türkiye Tarımsal Araştırmalar Dergisi*, 6(3): 295-307.
- Dinel H, Mehuys G R, Levesque M. 1991. Influence of Humic Acid and Fibric Materials on the Aggregation and Aggregat Stability of a Lacustrine Silty Clay. *Soil Science*, 2: 146-157.
- Doğan B, Gülser C. 2019. Assessment of soil quality for vineyard fields: A case study in Menderes District of Izmir, Turkey. *Eurasian journal of soil science*, 8(2), pp.176-183.
- Doğan B, Gülser C. 2020. Soil quality assessment for olive groves areas of Menderes District, Izmir-Turkey. *Eurasian Journal of Soil Science*, 9(4), pp.298-305.
- Doran J W, Parkin T B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA, Madison, WI, pp: 3-21.
- Doran J W. 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agriculture, ecosystems & environment*, 88(2), 119-127.
- Everest T, Sungur A, Özcan H. 2020. MEDALUS Yöntemi Kullanılarak Karacabey Tarım İşletmesi Toprak Kalite İndeksinin Değerlendirilmesi. *Türk Tarım ve Doğa Bilimleri Dergisi*, 7(1): 120-131.
- Gupta S C, Dowdy R H, Larson W E. 1997. Hydraulic and Thermal Properties of A Sandy Soil as Influenced by Incorporation of Sewage Sludge. *Soil Sci. Soc. Amer.J.*, 41:601- 605.
- Gülser C, Kızılkaya R, Askın T, Ekberli I. 2015. Changes in soil quality by compost and hazelnut husk applications in a hazelnut orchard. *Compost Science & Utilization*, 23(3), pp.135-141.
- Güneş A, İnal A, Alpaslan M. 1996. Effect of Salinity on Stomal Resistance, Proline, and Mineral Composition of Pepper. *Journal of Plant Nutrition* 19 (2): 389-396.
- Jackson M L. 1962. *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall Inc. 183 p.
- Kacar B. 2009. *Toprak analizleri* p. 467s. Ankara: Nobel Yayın Dağıtım.
- Kalembasa D. 1996. Wpływ werminkompostów na plon i skład chemiczny owoców pomidora. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 437.
- Karlen D L, Tomer M D, Neppel J, Cambardella C A A. 2008. Preliminary watershed scale soil quality assessment in north central Iowa, USA. *Soil and Tillage Research*, 99(2): 291-299.
- Kemper W D, Rosenau R C. 1986. Aggregate stability and size distribution. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5, 425-442.
- Kızılkaya R, Hepşen S. 2004. Effect of biosolid amendment on enzyme activities in earthworm (*Lumbricus terrestris*) casts. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167(2), 202-208.
- Koçyiğit R. 2008. Karasal ekosistemde karbon yönetimi ve önemi. *Gaziosmanpaşa Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, (1): 81-85.
- Lewandowski A M, Zumwinkle M, Fish A. 1999. Assessing the soil system.

- Nethra N N, Jayaprasad K V, Kale R D. 1999. China aster (*Callistephus chinensis* L.) cultivation using vermicomposts as organic amendment, *Crop Res. Hisar*. 17(2): 209-215.
- Olsen S R, Cole C V, Deah L A. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with NaHCO₃. U.S. Dept. of Agr. Cic. 939.
- Pacci S, Dengiz O, Saygın F, Alaboz P. 2022. SMAF Modeline Göre Çeltik Tarımı Yapılan Bafra Ovası Arazilerinin Toprak Kalite Özelliklerinin Değerlendirilmesi. *Türkiye Tarımsal Araştırmalar Dergisi*, 9(2), 164-174.
- Pacci S, Kaya N S, Dengiz O, Turan İ D. 2021. Van Havzası İçerisinde Yer Alan Mera Arazilerinde SMAF Modeli Kullanılarak Toprak Kalitesinin Değerlendirilmesi. *Anadolu Tarım Bilimleri Dergisi*, 36(2), 301-316.
- Parr J F, Papendick R I. 1997. Soil quality: relationships and strategies for sustainable dryland farming systems. *Annals of Arid Zone*, 36(3): 181-191.
- Rhoades J D, Oster J D. 1986. Solute content. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5, 985-1006.
- Soil Survey Staff. 1996. Soil survey laboratory methods manual. *Soil Surv. Invest. Rep. 42. Version 3.0*.
- Tabatabai M A. 1994. Soil enzymes. *Methods of soil analysis: Part 2 Microbiological and biochemical properties*, 5, 775-833.
- Tang S, She D, Wang H. 2020. Effect of salinity on soil structure and soil hydraulic characteristics. *Canadian Journal of Soil Science*. 1-10.
- TOVEP Türkiye Toprakları Verimlilik Envanteri. 1991. T.C. Tarım ve Orman Köy İşleri Bakanlığı, Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü.
- USDA-NRCS. 1996. Soil Quality Resource Concerns: Compaction. USDA-NRCS Soil Quality Inst., Ames, IA.
- Wienhold B J, Karlen D L, Andrews S S, Stott D E. 2009. Protocol for indicator scoring in the soil management assessment framework (SMAF). *Renewable agriculture and food systems*, 24(4), 260-266.
- Wilding L P. 1985. Spatial variability: its documentation, accomodation and implication to soil surveys. In *Soil spatial variability*, Las Vegas NV, 30 November-1 December 1984 pp. 166-194.

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME DERGİSİ YAZIM KURALLARI

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME DERGİSİ, bu alanda yeni bulgular ortaya koyan erişilebilir ve uygulanabilir temel ve uygulamalı yöntem ve tekniklerin sunulduğu bir forumdur. Dergi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme alanında yapılmış özgün araştırma makalelerini veya önemli bilimsel ve teknolojik yenilikleri ve yöntemleri açıklayan derleme niteliğindeki yazıları yayınlar. Yazar(lar) makalenin ne tür bir yazı olduğunu belirtmelidir. Dergiye sunulan çalışmanın başka yerde yayınlanmamış (bilimsel toplantılarda sunulan çalışmalar hariç) ve başka bir dergiye yayın için sunulmamış ve yayın hakkı verilmemiş olması gerekir. Buna ilişkin yazılı belge (sorumlu yazar tarafından onaylı) makale ile gönderilmelidir. Makale iyi anlaşılabilir bir Türkçe ile yazılmış olmalıdır. Etik Kurul Raporu gerektiren araştırma sonuçları makale olarak gönderilirken, Etik Kurul Raporu'nun bir kopyası eklenmelidir. Dergiye sunulan tüm çalışmalar, yayın kurulu ve bu kurul tarafından seçilen en az iki veya daha fazla danışman tarafından değerlendirilir. Dolayısıyla, çalışmanın dergide yayınlanabilmesi için yayın kurulu ve danışmanlar tarafından bilimsel içerik ve şekil bakımından uygun bulunması gerekir. Yayınlanması uygun bulunmayan eser yazar(lar)a iade edilir. Danışman veya yayın kurulu tarafından düzeltme istenen çalışmalar ise yazar(lar)a eleştiri ve önerileri dikkate alarak düzeltmeleri için geri gönderilir. Düzeltme istenen makaleler, düzeltme için verilen sürede (30 gün) yayın kuruluna dönmez ise, yeni sunulan bir makale gibi değerlendirilir.

Makale gönderilmesi

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME DERGİSİ (www.toprak.org.tr) adresindeki (<http://dergi.toprak.org.tr>) linkine gönderilen makaleler hızla incelenecek ve değerlendirecek, sonuç yazarlara en kısa sürede bildirilecektir. Makaleler hakkında yapılan değerlendirmeler e-posta yoluyla sorumlu yazara bildirilecektir.

"Telif Hakkı Devir Sözleşmesi" formu

Sorumlu yazarca imzalanan Telif Hakkı Devir Sözleşmesi formunun dergiye makale sunumu esnasında gönderilmesi gerekmektedir. Yayın transfer formu gönderilmeyen makaleler değerlendirilmeye alınmayacaktır.

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME DERGİSİ YAYIN YAZIM KURALLARI

Her çalışma MS Word 2007 (veya daha üst versiyonu) kullanılarak A4 boyutundaki kağıda kenarlarda 2.5 cm boşluk bırakılmış, Times New Roman yazı karakterinde 11 pt 1,5 satır aralıklı ve yaklaşık 20 sayfa ve aşağıdaki düzende olmalıdır. Makale başlık sayfası, Özet, Anahtar Sözcükler, İngilizce Başlık, Abstract, Keywords, Metin, Teşekkür, Kaynaklar, Şekiller (fotoğraf, çizim, diyagram, grafik, harita v.s.) ve Çizelgeler şeklinde sıralanmalıdır.

Yazar(lar) makale hazırlarken derginin web sayfasında bulunan makale örneğinden yararlanabilirler. Bölüm başlıkları da dahil tüm başlıklar küçük harflerle koyu yazılmış olmalıdır. Tüm sayfalar ve satırlar numaralandırılmış (sayfada yeniden) olmalıdır. Türk Dil Kurumu'nun yazım kuralı dikkate alınarak yazılmalı ve Türkçe noktalama işaretlerinden (nokta, virgül, noktalı virgül vb.) sonra mutlaka bir ara verilmiş olmalıdır. Metin içerisinde kısaltma kullanılacak ise ilk kullanıldığı yerde kavramın açık şekli yazılmalı ve parantez içinde kısaltması verilmelidir (katyon değişim kapasitesi (KDK) gibi). Yukarıdaki kurallara uymayan makaleler işleme alınmadan yazar(lar)ına geri gönderilecektir.

Başlık sayfası

Bu sayfada, a) Makale başlığı (Türkçe ve İngilizce başlıklar yazılmalı; başlık kısa ve konu hakkında bilgi verici ve tümü büyük harflerle yazılmış olmalı ve kısaltmalar kullanılmamalıdır), b) Yazar(lar)ın açık adı (ad ve soyad unvan belirtilmeden küçük harfler ile yazılmalı), c) Çalışmanın yapıldığı üniversite, laboratuvar veya kuruluşun adı ve adresi (sadece ilk harfleri büyük harfle yazılmalı), yazışmalardan sorumlu yazar belirtilmeli ve bu yazarın telefon ile e-posta adresi verilmelidir. Bu sayfadaki tüm bilgiler koyu karakterde yazılmış olmalıdır.

Ana metin

Makalenin ana metin bölümü, makalenin Türkçe ve İngilizce başlığı ile başlamalı ancak yazar isim ve adres bilgilerini içermemelidir. Daha sonraki bölümler aşağıdaki gibi organize edilmelidir.

Öz (Abstract): Her makalenin Türkçe ve İngilizce özeti olmalıdır (paragraf girintisi verilmeden; konuya hakim, kısa ve makalenin bütün önemli noktalarını – niçin, ne ve nasıl yapıldığını, ne bulunduğunu ve bunların ne ifade ettiğini – vurgulayan özet metni yazılmalıdır. Bu bölümde kaynak verilmemelidir. Özet ve Abstract metinlerinin hemen altında sırasıyla Anahtar Sözcükler ve Keywords yer almalıdır. Anahtar sözcüklerin ilk harfleri büyük ve virgül ile ayrılmış, başlığı tekrarlamayan fakat onu tamamlayan özellikte olmalı ve 3-6 sözcükten oluşmalıdır.

Giriş

Bu bölüm makalenin içeriğini ve yapıma nedenini kaynak bilgileri ile açıklayan kısım olup, çalışmanın amacını ve test edilecek hipotezi açık şekilde sunmalıdır.

Materyal ve Yöntem (Alt başlıklar da yapılabilir)

Denemede kullanılan materyal ve yöntemlerin başka araştırmacılar tarafından yinelenmek istemine de cevap verebilmesi için ayrıntılı olarak açıklanmalıdır. Ancak yayınlanmış olanlar varsa kapsamlı açıklamalara girmeden atıfta bulunulabilir. Test edilecek hipoteze yanıt verecek uygun istatistiksel yöntem/yöntemler kullanılmalı ve açıklanmalıdır. Uluslararası SI birim sistemi kullanılmalıdır.

Bulgular ve Tartışma

Bulgular kısa ve açıklayıcı şekilde, çizelgeler ve şekiller ile desteklenerek bu bölümde sunulmalıdır. Özellikle çizelgede sunulan veriler metin içerisinde ve şekillerde tekrarlanmamalıdır. Ancak şekillerdeki önemli veriler metin içerisinde de verilmelidir. Tartışmada elde edilen sonucun önemi, bilime ve uygulamaya katkısı kaynak bilgileri ile tartışılmalı, değerlendirilmeli veya yorumlanmalıdır. İstenirse ayrı bir "**Sonuç**" başlığı düzenlenebilir. Elde edilen sonuçların bilime ve uygulamaya katkısı ve varsa öneriler ile birlikte sonuç kısmında verilebilir.

Teşekkür

Çalışmayı destekleyen kuruluşlar ve çalışmaya emeği geçenler için kısa bir teşekkür yazısı yazılabilir.

Kaynaklar

Kaynak listesi yazar soyadına göre alfabetik olarak düzenlenmelidir. Metin içerisinde ise kaynaklar Yazar-yıl esasına ve tarih sırasına göre (Acar, 1995; Gülser ve ark., 2011; Kızılkaya ve Hepşen 2014) verilmelidir. Aynı tarihli farklı yazarların kaynaklarının bildiriminde alfabetik sıra kullanılmalıdır (Aydın, 2001; Ekberli ve ark., 2001; Özdemir ve ark., 2001). Aynı yazar tarafından aynı yıl içinde yayınlanmış birden fazla kaynak kullanılması durumunda basım yılından sonra kaynak a, b, c gibi harfler ile gösterilmelidir. Metin içerisinde atıf yapılan kaynakların tümü kaynaklar listesinde bulunmalıdır. Kaynak bölümünde değişik yerlerden alınan kaynakların yazımında aşağıdaki örneklere uyulmalıdır.

Dergiden,

Candemir F, Gülser C, 2012. Influencing factors and prediction of hydraulic conductivity in fine textured-alkaline soils. Arid Land Res. Manag. 26:15-31(Dergilerin uluslararası veya ulusal kısaltmaları verilmelidir)

Kongre veya sempozyumdan,

Gülser C, Ekberli İ, Candemir F, Demir Z, 2011. İşlenmiş bir toprakta penetrasyon direncinin konumsal değişimi. Prof.Dr.Nuri Munsuz Ulusal Toprak ve Su Sempozyumu, 244-249, 25-27 Mayıs, Ankara.

Tezden,

Kızılkaya R, 1998. Samsun Azot Sanayi (TÜGSAŞ) ve Karadeniz Bakır İşletmeleri (KBİ) çevresindeki tarım topraklarında ağır metal birikiminin toprakların bazı biyolojik özellikleri üzerine etkisi. Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.

Kitaptan,

Arshad MA, Lowery B, Grossman B, 1996. Physical tests for monitoring soil quality. In: Methods for Assessing Soil Quality (eds. Doran JW, Jones AJ), SSSA Special Publication vol. 49. Soil Sci. Soc. Am., Madison, USA, pp. 123–141.

Elektronik materyalden

Corwin DL, 2012. Delineating site-specific crop management units: Precision agriculture application in GIS. USDA-ARS, George E. Brown Salinity Laboratory. Available from URL: <http://proceedings.esri.com/library/userconf/proc05/papers/pap1184.pdf>

Şekil ve Çizelgeler

Her bir şekil ve çizelge metin içerisinde atfedilmiş olmalı ve ardışık olarak numaralandırılmalıdır (Şekil 1, Şekil 2 veya Çizelge 1, Çizelge 2 gibi). Şekil ve Çizelgeler ilk sunumda metin içerisinde görülmemelidir, ancak metinden ayrı olarak şekiller bir sayfada, Çizelgeler ayrı bir sayfada sırasıyla verilmeli ve sayfaya dik gelecek şekilde düzenlenmelidir. Şekil başlıkları şeklin altında Çizelge başlıkları Çizelgenin üstünde yazılmalıdır. Başlıklar, şekil ve çizelgedeki her bir hücreyi açıklayıcı kısa ve öz şekilde sadece ilk sözcüğün ilk harfi büyük olarak yazılmalıdır. Şekil ve Çizelgelerde uygulamayı veya uygulama özelliğini ve ortalamalar arasındaki farklılıkları açıklamak için kullanılan kısaltmaların açıklaması mutlaka şekil ve Çizelge altında dipnot olarak verilmelidir.

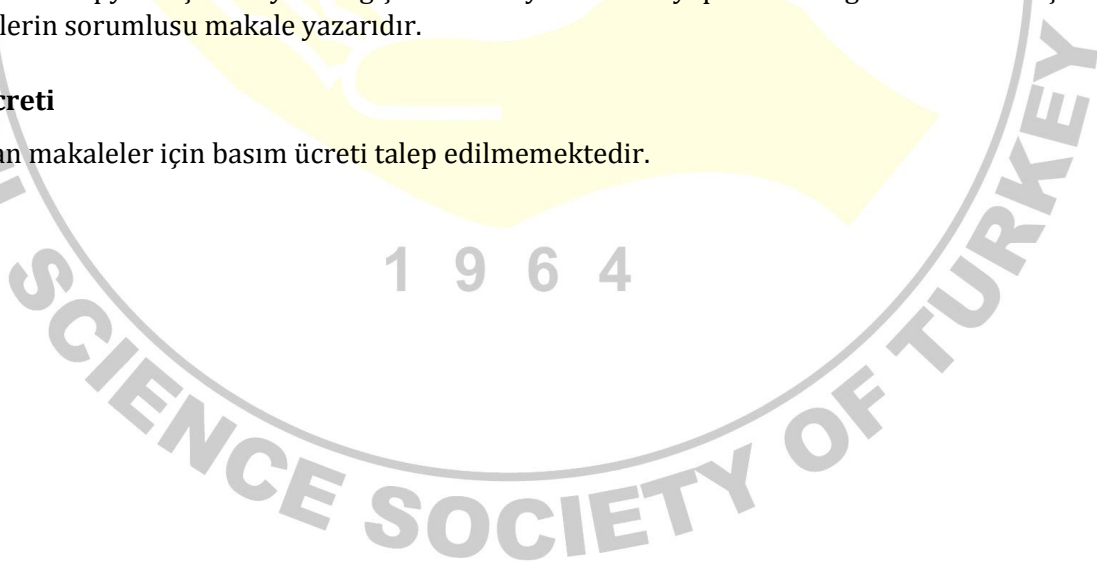
Kabul Sonrası

Yayın, basım için kabul edildikten sonra, makalenin basıma hazır hali (proof) sorumlu yazara e-posta ile gönderilir. Ya da derginin web sayfasında bulunan bağlantıyı kullanarak yazar kendi kullanıcı adı ve şifresi ile sistemden PDF dosyasını indirebilir. Yazar gerekli gördüğü düzeltmeleri liste halinde yazarak editöre bildirebilir. Düzeltmeler listelenirken sayfa ve satır numaraları işaret edilir. İlaveten, basıma hazır kopyanın bir çıktısı alınır, üzerinde düzeltmeler yapılır ve e-posta ile gönderilebilir. Basıma hazır kopyada çok büyük değişiklikler veya ilaveler yapılmaması gereklidir. Bu aşamadaki düzeltmelerin sorumlusu makale yazarıdır.

Basım Ücreti

Yayınlanan makaleler için basım ücreti talep edilmemektedir.

1 9 6 4





TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME DERGİSİ

www.toprak.org.tr



TELİF HAKKI DEVİR SÖZLEŞMESİ *

Makale Başlığı :

Yazarlar ve tam isimleri :

Yayıncıdan sorumlu yazarın

Adı - Soyadı :

Adresi :

Telefon :

Cep Telefonu :

Faks :

E-posta:

Sunmuş olduğumuz makalenin yazar(lar)ı olarak ben/bizler aşağıdaki konuları taahhüt ederiz:

- Bu makale bizim tarafımızdan yapılmış özgün bir çalışmadır.
- Bütün yazarlar makalenin sorumluluğunu üstleniriz.
- Bu makale başka bir yerde yayınlanmamış ve yayınlanmak üzere herhangi bir yere yollanmamıştır.
- Bütün yazarlar gönderilen makaleyi görmüş ve sonuçlarını onaylamıştır.

Yukarıdaki konular dışında yazar(lar)ın aşağıdaki hakları ayrıca saklıdır:

- Telif hakkı dışındaki patent hakları yazarlara aittir.
- Yazar makalenin tümünü kitaplarında ve derslerinde, sözlü sunumlarında ve konferanslarında kullanabilir.
- Satış amaçlı olmayan kendi faaliyetleri için çoğaltma hakları vardır.

Bunun dışında, makalenin çoğaltılması, postalanması ve diğer yollardan dağıtılması, ancak bilim ve yayın kurulunun izni ile yapılabilir. Makalenin tümü veya bir kısmından atıf yapılarak yararlanılabilir.

Ben/Biz bu makalenin, etik kurallara uygun olduğunu ve belirtilen materyal ve yöntemler kullanıldığında herhangi bir zarara ve yaralanmaya neden olmayacağını bildiririz.

Makaleye ait tüm materyaller (kabul edilen veya reddedilen fotoğraflar, orijinal şekiller ve diğerleri), bilim ve yayın kurulunca bir yıl süreyle saklanacak ve daha sonra imha edilecektir.

Bu belge, tüm yazarlar adına sorumlu yazar tarafından imzalanmalı ve form üzerindeki imza, ıslak imza olmalıdır.

Sorumlu yazarın

Adı - Soyadı :

Tarih :

İmza:

*Makalenin Editörler Kurulunca yayına kabul edilmemesi durumunda bu belge geçersizdir.