

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**FARKLI DÜZEYLERDE KİREÇ İÇEREN TOPRAKLARA UYGULANAN
ARITMA ÇAMURUNUN *Cynodon dactylon* (L.) Pers. ve *Lolium perenne* (L.)
YETİŞTİRİCİLİĞİNDE KULLANIMI VE AĞIR METALLERİN
BİYOAKÜMÜLASYONU**

HÜSEYİN OK

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME ANABİLİM DALI

2012

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

FARKLI DÜZEYLERDE KİREÇ İÇEREN TOPRAKLARA UYGULANAN
ARITMA ÇAMURUNUN *Cynodon dactylon* (L.) Pers. ve *Lolium perenne* (L.)
YETİŞTİRİCİLİĞİNDE KULLANIMI VE AĞIR METALLERİN
BİYOAKÜMÜLASYONU

HÜSEYİN OK

YÜKSEK LİSANS TEZİ
TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME ANABİLİM DALI

Bu tez **2011.02.0121.032** no'lu proje olarak Akdeniz Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yönetim Birimi tarafından desteklenmiştir.

2012

T.C.

AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

FARKLI DÜZEYLERDE KİREÇ İÇEREN TOPRAKLARA UYGULANAN
ARITMA ÇAMURUNUN *Cynodon dactylon* (L.) Pers. ve *Lolium perenne* (L.)
YETİŞTİRİCİLİĞİNDE KULLANIMI VE AĞIR METALLERİN
BİYOAKÜMÜLASYONU

HÜSEYİN OK

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME

ANABİLİM DALI

Bu tez 10 / 01 / 2013 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından (95) not takdir edilerek oy
birliği/ oy çokluğu ile kabul edilmiştir.

Yrd. Doç. Dr. Şule ORMAN (Danışman)

Prof. Dr. Mustafa KAPLAN

Yrd. Doç. Dr. Songül MUTLU

ÖZET

FARKLI DÜZEYLERDE KİREÇ İÇEREN TOPRAKLARA UYGULANAN ARITMA ÇAMURUNUN *Cynodon dactylon* (L.) Pers. ve *Lolium perenne* (L.) YETİŞTİRİCİLİĞİNDE KULLANIMI VE AĞIR METALLERİN BİYOAKÜMÜLASYONU

Hüseyin OK

Yüksek Lisans Tezi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Şule ORMAN

Aralık 2012, 153 sayfa

Antalya Hurma Atık Su Arıtma Tesisinden alınan kurutulmuş ve stabilize edilmiş arıtma çamuru 0 (AÇ₀), 0.5 (AÇ_{0.5}), 1 (AÇ₁), 2 (AÇ₂), 4 (AÇ₄), 8 (AÇ₈) ton da⁻¹ dozlarında; %8 (T1) ve %19.4 (T2) düzeylerinde CaCO₃ içeren iki toprağa homojen bir şekilde karıştırılmış ve hazırlanan bu ortamlarda Bermuda (*Cynodon dactylon* L. Pers.) ve İngiliz (*Lolium perenne* L.) çim bitkileri yetiştirilmiştir. Arıtma çamuru uygulamaları yetiştirme ortamlarının (toprak ve arıtma çamuru karışımı) pH'ında belirgin bir değişime neden olmazken; EC, organik madde içeriği, toplam azot (N), fosfor (P), potasyum (K), kalsiyum (Ca), magnezyum (Mg) ve sodyum (Na) konsantrasyonlarını arttırmıştır.

Arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak hem bermuda hem de İngiliz çiminin yetiştirildiği ortamların toplam demir (Fe), çinko (Zn), mangan (Mn) konsantrasyonları artış gösterirken; toplam Cu konsantrasyonu bermuda'nın yetiştirildiği ortamlarda artmış, İngiliz çiminin yetiştirildiği ortamlarda ise azalmıştır. Toprakların kireç düzeyleri açısından genel bir değerlendirme yapıldığında yetiştirme ortamlarının toplam Fe, Zn, Mn ve Cu konsantrasyonları T1 toprağında T2 toprağına göre daha yüksek olarak belirlenmiştir.

Bermuda'nın yetiştirildiği ortamların toplam Ni ve Cr konsantrasyonları arıtma çamuru uygulamaları ile artış göstermiş, toplam Cd konsantrasyonu açısından ise belirgin olmasa da hafif bir azalma belirlenmiştir. İngiliz çiminin yetiştirildiği

ortamların arıtma çamuru uygulamaları ile toplam Ni konsantrasyonu artmış, toplam Cr ve Cd konsantrasyonları hafif bir azalma göstermiştir. Her iki bitkinin yetiştirme ortamlarının toplam Ni, Cr ve Cd konsantrasyonları T1 toprağında T2 toprağına göre daha yüksek olarak belirlenmiştir.

Arıtma çamuru uygulamalarındaki artışa bağılı olarak; bermuda ve İngiliz çimlerinin çıkış ve alanı kaplama hızları azalma göstermiş; bitki boyu, 1-9 skalasına göre gözlemlenen renk kriteri, Minolta- Spad 502 Plus cihazı ile arazi koşullarında yapılan klorofil ölçüm değerleri, laboratuvar koşullarında toplam klorofil analizi sonucunda elde edilen değerler, kuru ağırlık verimi, bitkilerin N, P, K, Ca, Mg ve Na konsantrasyonları artış göstermiştir. Arıtma çamuru uygulamalarına bağılı olarak bermuda çiminin Fe ve Zn konsantrasyonları artmış; Mn ve Cu konsantrasyonları ise azalmıştır. Bemuda çiminin Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonları üzerine uygulamaların etkileri önemli olmamıştır. Arıtma çamuru uygulamalarına bağılı olarak ingiliz çiminin Fe, Mn, Cr ve Cd konsantrasyonları azalmış, Zn ve Cu konsantrasyonları ise artmıştır. İngiliz çiminin Ni konsantrasyonu ise AÇ₁ uygulamasına kadar azalmış, ancak bu uygulamadan sonra artış eğilimine girmiştir.

Yetiştirilen çim bitkilerinin üst aksamaları için hesaplanan biyoakümülyasyon değerleri (BAF_{Fe}, BAF_{Zn}, BAF_{Mn}, BAF_{Cu}, BAF_{Ni}, BAF_{Cr} ve BAF_{Cd}) BAF için verilen kritik sınır değeri olan 1'den daha düşük olarak tespit edilmiş ve bu bitkilerinin hiperakümülyatör olmadığı belirlenmiştir.

Genel bir değerlendirme yapıldığında arıtma çamuru uygulamaları hem deneme topraklarında hem de yetiştirilen çim bitkilerinde ağır metaller açısından herhangi bir risk oluşturacak etkiye sahip olmamıştır. Zira, toprakların organik madde içeriğı ile makro ve mikro besin elementleri açısından zenginleşmesini sağladığı için çim bitkilerinin büyüme ve gelişmelerini olumlu etkilemiştir. İncelenen kriterler açısından 4 ton da⁻¹ (AÇ₄) ve 8 (AÇ₈) ton da⁻¹ uygulamaları arasında belirgin bir fark belirlenemediğı için 4 ton da⁻¹ uygulama düzeyinin yeterli olacağı düşünülmektedir.

ANAHTAR KELİMELEER: Arıtma çamuru, Ağır metaller, Biyokonsantrasyon faktörü
Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L.); İngiliz çimi
(*Lolium perenne* L.)

JÜRİ:

Yrd. Doç. Dr. Şule ORMAN

.....

Prof. Dr. Mustafa KAPLAN

.....

Yrd. Doç. Dr. Songül MUTLU

.....

ABSTRACT

APPLICATION OF SEWAGE SLUDGE TO SOILS WITH DIFFERENT LEVEL OF LIME AS A SOIL AMENDMENT FOR BERMUDAGRASS (*CYNODON DACTYLON* (L.) PERS.) AND PERENNIAL RYEGRASS (*LOLIUM PERENNE* (L.)) GROWTH AND BIOACCUMULATION OF HEAVY METALS

Hüseyin OK

M. Sc. Thesis in Soil Science

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Şule ORMAN

December 2012, 153 pages

Dried and stabilized sewage sludge taken from Antalya Hurma waste water treatment plant was applied in 0 (AÇ₀), 0.5 (AÇ_{0.5}), 1 (AÇ₁), 2 (AÇ₂), 4 (AÇ₄), 8 (AÇ₈) ton da⁻¹ doses to two soils containing different levels of CaCO₃, 8% (T₁) and 19.4% (T₂) respectively, and bermudagrass (*Cynodon dactylon* L. Pers.) and perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) were grown on those soils. While there wasn't any significant change at pH of the growing medias (soil and sewage sludge mixture), the level of EC and organic matter. Sewage sludge applications to growing media also increased total N, P, K, Ca, Mg and Na concentrations of the growing media.

Due to the applications of sewage sludge, the total concentrations of Fe, Zn, Mn increased in both media at which bermudagrass and perennial ryegrass plants grown. But while Cu concentration of media with bermudagrass increased, it decreased in perennial ryegrass growing media. After a general evaluation of soils concerning in less of the level of limestone, levels of total Fe, Zn, Mn and Cu concentrations in T₁ soil was determined to be higher than T₂ soil.

Sewage sludge treatment to growing media of Bermuda increased to total Ni and Cr concentrations, as for the total Cd concentration a slight but not significant decrease has been determined. Sewage sludge treatment to growing media of perennial ryegrass increased the total concentration of Ni and caused a slight decrease in total

concentrations of Cr and Cd. Total concentrations of Ni, Cr and Cd in growing media were determined to be higher in T1 soil than T2 soil.

With the increased level of sewage sludge application; seedling emergence and turfgrass establishment rate of bermudagrass and perennial ryegrass were decreased; plant height, turfgrass colour rated, chlorophyll content measured under field conditions with the device Minolta-SPAD 502 Plus, total chlorophyll values as an obtained result of analysis in laboratory conditions, dry weight yield, N, P, K, Ca, Mg and Na concentrations of plants were increased. Fe and Zn concentrations of bermudagrass increased depending on the sewage sludge application rates; while Mn and Cu concentrations decreased. The effects of sewage sludge application on Ni, Cr, Pb and Cd concentrations were not significant on the bermudagrass. Sewage sludge application decreased Fe, Mn, Cr and Cd concentrations of perennial ryegrass, however it increased Zn and Cu concentrations. On the other hand, Ni concentration of perennial ryegrass decreased with the increasing rate from AÇ_{0.5} to AÇ₁, and then started to increase after this rate.

Calculated bioaccumulation values (BAF_{Fe}, BAF_{Zn}, BAF_{Mn}, BAF_{Cu}, BAF_{Ni}, BAF_{Cr} and BAF_{Cd}) for the shoots of grown grasses were found to be lower than BAF critical limit value of 1, proving those plants are not hyperaccumulators.

In conclusion, sewage sludge treatments did not create any risk in experiment soils and turfgrasses in terms of heavy metal concentration, moreover, sewage sludge treatments have positive effects on turfgrasses growth due to the fact that sewage sludge increase organic matter, macro and micro nutrient concentrations in soils. Since there is no significant difference between 4 ton da⁻¹ (AÇ₄) and 8 ton da⁻¹ (AÇ₈) doses in terms of investigated criteria, 4 ton da⁻¹ doses is considered to be sufficient.

KEYWORDS: Sewage sludge; Heavy metals; Bioconcentration factor; Bermudagrass (*Cynodon dactylon* L.); Perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.)

COMMITTEE:

Asst. Prof. Dr. Şule ORMAN (Adviser)

Prof. Dr. Mustafa KAPLAN

Asst. Prof. Dr. Songül MUTLU

ÖNSÖZ

Hızlı nüfus artışı ve sanayileşmeye bağlı olarak özellikle şehirlerde yaşam yoğunlaşmış ve artan tüketim ihtiyacı sonucunda ortaya çıkan atıklar zamanla büyük bir sorun haline gelmiştir. İnsanoğlunun tüketip geriye bıraktığı her nesne atık olarak nitelendirilmektedir. Atıklar içerisinde evsel ve endüstriyel atık sular önemli bir yer tutmaktadır. Bu atık suların, denizlere göllere ya da yeraltı sularına bırakılması çevre ve insan sağlığı için ciddi bir tehdittir. Bu tehdidin giderilmesi için belediyeler atık su arıtma tesislerini kurup işletmektedirler. Bu sayede atık sular doğaya bırakılabilir seviyede temizlenerek ekosistem korunmaya çalışılmaktadır. Ne var ki atık su arıtımında, fiziksel ve kimyasal arıtma süreçleri sonunda atık su içinden uzaklaştırılan maddeler ile biyolojik arıtma sonunda çözünmüş haldeki maddelerin mikroorganizmalarca bünyelerine alınması ve sonra mikroorganizmaların sistemden yüzdürülerek veya çöktürülerek alınması sonucu ortaya çıkan arıtma çamuru atık sorununa farklı bir boyut kazandırmaktadır. Çünkü söz konusu materyal yüksek oranda bitki besin elementleri içermesinin yanında %70'e varan oranlarda organik madde içeren, tarımda toprak ıslah materyali olarak kullanım potansiyeli olduğu düşünülen bir materyaldir. Bu özelliği ile tarımsal üretimde önemli bir aktör olan organik madde için arıtma çamurunun, ekonomik bir kaynak olduğu konusunda yaygın bir kanı bulunmaktadır. Ancak arıtma çamurunun bazı istenmeyen özellikleri vardır ve bu özellikler tarımda güvenli kullanımını sınırlandırmaktadır. Arıtma çamurunun olumlu ve olumsuz özelliklerinin kantitatif verilerle ortaya konulması ve kullanım imkanlarının güvenli bir şekilde belirlenmesi gerektiği konusunda somut bilimsel çalışmalara şiddetle ihtiyaç duyulduğu düşünülmektedir. Zira, bu şartlarda arıtma çamurunun tarımda güvenli kullanımı imkânlı hale gelebilir.

Gerçekleştirilen bu proje ile belediyelere ait atık su arıtma tesislerinden nihai ürün olarak ortaya çıkan kurutulmuş ve stabilize edilmiş arıtma çamurunun çim alanlarda kullanım imkânları araştırılırken diğer yandan da bu materyalin içerdiği ağır metallerin bitki ve toprağa geçişlerinin yasa ve yönetmeliklerdeki kritik değerlere olan uyumları incelenmiştir.

Bana bu konuda çalışma olanağı veren, bilgi ve deneyimlerinden yoğun şekilde yararlandığım çok değerli danışman hocam Yrd. Doç. Dr. Şule ORMAN'a (Ak. Ün.

Z.F.) teşekkür ve şükranlarımı sunarım. Bilgi ve tecrübelerini bizlerle her fırsatta paylaşan bölümümüzün diğer saygı değer öğretim üyelerine gönülden teşekkür ederim. Laboratuar çalışmalarında yakın desteğini gördüğüm Zir. Müh. Aylin ÖZGÜR ZAMBAK'a (Ak. Ün. Z.F.), benden yardımlarını esirgemeyen arkadaşlarım Arş. Gör. İsmail Emrah TAVALI, Arş. Gör. Dilek Saadet ÜRAS ve Arş. Gör. Ahmet Şafak MALTAŞ'a (Ak. Ün. Z.F.) teşekkürlerimi borç bilirim. Yüksek lisans eğitimim boyunca tecrübeleriyle bana yol gösteren değerli hocalarım Arş. Gör. Hüseyin KALKAN ve Arş. Gör. Işın KOCABAŞ OĞUZ'a teşekkür ederim. Ayrıca sağladıkları samimi ve huzurlu ortamda bana da yer açan Akdeniz Üniversitesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümü ailesinin bütün bireylerine şükranlarımı sunarım.

Çalışmalarımın başından sonuna kadar benden yardım ve desteklerini esirgemeyen sevgili eşim Zeynep Begüm OK'a, her zaman yanımda olan ve hiçbir zaman haklarını ödeyemeyeceğim sevgili annem ve babam Ayşe ve Servet OK'a; üstümde en az anne ve babam kadar emeği olan anneannem Gülşen ULUSOY'a ve hayatım boyunca benden yardım ve desteklerini esirgemeyen bilgi ve görüşlerinden yoğun şekilde yararlandığım amcam Selçuk Tayfun OK'a sonsuz teşekkür ve şükranlarımı sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	iii
ÖNSÖZ.....	v
İÇİNDEKİLER.....	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	x
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xii
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	xv
1.GİRİŞ.....	1
2.KURUMSAL BİLGİLER ve KAYNAK TARAMALARI.....	5
2.1. Arıtma Çamurları ve Özellikleri.....	5
2.2. Ağır Metaller ve Etkileri.....	10
2.3. Ağır Metallerden Bazıları ile İlgili Genel Bilgiler.....	14
2.3.1. Kadmiyum.....	14
2.3.2. Çinko.....	15
2.3.3. Kurşun.....	16
2.3.4. Bakır.....	17
2.3.5. Kobalt.....	19
2.3.6. Nikel.....	19
2.3.7. Krom.....	20
2.4. Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanımı ile İlgili Yapılmış Çalışmalar.....	21
3.MATERYAL ve METOT.....	39
3.1. Materyal.....	39
3.1.1. Arıtma çamuru.....	39
3.1.2. Kireçli toprak.....	41
3.1.3. Bitki materyalleri.....	41
3.1.3.1. Bermuda çimi (<i>Cynodon dactylon</i>).....	41
3.1.3.2. Lolium çimi (<i>Lolium perene L.</i>).....	42
3.2. Metot.....	43
3.2.1. Labaratuar analiz yöntemleri.....	47
3.2.1.1. Deneme toprakları arıtma çamuru ve yetiştirme ortamlarının analiz yöntemleri.....	47

3.2.1.2. Bitkisel parametreler ve analiz yöntemleri.....	48
3.2.2. İstatiksel analiz yöntemleri.....	50
4. BULGULAR ve TARTIŞMA.....	51
4.1. Yetiştirme Ortamlarının pH, EC, Organik Madde Kapsamları ve Değerlendirilmesi.....	51
4.2. Yetiştirme Ortamlarının Makro Element Konsantrasyonları ve Değerlendirilmesi.....	56
4.2.1. Yetiştirme ortamlarının toplam azot konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	59
4.2.2. Yetiştirme ortamlarının toplam fosfor konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	60
4.2.3. Yetiştirme ortamlarının toplam potasyum, kalsiyum, magnezyum, sodyum konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	61
4.3. Yetiştirme Ortamlarının Mikro Element Konsantrasyonları ve Değerlendirilmesi.....	63
4.3.1. Yetiştirme ortamlarının toplam demir, çinko, mangan, bakır, konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	63
4.4. Yetiştirme Ortamlarının Ağır Metal Konsantrasyonları ve Değerlendirilmesi.....	70
4.4.1. Yetiştirme ortamlarının toplam nikel, krom, kurşun, kadmiyum konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	70
4.5. Çim Bitkilerinde Bitkisel Parametreler.....	77
4.5.1. Çim bitkilerinin çıkış hızı, kaplama hızı, yaprak rengi, bitki boyu parametreleri ve değerlendirilmesi.....	77

4.5.2. Çim bitkilerinde klorofil ölçümü (minolta spad 502plus), toplam klorofil analizi ve kuru ağırlık parametreleri ve değerlendirilmesi.....	89
4.5.3. Çim bitkilerinin makro element konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	94
4.5.3.1. Çim bitkilerinin azot konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	94
4.5.3.2. Çim bitkilerinin fosfor konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	95
4.5.3.3. Çim bitkilerinin potasyum, kalsiyum, magnezyum ve sodyum konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	96
4.5.4. Çim bitkilerinin mikroelement konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	101
4.5.4.1. Çim bitkilerinin demir, çinko, mangan, bakır konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	101
4.5.5. Çim bitkilerinin ağır metal konsantrasyonları ve değerlendirilmesi.....	107
4.5.6. Çim bitkilerinde mikro elementler ve ağır metallerin biyoakümülasyonu.....	112
5.SONUÇ.....	123
6.KAYNAKLAR.....	133
7.EKLER.....	154
ÖZGEÇMİŞ	

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 3.1. Arıtma çamurunun elde edildiği Antalya Hurma İleri Atık Su Arıtma Tesisi.....	40
Şekil 3.2. Denemelerde kullanılan kurutulmuş ve stabilize edilmiş arıtma çamuru.....	40
Şekil 3.3. Bitkilerin genel görünümü.....	41
Şekil 3.4. Saksı denemelerinin gerçekleştirildiği cam seradan genel bir görünüm.....	44
Şekil 3.5. Saksı denemelerinin yetiştirme ortamları oluşturulduktan sonra inkübasyon için bırakılmış görünümleri.....	45
Şekil 3.6. Saksı denemelerinde bermuda ve ingiliz çimlerinin tohum ekimlerinden bir ay sonra 02.12.2012 tarihine ait genel bir görünüm.....	46
Şekil 4.1. Bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki tesadüf parselleri deneme desenine göre arazideki görünümü.....	83
Şekil 4.2. T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamındaki bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki görünümü. Soldan sağa AÇ ₈ -AÇ ₄ -AÇ ₂ -AÇ ₁ -AÇ _{0.5} -AÇ ₀	83
Şekil 4.3. T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamındaki bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki görünümü. Yakından uzağa doğru 4'er tekerrür halinde AÇ ₈ -AÇ ₄ -AÇ ₂ -AÇ ₁ -AÇ _{0.5} -AÇ ₀	84
Şekil 4.4. T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamındaki bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki görünümü. Soldan sağa doğru AÇ ₈ -AÇ ₄ -AÇ ₂ -AÇ ₁ -AÇ _{0.5} -AÇ ₀	84

Şekil 4.5. T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamındaki bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki görünümü. Yakından uzağa doğru 4'ertekerrür halinde AÇ ₀ -AÇ _{0.5} -AÇ ₁ -AÇ ₂ -AÇ ₄ -AÇ ₈ ...	85
Şekil 4.6. İngiliz çim bitkilerinin ilk hasadından hemen önce tesadüf parselleri deneme desenine göre arazideki görünümü.....	85
Şekil 4.7. İngiliz çim bitkilerinin ilk hasattan önceki görünümü. Soldan sağa AÇ ₀ -AÇ _{0.5} -AÇ ₁ -AÇ ₂ -AÇ ₄ -AÇ ₈ . Yakın sıra T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları; arka sıra T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları.....	86
Şekil 4.8. İngiliz çim bitkilerinin ikinci hasattan önceki görünümü. Soldan sağa AÇ ₀ -AÇ _{0.5} -AÇ ₁ -AÇ ₂ -AÇ ₄ -AÇ ₈ . Yakın sıra T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları; arka sıra T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları.....	86
Şekil 4.9. İngiliz çim bitkilerinin üçüncü hasattan önceki görünümleri. Soldan sağa AÇ ₈ -AÇ ₄ -AÇ ₂ -AÇ ₁ -AÇ _{0.5} -AÇ ₀ . Üstteki resim T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları; alttaki resim T2 kireç düzeyindeki yetiştirme ortamları.....	87
Şekil 4.10. İngiliz çim bitkilerinin 4. hasattan hemen önce tesadüf parselleri deneme desenine göre arazideki görünümü.....	87
Şekil 4.11. İngiliz çim bitkilerinin dördüncü hasattan önceki görünümleri. Soldan sağa AÇ ₈ -AÇ ₄ -AÇ ₂ -AÇ ₁ -AÇ _{0.5} -AÇ ₀ . Üstteki şekil T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamlarına; alttaki şekil T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamlarına aittir.....	88

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1. Denemede kullanılan materyallere ait bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları.....	43
Çizelge 4.1 Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde yetiştirme ortamında pH, EC ve organik madde düzeyleri.....	51
Çizelge 4.2 Lolium çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde yetiştirme ortamında pH, EC ve organik madde düzeyleri.....	52
Çizelge 4.3 Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde yetiştirme ortamlarının makroelement konsantrasyonları	57
Çizelge 4.3'ün devamı	57
Çizelge 4.4 İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde yetiştirme ortamlarının makroelement konsantrasyonları	58
Çizelge 4.4'ün devamı.....	58
Çizelge 4.5 Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde yetiştirme ortamlarının mikroelement konsantrasyonları	64
Çizelge 4.6 İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde yetiştirme ortamlarının mikroelement konsantrasyonları	65
Çizelge 4.7 Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde yetiştirme ortamlarının ağır metal konsantrasyonları.....	72
Çizelge 4.8 İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde yetiştirme ortamlarının ağır metal konsantrasyonları	73
Çizelge 4.9. Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde bitkide tespit edilen bazı fenolojik ve morfolojik özelliklere ait değerler...	78

Çizelge 4.10. İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde bitkide tespit edilen bazı fenolojik ve morfolojik özelliklere ait değerler.....	79
Çizelge 4.11. Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde bitkide klorofil ölçümü (Minolta spad), toplam klorofil analizi ve kuru ağırlığa ait değerler.....	89
Çizelge 4.12. İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde bitkide klorofil ölçümü (Minolta spad), toplam klorofil analizi ve kuru ağırlığa ait değerler.....	90
Çizelge 4.13. Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde bitkilerin makroelement konsantrasyonları	94
Çizelge 4.13'ün devamı.....	97
Çizelge 4.14. İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde bitkilerin makroelement konsantrasyonları	98
Çizelge 4.14'ün devamı.....	99
Çizelge 4.15. Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde bitkilerin mikroelement konsantrasyonları	102
Çizelge 4.16. İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde bitkilerin mikroelement konsantrasyonları	103
Çizelge 4.17. Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde bitkilerin ağır metal konsantrasyonları	108
Çizelge 4.18. İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde bitkilerin ağır metal konsantrasyonları.....	109

Çizelge 4.19. Bermuda çim (<i>Cynodon dactylon</i> L. Pers.) türünde	
bitkinin üst aksamında mikro elementler ve ağır metallerin	
biyoakümülyasyon değeri.....	113
Çizelge 4.19'un devamı.....	114
Çizelge 4.20. İngiliz çim (<i>Lolium perenne</i> L.) türünde bitkinin üst	
aksamında mikro elementler ve ağır metallerin	
biyoakümülyasyon değeri.....	115
Çizelge 4.20'nin devamı.....	116

SİMGELER ve KISALTMALAR

Simgeler

N: Azot

P: Fosfor

K: Potasyum

Ca: Kalsiyum

Mg: Magnezyum

Na: Sodyum

Fe: Demir

Zn: Çinko

Mn: Mangan

Cu: Bakır

Co: Kobalt

Ni: Nikel

Cr: Krom

Pb: Kurşun

Cd: Kadmiyum

Hg: Civa

V: Vanadyum

As: Arsenik

Mo: Molibden

μ: Mikro

g: Gram

kg: Kilogram

da: Dekar

dS: Desi simens

mm: Milimetre

m²: Metrekare

%: Yüzde

CaCO₃: Kalsiyum Karbonat

Kısaltmalar

EPA : Doğal Kaynakları Koruma Servisi

AÇ: Arıtma Çamuru

T1: %8 Kireç İçeren Toprak

T2: %19.4 Kireç İçeren Toprak

DTPA: Dietilentriamin Pentaasetik Asit

EC: Elektriksel Kondaktivite (Tuzluluk)

CRM: Sertifikalanmış Materyal

TÜİK: Türkiye İstatistik Kurumu

DİE: Devlet İstatistik Kurumu

BOİ: Biyolojik Oksijen İhtiyacı

PCB: Toplam Poli Klorlandırılmış Bifeniller

PAH: Poliçiklik Aromatik Hidrokarbon Bileşikleri

AOX: Toplam Halojenlendirilmiş Organik Bileşikler

LAS: Linear Alkil Benzen Sülfanat

DEHP: Di-Etilheksi Fitalat

NPE: Nonilfenol Ve Nonilfitalatlar (NPE)

1. GİRİŞ

Hızla artan dünya nüfusu ve sanayileşmeye paralel olarak evsel ve endüstriyel atıklar da aynı oranda artış göstermektedir. Ülkemizde toplam atık su miktarı TÜİK verilerine göre 2004 yılında 2.92 milyar metreküp iken, bu değer 2006 yılında yaklaşık 3.37 milyar metreküpe ulaşmıştır. İçerdikleri çeşitli kimyasal ve patojenler nedeniyle son derece tehlikeli olan bu atıkların çevreye herhangi bir arıtmadan geçirilmeden bırakılması çok önemli çevre ve sağlık sorunlarına yol açmaya başlamıştır. Bu nedenlerle biyolojik çeşitliliğin yaşamlarını sağlıklı bir şekilde sürdürmesi ve doğal dengenin korunması için arıtma tesisleri şehirlerimizin vazgeçilmezleri haline gelmiştir. Birçok yabancı ülkede olduğu gibi yurdumuzda da kanalizasyon sularının çevreye arıtmaksızın gelişi güzel bırakılması, yasa ve yönetmelikler gereği yasaktır. Ülkemizde son yıllarda çevre politikalarındaki bu düzenlemelere paralel olarak kanalizasyon altyapılarına belediyeler ciddi yatırımlar yapmıştır. Buna bağlı olarak da dünyada ve ülkemizde arıtma tesislerinin sayıları her geçen gün artmaktadır.

Ülkemizde evsel ve endüstriyel atıkların arıtımı henüz %10'lar düzeyinde olmakla birlikte, yıllık arıtma çamuru oluşumu 2.38 milyon ton düzeyine ulaşmış bulunmaktadır. Gerek uluslararası gelişme ve zorlamalar gerekse çevre bilincindeki artışa bağlı olarak önümüzdeki on yılda arıtılan atık su oranının %50 düzeyine yükseleceği ve bunun sonucunda yıllık toplam arıtma çamuru miktarının 12 milyon ton civarında olacağı beklenmektedir (Göçmez 2006).

Arıtma tesislerinde atıkların çeşitli mekanik ve termal işlemlerden geçirilerek arıtılmasından sonra önemli miktarda, arıtma çamuru olarak adlandırılan son ürün ortaya çıkmaktadır. Bu yoğunlaştırılmış haldeki atığın bertarafı, soruna farklı bir boyut kazandırmaktadır. Uzmanlar arıtma çamurunun son bertarafı için farklı yöntemler denemektedirler. Bunlardan bazıları; düzenli depolama sahalarına gömmek, deniz ya da okyanuslara deşarj etmek veya yakmaktır. Tecrübeler ise mevcut uygulamaların çevreci ve ekonomik olmadığını işaret etmektedir.

Arıtma çamurlarının özellikleri meydana geldikleri evsel ve özellikle endüstriyel kaynakların çeşidine göre değişmekle birlikte içerdikleri metal tuzları, hidrokarbonlar, bazı ağır metaller ve çeşitli patojen mikroorganizmaların yanısıra ihtiva ettikleri yüksek

organik madde, fosfor, azot ve mikro bitki besin elementleri nedeniyle kontrollü ve bilinçli bir kullanımla tarımda organik toprak düzenleyici olarak değerlendirilme potansiyelinin olduğu yapılan bazı çalışmalarda bildirilmektedir. Avrupa ülkelerinde arıtma çamurlarının tarımda kullanılma oranı %10-80 gibi geniş bir aralıkta olmasına rağmen yine de bu materyalin önemli oranda tarımda kullanıldığını göstermektedir.

Çevre mevzuatında belirtilen Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği (14 Mart 1991 tarih ve 20814 sayılı resmi gazetede yayınlanmıştır) ve 2005 yılında ülkemizde yürürlüğe giren Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği (31.05.2005 tarih ve 25831sayılı resmi gazetede yayınlanmıştır) tarımda kullanılabilecek olan arıtma çamurlarında izin verilebilecek maksimum ağır metal içeriklerini belirtmiştir. Bu değerler dikkate alınarak arıtma çamurlarının doğal çevreyi, bitkisel üretimi, insan ve hayvan sağlığını tehlikeye atmayacak şekilde tarımda kullanılabilmesi için bilimsel çalışmaların sürdürülmesi zorunluluğu vardır. Bu çalışmalar sırasında ise arıtma çamurlarının tarımda kullanımının uygulanacak toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri (toprak pH'ı, tuzluluğu, tekstürü, CaCO₃ ve organik madde içeriği, mikroorganizma aktivitesi v.b.) ve yetiştirilecek bitki tür ve çeşitleri dikkate alınarak değerlendirilmesi gerektiği konusu kesinlikle göz ardı edilmemelidir.

Bilindiği gibi uygarlık ilerledikçe insanların kentsel alanlarda toplanmaları yoğunlaşmakta, sıkışık, daracık yapılarda yaşamaya çalışan insanoğlu doğaya olan özlemini ve bağlarını sürdürmek için yeşil alanlara ihtiyaç duymaktadır. Yeşil alanlar şehir yaşamında lüks olmaktan çıkıp toplumların sağlıklı yaşayabilmeleri için varlığı zorunlu alanlardır. Yeşil alan oluşturma olmasa olmazı çim bitkisidir. Çim alanlar görsel kullanımının yanında spor ve oyun alanlarında da önemli fonksiyonlara sahiptir. Özellikle bölgemiz için önemli bir gelir kaynağı olan golf turizminde çim sahaların varlığı ve kalitesi kritik öneme sahiptir. Bu çalışmada, arıtma çamurunun alternatif tarımsal kullanım alanlarından birinin çim alanlar olabileceği düşünülmüştür.

Çim bitkisinin varlığı kadar bitkinin kalitesi de önemlidir. Bölgemizde çim alan elde etmede en çok tercih edilen çim türleri ingiliz çimi ve bermuda çimleridir. Bu iki tür genellikle karışık ekilerek yaz kış yeşil alan tesis edilebilmektedir. Çim ekimi sırasında organik materyal kaynağı olarak çiftlik gübresi sıkça kullanılan bir materyaldir. Çiftlik

gübresiyle çim alan tesislerinde hem bitkilere iyi bir tohum yatağı hazırlanmakta hem de bitkiler için gerekli olan bitki besin elementleri karşılanmaktadır. Ancak çiftlik gübresinin faydaları fark edildikçe ve inorganik girdilere alternatif olarak çiftlik gübresi uygulamaları yaygınlaşmaya başladıkça tarımsal alanlarda çiftlik gübresi kullanımı giderek artmış, temini zorlaşmış bu durum çiftlik gübresi maliyetlerini yükselmiştir. Bu nedenlerle tarım alanlarında kullanılabilecek alternatif ekonomik organik madde kaynakları araştırılmaya başlanmıştır.

Çiftlik gübresine alternatif düşünülebi linecek materyallerden birisi de atık su arıtma çamurlarıdır. Arıtma çamuru organik madde içeriğinin fazla olması nedeniyle toprak ıslahı ve verimliliğinin sürekliliği açısından önemli olup bitkilerin makro (özellikle azot elementi) ve mikro besin elementleri ihtiyaçları açısından zengin bir kaynak olarak görülmektedir. Azot elementi çim bitkilerinin dokularında en fazla bulunan elementlerin başında gelmektedir. Bu nedenle azot çim bitkilerinin en çok ihtiyaç duyduğu bitki besin maddesidir.

Arıtma çamurlarının, onu oluşturan atık suyun niteliğine ve geçirdiği arıtma prosesine göre farklı kimyasal özellikler taşıdığı bilinmektedir. Bu durum arıtma çamuru olarak nitelendirdiğimiz materyalin aslında bölgelere ve kaynağına göre ciddi farklılıklara sahip olabileceğini bizlere göstermektedir. Arıtma çamurlarının uygulanacağı toprakların özelliklerinin de aynı şekilde değişken olabileceği göz önüne alındığında bu materyalle ilgili genellemeler yapmak pek mümkün olmamaktadır. Bu nedenle değerlendirilmesi düşünülen arıtma çamuru, o çamurun uygulanması planlanan tarım arazisinin toprak özellikleri ve yetiştirilecek bitki tür ve çeşitleri ile ilgili çalışmalar yapmak materyalin yararlı ve güvenli kullanımı için zaruridir.

Yürütölen bu çalışmada, Türkiye'nin önemli turizm şehirlerinden biri olan Antalya iline hizmet veren Hurma Atık Su Arıtma Tesisinden alınan kurutulmuş ve stabilize edilmiş arıtma çamuru, farklı kireç içeriklerine sahip iki toprağı artan dozlarda uygulanmış ve bitkisel materyal olarak Antalya'da yeşil alan oluşturmada en çok kullanılan çim türlerinden olan ingiliz çimi ve bermuda çimleri yetiştirilmiştir. Tarımsal alanlarda değerlendirilme imkanı aranan arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların organik madde içeriğinin zenginleştirilmesi ve bitkilerin, başta azot olmak üzere, bitki

besin maddesi ihtiyacı karşılanırken bu atığın bertaraf edilebileceği güvenli bir kullanım alanının belirlenmesi amaçlanmıştır. Ayrıca araştırmada, topraklarda arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak kirlenmeye neden olabilecek ağır metallerin deneme topraklarındaki ve çim bitkilerindeki konsantrasyonları ile bu elementlerin bitkilerin üst aksamlarındaki biyoakümülasyonları belirlenmiştir.

2. KURAMSAL BİLGİLER ve KAYNAK TARAMALARI

2.1. Arıtma Çamurları ve Özellikleri

Atık su arıtımında, fiziksel ve kimyasal arıtma süreçlerinde atık su içinden yüzdürülerek veya çökeltilerek uzaklaştırılan maddeler ile biyolojik arıtma sonunda çözünmüş haldeki maddelerin (kirliliklerin) mikroorganizma bünyesine geçirilmesiyle, mikroorganizmaların sistemden yüzdürülerek veya çökeltilerek alınması sonucu ortaya çıkan %95-99.5 oranında su içeren akışkan özellikteki atıklar “arıtma çamuru” olarak isimlendirilir (Alpaslan 2004).

Şehirlerde yaşayan nüfusun yoğunlaşması ile dünya için evsel ve endüstriyel atıklar her zamankinden daha büyük bir sorun haline gelmiştir. Bu durum 1990’lardan itibaren atık su arıtma tesislerinin kurulup işletilmesini hızlandırmıştır. Bu tesislerde arıtıldıktan sonra doğaya bırakılan suların yeraltı ve yerüstü sularını etkili şekilde kirlenmeden koruduğu anlaşıncı da günümüze kadar sayıları hızla çoğalmıştır. Bugün ülkemizde 140 adet atık su arıtma tesisi yılda toplam 1.38 milyar m³ litre atık suyu arıtmaktadır. Arıtılan atık suyun %56.3’üne biyolojik, %30.2’sine fiziksel ve %13.5’ine gelişmiş arıtma uygulanmaktadır. DİE (Devlet İstatistik Enstitüsü) (2004) verileri göz önünde tutulduğunda ülkemizde yıllık 1.38 milyon ton evsel arıtma çamuru meydana gelmektedir. Atık sular kaynaklarına bağlı olarak farklı fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikler taşımaktadırlar. Bu nedenle atık suların arıtılması için kurulan sistemler de arıtılan suyun özelliğine göre farklılık göstermektedir. Sistemler onları kuran firmaya göre çok çeşitli gibi görünseler de temelde onları üç grup altında toplamak mümkündür.

Birincil arıtma işlemi hala bazı büyük şehirlerde tek arıtma metodudur. Diğer sistemlere göre kurulumu ve işletimi daha ekonomiktir. Ön arıtmanın temel prensibi çökebilir haldeki katı maddelerin atık sudan uzaklaştırılmasıdır. Ancak bir kısım biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ)’da çökebilir haldeki katı maddelerle giderilebilmektedir. Çökeltim havuzu tabanında toplanan maddeler, ham çökeltim çamuru olarak adlandırılır. Ham ön çökeltim çamurunun su içeriği oldukça yüksektir. Bu çamurun kararlaştırılmasında genellikle anaerobik çürütme yöntemi kullanılmaktadır. Anaerobik çürütme ile %50 uçucu madde giderimi sağlanır, koku azaltılır ve önemli oranda patojen giderilir. Çürümüş çamur doğrudan araziye verilebilir, kurutma

yataklarında suyu alınabilir veya mekanik olarak suyu alındıktan sonra son giderim yapılır (Toprak 2002).

İkincil arıtmada temel, çözünebilir nitelikteki BOİ giderimidir. BOİ, biyokimyasal yollarla giderilir; fakat fiziksel ve kimyasal arıtma işlemleri de bu amaç için kullanılabilir. En yaygın şekilde kullanılan ikincil arıtım sistemleri aktif çamur ve damlatmalı filtrelerdir (Filibeli 1998).

Aktif çamur; süspanse bir yapı içerisine yerleştirilmiş çeşitli bakteri türlerinden ve aynı yapı içerisindeki protozoalardan oluşmaktadır. Bu sistemde son çökeltme havuzunda toplanan atık aktif çamurun sadece bir kısmı stabilize edilmek üzere sistemden uzaklaştırılmakta, diğer kısmı ise geri dönüş çamuru olarak sisteme gönderilmektedir (Bilgin vd 2002).

Damlatmalı filtre sisteminde biyolojik süreçler mekanik bir filtre olarak çalışmazlar. Filtre yataklarından kopan katı partiküller son çökeltim havuzunda arıtılmış sudan ayrılır ve bu çamur filtre humusu olarak adlandırılır ancak miktarı oldukça azdır. Filtre humusu genellikle, ham ön çökeltim çamuru ile karıştırılmakta ve genellikle anaerobik olarak çürütülmektedir (Bilgin vd 2002).

İkincil arıtmadan daha yüksek kalitede arıtım sağlamak üzere uygulanan ileri arıtım kademesi üçüncül arıtım veya fiziksel-kimyasal arıtım olarak adlandırılır. İkincil arıtma sisteminden çıkan atık su önemli miktarda istenmeyen besinler (azot ve fosfor) içerir. Bu durum atık suyun deşarj edildiği ortamlarda doğal dengenin olumsuz etkilenmesine neden olur. Özellikle ortamda amonyak ve nitratin oluşumu toksiktir ve azot giderimi, N₂ oluşumu ile gelişen biyolojik bir prosestir. N gideriminde her bir adım spesifik bakteriler ile yürütülür ve gelişim için farklı şartlara ihtiyaç vardır (Aydın 2004).

Fosfor giderimi ise kimyasal ve biyolojik proseslerin birlikte kullanılması ile uygulanır. Fosforun fiziksel-kimyasal giderimi ile aktif çamur tesislerinde üretilen çamur miktarı % 30 oranında artar. Biyolojik arıtma fosfor giderimine uygun spesifik mikroorganizmalar ile yürütülür. Arıtma sırasında bakteri bünyesinde biriken fosfor, atılan çamurun arıtımını zorlaştırmaktadır (Krogmann vd 1997).

Üçüncül arıtım sonunda atık su içerisindeki mutlak gerekli bitki besin elementlerinden N ve P elementlerinin uzaklaştırılmasıyla atık suyun tarımsal açıdan değeri düşmektedir (Argın 2008). Ancak ortaya çıkan çamurun N ve P içeriği yükseldiği için bitki besleme açısından zenginleşmektedir.

Arıtma çamurlarının bileşimleri kaynaklarına ve arıtma prosesi boyunca geçtiği aşamalara göre değişmekle birlikte genel olarak arıtma çamurunun öne çıkan özellikleri; organik madde, azot, fosfor, potasyum, toksik organik bileşikler ve ağır metal içerikleridir. Bu bileşiklerden bir kısmı tarımsal değeri olan organik madde ve bitki besin elementleri olduğu gibi bir kısmı da arıtma çamurunun tarımda kullanımını kısıtlayan ağır metaller, organik kirleticiler ve patojenlerdir.

Türkiye’de endüstriyel gelişmenin yetersizliği ve son yıllarda endüstriyel tesislerin önemli bir bölümünün kendine ait atık su altyapısı bulunan organize sanayi bölgelerinde kurulması, kentsel atık su içerisindeki endüstriyel atık su miktarlarının düşük kalmasına yol açmaktadır. Bunun bir sonucu olarak da ülkemizdeki kentsel atık su arıtma tesisi çamurlarındaki ağır metal konsantrasyonları düşük kalmaktadır (İşgenç ve Kınay 2005).

Arıtma çamurunun organik kısmını oluşturanlar çoğunlukla hidrokarbonlar, aminoasitler, küçük proteinler ve yağlar gibi çözülmüş maddelerdir. Evsel özellikteki arıtma çamurlarının organik içeriği şartlandırma ve arıtma yöntemlerine göre değişmekle birlikte genellikle kuru bazda %50’den fazladır. Atık çamurunun organik madde içeriği toprağı şartlandırma özelliğı bakımından değerli bir kaynaktır. Araştırmalar göstermiştir ki, toprağı çamur eklenmesi toprak gözenekliliğini arttırmakta, böylece toprak-bitki-su ilişkisine yardımcı olan toprak porozitesini desteklemektedir (Frost 2001).

Atık çamurları genel olarak kuru maddede %1–6 oranında azot içerirler ve bu azot hem organik hem de bitkinin kullanabileceğı inorganik (amonyum, nitrat) formdadır. Atık çamurların içeriğindeki azotun tamamı bitkiler tarafından uygulamanın ilk yılı alınabilir durumda değildir. Çünkü bitkiler organik azotu direkt alamazlar, öncelikle mineralize olup suda çözünebilir forma (inorganik azota) dönüşmesi gerekir. Organik azotun mineralizasyon oranı da atık çamurunun stabilizasyon yöntemine, iklime, toprak yapısına, mikroorganizma faaliyetlerine ve diğ er faktörlere bağılıdır. Bu nedenle burada

sabit bir oran vermek mümkün değildir, ancak genel bir yaklaşımla organik azotun büyük bir kısmı ilk yıl mineralize olmakta ve izleyen her yıl önceki yılın yarısı oranında azalmaktadır. Bu azalma genellikle %3 seviyesine ulaşınca kadar devam etmekte geri kalan azot toprakta azot fraksiyonları olarak kalmaktadır (Bilgin vd 2002).

Fosfor önemli bir bitki besin elementidir. Atık sulardan fosfor giderme zorunluluğu nedeniyle atık çamurda fosfor içeriği meydana gelmektedir. Atık çamurlar genel olarak kuru maddede %0.8–6.1 arasında fosfor içerir. Atık çamurda fosfor da azot gibi hem organik hem de inorganik formda bulunur. İnorganik fosfor bileşikleri; kalsiyum, demir ve alüminyum fosfatları şeklinde karşımıza çıkar. Ancak inorganik fosfor, inorganik azotun aksine toprakta meydana gelen çeşitli kimyasal reaksiyonlar sonucu bağlanmakta ve bitkiye yarayışlılığı %50 oranında azalmaktadır. Atık çamurların agronomik uygulama miktarları hesaplanırken uygulama yapılacak yerdeki toprağın azot ve fosfor içerikleri önemlidir. Fosfor oranı yüksek bir toprağa uygulanacaksa fosfor esas alınarak yapılmalıdır. Aksi takdirde yüksek fosfor miktarı yüzey sularının kirlenmesine neden olabilmektedir (Bilgin vd 2002).

Diğer bir önemli bitki besini ve ticari gübrelerin en yaygın esas bileşeni olan potasyumdur. Potasyumun çözünür doğasından dolayı, çamurda bulunan potasyum konsantrasyonu çamur susuzlaştırma işlemine bağlıdır. Tipik potasyum konsantrasyonu %0.5–1’dir (Frost 2001). Çamur uygulamaları süresince var olan potasyum toprağa ve dolayısı ile bitkiye bir potasyum kaynağı olarak düşünülebilir (Bilgin vd 2002).

Toksik organik kimyasal maddeler (toplam poli klorlandırılmış bifeniller (PCB); poliklik aromatik hidrokarbon bileşikleri (PAH); toplam halojenlendirilmiş organik bileşikler (AOX); linear alkil benzen sülfanat (LAS); Di-Etilheksi fitalat (DEHP); nonilfenol ve nonilfitalatlar (NPE) vb.)’in üretimi ve kullanımı bütün ülkelerde yasal düzenlemelerle kontrol altında tutulmaktadır. Bu bileşiklerin arıtma çamurlarında var olması durumunda ise konsantrasyonlarının atık çamurda düşük olması, toprakta degradasyona (bozunmaya) uğramaları ve toprak partikülleri tarafından adsorbe edilmeleri gibi nedenlerle insan sağlığı ve yeraltı suları için bir risk oluşturmayacağı belirtilmektedir (Bilgin vd 2002).

Topraklarda ağır metal kirliliği önemli çevresel problemlerden birisidir. Ağır metallerin toprakta birikmesinin sadece toprak verimliliği ve ekosistem fonksiyonları üzerinde değil aynı zamanda besin zinciri yoluyla hayvan ve insan sağlığı üzerinde de önemli etkileri vardır. Bitki bünyesine ulaşan ağır metaller bitkilerin fizyolojik aktivitelerini engellemekte, verimliliklerini azaltmakta ve ölümlerine neden olmakta dolayısıyla ürün kalite ve miktarının azalmasına yol açmaktadırlar. Ağır metallerin çevreye yayılmasına neden olan etmenlerin başında endüstriyel faaliyetler, motorlu taşıtların egzozları, maden yatakları ve işletmeleri, volkanik faaliyetler, tarımda kullanılan gübre ve ilaçlar ile kentsel atıklar gelmektedir (Stresty ve Madhava Rao 1999).

Arıtma çamuru uygulanan topraklarda kadmiyum, bakır, nikel ve çinkonun biyolojik olarak bulunabilirliğinin, kurşun, civa ve kromdan daha fazla olduğu belirlenmiştir. Ancak mobil elementler için bile arıtma çamuru ile her yıl eklenen metal miktarının %0.05'inden daha küçük bir bölümünün ürüne geçtiği belirtilmektedir. Aynı zamanda arıtma çamurları diğer ağır metal içeren kaynakların çoğundan farklı bir özelliğe sahiptir, bu da arıtma çamurunun önemli oranda organik madde, demir ve mangan gibi adsorbif maddeleri bünyesinde bulundurmasıdır. Genellikle çinko, bakır ve nikel bitki dokusunda insan sağlığına zarar verecek seviyeye ulaşmadan önce bitkiler için fitotoksik olmakta ve ayrıca bu üç elementin bitkide fitotoksik etkisi sadece asidik topraklarda ortaya çıkmaktadır (Bilgin vd 2002). Toprak pH'sının azalması ile aktif alüminyum miktarı da önemli derecede artar (Guo vd 2007). Mangan, demir ve alüminyumun topraktaki doğal miktarları atık çamur ile uygulanacak miktarların genellikle üzerindedir. Alüminyum ve manganın fitotoksik etkisi sadece asit karakterli topraklarda görülmektedir. Toprağın asitleşmesi bitki büyümesi ve gelişimini olumsuz yönde etkileyen ağır metallerin (Cd, Cr, ve Pb gibi) konsantrasyonunu artırırken temel katyonlar (Ca, Mg ve K gibi)'ın konsantrasyonlarının düşmesine neden olur (Guo vd 2007). Bitkilerin bu elementlerden toksik olarak etkilendikleri belirlendiğinde toprağa kireç uygulaması sonucu bu zararlı etkiler giderilebilmektedir.

2.2.Ağır Metaller ve Etkileri

Ağır metaller; doğal ve bozulan sistemlerde düşük konsantrasyonlarda bulunan ve yeterli konsantrasyonlarda bulundukları zaman canlı organizmalarda toksik etki gösteren elementlerdir. Ağır metal başlığı altında toplanan ve özgül ağırlıkları 5 g/cm^3 'ten daha fazla veya atom ağırlıkları 50 ve daha büyük olan elementler ve onların iyonları, periyodik cetvelin geçiş elementleri olarak tanınan geniş bir gruba aittirler. Bunlardan bazıları tarımda iz elementler veya mikro besin maddeleri olarak tanımlanmaktadır.

Tarımsal açıdan ağır metaller 3 grup altında toplanabilir.

1. Bitki gelişimi için mutlak gerekli olanlar: (Fe, Cu, Zn, Mn ve Mo)
2. Bitki gelişimini teşvik edici olanlar: (V, Co, ve Ni)
3. Bitkiye direkt toksik etki yapanlar: (As, Pb, Cd, Cr ve Hg)

Bitki gelişimi için mutlak gerekli olsun ya da olmasın ağır metallerin bitki doku ve organlarında aşırı birikimi bitkinin vejetatif ve generatif organlarının gelişimini olumsuz yönde etkilemektedir (Gür vd 2004). Bitkilerde ölüme sebep olmaksızın metabolik aktiviteyi önemli derecede inhibe eden ağır metal konsantrasyonları için “toksik konsantrasyon “ deyiimi kullanılmaktadır (Rubio vd 1994). Ağır metaller bu toksik etkileri nedeniyle bitkilerde transpirasyon, stoma hareketleri, su alımı, fotosentez, enzim aktivitesi, çimlenme, protein sentezi, membran stabilitesi, hormonal denge gibi birçok fizyolojik olayın bozulmasına neden olmaktadır (Kennedy ve Gonsalves 1987). Toksisite metalden metale değişebildiği gibi, organizmadan organizmaya da değişebilmektedir. Toksik etkiler yalnızca elementin tipi ve konsantrasyonuna bağlı olmayıp değişik türlerin genetik esaslı fizyolojik davranışları ile de ilgilidir (Haktanır ve Arcak 1998). Bitkilerde stres önemli fizyolojik ve metabolik değişimlere yol açmak suretiyle, büyüme ve gelişmeyi olumsuz şekilde etkileyen, üründe nitelik ve niceliğin yitirilmesine, bitkinin veya bitki organlarının yaşamlarını yitirmesine neden olabilen sonuçlar doğurur.

Bitkilerin çevresel stres faktörlerine karşı toleransları bitki türüne, stres faktörüne, strese maruz kalma süresine ve strese maruz kalan doku veya organın yapısına bağlı olarak değişmektedir (Gür vd 2004). Bitkiler tarafından ağır metallerin alınımı ağır

metallerin topraktaki konsantrasyonlarına ve toprağın toplam ağır metal içeriğine bağlı olmasının yanı sıra ağır metallerin bitkiye yayılabilirliği ve değişik toprak bileşenleri ile oluşturduğu farklı çözünabilir kimyasal formlara da bağlıdır (Sposito vd 1982). Bu nedenle bitkilerin bu stres koşullarına tepkilerinin ve geliştirdikleri uyum mekanizmalarının bilinmesi gerekmektedir. Bitkilerin ağır metal toksisitesine tolerans sınırlarının bilinebilmesi için metalin tür ve miktarı, yayılabilirliği, zararın şiddeti ve türü ayrıca zarar oluşum süreci göz önüne alınmalıdır. Bu özelliklerin bilinmesi, bitkilerin gelişimi ve canlılığı açısından oldukça önemlidir (Paschke vd 2005).

Phalsson'a (1989) göre bitkiler türlerine, toprak özelliklerine ve bazı diğer faktörlere bağlı olarak topraktan hızlı ve verimli şekilde bitki besin elementlerini alırlar. Bu şekilde ağır metaller de bitki bünyesine alınmış olunur. Ağır metallerden bazıları mutlak gerekli bitki besin elementleridir (Cu, Fe, Mn, Zn gibi) . Bu elementlere bitkiler, belli dozlara kadar gereksinim duyarken sınır dozunun üstünde olumsuz etkilenirler. Bazıları da (Cd, Cr, Hg, Pb, Ti) gibi bitkinin ihtiyaç duymadığı ve düşük dozlarda bile toksisite yaratan elementlerdir. Bu elementler toksisite dozlarında bitkiler ve bitkileri tüketen diğer canlılar için tehlikelidir. Ağır metallerin bitkilerde gerçekleşen metabolik olaylar üzerindeki rollerini anlamak için ağır metal stresine karşı bitkilerin verdiği tepkileri ve adaptasyon mekanizmalarını anlamak oldukça önemlidir. Bitkilerin canlılığını sürdürebilmesi için gerçekleştirdiği fotosentez, transpirasyon, enzim aktivitesi, klorofil biyosentezi, çimlenme gibi olaylar ağır metallerin varlığından olumsuz yönde etkilenir.

Ağır metaller bitkide klorofil içeriğini düşürür, bitki gelişimini ve respirasyonunu inhibe eder, hücre organellerinin yapısını değiştirir, çeşitli metabolik yollardaki anahtar enzimlerin aktivite ve miktarını değiştirir, böylece metabolizmada bozukluk meydana getirirler (Guo vd 2007). Bitkiler ortamda bulunan aşırı miktardaki ağır metalleri alarak proteinlerin sülfidril gruplarına bağlayabilir ve bu da bir fonksiyon kaybına neden olabilir veya yapıyı bozabilir, böylece esansiyel elementlerin (Zn, Mg, Ca ve Fe gibi) alınımı engellenebilir ya da daha farklı bir takım olumsuz etkiler doğabilir. Diğer taraftan ağır metaller serbest radikallerin oluşumunu tetikleyebilir veya oksijene bağlı reaksiyonlara ve böylece de oksidatif strese neden olabilirler (Hall 2002, Metwally vd 2005). Metallerin toksisitesi, reaktif oksijen türlerinin oluşumuna neden olarak protein,

nükleik asit ve yağların yapısını bozar ve sonunda hücrenin ölümüne yol açar (Bai vd 2003).

MacFovlance vd'nin (2000) bildirdiğine göre ağır metal içeriği yüksek topraklarda yetişen bitkiler bu olumsuzluğu bertaraf etmek için bir takım mekanizmalar geliştirmişlerdir. Örneğin; bitkiye aşırı ağır metal alınımı ve bunun bitki üst organlarına taşınımı sonucu; hücre dışı sınırının şekli değişir ve burada musilaj üretimi gerçekleşir, ayrıca endodermal kaspari şeridi veya hücre duvarı aracılığıyla geçiş durdurulmaktadır. Ağır metal biriktirme kapasitesi yüksek olan bitkiler ağır metalleri vakuollerine taşırlar, burada yer alan organik asit, aminoasit veya metal bağlayan peptidler aracılığı ile bağlayarak toksisitelerini giderirler (detoksifikasyon).

Hall (2002) ve Metwally vd'ne (2005) göre bitkilerin ağır metallere karşı oluşturduğu bir takım fizyolojik ve moleküler cevaplar şu şekilde sıralanmışlardır:

- 1) Hücre dışı salgı salgılama ve hücre duvarına bağlama yoluyla alınımı azaltma.
- 2) Vakuol ya da tonoplastlarda depolama.
- 3) Organik asit, aminoasit vb moleküllerin yapısına katma.
- 4) Protein veya antioksidatif enzimlerin üretimini artırma.
- 5) Hücre yapısı bozulduğunda onarımını ve metabolik yolların yeterince fonksiyonel olmasını sağlamak için metabolizmanın modifikasyonunu ve aktivasyonunu gerçekleştirmek.

Kaplan vd (2005) toprak ıslah edici olarak kullanılan kükürt içeren endüstriyel bir atığın kireçli killi bir toprağa ve sorgum (*Sorghum bicolor* L.) bitkisine ağır metaller yönünden etkisini değerlendirmeyi amaçladıkları çalışmalarında toprağa 0, 20, 40, 60, t ha⁻¹ hava kuru atık; 0.5, 1.0, 1.5 t ha⁻¹ elementel kükürt ve 0.5 t ha⁻¹ elementel kükürt + 20 t ha⁻¹ atık uygulayarak bir saksı denemesi kurmuşlardır. Araştırmacılar kireç ve kil içeriği yüksek toprağa atık uygulamasının ağır metal (Ni, Cr, Co ve Cd) birikimi ve toksisitesi yaratmadığını; atığın yüksek miktarlarda uygulanmasından sonra bile sorgum bitkisinde önemli bir toksik element birikimi görülmediğini bildirmişlerdir. Araştırmacılar Türkiye/İsparta'da bulunan Keçiborlu Kükürt Fabrikasının etrafında yaklaşık 1 milyon ton civarında bulunan kükürtçe zengin bu atığın Türkiye'de ve diğer ülkelerde tuzlu-alkali ve kireçli toprakların iyileştirilmesinde ıslah edici bir materyal olarak

düşünülmesine rağmen tekrarlayan atık uygulamalarının farklı ağır metallerin akümüasyonu sonucunu doğurabileceğine dikkat çekmişlerdir. Bu nedenle uzun dönem tarla denemelerinde ve farklı ürünlerde çalışmaların yapılması gerektiğinin altını çizmişlerdir.

Orman ve Kaplan (2007) yeniden bitkilendirme üzerine ıslah edici etkilerini değerlendirmek için kükürt maden atıklarına değişen miktarlarda kireçli toprak (0, 300, 600, 900 ve 1200 g saksı⁻¹) ve ahır gübresi (0,36 g saksı⁻¹) ilave ederek kurdukları sera denemesinde; deneme bitkisi olarak *Zea Mays* L. (Mısır) kullanmışlardır. Araştırmacılar kükürt maden atıklarına kireçli toprak ilavesinin yetiştirme ortamının pH'ını arttırırken; elektriksel iletkenlik (EC) ve DTPA-ekstrakte edilebilir Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Cr, Pb, Cd konsantrasyonlarını düşürdüğünü bildirmişlerdir. Ayrıca atığa kireçli toprak uygulamasına bağlı olarak mısır bitkisinin üst aksamında Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Cr, Cd konsantrasyonlarının azalma gösterdiğini ve kuru ağırlığının (g saksı⁻¹) arttığını bildirmişlerdir. Araştırmacılar ağır gübresi uygulamasının atığın DTPA-ekstrakte edilebilir Zn, Mn, Cu, Ni, Cr, Cd; bitki üst aksamının ise Mn, Cu, Cd konsantrasyonlarını azalttığını belirtmişlerdir. Araştırmacılar ayrıca kireçli toprak ve ahır gübresi interaksiyonunun yetiştirme ortamının EC düzeyi ile Ni ve Cr konsantrasyonları için; bitki üst aksamının ise Cu konsantrasyonu için önemli olduğunu bildirmişlerdir.

Kalkan (2009), Keçiborlu kükürt fabrikası etrafında terk edilmiş durumda bulunan flotasyon atık alanlarının iyileştirici materyaller kullanarak yeniden bitkilendirmeyi amaçladığı çalışmasında flotasyon atığına ıslah amaçlı olarak kireçli toprak (%10-20-30-40) ve ahır gübresi (%4-8) uygulamıştır. Daha sonra saksılarda bu yetiştirme ortamında yüksek otlak ayırğı (*Agropyron elongatum*) ve kamışsı yumak (*Festuca arundinacea*) yetiştirmiştir. 3 aylık deneme süresinin sonunda alınan bitki ve ortam örneklerinde analizler yapılmıştır. Araştırma sonucunda; yetiştirme ortamlarının ve çim bitkilerinin azot, fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, sodyum, demir, çinko, mangan, bakır, kobalt, nikel, krom, kurşun ve kadminyum içeriği üzerine uygulamaların etkilerinin istatistiksel olarak önemli düzeylerde ($P<0.001$) olduğu tespit edilmiştir.

Deneme sonunda yapılan ortam analizlerine göre kireçli toprak ve ahır gübresi uygulamaları flotasyon atığının pH'sını arttırmış, EC'sini ise düşürmüştür. Ahır gübrelili

uygulamalarda ahır gübresi ilave edilmeyenlere göre daha yüksek N, P, K, Mg ve Mn içerikleri tespit edilmiştir. En yüksek kireçli toprak uygulaması (%40) sonucunda ise ortamların Ca içeriği en yüksek değerlere ulaşmıştır. Uygulamalar sonunda ortamların Zn, Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd içerikleri izin verilen sınır değerleri arasında olduğu için herhangi bir toksisite riski içermediği bildirilmiştir. Araştırmacı flotasyon atığına özellikle kireçli toprak ilavesi sonrasında Fe içeriğinin önemli düşüşler gösterdiğini belirtmiştir. Ayrıca araştırmacı flotasyon atığına artan oranlarda kireçli toprak ve ahır gübresi ilavelerinin, yetiştirilen çim bitkilerinin kuru madde verimini arttırdığını bildirmiştir. Bitki analiz sonuçlarına göre; her iki çim bitkisinin N, P, K, Ca, Mg, Mn ve Fe içeriklerinin yeterli ve yüksek; Ni, Cr ve Cd içeriklerinin ise ortamda az miktarda bulunmalarına rağmen bitki bünyesinde toksisite yapacak düzeylerde olduğu belirlenmiştir. Kireçli toprak ve ahır gübresi ilaveleri oranı yüksek tutulunca bitkilerin Pb ve Ni içeriklerinin azaldığı tespit edilmiştir.

2.3. Ağır Metallerden Bazıları ile İlgili Genel Bilgiler

2.3.1. Kadmiyum

Toprak tipine bağlı olarak bitkilerin Cd alımı etkilenmektedir. Asit reaksiyonlu ve organik topraklarda bitkiler tarafından Cd alımı fazladır. Cd toprakta karbonat ve fosfat anyonları tarafından tutulmakta ve toprak katmanlarında CdCO_3 ve CdPO_4 şeklinde çökmektedir. Pek çok hamfosfat 5-100 ppm Cd içermektedir ve bunun %80'i fosforlu gübre üretimi sırasında gübreye geçmektedir. Toprağa en fazla Cd girdisi fosforlu gübreler ve atmosferik çökeltiler yoluyla olur.

Özbek vd'nin (1993) bildirdiğine göre ağır metal kontaminasyonlarının en çok kaygı uyandıranlarından biri Cd'dur. Bitkilerin Cd içeriği, bitki cinsine ve türüne bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Yapraklarda en çok, köklerde bir miktar bulunduğunu, sap, meyve ve danelerde ise Cd içeriğinin oldukça düşük olduğunu belirtmişlerdir.

Bu metal insan, hayvan ve bitki metabolizması için toksik etkili bir elemettir. Kadmiyum bitki bünyesinde azot ve karbonhidrat metabolizmalarını değiştirmesi nedeniyle birçok fizyolojik değişikliğe neden olmaktadır. Proteinlerin sülfür ($-\text{SH}$) gruplarındaki enzimleri inaktive etmekte, fotosentezi engellemekte, stomaların

kapanmasına, transpirasyonla su kaybının azalmasına ve klorofil biyosentezinin bozulmasına neden olmaktadır (Sheron vd 1990).

Zengin ve Munzuroğlu'na (2005) göre aşırı kadmiyum dozlarının klorofil biyosentezini bozmasının en önemli nedeni klorofil biyosentezinde görev yapan protoklorofil reduktaz ile aminolevulinik asit sentezini engellemesidir. Araştırmacılar ayrıca ağır metallerin serbest radikal oluşumuna yol açtığı ve bu yolla tilakoid membran lipidlerinin oksidatif yıkımına neden olduğu, bu gibi durumlarda ise klorofil yıkımının arttığı ve sentezinin engellendiği bilinmektedir.

Kadmiyum stresi koşullarında azot metabolizmasının enzimleri olan nitrat redüktaz ve nitrit redüktazın aktiviteleri azalmaktadır. Bu durum bitkilerin nitrat asimilasyonunu azaltmaktadır (Gouia vd 2000). Chaffei vd (2004) ise yaptıkları bir çalışmada 50 µM kadmiyum uygulanan domates yaprak ve köklerinin nitrat içeriği kontrol bitkilerine göre %24 ve % 62 oranında daha düşük bulunurken, toplam amino asit miktarının arttığı belirtilmiştir.

2.3.2. Çinko

Rout ve Das (2003), çinkonun bitkilerde protein ve karbonhidrat sentezine katılmasının yanı sıra, enzim aktivasyonu, fotosentez, solunum ve biyolojik membran stabilitesi üzerine etkileri nedeniyle üretilen ürün miktarı ve kalitesini direkt olarak etkilediğini belirtmişlerdir. Araştırmacılar Zn toksitesinde bitkilerin kök ve sürgün büyümesinin azaldığını, köklerin ince kaldığını, genç yapraklarda kıvrılma ve klorozların görüldüğünü, hücre büyümesi ve uzamasının engellendiğini, hücre organellerinin parçalanıp ve klorofil sentezinin düştüğünü bildirmişlerdir.

El-Ghamery vd (2003) tarafından gerçekleştirilen; çinkonun, fasulye bitkisinin kök, gövde ve yaprak büyümesi üzerine etkilerinin araştırıldığı bir topraksız kültür çalışmasında artan çinko konsantrasyonlarıyla ilişkili olarak kontrole göre bitki organlarının büyümelerinde azalma olduğu ve çinkonun kök meristem hücrelerinde bölünecek olan hücrelerde birikerek, profazın sonundaki olayları olumsuz etkileyip mitoz bölünmeyi engellediği ayrıca hücrelerin ligninleşmesini sağlayarak hem kök hem de gövde büyümesini engellediği ifade edilmiştir.

Vaillant vd'nin (2005) artan çinko dozlarının klorofil sentezi, miktar ve dağılımı üzerine etkilerini belirlemek amacıyla yaptıkları bir topraksız kültür çalışmasında Solanacea familyasının herbaceous türlerinden biri olan *Datura* bitkisinin farklı türlerini kullanmışlardır. Çalışmada çinkonun toksik etkisinin türlere bağlı olarak değiştiği, 5mM Zn dozu uygulanan bitkilerde klorofil içeriğinin; *Datura innoxia*'da %32, *Datura metel*'de %84, *Datura sanguinea* %89, *Datura tatula*'da %83 oranlarında azaldığı tespit edilmiştir.

Van Assche ve Clijsters (1990), yüksek dozlardaki çinkonun klorofil sentezini etkilemesinin nedeni olarak yeterli demir bulunması halinde bile bitkinin bundan yararlanmasını engellemesini ve klorofilin merkezinde bulunan magnezyumun yerine geçmesini göstermişlerdir.

2.3.3. Kurşun

Vetter'e (1983) göre kurşun bitkisel verime zararlı elementler arasında ikinci sırada yer alır. Kurşun topraklarda immobil haldedir ve üst katmanlarda birikir. Ortam asitleştikçe mobilitesi artar ($PbCO_3 > PbPO_4 > PbSO_4 > PbCl_2$). Pb bulaşmamış toprakta yetişen bitkide Pb 10 ppm iken kirlenmiş toprakta 300 ppm'e çıkabilir. Meyvesi yenen sebzelerde taze ağırlıkta min<0.001, max. 1.910 ppm Pb bulunduğu bildirilmektedir (Kampe, 1981). Bu sebzelerdeki standart Pb değeri ise 0.25 ppm olarak verilmektedir (Anonim, 1993).

İnsanlar ve hayvanlar tarafından sebze ve et tüketimiyle kurşun alınması karaciğer, böbrek ve kemiklerde birikmeyi takiben toksik etki oluşturabilmektedir. Katı gıda halindeki kurşun alımının günde 600 µg'ı geçmemesi istenir. Bu nedenle bitkilerin kurşun alımları ve kurşun içerikleri insan sağlığı için doğrudan önem taşır. Pb zararlanması bitkide gözle görülür etki yapmadığından (zehirlenme belirtileri görülmez) çok tehlikelidir. Bazı bitkiler için kurşun toksisite düzeyi oldukça yüksektir. Bu da oldukça tehlikeli bir durum arz edebilir. Çünkü bu tür bitkiler insan tüketimi için zararlı düzeyde kurşun içerdikleri halde hiçbir toksik belirti göstermezler ve gayet sağlıklı görünürler. Kurşun birikimine karşı marul bitkisinin yulafa oranla daha fazla hassas olduğu belirtilmektedir. Mısır bitkisinin gövdesinde önemli miktarda kurşun olduğu halde danelerde olmadığı bulunmuştur. Bu sonuç, kurşunla bulaşmış topraklarda

yetiştirilen mısırın silaj olarak kullanılmasının dane olarak kullanmaya oranla daha tehlikeli olabileceğini göstermektedir.

Sharma ve Dubey (2005) kurşun elementinin, hücre turgoru ve hücre duvarı stabilitesini, stoma hareketlerini ve yaprak alanını azaltması nedeniyle bitki su rejimini, aynı zamanda kökler tarafından tutulması ve kök gelişimini azaltması nedeniyle bitkilerin katyon ve anyon alımını azaltması nedeniyle besin alımını olumsuz etkilediğini bildirmişlerdir. Ayrıca kurşun elementinin bitki köklerinde sürgünlere göre daha fazla biriktiği bilinmektedir.

2.3.4. Bakır

Kacar ve Katkat (2006) bakırın bitki bünyesinde enzim aktivasyonu, karbonhidrat ve lipid metabolizmasında yer alması nedeniyle önemli bir element olduğunu belirtmişlerdir.

Vetter'e (1983) göre ağır metallerin bitkisel verimde zarar derecesinin sıralanmasında bakır, ilk sıralarda yer almaktadır. Bakır toprağa kuvvetle bağlandığı için toprakta çok az hareketlidir. Bu yüzden Cu toprağa bulaştıktan sonra daha çok üst katmanlarda kalır. Bu nedenle birçok toprağın Cu içeriği toprak profili içinde derine inildikçe azalır (Mengel ve Kirkby, 1987). Bitkilerin Cu miktarlarını ilk olarak toprağın toplam Cu içeriği kısmen de toprakların sorpsiyon özellikleri belirler (Delschen ve Werner, 1989). Bergmann'a (1993) göre sebze ve meyvelerde izin verilebilir maksimum Cu değeri taze ağırlıkta 5 ppm'dir. Hasselbach (1992), bazı bitki türlerinin kaldırdıkları Cu miktarlarına göre sıralanışlarını, Ot> Tahıl ≈Sebze şeklinde olduğunu belirtmiştir. Moauro vd. (1993) domates meyvesinin kuru maddesindeki Cu miktarını 3-9.6 ppm olarak bildirmiştir. Aynı araştırmacılar, insanın domates ile haftalık Cu alımının ortalama en az 7.44, en fazla 10.1 mg olabileceğini, dünya sağlık örgütünc (WHO) belirlenen haftalık Cu alım miktarının en az 14, en fazla 21 mg olması gerektiğini belirtmişlerdir.

Kaplan (1999) Batı Akdeniz Bölgesindeki sera topraklarının % 8.1'inin DTPA ile ekstrakteedilebilir Cu içeriklerinin kritik toksisite seviyesi olan 20 ppm'den yüksek

olduğunu, domates yaprak örneklerinin Cu içeriğinin ise 2.4-1490 ppm arasında değiştiğini belirtmiştir. Yapraklardaki Cu konsantrasyonunun yapraktan uygulanan Cu içeren kimyasalların yoğun kullanımından dolayı çok yüksek olduğunu ifade etmiş ve aynı zamanda Cu içeren pestisidlerin kullanıldığı seralarda Cu içeren gübrelerin kullanımının azaltılması gerektiğini vurgulamıştır.

Bakır toksisitesi genellikle bitki kök sistemlerinde ortaya çıkar ve bitki bünyesinde protein sentezi, fotosentez, solunum, iyon alımı ve hücre membran stabilitesi gibi bazı fizyolojik olayların bozulmasına neden olur (Sosse vd 2004).

Dunand vd'nin (2002) bakır toksisitesinin hıyar bitkisinde fotosentez oranı üzerine etkilerini araştırdıkları bir topraksız kültür çalışmasında 0 ve 10 µg/g Cu uygulanmıştır. Hıyar yapraklarının bakır stresine karşı oluşturdukları tepkiler büyüme dönemine göre değişmiştir. Fotosentezin olgun yapraklarda kontrole göre %52, genç yapraklarda ise %27 oranında azaldığı belirlenmiş olup, fotosentez oranının olgun yapraklarda daha fazla azalmasının nedeni olarak; olgun yapraklardaki stomal hareket ve dolayısıyla CO₂ asimilasyonunun daha fazla azalması gösterilmiştir

Sosse vd (2004) tarafından bakırın hıyar bitkisinin karbonhidrat birikimi ve iyon içeriği üzerine etkilerini belirlemek amacıyla yapılan bir başka çalışmada, 0 ve 20 µg/g bakır uygulanmıştır. Genç yaprakların nişasta içeriğinin kontrole göre %155, olgun yaprakların ise %116 oranında arttığı saptanmıştır. Nişasta içeriğindeki bu artışın yüksek dozlardaki bakırın asimilat taşınmasını engellemesinden kaynaklandığı ifade edilmiştir. Aynı çalışmada bitkilerin potasyum ve magnezyum içeriklerinin hem genç hem de olgun yapraklarda kontrole göre %40 azaldığı ve bakırın kalsiyumun köklerden yapraklara taşınmasını azalttığı tespit edilmiştir

Bakırın hücre duvarına bağlanması direkt ya da kalsiyumu yerinden çıkarmak suretiyle iki şekilde meydana gelmektedir. Bu durumda hücre duvarı elastikiyeti bozulmakta ve turgor azalmaktadır. Böylece köklerden yapraklara kalsiyum taşınması azalmaktadır (Ouzounidou, 1994).

2.3.5. Kobalt

Kobalt'ın topraklarda kritik konsantrasyonunun 25-50 ppm olduğu bildirilmiştir (Alloway, 1990; Altınbaş vd 1994). Kobalt toprakta organik madde ile şelat oluşturur ve değişebilir formda bulunur. Ayrıca Mn oksite kuvvetli bir şekilde bağlanabilir. Vitamin B12' nin yapısına katıldığı için insan ve hayvanlar için gereklidir.

Düşük Co konsantrasyonlarının bitki büyümesine etkisi olumlu yönde olabilmektedir (Mengel ve Kirkby 1987). Bitkiler atmosferik N'u bağlarken kobalta ihtiyaç duyar. Genel olarak bitkilerin olgun yapraklarında kuru maddede normal 0.02-1.00 ppm Co bulunduğu, tolere edilebilir değerin 5 ppm, toksik miktarın ise 15-50 ppm olabileceği bildirilmiştir (Kabata-Pendias ve Pendias 1992). Mengel ve Kirkby'ye (1987) göre kobaltın toksik etkileri, Mn noksanlığına benzer ve bitkilerde klorotik ve nekrotik yaprakların oluşması biçiminde kendini gösterir.

2.3.6. Nikel

Ni, bazı hayvanlar için mutlak gerekli bir iz element olarak kabul edilmekte, bitkiler ve mikroorganizmalar için de düşük konsantrasyonlarda olumlu etkisinin olduğu kabul edilmektedir. Ancak, insanlar üzerindeki olumlu etkisi henüz kesin olarak belirlenememiştir (Scheffer ve Schachtschabel, 1989). Nikelin tarım topraklarındaki konsantrasyonu genelde çok azdır. Ancak, serpantin gibi ultra bazik püskürük kayalardan oluşan toprakların nikel içeriği 100-5000 mg Ni/kg arasında değişmektedir (Kacar ve Katkat, 2006). Kabata-Pendias ve Pendias (1992) arıtma çamuru ve fosfat gübrelerinin önemli Ni kaynakları olduklarını ve fosforlu gübrelerin 7-32 ppm Ni içerdiğini bildirmektedirler. Nikel, kileyt bileşiklerini kolaylıkla oluşturması nedeniyle, bitkilerdeki enzimlerde ve fizyolojik aktif merkezlerde bulunan ağır metallerle yer değiştirir. Nikel üreaz ve birçok hidrogenaz enzimlerinin metal yapı maddesidir. Bu nedenle nikel içerikleri az olan bitkiler üre şeklinde uygulanan azotlu gübreden yararlanamadıkları gibi üre bitkilere toksik etki de yapmaktadır (Kacar ve Katkat, 2006). Sommer'e göre generatif bitki kısımları; Cd'un tersine vejetatif organlara göre daha fazla Ni içerirler (Bergmann, 1993). Eğer bitkide fazla Ni var ise kökler tahrip olabilir; bu nedenle yetiştirme ortamına kireçleme yapılması faydalı olabilir.

Hasselbach'a (1992) göre bitkiler topraktan kaldırdıkları Ni miktarı yönünden; sebze> ot > tahıl şeklinde sıralanmaktadır.

2.3.7. Krom

Krom, insanlar ve hayvanlar için mutlak gerekli bir element olup, özellikle üç değerlikli Cr glikoz metabolizmasında insülin etkisini teşvik eder (kandaki aşırı glikozun normal düzeye inmesini sağlar). Krom arıtma çamurları ve çöp kompostlarının gübre olarak kullanılması ile ve fungusitler ile tarım topraklarına karışabilir. Ana materyale göre değişmekle birlikte toprakta 5-100 mg/kg oranında bulunur. Bitkide ise kuru madde de 100 mg/kg bulunması birçok yüksek bitki için toksiktir (Özbek vd 1993). Sadece kumlu topraklarda Cr kolay alınabilir ve yararlıdır. Topraklarda Cr genellikle üst 5-10 cm'de tutulur (Bergmann, 1993). Çoğu topraklarda kromun hareketsiz oluşu nedeni ile fazla çözünabilir krom tuzları dahi kullanılsa, kromlu bileşiklerle gübreleme az etkiye sahiptir. Yapılan bir çalışmada pH'sı 7.5 olan killi-tın bünyeli bir toprakta $Cr_2(SO_4)_3$ formundaki Cr^{+3} 'a; buğday 500 ppm'e kadar dayanırken domates bitkisi 1000 ppm'e kadar zararsız gelişmiştir. pH'sı 4.3 olan tınlı-kum bünyeli toprakta ise domates, 200 ppm Cr^{+3} dozunda zarar görmüştür. Çeşitli bitki organlarının Cr konsantrasyonlarının kök> yaprak>dane, meyve şeklinde sıralandığını bildirilmektedir (Bergmann, 1993).

Bitki bünyesinde toksik seviyeye ulaşan kromun bitkide etkilediği ilk fizyolojik olay tohum çimlenmesidir. Krom, amilaz aktivitesi ve embriyoya şeker taşınmasını azaltması ve proteaz aktivitesini arttırması sonucunda tohum çimlenmesini engeller. Jain vd'nin (2000) yaptıkları bir çalışmada toprakta 500 ppm Cr^{+6} bulunmasının, fasulye tohumlarının çimlenmesini %48; 20 ve 80 ppm Cr^{+6} bulunması ise şeker kamışı bitkisinde tomurcuk çimlenmesini %32-57 oranında azalttığını belirtmişlerdir.

Khan vd'ne (2000) göre krom, kök hücrelerinin bölünme ve uzamasını engelleyerek kök gelişimini engeller. Araştırmacılar bu durumun topraktan alınan bitki besin besin maddesi ve suyun azalmasına yol açarak bitki büyüme ve gelişmesini azalttığını belirtmiştir. Dolayısıyla önemli düzeyde verim ve kalite azalması görülür

2.4. Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanımı ile İlgili Yapılmış Çalışmalar

Bilgin vd (2002), biyokatıkların (Arıtma Çamurlarının) arazide kullanımını değerlendirdikleri bir çalışmada, tarım topraklarına arıtma çamuru uygulamasının yararlarını şöyle sıralamaktadırlar; Arıtma çamurları bünyelerinde makro besin maddelerinin (N, P, K) yanı sıra bazı mikro besin maddelerini de (Fe, Zn, Mn, Mo, Cu, B) bulundurlar. Arıtma çamurlarının içermiş olduğu bu bitki besin maddeleri ticari gübrelerdeki gibi formüle edilmiş sabit miktarda değildir. Ancak bitkisel üretim için gerekli olan bütün bitki besin maddelerini bir arada bulundurlar. Bu nedenle arıtma çamurlarının kullanıldığı alanlarda ticari gübre kullanımı azalmakta veya arıtma çamurları tümüyle ticari gübrelerin yerini almaktadırlar. Arıtma çamurlarının azot içeriği de araştırmacının üzerinde durduğu bir başka konudur. Arıtma çamurları genel olarak kuru madde üzerinden %1-6 azot içermektedirler. Bunun tersine ticari gübrelerde azot % 11-82 düzeyinde bulunabilmektedir. Arıtma çamurlarında azot hem organik hem de bitkiye elverişli yani inorganik şekildedir (nitrat ve amonyum). Amonyak şeklindeki inorganik azot, aerobik şartlarda kararlaştırılan arıtma çamurlarında toplam azotun %10' nu ve anaerobik çürütmenin uygulandığı arıtma çamurlarında ise, toplam azotun %30' nu oluşturmaktadır. Arıtma çamurlarının içeriğindeki azotun tamamı bitkiler tarafından uygulamanın yapıldığı yıl alınabilir durumda değildir. Bir kısmı organik azot şeklindedir ve organik azotun bitkiler tarafından kullanılabilmesi için mineralleşmesi yani inorganik azot şekillerine dönüşmesi gerekmektedir. Organik azotun mineralleşme oranı ise arıtma çamurlarına uygulanan kararlılaştırma yöntemine, iklime, toprak yapısına, mikroorganizma etkinliklerine ve diğer pek çok etkene bağlı olarak büyük değişiklikler göstermektedir. Mineralleşme oranlarının büyük ölçüde ekolojik etkenlere bağlı olarak değişiklik göstermesi nedeniyle sabit bir oranın kabul edilmesi söz konusu değildir. Bu nedenle arıtma çamurlarının kullanılacağı ekolojilerde yürütülen araştırma bulguları ile bu oranların ortaya koyulması ve hesaplamalarda kullanılması gerekmektedir. Genel bir yaklaşımla, organik azotun büyük bir kısmı ilk yıl mineralleşmekte ve izleyen her yıl bir önceki yılın yarısı oranında azalmaktadır. Bu azalma genellikle % 3 düzeyine ulaşıncaya kadar devam etmekte geri kalan azot toprakta bitkiler tarafından kullanılamamaktadır. Değişik yöntemlerle kararlaştırılan arıtma çamurlarının kullanılmış olmasına rağmen, organik azotun mineralleşme oranlarının değişikliği bitkilerin azot gereksinimini karşılamada değişiklik

yaratmamıştır. Diğer taraftan yıllar itibariyle (3 yıl) organik azotun mineralleşme oranları ölçüsünde bitkilerin azot gereksinimleri karşılanmıştır. Bu sonuçlar ülkemiz koşullarında arıtma çamurlarının azot içeriklerinin mineralleşme oranları ve çok yıllık gübre etkileri gibi konularda araştırmaların yapılması gerekliliğini ortaya koymaktadır. Arıtma çamurlarının bir diğer faydası da toprak düzenleyici etkileridir. Arıtma çamuru gibi organik madde içeriği yüksek maddelerin toprağa uygulanması, killi topraklarda toprak geçirgenliğini arttırarak, kök gelişimini ve suyun toprakta hareketini iyileştirici etki yaparken; kumlu topraklara ise arıtma çamuru uygulanması su tutma kapasitesini ve kation değişim kapasitesini arttırır. Bir diğer önemli etkisi de arıtma çamurları toprak mikroorganizmalarının sayısını ve etkinliklerini arttırırlar.

Arıtma çamurunda bir diğer önemli konuda bu materyallerin fosfor içerikleridir. Ticari gübreler genel olarak % 8-24 arasında fosfor içerebilmektedir. Arıtma çamurları ise genel olarak kuru madde üzerinden % 0.8-6.1 arasında fosfor içermektedirler. Azot gibi fosfor da arıtma çamurlarında inorganik ve organik formlarda bulunmaktadır. Ancak inorganik fosfor inorganik azotun tersine toprakta oluşan çeşitli kimyasal tepkimeler sonucu bağlanmakta, bu nedenle bitkiye yarıyışlığı % 50 düzeyinde azalmaktadır. Arıtma çamuru uygulama miktarları azot temel alınarak hesaplandığında arıtma çamurundan gelen fosfor miktarı bitkinin gereksinim duyduğundan daha fazla olabilmektedir. Toprağın yüksek fosfor miktarı ise yüzey sularının kirlenmesine neden olabilmektedir.

U.S. EPA (1994), Amerika Çevre Koruma Ajansı arıtma çamuru uygulamasıyla toprakların fosfor içeriğindeki değişim ile ilgili yaptığı araştırma sonuçlarına göre; arıtma çamurlarının 9 ile 23 yıl arasında değişen zaman aralıklarında sürekli kullanımının uzun dönemde toprak fosforunu etkileyebileceği, bu durumda arıtma çamuru uygulama oranının, bitkinin azot gereksinimi yerine fosfor isteğinin göz önünde bulundurularak belirlenmesinin gerekli olabileceği belirtilmiştir.

Aşık vd'nin (2008) bildirdiğine göre arıtma çamurlarının tarımsal amaçlı kullanımında, öncelikle ağır metal içeriği ve diğer zararlı bileşikler bakımından detaylı araştırmaların yapılması gerekmekte ve toprak özelliklerine ve bitki gelişimi üzerine etkisi göz önünde

bulundurulmalıdır. Toprağın biyolojik aktivitesi, fiziksel ve kimyasal özellikleri dikkate alınarak bu sınırlar asla zorlanmamalıdır.

Aitken (1997), sıvı arıtma çamuru uygulamasının çim bitkilerinin yapraklarında ağır metal birikimi üzerine etkisini incelemiştir. *Agrostis capillaris* ve *Holcus lanatus* türlerine hektara 0 (kontrol), 55 ve 110 m³ hesabıyla arıtma çamuru uygulamıştır. Denemede biçim yüksekliğine (kısa: 4 cm ve uzun: 13 cm) bağlı olarak farklı sürelerde yapraklarda kuru madde ile Cu, Fe ve Pb birikimlerinin farklı olduğu ortaya konulmuştur. Araştırmacı arıtma çamuru uygulamasının çim bitkilerinin ağır metal içeriklerinde önemli bir artışa neden olmadığını tespit etmişlerdir. Cu içeriğinde 16-19 günden sonra 25 mg/kg azalma, Fe içeriğinde 33-45 gün sonra 1000 mg/kg azalma olurken Pb içeriğinde 12-18 gün sonra 30 mg/kg azalma görülmüştür. Sonuçta çamur uygulama oranı ve biçim uzunluklarının çimlerin büyümesinde önemli düzeyde etkili olduğu ortaya konulmuştur.

Çimrin vd (2000), kentsel arıtma çamurunun tarımda fosfor kaynağı olarak kullanılmasını araştırmışlar ve mısır bitkisinde kimyasal gübre (triple süper fosfat) ile arıtma çamuru kombinasyonlarının uygulamasının fosfor (P) ve diğer bazı bitki besin elementlerine etkisini belirlemeyi amaçlamışlardır. Yürütülen saksı denemesinde kireçli bir toprak kullanılmış; arıtma çamuru ve kimyasal gübre uygulamasının bitki kuru ağırlığı, üst aksam ağırlığı, bitkinin P, Zn ve Fe içeriğini önemli düzeyde arttırdığı belirlenmiştir. Uygulamaların bitki kök kuru ağırlığı ve bitki Mn içeriğini önemli düzeyde etkilemediği, ancak bitki Cu içeriğini önemli olarak azalttığı saptanmıştır. Kombinasyonlar içerisindeki arıtma çamurunun uygulanma dozu arttıkça bitkinin P içeriğinin azaldığı, ancak bu azalma P'un tümünün 80 ppm arıtma çamuru ile verildiği uygulamaya kadar kendi aralarında istatistik olarak önemsiz olduğu bulunmuştur. Bu miktarda arıtma çamuru uygulanmasında ise bitkide P yeterli düzeyde ve istatistiksel olarak önemli düzeyde farklı bulunmuştur. Sonuçta arıtma çamuru uygulamasının bitkinin P ihtiyacının bir kısmını karşılamada kullanılabileceği belirtilmiştir.

Lo'pez-Mosquera vd (2000) tarafından süt endüstrisi arıtma çamuru ve kimyasal gübre uygulamasının çim alanlarda gübre olarak kullanılmasına bağlı olarak toprak ve bitkide ağır metal düzeyi araştırılmıştır. Deneme süresince arıtma çamuru ve kimyasal

gübre uygulamasının toprak ve bitki örneklerine etkilerini tespit etmek için dört yıl süreyle toprağın ağır metal içeriğini incelemişlerdir. Toprakta Pb içeriği arıtma çamuru uygulamalarında önemli derecede düşük bulunmuştur. Topraktaki Cr birikim düzeyine ise arıtma çamuru dozundaki artış önemli derecede etkili bulunmuştur. Tuzlulukla ilgili değişkenlerin (K, NO^{-3} gibi) de bitki dokularındaki Cr ve Zn konsantrasyonlarıyla bağlantılı olduğu belirlenmiştir. Dört yıl boyunca uygulanan çamurun metal seviyelerinin bitki ve toprakta sınır değerleri içerisinde olduğu saptanmıştır. Araştırmacılar arıtma çamurlarını toprağa düzenli olarak verilmesi için yol gösterici ilkelerin geliştirilmesi gerektiği vurgulamışlardır.

Karuç vd (2004), Ankara atık su arıtma çamurunun tarımda değerlendirilmesi üzerine yaptıkları çalışmada, saksı toprağına değişik oranlarda arıtma çamuru uygulamanın sera koşulları altında mısır ve buğday bitkisindeki etkilerini araştırmışlardır. Mısır ve buğdayda en yüksek kuru madde ağırlığı sırasıyla % 2.5 ve % 4.0 arıtma çamuru uygulamalarında elde edilmiştir. Üst uygulama sınırı mısırdaki % 13, buğdayda % 8 olarak belirlenmiştir. % 15 ve daha yüksek arıtma çamuru uygulamasında mısır ve buğdayda çıkış olmamıştır. Artan arıtma çamuru miktarları toprakta tuzluluk, organik madde, N, P ve ağır metal miktarlarını arttırmış, K değerlerinde ise artış olmamıştır.

Cheng vd (2007) tarafından çim sahalarda toprak ıslahı için arıtma çamuru kompostunun uygulanmasına yönelik yapılan çalışmada, % 5-100 arasında değişen oranlarda arıtma çamuru kompostu uygulamasının toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri ile *Lolium perenne*'ye etkileri araştırılmıştır. Araştırmada % 20'nin altındaki arıtma çamuru kompostu uygulamalarının çimlenme üzerine önemli etkisi bulunmamış, ancak klorofil miktarı, N, P ve K içeriği yönünden bitki büyümesinin olumlu etkilendiği saptanmıştır. Arıtma çamuru kompostu uygulaması toprakta hacimsel yoğunluk, su tutma kapasitesi ve besin içeriğini arttırmış, fakat yüksek oranlardaki kompost uygulamaları toprakta çözülebilir tuz ve ağır metallerin olumsuz etkilerini ortaya çıkarmıştır. Araştırmacılar topraktaki bitki besin elementlerini bitki gelişimi için önemli düzeyde arttırabilecek ve tuzluluk ve ağır metal toksisitesine neden olmayacak arıtma çamuru kompostu uygulama oranlarını % 10-20 düzeyleri olarak önermişlerdir.

Hanay ve Hasar (2007), Kayseri ili kentsel atık su arıtma tesisi çamurlarının tarımsal amaçlı kullanım potansiyelini belirlemek üzere yaptıkları çalışmada, analizler sonucunda arıtma çamurunun ağır metal konsantrasyonunun yüksek olduğunu ve herhangi bir işlem yapılmadan direk tarımsal alanlara bu çamurların uygulanmasının mümkün olmadığını saptamışlardır. Ayrıca toprakta mikrobiyal aktiviteyi etkileyen önemli bir faktör olan elektriksel iletkenliğin (EC) de arıtma çamurunda yüksek olmasını olumsuz bir nitelik olarak belirlemişlerdir. EC'si yüksek arıtma çamurunun toprağa uygulanmasının topraktaki besin döngüsünün azaltacağı ve bitkilerde toksisiteye neden olacağı fikrinden yola çıkarak arıtma çamurunun tarım arazilerine uygulanmasının uygun olmadığına dikkat çekmişlerdir.

Pengcheng vd (2007), arıtma çamuru kompostunun refüjlerde kapak malzemesi olarak uygulanması üzerine yürüttükleri çalışmada belirli düzeylerde (0, 15, 30, 60 ve 120 ton/ha) arıtma çamuru kompostu uygulamasının *Lolium multiflorum* çim türündeki etkilerini araştırmışlardır. Çalışma sonunda arıtma çamuru kompostu uygulamasının toprakta alınabilir N, alınabilir P, organik madde içeriği ve katyon değişim kapasitesini arttırdığını; yetiştirilen çim bitkisinde ise büyümeyi ve toprak erozyonunu önlemedeki etkinliğini arttırdığı bulgusuna ulaşmışlardır.

Wang vd (2008), arıtma çamurunun araziye uygulanmasındaki sınırlayıcı faktörleri araştırmak için toprağa belirli düzeylerde (0, 15, 30, 60, 120 ve 150 t/ha) arıtma çamuru uygulamasının *Zoysia japonica* ve *Poa annua* türlerinin bulunduğu alanlarda bitkilerin ağır metal içeriğine etkilerini incelemişlerdir. Sonuçta arıtma çamuru uygulamalarının toprakta organik madde ve mineral içeriğini artırdığı, çim bitkilerinde biyokütle artışı sağladığı, büyüme döneminin uzadığı belirlenmiştir. Çalışma sonunda toprakta ağır metal içeriklerinin arttığı, ancak Zn, Pb ve Cu minerallerinin sınır değerlerini aşmadığı, Cd'un ise sınır değerlerini aştığı belirtilmiştir. Ayrıca araştırmacılar söz konusu arıtma çamurunun insanların besin zincirleriyle doğrudan ilgili olan tarım alanlarında kullanılmaması gerektiği; orman ve çim sahalar gibi besin zincirine etkileri daha uzak alanlarda değerlendirmenin uygun olacağını bildirmişlerdir.

Kick (1969), yürüttüğü saksı ve tarla denemelerinde arıtma çamurlarında bulunan besin maddelerinin ilk uygulama yılında ancak %15-20 sinin kullanıldığını özellikle bu

oranın azot ve fosfor elementleri için kritik olduğunu potasyumun ise tamamının daha ilk yılda kullanıldığını bildirmiştir.

O’Riordan vd (1994), kentsel arıtma çamurunu meralara uygulayarak toprakta ve otlaklarda uzun dönemde ağır metallerin etkisini araştırmışlardır. Sonuçta, otlaklarda yıllık ağır metal alımının sırasıyla Cu için 0.04, Zn için 0.09 ve Pb için 0.02 mg/kg olduğunu bildirmişlerdir.

Tunç (2003), Elazığ’daki arıtma tesisinde yaptığı çalışmada tesisten çıkan arıtma çamurunun ağır metal içeriğini ve organik madde miktarını araştırmıştır. Deney sonuçlarına göre, çamurdaki ağır metallerin Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliğinde verilen standartların altında olduğu ve analizlerin yapıldığı dönemlerde organik madde miktarının % 36–74 ve karbon miktarının % 16.92–34.78 arasında bulunduğu görülmüştür.

Özbek vd (2004) tarafından yapılan çalışmada Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi ile KÖY-TÜR Kesimhane Arıtma Tesisi arıtma çamurlarında ağır metal düzeyleri araştırılmıştır. Bu amaçla her iki arıtma tesisinden arıtma çamuru numuneleri alınmış ve ağır metal düzeyleri belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda toplam metal konsantrasyonlarının belediye arıtma çamurlarında Fe 2349 ± 545.3 ppm, Cr 73.1 ± 10.94 ppm, Cu 148.5 ± 20.5 ppm, Zn 310.9 ± 42.73 ppm, Co 56.2 ± 11.26 ppm, Mn 299.5 ± 52.58 ppm, Ni 74.8 ± 12.29 , Pb 48.7 ± 45.99 ppm aralığında ve KÖY-TÜR arıtma çamurlarında ise Fe 2115 ± 248.48 ppm, Cr 40.7 ± 7.73 ppm, Cu 173.1 ± 15.1 ppm, Zn 1450.1 ± 148.72 ppm, Co 5.42 ± 0.85 ppm, Mn 203 ± 16.59 ppm, Ni 98.9 ± 7.78 , Pb 1.675 ± 0.18 ppm aralığında olduğu saptanmıştır. Elde edilen sonuçlara göre KÖY-TÜR arıtma tesisi arıtma çamurundaki Ni hariç her iki tesisin çamurlarındaki ağır metal düzeylerinin ülkemiz Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği’nde verilen tarımda kullanılacak arıtma çamurlarında müsaade edilebilecek maksimum ağır metal içeriklerinin altında, toprakta müsaade edilen maksimum ağır metal muhtevaları limit değerlerinin ise her iki çamur numunesinde de Ni bakımından üzerinde olduğu bulunmuştur.

Bilgin vd (2000), Orta Anadolu Bölgesinde sulu koşullarda buğday - seker pancarı – fasulye rotasyonunda aerobik ve anaerobik çürütme ile kararlaştırılmış arıtma çamurlarının ticari gübre yerine kullanım olanaklarını araştırdıkları bir çalışmada;

arıtma çamuru sadece rotasyonun ilk bitkisi olan buğdayda uygulanmış diğer iki ürünün yetiştirildiği yıllarda arıtma çamuru veya ticari gübre kullanılmamıştır. Araştırma sonuçlarına göre 2 ton (kuru madde) da⁻¹ arıtma çamurunun rotasyonda yer alan her üç bitkinin de azot gereksinimini karşıladığı belirlenmiştir.

U.S. EPA'nın (1994) bildirdiğine göre birçok ülkede biyoatıkların, tarım alanlarında kullanımının diğer arazi uygulamalarından ve depolama alanlarına taşınmasından daha ucuz olduğu ifade edilmektedir. Ayrıca arıtma tesislerinin tarım alanlarına yakın olması durumunda, biyokatıkların çiftçiler tarafından kolaylıkla benimsendiği ve diğer çiftlik gübrelere gibi kullanıldığı belirtilmektedir. Buna ek olarak biyoatıkların dağıtımlarının ve arazi uygulamalarının tekniğine uygun olarak yapılması halinde çevre halkının tepkilerine neden olmaksızın kullanılabildiği de pek çok ülkedeki uygulamalarda gözlemlendiği belirtilmiştir.

Lerch vd (1990), arid koşullarda kışlık buğday–nadas sisteminde 741.3 kg da⁻¹ atık çamurun maksimum emniyet düzeyi olduğunu ve bu oranın daha yüksek uygulama dozlarında gözlenen ağır metal birikimi ve nitrat kirliliği sorunları olmaksızın bitkilere N, P sağladığını ve ayrıca buğdayda tanenin protein miktarını olumlu etkilediğini de belirtmişlerdir.

Pascual vd (1997), farklı yapı ve organik madde stabilitesine sahip bazı şehrsel atıkları (şehrsel katı atık, kanalizasyon çamuru ve kompostlar) verimlilik ve fitotoksisite parametreleri açısından incelemişler ve kanalizasyon çamurunun bütün atıklar içinde en yüksek N ve P içeriğine sahip olduğunu belirlemişlerdir. Olgunlaştırılmış kompostlar, kompostlaşma süresince organik maddenin mineralizasyonu sonucu en düşük organik C ve humik madde değerine sahip olmuştur. Heterojen yapılarına rağmen atıkların organik madde/total organik C %'si değişmemiş ve ortalama 2.05 olmuştur.

Küçükhemek vd (2005), arıtma çamurunun organik madde ile bitki besin elementlerinden azot, fosfor ve çinko miktarı açısından çiftlik gübresine göre daha zengin olduğunu belirlemişlerdir. Aynı araştırmacılar; arıtma çamurunun çim bitkisinde kuru madde verimini artırdığını ve bu etkinin, uygulanan arıtma çamuru dozuna bağlı olarak değiştiğini saptamışlardır. Ayrıca çim bitkisi kuru madde veriminin 1. yıla göre

2. yılda arıtma çamuru uygulamasında % 25, çiftlik gübresi uygulamasında % 49, kontrolde ise % 42 oranında azaldığı belirlenmiş ve arıtma çamurundaki bitki besin elementlerinin, çiftlik gübresine göre daha stabil ve uzun vadeli olduğu ileri sürülmüştür. Araştırmada kullandıkları arıtma çamurunda tespit edilen potansiyel toksik element miktarlarının (PTE), yönetmelikte yer alan sınır değerlerden oldukça düşük olduğunu tespit etmişlerdir. Bu durumun, araştırmada kullanılan arıtma çamuru kaynağının sanayi kaynaklı olmaması ile ifade edildiği çalışmada; arıtma çamurunun fiziko-kimyasal özellikleri ile bitki gelişimi ve toprak ıslahı için uygun bir organik materyal olabileceği sonucuna varıldığı bildirilmiştir.

Menelik vd (1991), yürüttükleri tarla denemesinde buğday bitkisinin azot ihtiyacını mineral gübre ve arıtma çamuru vererek karşılaştırmışlardır. Araştırmacılar, buğday veriminin ve tanede N, P, Zn ve Cu konsantrasyonlarının arıtma çamuru uygulamalarında daha yüksek olduğunu saptamışlardır.

Bozkurt vd (2000), kentsel arıtma çamurunun kışlık arpada azot kaynağı olarak kullanılmasına yönelik yaptıkları çalışma ile inorganik azotlu gübre ile arıtma çamurunu karşılaştırmışlardır. Araştırma sonucunda bütün uygulamalarda kontrole göre bitkide azot içeriği ve alımının arttığını, bu artışın arıtma çamuru uygulamalarında daha fazla olduğunu rapor etmişlerdir. Ayrıca söz konusu araştırma ile arıtma çamurları uygulanan bitkilerde tanede P, Fe, Mn ve Cu konsantrasyonlarının arttığını ancak toprakta sadece Zn ve Cu miktarlarında artma olduğunu fakat bu miktarların da toksik düzeyin altında kaldığını belirtmişlerdir.

Hernandez vd (1991), kireçli bir toprakta aerobik-anaerobik arıtma çamuru ile tavuk gübresini karşılaştırmak amacıyla yaptıkları araştırmada, arıtma çamurlarının mısır ve buğdayda bitki verimini artırdığını, topraktaki metallere Zn, Cu ve Pb'un toplam ve Fe, Cu, Mn, Zn ve Pb'un ise ekstrakte edilebilirler konsantrasyonlarının yüksek bulunduğunu saptamışlardır. Bu araştırmada Cd alımının bitkilerin türüne bağlı olarak değişim gösterdiği de belirtilmiştir.

Arcak vd (2000), ASKİ (Ankara Su ve Kanalizasyon İdaresi) atık çamurunun tarımsal kullanım potansiyeli ile ilgili sera şartlarında ve kireçli bir toprakta arpa bitkisi kullanarak yaptıkları araştırmada, tüm atık çamur dozlarında toprak pH'sının azaldığını

ve alınabilir fosforun arttığını bulmuşlardır. Ayrıca aynı araştırmada uygulanan atık çamur dozlarına göre toprak ekstraktlarında da EC (Elektriksel İletkenlik) değerlerinde bir yükselme olduğunu ve yetiştirilen arpa bitkisi N ve P içerikleri ile uygulanan çamur dozları arasında pozitif paralel bir ilişki olduğunu belirtmişlerdir.

Önal vd (2003), domates bitkisinde iki yıl yinelemeli olarak iki tip arıtma çamuru ile yaptıkları çalışmada, domates bitkisinin verim ve bazı kalite özellikleri ile mineral madde içeriklerini incelemişlerdir. Çalışmada kullanılan artan dozlarda arıtma çamurlarının; bitkilerde meyve miktarlarını, meyvelerde kuru madde kapsamalarını ve N, P, K, Mg, Fe konsantrasyonlarını artırdığını bildirmişlerdir. Ayrıca araştırmacılar yüksek dozlarda uygulanan çamur tipine bağlı olarak bitkilerde fitotoksiste etkilerinin belirlendiğini ve bu tür etkilerin arıtma çamurlarının tarım yoluyla güvenli geri kazanımı konusunda endişe verici olduğuna bir örnek olabileceğini belirtmişlerdir.

Türkmen (2004) tarafından yürütülen bir çalışmada Ankara kenti atık sularının arıtılması ile elde edilen arıtma çamurları mineral azotlu bir gübre ile birlikte karşılaştırmalı olarak tesis civarındaki kireçli bir toprak sistemine artan dozlarda uygulanmış ve iki yıl kuru tarım şartlarında arpa bitkisi yetiştirilmiştir. Araştırma sonuçlarına göre; toprakta toplam ve alınabilir Cd, Cu, Ni, Pb, Zn konsantrasyonlarının arttığı saptanmıştır. Ayrıca; Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn'nun biyolojik alınabilirliklerinin de arttığı ve bu artışın da istatistiksel olarak önemli olduğu saptanmıştır.

McGrath vd (2000), yaptıkları yaklaşık 60 yıllık (1942'de başlayan) bir çalışma ile arıtma çamurları uygulanan alanlarda Cd ve Zn'nun bitkiler tarafından topraktan alınımını araştırmışlardır. Aynı zamanda çiftlik gübresi ve mineral ticari gübrelerle gübrenilmiş alanlar da izlenmiş ve bu alanlara göre çamur uygulanmış alanlarda Zn ile Cd'un ekstrakte edilebilir miktarlarının çok daha yüksek olduğunu, çamur uygulamasının durdurulduğu 1961'den sonraki 23 yıllık dönem boyunca ise Cd ve Zn'nun ekstrakte edilebilirliğinde bir azalma olmadığını ve bu ağır metallerin bitki bünyesine alınabilirliklerinin 23 yıldan fazla izlenmesine rağmen azalmadığını bildirmişlerdir.

Türkmen vd (2001), arıtma çamuru uygulamasının sera şartlarında yetiştirilen arpa ile bazı ağır metallerin topraktan alınabilirliği konusundaki yaptıkları araştırmada; arıtma

çamuru uygulamalarının, toprakta toplam ve alınabilir Cu, Zn, Pb ve Ni miktarlarını artırdığını, Mn'in ise alınabilir miktarlarını azalttığını ve Fe'in ise alınabilir veya toplam miktarları arasında fark olmadığını belirtmişlerdir. Aynı araştırmada yüksek dozlardaki uygulamalarda bitki bünyesindeki metallere Cu ve Pb dışındaki metallerin (Fe, Zn, Mn, Ni) bitkide izin verilen sınırlarda kaldığını belirtmişlerdir.

Bilgin vd (2002), Ankara Atıksu Arıtma Tesisinden ortaya çıkan arıtma çamurlarını 10 aylık bir dönem boyunca bazı potansiyel toksik element (PTE) içerikleri açısından incelemişlerdir. Buna göre arıtma çamurunun içermiş olduğu kadmiyumun 6–11 ppm, bakırın 171–363 ppm, nikelin 47–67 ppm, kurşunun 125–180 ppm, çinkonun 2230–4510 ppm, kromun 102–235 ppm ve civanın 0.4–1.1 ppm arasında değiştiği tespit edilmiştir. Araştırmanın sonuçlarına göre bakır, kurşun, kadmiyum, çinko ve civa kapsamı açısından tesis çevresi topraklarının arıtma çamuru kullanımına uygun olduğu ancak nikel ve krom içeriklerinin yönetmelikte belirtilen sınır değerlerden yüksek olduğu belirlenmiştir. Araştırmada ayrıca tesis çevresinde arıtma çamurunun tahıl yetiştiriciliğinde 15 ton (kuru madde)/da ve bazı yerlerde çok daha fazla miktarda kullanıldığı belirtilmiştir. Bu bölgelerde yetiştirilen buğdayların tanelerinde yapılan PTE analiz sonuçlarına göre kadmiyumun <0.03 - <0.05 ppm, kurşunun 0.2 – 0.4 ppm, bakırın 5.1 – 12.5 ppm, nikelin 0.9 – 2.5 ppm, çinkonun 38.3 – 90.5 ppm ve kromun 0.2 – 0.6 ppm arasında değiştiği civanın ise her zaman 0.01 ppm'den düşük olduğu belirlenmiştir.

Çelebi vd (2010), atıksu arıtma çamurunun yeşil alan tesisinde kullanılması ve ingiliz çiminin performansına etkilerinin belirlenmesi amacıyla yürüttükleri çalışmada, standart çiftlik gübresi karışımını kontrol olarak kullanmışlardır. Uygulama olarak atıksu arıtma çamurunun 2,6,9 ve 12 ton da⁻¹ dozları kullanılmıştır. Araştırmada, ingiliz çiminin bitki boyu, yeşil ot verimi, bitki ile kaplı alan, yabancı ot oranı, renk ve çim kalitesi kriterleri değerlendirilmiştir. Denemenin kurulumunun ilk dönemlerinde en yüksek bitki boyu, yeşil ot verimi ve çim ile kaplı alan değerlerine çiftlik gübresi ve atıksu çamurunun düşük dozlarında ulaşılmıştır. Daha sonraki dönemlerde atıksu arıtma çamurunun yüksek dozlarının kullanıldığı çim alanlarda daha yüksek değerler belirlenmiştir. Renk ve çim kalitesi kriterleri atıksu arıtma çamurunun yüksek dozlarında olumlu sonuçlar vermiş ve yüksek değerlere ulaşılmıştır. Özellikle yaz aylarında atıksu arıtma

çamurunun kontrole göre daha iyi sonuç verdiği tespit edilmiştir. Araştırmacılar, İngiliz çimiyle oluşturulacak bir yeşil alan tesisinde, atıksu arıtma çamurunun çiftlik gübresinden daha etkin olabileceğini bildirmişlerdir.

Türkmen ve Arcak (2008), iki yıl süreyle tarla şartlarında kireçli bir toprak sistemine farklı düzeylerde uygulanan kentsel arıtma çamuru ve azotlu gübrenin, arpa (*Hordeum vulgare* L.) bitkisinin gelişimi ve bazı ağır metallerin alınımı üzerine etkisini araştırmışlardır. Yapılan çalışma neticesinde yalnızca arıtma çamuru uygulamalarıyla toprakta toplam Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, konsantrasyonlarında artış olduğu ve bu artışların istatistiksel olarak önemli olduğu görülmüştür ($p < 0.01$). Bitkide ise; bitki boyu, başak ağırlığı, dekara verim ile bitki sap ve tanesinde N, P, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, konsantrasyonları ve incelenen ağır metallerin biyolojik alınabilirlik indekslerinin arttığı, bu artışların da istatistiksel olarak önemli olduğu görülmüştür ($p < 0.01$).

Yaman ve Olhan (2011), buğday üretiminde arıtma çamuru uygulamanın ekonomik sonuçlarını belirlemeyi amaçladıkları çalışmada; Ankaranın 3 farklı ilçesinde arıtma çamuru kullanan ve kullanmayan işletmelerden anket yoluyla topladıkları örnekleri istatistiksel olarak analiz etmişlerdir. Araştırma sonuçları göstermiştir ki arıtma çamuru kullanımı buğday verimini %17.63, brüt karı %64.90 arttırmış, üretim maliyetini ise %26.01 azaltmıştır.

Küçükhemek vd (2006), yaptıkları çalışmada, organik madde ve besin elementleri açısından fakir bir toprağa, farklı düzeylerde evsel karakterli arıtma çamurunu dört farklı düzeyde (0/kontrol, 40, 80 ve 120 ton/ha), iki yıl süreyle arazi şartlarında uygulamışlar ve bu alanda çim bitkisi yetiştirmişlerdir. Yetiştiricilik sonunda uygulamanın, ağır metal (Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Pb, Cd) içeriği üzerine etkileri incelenmiştir. Elde edilen iki yıllık verilere göre; arıtma çamuru uygulamalarının kontrole göre, çim bitkisinin Zn, Ni, Cu, Cr ve Pb içeriklerini arttırdığı, bu artışın en fazla Pb, Zn, ve Cr içeriklerinde olduğu, Mn içeriğinde ise düşüşe neden olduğu tespit edilmiştir. Ancak arıtma çamuru uygulamasıyla, çim bitkisinin ağır metal içeriklerinde görülen artışların, bitkiler için yeterli aralıklarda kaldığı ve toksik değerlerin oldukça altında olduğu görülmüştür. Araştırma sonucunda, endüstriyel kaynaklı deşarj içermeyen arıtma çamurunun besin elementlerince fakir bir toprakta 40-120 t ha⁻¹

düzeylerinde toprak iyileştiricisi olarak kullanılmasıyla yetiştirilen çim bitkisinde ağır metallerin kabul edilebilir seviyede olduğu ve özellikle Zn gibi noksanlıkların giderilebildiği bildirilmiştir.

Topçuoğlu vd (2003), toprağa uygulanan arıtma çamurlarının domates bitkisi üzerine etkisini belirlemek için bitki besinleri ve ağır metal içeriklerini araştırdıkları ve sera şartlarında iki yıl sürdürdükleri bir çalışmada, toprağa artan miktarlarda uygulanan arıtma çamurlarının her iki yılda da domates bitkisinin N, P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, Ni ve Cd içeriklerinin arttığını bulmuşlardır. Arıtma çamurlarının niteliklerindeki farklılıkların, uygulandığı toprakta yetişen bitkilerin mineral içeriklerine yansıdığını bildirmişlerdir. Ayrıca arıtma çamurlarının yinelemeli uygulamalarında bitkide daha yüksek mineral içerikleri belirlemişlerdir. Çalışmada toprağa uygulanan çamurlar düşük düzeylerde bitki gelişimini olumlu etkilemiş, fakat yinelemeli uygulamalarda ve yüksek uygulama düzeylerinde, fitotoksiste ve yüksek ağır metal içerikleri tespit etmişlerdir. Bulgular araştırmacılar tarafından arıtma çamurlarının tarımda güvenli geri kazanımı bakımından endişe verici olarak görülmüştür.

Özyazıcı vd (2012), arıtma çamuru uygulamalarının toprağın ekstrakte edilebilir demir, bakır, çinko ve mangan kapsamı üzerine etkilerini saptamak amacıyla buğday, beyaz baş lahana, domates bitkilerinde münavebe sistemleri esas alarak yaptıkları çalışmada, arıtma çamurunu hektara 0, 10, 20, 30, 40 ve 50 ton olarak optimum miktarda azot ve fosfor gübreleriyle beraber uygulamışlardır. Araştırmacılar artan dozlardaki arıtma çamuru uygulaması ile toprağın ekstrakte edilebilir demir, bakır ve çinko içeriklerinin arttığını, mangan kapsamında ise herhangi bir değişimin olmadığını tespit etmişlerdir.

Angın vd (2009), arıtma çamurlarının toprakların fiziksel ve kimyasal özelliklerine olan etkilerini inceledikleri 3 yıl süren bir çalışmada, toprağa bir defaya mahsus olmak üzere 0, 2, 4, 8 ve 12 t/da düzeylerinde arıtma çamuru uygulamışlardır. Organik madde içeriği yüksek arıtma çamurunun tuzlu-alkali toprağa uygulanması hem fiziksel hem de kimyasal toprak özelliklerinde önemli değişikliklere neden olduğu saptanmıştır. İncelenen bütün fiziksel ve kimyasal parametreler bakımından en etkili sonucu en yüksek uygulama dozunda bulmuşlardır. Araştırmacılar tuzlu alkali toprakların ıslahından

sonra arıtma çamuru uygulanmasını toprak özelliklerini iyileştirdiği için tavsiye etmektedirler.

Çelebi vd (2011), rizomlu kırmızı yumak ile tesis edilen yeşil alanlarda arıtma çamurunun tesis gübresi olarak değerlendirilme imkânlarının araştırıldığı 2 yıllık bir çalışmada, arıtma çamurlarının 3, 6, 9 ve 12 ton/da dozları ile kontrol olarak da çiftlik gübresini kullanmışlardır. Çalışmada ilk yıl sonunda elde edilen veriler göstermektedir ki tesis gübresi olarak arıtma çamuru kullanılan alanlarda renk ve çim kalitesi kriterleri, çiftlik gübresi kullanılan alanlara göre genel olarak her gözlem döneminde daha iyi sonuçlar vermiştir. Araştırmacılar atıksu arıtma çamurunun rizomlu kırmızı yumak çim türünün performansını arttırdığı ve çiftlik gübresine önemli bir alternatif olabileceğini belirtmişlerdir.

Bozkurt ve Yarılgaç (2003), kireçli bir toprakta yetişen elma ağaçlarına değişen dozlarda (0, 10, 20, 40 ve 60 kg ağaç⁻¹) arıtma çamuru ve 25 kg ağaç⁻¹ çiftlik gübresi uygulamışlar ve 2 sene boyunca verim, gelişme düzeyi, bitki besin elementleri içeriği ve ağır metal birikimleri incelenmiştir. İki yılın sonunda elde edilen veriler göstermektedir ki kireçli toprağa arıtma çamuru uygulaması meyve verimi, kümülatif verim etkinliği, sürgün büyümesi ve yapraklarda N, Mg, Fe, Mn ve Zn element konsantrasyonlarını anlamlı şekilde arttırmıştır. Elde edilen bitki örneklerinin hiçbirisi toksisite sınırlarını aşmamıştır.

Aşık ve Katkat (2004), gıda sanayi arıtma tesisi atığının (arıtma çamuru) tarımsal alanda kullanım olanaklarını araştırdıkları bir çalışma kapsamında çamurdan alınan örneklerdeki pH, EC, kuru madde, organik madde, C:N oranı, kimi bitki besin elementi ve ağır metal içerikleri saptanmıştır. Ayrıca bu çalışma kapsamında sera koşullarında yürütülen denemede arıtma çamuru belirtilen (0-20-40-80-120-160 ton ha⁻¹) düzeylerde toprağa uygulanarak, mısır bitkisinin gelişim ve mineral element içeriği üzerine etkisi ile 30 gün inkübasyon süresi sonunda ekim öncesi ve hasat sonrasında toprak özellikleri üzerinde meydana getirdiği değişimler belirlenmiştir. Üretim periyodu boyunca alınan çamur örneklerinde yapılan analizler sonucu arıtma çamurunun bitki besin elementi içeriğinin yüksek olduğu ve ağır metal içeriklerinin resmi gazetede yayınlanan “Toprak Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği”nde belirtilen sınır değerlerini aşmadığı belirlenmiştir.

Toprağa artan miktarda uygulanan arıtma çamuru; bitkinin mineral element içeriğini arttırmış ve bitki gelişimini olumlu yönde etkilemiştir. Ayrıca araştırmacılar arıtma çamurunun ekim öncesi ve hasat sonrasında toprağın pH'sını düşürdüğünü ve EC'yi arttırdığını bildirmişlerdir. Arıtma çamuru uygulaması ile birlikte toprağın başta organik madde içeriği olmak üzere, NH_4 , NO_3 , alınabilir P, değişebilir K, Ca, Mg, Na ve alınabilir Fe, Cu, Mn, Zn ve B içerikleri artmıştır.

Ünal vd (2011), içme suyu tesisi arıtma çamurunun arpa zambağı (*Freesia* spp.) bitkisi gelişimi ve bazı toprak özellikleri üzerine etkilerini inceledikleri çalışmayı 2 yıl süreyle tekrarlamalı saksı denemesi şeklinde yürütmüşlerdir. Arıtma çamurları saksılara 0, 30, 60, 90 ve 180 t ha⁻¹ hesabı ile uygulanmış ve her saksıya 50 mg kg⁻¹ NPK gübrelmesi yapılmıştır. Araştırma sonuçlarına göre, artan çamur dozu ile birlikte toprağın pH, EC, kireç, organik madde, KDK, alınabilir P, değişebilir K değerleri artmıştır (p<0.05). Topraktaki toplam azot miktarı bakımından, çamurun tüm dozları ile kontrol arasında p<0.01 düzeyinde farklılık vardır. Arıtma çamuru uygulanan toprakların toplam Cd, Ni, B, Pb, Cr ve Zn kapsamı artan çamur dozlarına bağlı olarak artmasına rağmen bu artış istatistiksel olarak önemli bulunmamış buna ilave olarak deneme topraklarında belirlenen söz konusu ağır metal konsantrasyonları Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde pH'sı 6'nın üzerinde olan topraklar için müsaade edilen sınır değerlerinin çok altında bulunmuştur. Araştırmacılar artan miktarda toprağa uygulanan arıtma çamurunun *Freesia* spp. bitkisinin gelişimini etkilediğini; çamurun farklı dozlarının bitki başına elde edilen çiçek sayısı, kandel sayısı, yumru çapı ve yumrudan elde edilen yavru sayısını kontrole göre arttığını bildirmişlerdir.

Su vd (2004), atık çamurundan metallerin salınımını görmek için rhizobag tekniği kullanılarak arıtma çamuru uygulanmış toprağın besin elementlerinin ve ağır metallerin rizosferdeki dağılımlarını inceledikleri bir çalışmada, toprağa arıtma çamuru uygulandığında yonca bitkisinin rizosfer toprağındaki DTPA'da ekstrakte edilebilir Zn, Cd, Ni ve Mn ile yarıyışlı P, K, Ca ve NH_4^+ -N belirgin olarak azalırken Cu ile ilgili belirgin bir değişme gözlenmemiştir. Toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamanın DTPA'da ekstrakte edilebilir Fe konsantrasyonunu arttırdığını bulmuşlardır. Ayrıca toprağa yüksek miktarda arıtma çamuru uygulandığında rizosferdeki pH değerinin kökten uzaklaştıkça arttığını saptamışlardır.

Mahdavi ve Jafari (2010), arıtma çamurlarının tarım alanlarına uygulanmasının getireceği tehlikeleri ve sonuçları risk tabanlı bakış açısıyla değerlendirdikleri bir çalışmada yaptıkları literatür taramalarının sonuçlarını şu şekilde özetlemişlerdir:

- 1) Düşük maliyetleri ve içerdikleri organik maddelere ek olarak kolay ulaşılabilir olmaları nedeniyle arıtma çamurları yüksek dozlarda bilinçsiz uygulanma riski ve böylece toprağa kritik miktarlarda ağır metal verilmesi bakımından önemli bir tehdittir.
- 2) Ağır metal kullanımının nihai sonucu olarak canlıların yaşam alanı olan toprağa ve suya ağır metal geçişi ile canlılar risk altındadır.
- 3) Toprakta ayrılmış organik maddenin ve ağır metallerin toprağa geçmesindeki artışla toprak organik maddesi ve pH artmakta; ağır metallerin mobilitesi azalmaktadır. Bu durum topraklardaki birikmeyi teşvik etmektedir.

Sanchez-Martin vd (2007), arıtma çamuruyla ıslah edilmiş toprağın zamana bağlı ağır metal konsantrasyonlarını belirlemek amacıyla yaptıkları çalışmada; 2 farklı kaynaktan elde edilen arıtma çamurunu, 2 farklı dozda (20- 200 g kg⁻¹) ve 2 farklı toprağa uygulayarak hazırlamış oldukları arıtma çamuru-toprak ortamlarını farklı inkübasyon zamanları sonunda analiz ederek ağır metal içeriklerini incelemişlerdir. Araştırmacılar zaman ilerledikçe ortamın organik madde içeriğinin azaldığını ve kimyasal kompozisyonun arttığını belirlemişlerdir. Bu artış yüksek doz uygulamalarında daha belirgin şekilde ortaya çıkmıştır. İncelenen her ağır metalin konsantrasyonları farklı toprak, farklı arıtma çamuru tipi, oranları ve değişen inkübasyon sürelerine göre farklı çıkmıştır. Öncelikle organik maddenin arttırılması için yapılan bu çalışmada toprağa uygulanan şehir ve tarımsal gıda endüstrisine ait arıtma çamurunun toprağa ağır metal nedenli bir kirlilik yaratması ihmal edilebilecek kadar küçük olduğu bulunmuştur. Ancak bu çalışmanın toprağa art arda arıtma çamuru uygulanmasıyla toprakta birikebilecek metal miktarını ortaya koymak için yeterli olmadığının altını çizmişlerdir.

Ferrer vd (2011), yol kenarındaki yeşil alanlara arıtma çamuru uygulamasından sonra bitkilerde ve topraktaki değişimi inceleyen çalışmalarında şehir atıksuyu arıtma tesisinden almış oldukları arıtma çamurlarını refüjlerdeki yeşil alanların iyileştirilmesi için kullanmayı hedeflemişlerdir. Kontrol hariç her birine farklı arıtma çamuru

uygulanmış 6 deneme parselinden oluşan deneme alanı konvansiyonel sulu tohumlamayla birlikte arıtma çamuru uygulaması da yapılarak yeniden yeşillendirilmiş, kontrol parseline herhangi bir arıtma çamuru uygulaması yapılmamıştır. Alınan örneklerin bitki besin elementi ve ağır metal içerikleri laboratuarda analiz edilmiştir. Takip edilen verilerden biri olan vejetasyonun kaplama oranı pikselleştirme tekniği kullanılarak belirlenmiştir. Sonuçlar arıtma çamurunun refüj alanların iyileştirilmesinde organik tamamlayıcı olarak olumlu rol üstlendiğini göstermiş ve arıtma çamuru uygulamasının toprağın bitki besleme kabiliyetini arttırırken herhangi bir ağır metal riski de tespit edilememiştir. Hidro seeding tekniği ile beraber arıtma çamuru uygulaması yapılabilmesi de uygulama maliyetlerini düşürmektedir. Uygulamadan iki yıl sonra yapılan analizlerde toprağın fulvik ve humik asid, organik karbon içeriklerinin ciddi oranlarda azaldığı rapor edilmiştir. Bu veriler toprak organizmalarının ve bitki köklerinin materyalden etkin olarak yararlanabildiğini gösterir.

Fauzia vd (2011), asit karakterli tropik topraklara jips ve arıtma çamuru uygulaması adlı çalışmalarında jips ve arıtma çamurunun birlikte kullanımının tarım topraklarına etkilerini incelemişlerdir. Toprak, arıtma çamuru (%5) ve jips (%5-2.5-5-10-20-40) uygulayarak hazırladıkları ortamları kullanarak serada mısır bitkisi yetiştirmişlerdir. Jips içeriği kalsit, asidik toprağın pH'sını yükseltmiştir. Bu durum arıtma çamuru uygulamasıyla salınımı artan çinko konsantrasyonunu dengelemiştir. Arıtma çamuru uygulaması ile toprağa verilen P ve K mısır büyümesi için yetersiz kalmıştır. % 2.5 jips ve % 5 arıtma çamuru uygulaması kontrol ile kıyaslandığında kuru madde de azalmaya neden olmamıştır. Mısır bitkisinin Zn, Cu ve Fe alınımı artan jips dozlarıyla düşmüştür. Bundan dolayı jips ve arıtma çamurunun birlikte kullanımının bu yan ürünleri tek başına kullanmaya göre daha faydalıdır. Aşırı jips uygulamasının toprakta alkaliliğe neden olduğu tespit edildiği için bu iki materyalin birlikte uygulanabileceği optimum oranın %2.5 jips + %5 arıtma çamuru olduğu sonucuna varılmıştır.

Orçun'a (1979) göre, azot, karbon, hidrojen ve oksijenden sonra çim bitkilerinin dokularında en fazla bulunan bitki besin elementidir. Bunun için N, çim bitkilerinin gübrenlenmesinde en çok kullanılan ve en kritik öneme sahip bitki besin elementidir. Çim bitkilerinde bol miktarda yaprak oluşumu istendiğinden N'a gereksinim oldukça fazladır. Araştırmacıya göre, yapılan çalışmalar sürekli olarak biçilen çim alanlarda biçim

ile m² başına bir yılda 45 g N, 12.5 g P₂O₅ ve 30 g K₂O alındığını göstermiştir. Yılda 20 – 30 kez biçilen bir çim alanında topraktan alınan saf N miktarının yaklaşık olarak 25 g/m² olarak kabul edileceğini bildirmektedir.

Hubbard'a (1987) göre, çok yıllık bir çim türü olan İngiliz çimi dünyada en çok ve en yaygın olarak kullanılan çim türüdür. Orta dokulu, sık kardeşli (yumak formu) üniform ve saçak köklü bir yapıya sahip olup ısıya karşı da dayanıksızdır. Tohum sayısı esas alındığında, sıcak iklim karışımlarına %20-25 oranından fazla katılmamalıdır. Zira, hızla çimlenerek diğer türlere baskınlık sağlamakta ve dengeyi bozabilmektedir. Sıcak iklim çim türlerinden Bermuda çimi (*Cynodon dactylon*) ince ve orta dokulu olup stolon ve rizomlarıyla yatık olarak büyür, kök sistemi saçak, yoğun ve oldukça derindir.

Açıkgöz'e (1994) göre, *Lolium perenne* (İngiliz Çimi), çim alanların yapımında en çok kullanılan türlerden biridir. Çok kardeşlenen bir bitki olduğundan üniform bir bitki örtüsü oluşturur. Bu çim türü, park ve bahçeler, spor alanları, karayolları ve değişik amaçlı çim alanların yapımında çok kullanılır, ayrıca futbol sahaları gibi aşırı kullanılan ve yıpranan alanlar için ideal bir bitkidir. Türkiye toprakları organik maddece fakir olduğu için en çok eksikliği görülen bitki besin elementi azottur. *Lolium perenne*'ye verilecek gübre miktarı 2-5 g/m²'dir. Araştırmacı büyüme mevsiminin kısa olduğu bölgelerde, ilkbahar ve sonbahar olmak üzere iki ayrı gübreleme yapılmasının yeterli olduğunu, büyüme mevsiminin uzun olduğu bölgelerde ise, N'lu gübrelemenin aylara bölünerek verilmesinin daha uygun olduğunu belirtmektedir.

Zorer vd (2004), Van koşullarında 2001-2002 yılları arasında çim alanlarında uygun azotlu gübre uygulama zamanlarının belirlenmesi amacıyla yaptıkları araştırmada, yıllık toplam 30 gr/m² olarak belirlenen gübre dozunun, aylık (6 x 5 g/m²), ilkbahar + yaz + sonbahar (10 + 10 + 10 gr/m²), ilkbahar + sonbahar (15 + 15 gr/m²), İlkbahar (30 gr/m²), sonbahar (30 gr/m²) ve gübresiz olmak üzere 5 farklı uygulama zamanının, seçilen karışımın (% 40 *Lolium perenne* + %20 *Poa pratensis* + %20 *Festuca rubra* var. *rubra* + %20 *Festuca rubra* var. *commutata*) kaplama hızı, bitki boyu, yeşil kütle verimi, renk, çim kalitesi ve kardeş sayısı karakterlerine etkisini incelemiştirler. Elde ettikleri sonuçlara göre; gübrenin büyüme mevsimi boyunca bölünerek verilmesi, çim alanların büyüme, renk ve çim kalitesinin sürekliliği açısından daha iyi sonuçlar

vermektedir. Verilecek azotlu gübrenin tek doz şeklinde bir seferde uygulanmasının ise incelenen karakterlerde dönemlik artışlara neden olduğunu, gübrelemenin etkisi azaldıkça verim ve kalite düşüşleri gözlemlendiğini de ifade etmişlerdir. Araştırmacılar azotlu gübreleme yapılmadığında, çim alanların büyüme ve kalitesinde zamanla önemli düşüşler olacağını da öne sürmektedirler.

Younger (1959), serin iklimlerde yeşil alanlar için çok sayıda buğdaygil bitkisinin bulunduğunu, buna karşılık sıcak iklimlerde aynı şansın yer almadığını, bu amaçla yararlanılabilecek sınırlı sayıdaki çim türlerinden Bermuda çimi ve *Cynodon transvaalensis* (Uganda çimi)'in başarılı bulunduğunu belirtmektedir. Ayrıca bermuda çiminin kök büyümesinin 10°C'de başladığını ve 27°C ve üstündeki sıcaklıklarda büyümenin daha da arttığını saptamış, ancak çok yüksek sıcaklıklarda (35°C ve üstü) ise kök gelişiminde bir azalma meydana geldiğini de vurgulamıştır.

Ortiz ve Alcaniz (2006) kireçli bir toprağa arıtma çamuru uyguladıkları bir çalışmada, kireçli toraklarda DTPA ekstraksiyon yönteminin toplam element analizi yöntemine göre metallerin biyolojik yararlanılabilirliğini belirlemek için daha az kullanışlı bir yöntem olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca araştırmacılar yetiştirme ortamlarının DTPA ekstraksiyon yöntemi ile tespit ettikleri metal içeriklerinin yaprakların metal içerikleri ile olan korelasyon katsayılarının düşük olduğunu bildirmişlerdir.

3. MATERİYAL VE METOT

Bu bölümde araştırmada kullanılan materyaller, arazi ve laboratuvar çalışmalarında uygulanan yöntemlerle ilgili bilgilere yer verilmiştir.

3.1. Materyal

Çalışmada; arıtma çamuru, iki farklı kireç içeriğine sahip toprak ve iki farklı çim bitkisi deneme materyalleri olarak kullanılmıştır.

3.1.1. Arıtma çamuru

Antalya Hurma İleri Atık Su Arıtma Tesisinden sağlanmıştır. Bu tesis Antalya-Kemer karayolunun 16. km'sinde, Tünektepe yolu üzerinde kıyıda 2600 m uzaklıkta kurulmuştur. Tesis Antalya'nın batı bölgesindeki Hurma mevkiinde yer almaktadır. Evsel atık sular, çeşitli çap ve özelliklerde 750 km'nin üzerinde kanalizasyon şebekesi ve şehrin çeşitli bölgelerinde bulunan 9 adet terfi istasyonu ile atık su arıtma tesisine taşınmaktadır. Mevcut tesiste günde 75.000 m³ arıtma kapasitesine hizmet edilmektedir. Tesiste, toplanıp çürütülmüş, yoğunlaştırılıp susuzlaştırılmış ve kurutulmuş arıtma çamurlarından denemelerde kullanılmak üzere alınmıştır. Alınan arıtma çamuru %92-96 kurulukta ve granül forma getirilmiş olarak ağırlığı yaklaşık 800 kg⁻¹ ton arasında değişen big bag adı verilen çuvallarda muhafaza edilmektedir. Tesiste bu şekilde günlük olarak yaklaşık 20-30 ton kurutulup granül hale getirilmiş arıtma çamuru üretilmektedir. Arıtma çamurunun elde edildiği tesis ve kurutulmuş stabilize edilmiş arıtma çamuru ile ilgili fotoğraflar Şekil 3.1 ve Şekil 3.2'de gösterilmiştir. Denemelerde kullanılan arıtma çamuruna ait analiz sonuçları Çizelge 3.1'de verilmiştir.



Şekil 3.1. Arıtma çamurunun elde edildiği Antalya Hurma İleri Atık Su Arıtma Tesisi



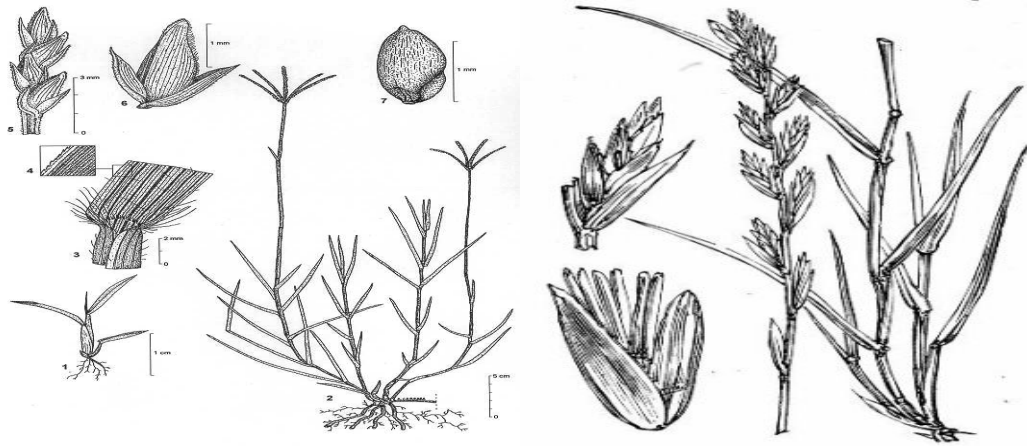
Şekil 3.2. Denemelerde kullanılan kurutulmuş ve stabilize edilmiş arıtma çamuru

3.1.2. Kireçli topraklar

Denemeler için kullanılan topraklar Akdeniz Üniversitesi kampüs alanının kireç içerikleri farklı iki ayrı bölgesinden sağlanmıştır. Deneme topraklarına ait analiz sonuçları Çizelge 3.1’de verilmiştir.

3.1.3. Bitki materyalleri

Seçilen çim türlerinden biri Antalya bölgesinde yaz aylarında yeşil alan oluşturmada başarıyla kullanılan, hızlı gelişen ve çok yıllık bir sıcak iklim çimi olan bermuda (*Cynodon dactylon* L. Pers.), diğeri ise ılıman ve serin iklim bölgelerinde için hazırlanan karışımlarda yaygın olarak kullanılan ingiliz çimi (*Lolium perenne* L.) çimidir. Bermuda çimi ile birlikte ekimlerde yaz-kış yeşil görüntüsünü muhafaza ettiği ve basılmaya dayanıklı olduğu için Antalya’da yaygın olarak tercih edilmektedir.



Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.)

Şekil 3.3. Bitkilerin genel görünümü

3.1.3.1 Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L.)

Araştırmada bitkisel materyal olarak seçilen *Cynodon dactylon* türü birçok olumsuz çevre koşuluna dayanıklılığı ile bölge genelinde çok yaygın kullanılır (Şekil 3.3). Kirli ve sorunlu alanlarda çevre kalitesini arttırmak için de kullanılır (Skerman ve Riveros, 1990). Çok yıllık olan tür rizom ve stolonlarıyla gelişir, ortalama 9–40 cm boylanır. Yaprak ayası 2.5-20 cm uzunluk ve 2-6 mm genişlikte, yapraklar kılıç şeklinde ve uçları

sivridir. Çiçek sapı üzerinde başakları 3-7 parçalı parmağa benzer ve tek bir noktadan çıkar. Her bir parça 2.5-8 cm uzunluktadır, her bir çiçek başağı iki parçalı ve mızrak şeklindedir. Her başakçıkta bir adet çiçek vardır. Tohumları çok ince ve kahve renklidir. Drenajı iyi, bol gübreli, orta bünyeli topraklarda hızlı gelişir. Diğer taraftan ağır bünyeli topraklar ile kumlu kıyı kesiminde, alkali topraklarda ve pH'sı 5.5 olan asit topraklarda da yetişebilir. Yazın kuraklığa çok dayanıklıdır, sıcaklığı ve güneşi sever. Uzun ömürlü ve dayanıklı yapısıyla gösterişli çim yüzeyler yapar. Üretimi tohum ve stolonlardır. Ekim veya dikim için geç ilkbahar ya da erken yaz ayları en uygun zamanlardır (Uzun 1999).

Afrika kökenli bir türdür. Derine giden lifli kök yapısına sahiptir. Alçak kesime oldukça toleranslıdır. Yol kenarlarında, park alanlarında, okul bahçelerinde, spor sahalarında ve golf sahalarında kullanılır. Soğuğa ve gölgeye karşı toleransları düşüktür (Turgeon 2008).

3.1.3.2. İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.)

Çok yıllık ingiliz çimi (*Lolium perenne* L.) Avrupa, Asya ve Kuzey Afrikanın ılıman bölgelerinde doğal olarak bulunur (Şekil 3.3). Kuzey ve Güney Amerika, Avustralya ve Yeni Zellanda'ya götürülmüş olup, buralarda çiğnenen yerlerde, yol kenarlarında yabani olarak yetişir. Kuvvetli kardeşlenen yumak şeklinde bir yapıya sahiptir. Sap uzunluğu 10-90 cm arasında olup ortalama 40-70 cm'dir. Yaprakları çıplak, tüysüz, üst yüzü çizgi şeklinde çıkıntılı, alt yüzü ise düz ve parlaktır.

Yaprak ucu sivri ve yaprak dizilişleri yassıdır. Yapraklarının alt kısmı parlaktır. Yaprak damarları yaprağın üst yüzeyinde belirgindir. Salkım şeklinde gelişme gösterir. Kısa kulakçıkları ve zarımsı dilaikleri vardır. Çimlenme hızı yüksek olduğu için zarar görmüş çim alanların kısa sürede kapatılmasında sıklıkla tercih edilir. Basılmaya karşı direnci yüksek bir türdür. Bu özelliği ile spor sahalarında yaygın kullanılır (Christian 2004).

Çizelge 3.1. Denemelerde kullanılan materyallere ait bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları

Parametre	Arıtma Çamuru (A.Ç.)	Deneme Toprağı (T1)	Deneme Toprağı (T2)	**Sertifikalandırılmış Killi Tın Toprak Materyali (CRM)	
				Referans Aralığı	Okunan Değer
pH	6.33	7.06	7.31	-	-
E.C. ds m ⁻¹	5.0	0.29	0.26	-	-
% CaCO ₃	6.5	8	19.4	-	-
Tekstür	-	Killi tın	Killi tın	-	-
% Organik Madde	70	3.4	3.5	-	-
Toplam	% N	5.7	0.23	0.20	-
	P mg kg ⁻¹	18260	160.2	159.8	168 ± 30.7
	K mg kg ⁻¹	5215	8110	9280	2390 ± 76.2
	Ca mg kg ⁻¹	50490	52630	10350	2860 ± 118
	Mg mg kg ⁻¹	6950	5832	7230	1690 ± 74.8
	Na mg kg ⁻¹	1687	470.2	490.2	319 ± 17.2
	Fe mg kg ⁻¹	4545	58650	49990	14700 ± 632
	Zn mg kg ⁻¹	582.1	185.3	180.2	94.3 ± 2.95
	Mn mg kg ⁻¹	513.2	1140	816.2	217 ± 11.8
	Cu mg kg ⁻¹	172.7	93.71	99.73	56.5 ± 1.60
	Ni mg kg ⁻¹	159.7	94.25	62.38	50.8 ± 1.42
	Cr mg kg ⁻¹	62.5	69.67	67.70	57.8 ± 1.98
	Pb mg kg ⁻¹	20.41	*D.L.	*D.L.	82.9 ± 2.52
	Cd mg kg ⁻¹	1.48	5.25	3.04	43 ± 1.16

*Cihazın dedeksiyon limitlerinin altında (Pb için D.L.<0.03 mg kg⁻¹).

**CRM number:(RTC) CRM052-50G

3.2. Metot

Araştırmaya ait denemeler saksı denemesi halinde cam serada gerçekleştirilmiştir. (Şekil 3.4) Bitkilere yetiştirme ortamı (arıtma çamuru + toprak karışımı) hazırlamak amacıyla Hurma Atık Su Arıtma Tesisi'nden temin edilen kurutulmuş stabilize edilmiş arıtma çamuru öğütülmüş ve 2mm'lik elekten elenmiştir ve ayrıca Akdeniz Üniversitesi kampüs alanı içerisinde 2 farklı kireç içeriğine sahip toprak örnekleri alınmış topraklar hava kurusu hale getirildikten sonra 4 mm'lik elekten elenmiştir.

Denemelerde her saksıda (520x195x155 mm ebatlarında) 9 kg toprak olacak şekilde T1 (% 8.0 CaCO₃) ve T2 (% 19.4 CaCO₃) toprakları tartıldıktan sonra saksı topraklarına arıtma çamuru aşağıda verilen düzeylerde homojen bir şekilde karıştırılmıştır.

<u>Arıtma Çamuru (AÇ)</u>	<u>Toprak (T)</u>	<u>Çim türü</u>
AÇ ₀ (0 ton/da)	T1 (% 8.0 CaCO ₃)	Bermuda çimi
AÇ _{0.5} (0.5 ton/da)	T2 (% 19.4 CaCO ₃)	İngiliz çimi
AÇ ₁ (1 ton/da)		
AÇ ₂ (2 ton/da)		
AÇ ₄ (4 ton/da)		
AÇ ₈ (8 ton/da)		

Saksılara herhangi bir kimyasal gübre uygulaması yapılmamıştır. Bitkiler için yetiştirme ortamları (arıtma çamuru+toprak karışımı) hazırlandıktan sonra tüm saksılar çim tohumları ekilmeden önce drenaj alınmayacak kadar 15.10.2011 tarihinde sulanmış ve 15 gün süreyle inkübasyona bırakılmıştır (Şekil 3.5). Bu işlemten sonra, 01.11. 2011 tarihinde 1 m² alana 80 g tohum esasına göre her saksının 0-2 cm derinliğine ingiliz çimi ve bermuda tohumları iki ayrı deneme halinde olacak şekilde ekilmiş ve çimlenmenin etkili bir şekilde olması amacıyla tohumların üzeri torf ile ince bir tabaka şeklinde örtülerek ekim işlemi tamamlanmıştır. Her iki deneme süresince de saksılar drenaj alınmayacak kadar eşit hacimde sulanmıştır. Denemeler tesadüf parselleri deneme desenine göre 4 tekerrürlü olarak oluşturulmuştur.



Şekil 3.4. Saksı denemelerinin gerçekleştirildiği cam seradan genel bir görünüm



Bermuda çimi

İngiliz çimi

Şekil 3.5. Saksı denemelerinin yetiştirme ortamları oluşturulduktan sonra inkübasyon için bırakılmış görünüşleri

Yukarıda belirtilen deneme konularına uygun olarak kurulan saksı denemeleri; 48 saksı bermuda (*Cynodon dactylon* L. Pers.) ve 48 saksı ingiliz çimi (*Lolium perenne* L.) olmak üzere iki ayrı deneme halinde toplam 96 saksıda yürütülmüştür (12 deneme konusu X 2 çim türü X 4 tekerrür=96). Denemelerde çim bitkileri yaklaşık 16 hafta (4 ay) süreyle yetiştirilmiştir.

İngiliz çimine ait denemede bitkiler 02.12.2011, 02.01.2012, 13.02.2012 ve 09.04.2012 tarihlerinde olmak üzere 4 kez biçilmiş ve 4. biçimden sonra deneme sonlandırılmıştır. İngiliz çimi denemesi sonunda tüm biçimlerden elde edilen bitki örnekleri ve çim biçim tarihleri ile eş zamanlı olarak alınan yetiştirme ortamı örnekleri her saksı kendi içinde olmak üzere homojen bir şekilde karıştırılmış ve tek bir örnek haline getirilmiştir (48 İngiliz çim bitkisi örneği ve 48 *Lolium* çimi yetiştirme ortamı örneği).

Bermuda çimine ait denemede ise tohum ekim işlemi 01.11.2012 tarihinde gerçekleştirilmişti. Ancak yetiştirme periyodunun soğuk bir döneme denk gelmesi nedeniyle (Şekil 3.6) ve bu bitkinin sıcak iklim çim türü olmasından dolayı yeterli büyüme ve gelişme gösteremediğinden 09.04.2013 tarihinde tek bir biçim yapılabilmiş

ve deneme sonlandırılmıştır. Denemenin sonundaki biçimden elde edilen bitki örnekleri ve yetiştirme ortamı örnekleri her saksı kendi içinde olmak üzere homojen bir şekilde karıştırılmış ve tek bir örnek haline getirilmiştir (48 Bermuda çim bitkisi örneği ve 48 Bermuda çimi yetiştirme ortamı örneği).



Şekil 3.6. Saksı denemelerinde bermuda ve ingiliz çimlerinin tohum ekimlerinden bir ay sonra 02.12.2012 tarihine ait genel bir görünüm (Yeşil saksılar Bermuda çimi; Kırmızı saksılar İngiliz çimi).

Denemelerde her iki çim türünün; çıkış hızı, kaplama hızı, bitki boyu (cm), yaprak rengi (1-9 skalası), klorofil düzeyi (Minolta Spad 502 Plus klorofil-metre cihazı ile ölçülerek) ve kuru ağırlıkları belirlenmiş ve elde edilen bitki örneklerinde toplam klorofil, azot, fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum, sodyum, demir, çinko, mangan, bakır, nikel, krom, kurşun, kadmiyum analizleri yapılmıştır.

Bitkilerin yetiştirildiği saksılardan alınan yetiştirme ortamı örneklerinde ise pH, EC, organik madde, toplam N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Zn, Mn, Cu, Ni, Cr, Pb ve Cd analizleri yapılmıştır.

Ağır metallerin bitkilerdeki birikimini belirleyebilmek için biyoakümülyasyon (BAF) faktörleri hesaplanmıştır.

Ayrıca araştırmada kullanılan arıtma çamuru ve deneme topraklarının özelliklerini belirleyebilmek ve ICP cihazının okuma değerlerini güvenilir kılabilmek için de sertifikalandırılmış toprak materyali örneklerinde bazı fiziksel ve kimyasal analizler yapılmıştır (Çizelge 3.1).

3.2.1. Laboratuvar analiz yöntemleri

3.2.1.1. Deneme toprakları, arıtma çamuru ve yetiştirme ortamlarının analiz yöntemleri

Deneme toprakları, arıtma çamuru ve yetiştirme ortamları örnekleri hava kurusu hale getirildikten sonra 2 mm'lik elekten elenmiş ve analizlere hazır hale getirilmiştir.

A. Toprak reaksiyonu (pH): Deneme toprakları, arıtma çamuru ve yetiştirme ortamı örneklerinin pH'ları 1:2.5 oranında toprak:su karışımında pH-metre aleti ile ölçülmüştür (Jackson 1967).

B. Elektriksel iletkenlik (EC): Deneme toprakları, arıtma çamuru ve yetiştirme ortamı örneklerinin suda çözünür toplam tuz içeriği 1:2.5 oranında toprak:su karışımında EC-metre aleti ile ölçülmüştür.

C. Toprak Bünyesi: Deneme topraklarının bünye analizi Bouyoucos (1955) tarafından bildirilen esaslara göre, hidrometre yöntemiyle yapılmış ve bünye sınıflarının belirlenmesinde, toprak bünyesi sınıflandırma üçgeninden yararlanılmıştır (Black 1957).

D. Kireç (CaCO_3): Deneme topraklarının CaCO_3 içerikleri Scheibler kalsimetresi ile ölçülerek, sonuçlar % CaCO_3 olarak hesaplanmış (Çağlar 1949) ve toprakların CaCO_3 içerikleri Aereboe ve Falke'ye göre sınıflandırılmıştır (Evliya 1964).

E. Organik madde: Deneme toprakları ve yetiştirme ortamlarının organik madde içeriği Modifiye Walkley-Black metoduna göre tayin edilmiştir (Black 1965).

F. Arıtma çamurunda organik madde: Arıtma çamurunun organik madde içeriği kuru yakma metoduna göre belirlenmiştir (Kacar 1995).

G. Toplam azot: Deneme toprakları, arıtma çamuru ve yetiştirme ortamı örneklerinin azot içeriği Modifiye Kjeldahl metoduna göre tayin edilmiştir (Kacar 1995).

H. Toplam P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, Cd, Cr, Ni: Daha önceden hazırlanmış deneme toprakları, arıtma çamuru ve yetiştirme ortamı örneklerinden 0.5 g tartılarak mikrodalga hücrelerine konulmuştur. Üzerine 9 ml %65'lik nitrik asit (HNO_3) ve 3 ml %37'lik hidroklorik asit (HCl) eklenmiştir. Örnekler EPA 3051a metoduna göre mikrodalga cihazında (Berghoff MWS-4+) parçalanmıştır. Mikrodalga hücrelerinden alınan parçalanmış numuneler mavi bandlı filtre kağıdından 50 ml'lik balon jöjelere süzülerek çizgisine kadar saf suyla tamamlanmıştır. Ön işleminden geçmiş numunelerde bu elementlerin toplam konsantrasyonları Inductively Coupled Plasma Optic Emission Spectrometer = İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometresi (ICP-OES (PE-Optima7000DV)) cihazında belirlenmiştir.

3.2.1.2. Bitkisel parametreler ve analiz yöntemleri

A. Çıkış hızı (gün): Ekim tarihi ile saksıda % 50 çıkışın tespit edildiği tarih arasındaki gün sayısıdır.

B. Kaplama hızı (gün): Ekim tarihi ile saksının % 75'inin tamamen bitki ile kaplandığı tarih arasındaki gün sayısıdır.

C. Bitki Boyu (cm): Toprak seviyesinden bitkinin en son büyüme noktasına kadar olan uzunluktur.

D. Yaprak rengi: 1= Sarı, 3=Açık sarı-yeşil, 5= Yeşil, 7=Koyu yeşil, 9= Çok koyu yeşil olarak 1-9 skalasına göre değerlendirilmiştir.

E. Klorofil düzeyi: Yaprakların klorofil içeriklerinin renk yoğunluğu değerleri klorofil-metre cihazı (Minolta spad-502 plus) ile ölçülerek tespit edilmiştir.

F. Toplam klorofil: Alınan taze yaprak örneklerinde aynı gün içerisinde aseton ekstraksiyon yöntemine göre klorofil analizi yapılmış ve değerler spektrofotometrede okunmuştur (Williams 1984).

G. Kuru madde verimi: Denemeler sonunda tüm biçimlerden elde edilen örnekler her saksı kendi içinde olmak üzere 65 C⁰'de sabit ağırlığa ulaşınca kadar kurutulmuş ve hassas terazide tartılarak kuru madde verimi (g/saksı) belirlenmiştir.

Kurutulan bitki örnekleri çelik aksamı bitki öğütme değirmeninde öğütüldükten sonra aşağıdaki analizler yapılmıştır.

H. Azot: Bitki örneklerde azot tayini modifiye Kjeldahl metoduna göre yapılmıştır (Kacar ve İnal 2008)

I. Toplam P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, Cd, Cr, Ni: Her bir örnekten 0.25 g tartılarak mikrodalga cihazının kaplarına konulmuş ve 9 ml % 65'lik HNO₃) ve 3 ml %37'lik hidroklorik asit (HCl) eklenmiştir. EPA 3051a metoduna göre mikrodalga cihazında parçalanmıştır. Mikrodalga hücrelerinden alınan parçalanmış numuneler beyaz bandlı filtre kağıdından 50 ml'lik balon jojelere süzülerek çizgisine kadar saf suyla tamamlanmıştır. Ön işleminden geçmiş bitki örneklerinde bu elementlerin toplam konsantrasyonları Inductively Coupled Plasma Optic Emission Spectrometer = İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometresi (ICP-OES (PE-Optima7000DV)) cihazında belirlenmiştir.

J. Biyoakümüülasyon faktörü (BAF): Ağır metallerin bitkilerdeki biyoakümüülasyonu bitkilerin toprak üstü aksamlarındaki metal konsantrasyonunun, yetiştirme ortamındaki toplam metal konsantrasyonuna

bölünmesi ile belirlenmiş ve her bir ağır metal için ayrı ayrı hesaplanmıştır (Liu vd 2008).

$$BAF: K_b/K_o,$$

K_b : Bitkilerin toprak üstü aksamlarındaki metal konsantrasyonu

K_o : Yetiştirme ortamındaki toplam metal konsantrasyonu

3.2.2. İstatiksel analiz yöntemleri

Çalışmadan elde edilen sonuçlar ‘SPSS 17.0’ istatistik paket programı kullanılarak tesadüf parselleri deneme düzeninde varyans analizi tekniğine göre değerlendirilmiş ve yapılan varyans analizi sonucunda farkları tespit etmede çoklu karşılaştırma yöntemlerinden Duncan Testi kullanılmıştır.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu bölümde yürütülen saksı denemelerinden elde edilen bulgular değerlendirilerek tartışılmıştır.

4.1. Yetiştirme Ortamlarının pH, EC, Organik Madde Kapsamları ve Değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa (T1:% 8.0 CaCO₃ ve T2:% 19.4 CaCO₃) artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının farklı çim bitkilerinin yetiştirildiği ortamların pH'ı, EC'si ve organik madde içeriğine etkisini belirlemek amacıyla yapılmış analizlere ait sonuçlar bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L.) için Çizelge 4.1'de; ingiliz çimi (*Lolium perenne* L.) için Çizelge 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.1 Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde yetiştirme ortamında pH, EC ve organik madde düzeyleri

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	pH			EC (dS m ⁻¹)			Org.Mad. (%)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	7.12	7.23	7.17	0.29 ^e	0.28 ^e	0.29	3.13 ^e	3.40 ^{cde}	3.26
AÇ _{0.5}	7.16	7.10	7.13	0.31 ^e	0.35 ^{bc}	0.33	3.12 ^e	3.42 ^{cde}	3.27
AÇ ₁	7.14	7.36	7.25	0.33 ^{bc}	0.32 ^{bc}	0.33	3.30 ^{de}	3.91 ^{bcd}	3.60
AÇ ₂	7.20	7.29	7.24	0.38 ^{bc}	0.33 ^{bc}	0.36	3.62 ^{bcd}	3.79 ^{bcd}	3.70
AÇ ₄	7.28	7.25	7.27	0.43 ^{abc}	0.55 ^a	0.49	4.17 ^b	4.07 ^{bc}	4.12
AÇ ₈	7.08	7.18	7.13	0.35 ^{bc}	0.48 ^{ab}	0.42	4.93 ^a	4.05 ^{bc}	4.49
Ort.	7.16	7.24		0.35	0.39		3.71	3.77	
ANOVA									
AÇ	Ö.D.			**			***		
T	Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.		
AÇXT	Ö.D.			*			***		

Değerler 4 tekrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.2. İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde yetiştirme ortamında pH, EC ve organik madde düzeyleri

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	pH			EC (dS m ⁻¹)			Org.Mad. (%)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	7.07 ^d	7.25 ^{abcd}	7.16	0.29 ^c	0.27 ^c	0.28	3.31 ^g	3.76 ^{defg}	3.54
AÇ _{0.5}	7.10 ^{cd}	7.10 ^{cd}	7.10	0.31 ^c	0.34 ^{bc}	0.33	3.50 ^{fg}	4.03 ^{cdef}	3.77
AÇ ₁	7.11 ^{cd}	7.16 ^{bcd}	7.14	0.32 ^c	0.31 ^c	0.32	3.66 ^{efg}	4.19 ^{bcd}	3.93
AÇ ₂	7.05 ^d	7.30 ^{abc}	7.17	0.38 ^{bc}	0.32 ^c	0.35	3.68 ^{efg}	4.01 ^{cdef}	3.84
AÇ ₄	7.19 ^{abcd}	7.38 ^a	7.29	0.36 ^{bc}	0.55 ^a	0.46	4.25 ^{abcd}	4.45 ^{abc}	4.35
AÇ ₈	7.29 ^{abc}	7.33 ^{ab}		0.29 ^c	0.48 ^{ab}	0.39	4.67 ^{ab}	4.77 ^a	4.72
Ort.	7.14	7.25		0.33	0.38		3.85	4.20	
ANOVA									
AÇ	*			**			***		
T	**			*			**		
AÇXT	**			**			***		

Değerler 4 tekrerrüt ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.1’de görüldüğü üzere bermuda için; arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve bu iki faktör arasındaki interaksyonun yetiştirme ortamının pH’sı üzerine etkileri istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur.

İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun yetiştirme ortamının pH’ı üzerine etkileri istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.2). İngiliz çim bitkisi için yetiştirme ortamlarında en yüksek ortalama pH değeri 7.38 olarak AÇ₄T2 uygulamalarında elde edilmiştir.

El-Naim vd (2004) ile Aoyama vd (2006) kireçle stabilize edilmiş arıtma çamurlarının toprakların pH değerlerinde bir artışa neden olabileceğini çalışmalarında saptamışlardır.

Genel olarak değerlendirildiğinde ingiliz çiminde ortamların pH’larındaki değişimlerin arıtma çamuru uygulamaları ile istatistiksel olarak önemli olmasına rağmen belirgin bir

değişme göstermemesine neden olarak, toprağa uygulanan arıtma çamurunun pH'ının toprakların pH değerlerine yakın olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Arıtma çamurunun pH'sının nötral değerlere yakın olduğu durumlarda yetiştirme ortamının pH'ı üzerinde belirgin bir etkisinin olmadığı görülmektedir. Wong vd (1996) tarafından arıtma çamuru uygulamasının toprak pH'sı üzerine etkisinin küçük düzeylerde kalması mineralizasyon sürecinde meydana gelen asitlik unsurlarının, hem toprağın sahip olduğu yüksek tamponluk kapasitesi ile nötralize edilmesi hem de arıtma çamurunun sahip olduğu değişebilir iyonlarla toplanmasının neden olduğu bildirilmektedir. Yetiştirme ortamlarının pH değerleri T1 ve T2 toprağına göre karşılaştırıldığında ise başlangıç pH'ı yüksek olan ve daha fazla kireç içeren T2 toprağında T1 toprağına göre daha yüksek pH değerlerinin belirlenmesi toprakların uygulama yapılmadan önceki pH ve kireç özelliğinin etkili olduğunu göstermektedir.

Göçmez (2006), izsu arıtma tesisinden elde edilen kireçle stabilize edilmiş arıtma çamurunu 5 farklı dozda (1, 2, 3, 4 ve 5 t/da) alüviyal bir toprağına uygulayıp, buğday ve pamuk münavebesinin yapıldığı tarım arazisinden 2 yıl boyunca belirli aralıklarla aldığı toprak örnekleriyle yaptığı çalışmada; toprağına arıtma çamuru uygulamasının artan dozlarına bağılı olarak toprak pH'sını arttırdığını ancak bu artışın çok önemli olmadığını bildirmiştir.

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağına artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının farklı çim bitkilerinin yetiştirildiğı ortamların EC'si üzerindeki etkisine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.1 ve 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.1'de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için, arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının EC'si üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur. Arıtma çamuru uygulaması ve toprakların kireç düzeyi arasındaki interaksyonun yetiştirme ortamlarının EC'si üzerine etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunurken sadece toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının EC'si üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonunun yetiştirme ortamlarının EC'si üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunurken sadece toprakların

kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının EC'si üzerine etkisi %5 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.2).

Bermuda ve İngiliz çimi yetiştirilen ortamların her ikisinde de en yüksek EC değerleri AÇ₈T2 uygulamalarında elde edilmiştir. Arıtma çamuru dozlarının artışıyla beraber toprakların EC değerlerinin de düzenli şekilde arttığı gözlenmiştir. Bu duruma EC'si toprağa göre daha yüksek (5 dS m^{-1}) olan arıtma çamuru uygulamasının neden olduğu düşünülmektedir. Wong vd (2001), arıtma çamurunun kendisinin elektriksel iletkenliğinin $<2 \text{ dS m}^{-1}$ olması durumunda tuzluluk etkisinin ihmal edilebileceğini fakat bu miktarın $2-4 \text{ dS m}^{-1}$ olması durumunda ise oluşabilecek tuzluluğun çok hassas ürünler için bitki gelişimini sınırlandırıcı olabileceğini ileri sürmüşlerdir. Denemelerde yetiştirilen çim bitkilerinde yetiştirme ortamlarındaki tuzluluğun artışına bağlı olarak herhangi bir stres durumu gözlemlenmemiştir. Bu da denemelerdeki arıtma çamuru uygulama dozlarının tuzluluk için risk taşımayacak düzeyde kaldığını göstermektedir. Ancak, her ne kadar bir defalık uygulamanın bitkilerde tuzluluk açısından soruna neden olmadığı görülse de tekrarlamalı uygulamalarda ve birim alana daha fazla arıtma çamuru kullanımının tuzluluk yaratabileceği göz ardı edilmemelidir. Burada arıtma çamuru uygulanacak toprağın başlangıçtaki EC değerinde önemli olduğu düşünülmektedir. Bizim denemimizde kullanılan topraklarımızın EC değerleri Soil Survey Staff (1951) tarafından bildirilen sınır değerlerine göre 2.5 dS/m değerinden daha düşük olup tuzsuz sınıfında yer almaktadır. Bu nedenle arıtma çamuru uygulamaları yetiştirme ortamlarının EC değerlerini istatistiksel olarak etkileyerek arttırmış ancak tuzluluk değerlendirmesi açısından sınıflandırma değişikliğine neden olmamıştır. T2 toprağıyla kurulmuş yetiştirme ortamlarının EC ortalamalarının T1 toprağıyla kurulmuş yetiştirme ortamlarına göre fazla bulunmasının T2 toprağının başlangıçtaki toplam sodyum içeriğinin T1 toprağıninkine göre yüksek olması ve T2 toprağının kireç içeriği ile pH'sının T1 toprağından yüksek olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Bernstein ve Ford (1959); Bernstein ve Francois (1962); Langdale ve Thomas (1971) bildirdiklerine göre bermuda bitkisinin toprak tuzluluğuna karşı dayanımı en direçli bitkilerin yer aldığı 4. katogoride (toleranslı) sınıflandırılmakta ve 6.9 ds m^{-1} EC'ye kadar tolerans gösterebilmektedir. Brown ve Bernstein'in (1953) bildirdiğine göre

ingiliz çim bitkisinin toprak tuzluluğuna karşı dayanımı 3. katogoride yani kısmen toleranslı olarak adlandırılan sınıfta yer almakta ve 5.6 ds m⁻¹ EC'ye kadar tolerans gösterebilmektedir.

Göçmez (2006), artan dozlarda arıtma çamuru uygulanmış topraklarda yaptıkları analizlerde arıtma çamuru dozuna bağlı olarak toprak EC'sinde bir artış gözlemlemişler ve en yüksek EC değerini en yüksek arıtma çamuru uygulamasında tespit etmişlerdir. Ancak toprak EC'sindeki artış toprağın tuzluluk sınıfını değiştirmekten uzak bulunmuştur.

Aldatmaz (2006), toprağa uygulanabilir nitelikteki arıtma çamurlarının topraktaki bazı enzim aktiviteleri üzerine etkilerini inceledikleri çalışmalarında, arıtma çamuru uygulanmış toprak örneklerinin EC değerlerinin kontrol topraklarına göre istatistiksel olarak önemli düzeyde yüksek olduğunu; arıtma çamuru uygulama dozu ve inkübasyon süresindeki artışla beraber EC değerlerinin de arttığını bildirmişlerdir.

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının farklı çim bitkilerinin yetiştirildiği ortamların organik madde içeriğine etkisinin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.1 ve 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.1 ve 4.2'de görüldüğü üzere her iki çim bitkisi için, arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonunun yetiştirme ortamlarının organik maddeleri üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisi için kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının organik madde içerikleri üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunurken (Çizelge 4.1); bermuda çim bitkisi için kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının organik madde içerikleri üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.2). Bermuda bitkisinin yetiştirildiği ortamlar arasında en yüksek organik madde içeriği AÇ₈T1 uygulamasında elde edilirken ingiliz çiminin yetiştirildiği ortamlarda ise en yüksek organik madde içeriği AÇ₈T2 uygulamasından elde edilmiştir. Genel olarak ise; her iki çim bitkisinin yetiştirildiği her iki topraktada arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak yetiştirme ortamlarının organik madde içerikleri %3'lerden %4'lere artış göstermiştir. Bu sonuçlara bakılarak, organik madde içeriği yüksek (%70) olan arıtma çamurunun toprağa ilavesindeki artışa bağlı olarak

yetiştirme ortamlarının organik madde içeriklerinin önemli düzeylerde arttığı açıkça görülmektedir. Benzer etkiler birçok araştırmacı tarafından ortaya konulmuştur (Cheng vd 2007, Tsadilas vd 2005). Arıtma çamuru uygulamasının toprak organik maddesine yaptığı bu katkı, toprağın fiziksel ve kimyasal yapısını geliştirmesi üzerine oldukça önemli paya sahiptir. Angın'ın (2008) bildirdiğine göre toprağa uygulanan arıtma çamurunun toprak organik maddesi ve azot içeriğine etkileri iki yıl süreyle azalarak devam etmekte ve iki yılın sonunda bitki besleme açısından önemini yitirmektedir. Araştırmacıya göre bitkilerin azot ihtiyaçlarını arıtma çamuru ile giderilmesinin düşünüldüğü durumlarda arıtma çamuru uygulaması toprağa iki senede bir uygun dozlarda yapılmalıdır.

Angın ve Yağanoğlu'nun (2009) yaptığı arıtma çamurlarının fiziksel ve kimyasal toprak düzenleyicisi olarak kullanımını inceledikleri bir çalışmada, toprağa arıtma çamuru uygulamasının toprağın organik madde içeriğini önemli düzeyde arttırdığını ve toprağa artan miktarlarda arıtma çamuru uygulaması ile toprak organik maddesindeki artışın doğru orantılı olduğunu bildirmişlerdir.

Aoyama vd (2003), arıtma çamuru kompostu uygulamalarının topraktaki organik madde miktarını arttırdığını ve eriyebilir-humus bileşiminde değişikliklere neden olduğunu bildirmişlerdir.

4.2. Yetiştirme ortamlarının makro element konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının yetiştirme ortamlarına ait toplam azot, fosfor, potasyum, magnezyum, kalsiyum ve sodyum analiz sonuçları Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L. Pers.) için çizelge 4.3'de; İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.) için çizelge 4.4'de verilmiştir.

Çizelge 4.3. Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde yetiştirme ortamlarının makroelement konsantrasyonları

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	Total N (%)			Toplam P (mg kg ⁻¹)			Toplam K (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	0.17 ^f	0.20 ^{def}	0.19	70.63 ^g	70.95 ^g	70.79	3987.3 ^e	4293.8 ^{de}	4140.5
AÇ _{0.5}	0.19 ^{ef}	0.23 ^{cd}	0.21	105.41 ^f	116.75 ^{ef}	111.08	4944.8 ^{cd}	5387.5 ^{bc}	5166.1
AÇ ₁	0.21 ^{cde}	0.21 ^{cde}	0.21	122.42 ^{ef}	135.47 ^{de}	128.95	5922.8 ^a	6935.8 ^a	6429.3
AÇ ₂	0.22 ^{cde}	0.23 ^c	0.22	154.65 ^{cd}	160.23 ^c	157.44	7230.0 ^a	7050.5 ^a	7140.3
AÇ ₄	0.23 ^{cd}	0.27 ^b	0.25	205.0 ^b	207.13 ^b	206.06	7061.3 ^a	7262.0 ^a	7161.6
AÇ ₈	0.31 ^a	0.31 ^a	0.31	259.03 ^a	258.15 ^a	258.59	7334.5 ^a	6769.0 ^a	7051.8
Ort.	0.22	0.24		152.90	158.11		6080.1	6283.1	
ANOVA									
AÇ	***			***			***		
T	***			Ö.D.			Ö.D.		
AÇXT	***			***			***		

Değerler 4 tekrerrüt ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.3'ün devamı

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	Toplam Ca (mg kg ⁻¹)			Toplam Mg (mg kg ⁻¹)			Toplam Na (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	29447.5 ^d	52872.5 ^b	41160	2711.3 ^f	3459.3 ^e	3085.3	329.37 ^{de}	207.33 ^e	268.35
AÇ _{0.5}	43362.5 ^c	68782.5 ^a	56073	3580.8 ^e	4526.8 ^{cd}	4053.8	538.55 ^{bc}	546.95 ^{bc}	542.75
AÇ ₁	45680.0 ^{bc}	64747.5 ^a	55214	4133.8 ^d	4970.3 ^c	4552.0	505.33 ^c	677.00 ^a	591.16
AÇ ₂	37867.5 ^{cd}	68540.0 ^a	53204	4563.0 ^{cd}	5482.0 ^a	5022.5	646.30 ^{ab}	438.90 ^{cd}	542.60
AÇ ₄	39945.0 ^c	70100.0 ^a	55023	4866.8 ^c	5459.5 ^a	5163.1	372.18 ^d	723.50 ^a	547.84
AÇ ₈	36403.3 ^{cd}	66122.5 ^a	51263	4721.3 ^c	5263.5 ^{ab}	4992.4	760.15 ^a	528.73 ^{bc}	644.44
Ort.	38784.3	65194.1		4096.1	4860.2		525.31	520.40	
ANOVA									
AÇ	***			***			***		
T	***			***			Ö.D.		
AÇXT	***			***			***		

Değerler 4 tekrerrüt ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.4 İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde yetiştirme ortamlarının makroelement konsantrasyonları

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	Total N (%)			Toplam P (mg kg ⁻¹)			Toplam K (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	0.18 ^{fg}	0.17 ^g	0.18	130.83 ^g	138.29 ^{fg}	134.56	6567.40 ^{bcd}	7165.68 ^{bcd}	6866.54
AÇ _{0.5}	0.22 ^{def}	0.21 ^{efg}	0.21	142.10 ^{fg}	156.06 ^{efg}	149.13	7431.08 ^{bc}	6122.73 ^d	6776.90
AÇ ₁	0.23 ^{de}	0.21 ^{efg}	0.22	152.37 ^{efg}	161.85 ^{efg}	157.11	7823.50 ^b	7621.12 ^{bc}	7722.31
AÇ ₂	0.24 ^{de}	0.27 ^{cd}	0.25	189.03 ^{cde}	171.64 ^{def}	180.33	7655.85 ^{bc}	7178.50 ^{bcd}	7417.18
AÇ ₄	0.32 ^{ab}	0.29 ^{bc}	0.30	210.65 ^c	206.21 ^{cd}	208.43	6569.18 ^{bcd}	6430.08 ^{cd}	6499.63
AÇ ₈	0.34 ^a	0.31 ^{ab}	0.33	294.69 ^b	343.22 ^a	318.95	7690.00 ^{bc}	9037.65 ^a	8363.83
Ort.	0.26	0.24		186.61	196.21		7289.50	7259.29	
ANOVA									
AÇ	***			***			***		
T	Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.		
AÇXT	***			***			**		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*: % 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **: % 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***: % 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.4'ün devamı

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	Toplam Ca (mg kg ⁻¹)			Toplam Mg (mg kg ⁻¹)			Toplam Na (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	46347.50 ^{de}	100383.32 ^a	73365.41	4835.58 ^{de}	6245.43 ^b	5540.50	418.15 ^c	503.33 ^c	460.74
AÇ _{0.5}	48913.33 ^{de}	86680.83 ^{bc}	67797.07	5153.10 ^{cde}	6345.78 ^b	5749.44	647.40 ^c	690.93 ^c	669.16
AÇ ₁	47605.03 ^{de}	88162.50 ^b	67883.76	5328.68 ^{cde}	6291.65 ^b	5810.16	1486.00 ^b	1901.60 ^a	1693.80
AÇ ₂	45304.98 ^{de}	77221.65 ^c	61263.31	5409.83 ^{cd}	5724.65 ^{bc}	5567.24	1864.85 ^a	436.23 ^c	1150.54
AÇ ₄	41260.82 ^e	79243.35 ^{bc}	60252.08	4692.25 ^e	5543.08 ^c	5117.66	412.18 ^c	425.10 ^c	418.64
AÇ ₈	51725.80 ^d	102548.33 ^a	77137.06	5345.35 ^{cde}	7527.00 ^a	6436.18	446.23 ^c	673.23 ^c	559.73
Ort.	46859.57	89039.99		5127.47	6279.60		879.14	771.74	
ANOVA									
AÇ	***			***			***		
T	***			***			*		
AÇXT	***			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*: % 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **: % 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***: % 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

4.2.1. Yetiştirme ortamlarının toplam azot konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.3’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için, arıtma çamuru uygulaması, toprakların kireç düzeyleri ve bu iki faktörün interaksyonunun yetiştirme ortamlarının toplam azot içeriğine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise yetiştirme ortamlarının toplam azot içeriği üzerine, arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının azot içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.4).

Çizelge 4.3 ve 4.4’de görüldüğü artan arıtma çamuru uygulamasına bağlı olarak her iki bitkininde yetiştirme ortamlarında toplam azot içeriğinde düzenli artışlar gözlenmiştir. Bermuda çiminde her iki kireç düzeyindeki ortamlarda da en yüksek N içeriği AÇ₈ uygulamasından sağlamıştır. İngiliz çiminde ise her iki kireç düzeyindeki yetiştirme ortamlarının toplam azot içeriği açısından AÇ₄ ve AÇ₈ arasında istatistiksel olarak fark yoktur. Bermuda bitkisinde AÇ₀T1 uygulamasında yetiştirme ortamındaki toplam azot içeriği %0.17 olarak belirlenirken AÇ₈T1 uygulamasında %0.31 olarak; AÇ₀T2 uygulamasında yetiştirme ortamındaki toplam azot içeriği % 0.20 olarak belirlenirken AÇ₈T2 uygulamasında %0.31 olarak belirlenmiştir. Benzer şekilde ingiliz çiminde de AÇ₀T1 uygulamasında yetiştirme ortamındaki toplam azot içeriği %0.18 olarak belirlenirken AÇ₈T1 uygulamasında yetiştirme ortamındaki toplam azot içeriği %0.34 olarak belirlenmiştir. Azot içeriği yüksek (%5.7) olan arıtma çamurunun toprağa ilavesindeki artışa bağlı olarak yetiştirme ortamlarının azot içeriklerinin önemli düzeyde arttığı açıkça görülmektedir.

Yüksek bitkilerin gelişimi için bütün mutlak gerekli elementleri içeren arıtma çamurunda N ve P en bol bulunan temel bitki besin elementleridir (Anonymous 1997).

Navas vd (1998), yaptıkları bir çalışmada toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasıyla toprağın azot miktarının da doğru orantılı olarak yükseldiğini bildirmişlerdir. Bu artışın oranının %0.05 ten 320 t ha⁻¹ uygulamasında %0.20’ye çıktığını bildirmişlerdir

4.2.2. Yetiştirme ortamlarının toplam fosfor konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.3 ve 4.4’de görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çimi için, arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonunun yetiştirme ortamlarının toplam fosfor içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam fosfor içeriğine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur.

Çizelge 4.3 ve 4.4’de görüldüğü gibi bermuda ve ingiliz çiminin yetiştirme ortamlarının toplam fosfor içeriği üzerine arıtma çamuru uygulamaları ve toprak kireç düzeylerinin aralarındaki interaksiyon etkili olmuş ve artan arıtma çamuru uygulamalarıyla doğru orantılı olarak her iki çim türünde ve her iki yetiştirme ortamında en yüksek toplam P konsantrasyonu AÇ₈ uygulaması ile bulunmuştur. Bermuda bitkisinde AÇ₀T1 uygulamasında yetiştirme ortamındaki toplam fosfor içeriği 70.63 mg kg⁻¹ olarak belirlenirken AÇ₈T1 uygulamasında 259.03 mg/kg olarak belirlenmiş; AÇ₀T2 uygulamasında yetiştirme ortamındaki toplam fosfor içeriği 70.95 mg/kg olarak belirlenirken AÇ₈T2 uygulamasında 258.15 mg/kg olarak belirlenmiştir. Benzer şekilde ingiliz çiminde de AÇ₀T1 uygulamasında yetiştirme ortamındaki toplam fosfor içeriği 130.83 mg/kg olarak belirlenirken AÇ₈T1 uygulamasında yetiştirme ortamındaki toplam fosfor içeriği 294 mg/kg ve AÇ₀T2 uygulamasında toplam fosfor içeriği 138.29 mg/kg olarak belirlenirken AÇ₈T2 uygulamasında 343.22 mg/kg olarak belirlenmiştir. Bu duruma arıtma çamurunun içerdiği yüksek miktarlardaki fosforun yetiştirme ortamına kazandırılmasının neden olduğu düşünülmektedir.

Arıtma çamurunun içeriği bölgeden bölgeye ve arıtma biçimine bağlı olarak değişmekle birlikte genellikle organik madde, azot ve fosforca zengin olduğu ve kontrollü olarak toprağa verilebileceği birçok araştırmacı tarafından bildirilmektedir (Bozkurt vd 2000; Hakerlerler 1980; Arcak vd 2000).

Lundin vd (2004), arıtma çamurunun tarım arazilerinde kullanılmasının ana avantajının fosforun ve diğer tarımsal değeri olan bileşiklerin geri dönüşümünün sağlanmasına alternatif bir yol olmasını göstermişlerdir.

4.2.3. Yetiştirme ortamlarının toplam potasyum, kalsiyum, magnezyum, sodyum konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.3 ve 4.4’de görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çiminin her ikisi için de arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun yetiştirme ortamlarının toplam potasyum içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.3 ve 4.4’de belirtildiği gibi bermuda ve ingiliz çiminin yetiştirme ortamlarının toplam potasyum içeriği üzerine arıtma çamuru uygulamaları ve toprak kireç düzeylerinin aralarındaki interaksiyon etkili olmuş ve yetiştirme ortamlarının toplam potasyum içeriği artan arıtma çamuru uygulamalarıyla ilişkili olarak artmıştır. Bermuda bitkisinde AÇ₀ uygulamasında yetiştirme ortamlarındaki toplam potasyum içeriklerinin ortalaması 4141 mg kg⁻¹ olarak belirlenirken AÇ₈ uygulamasında 7052 mg/kg olarak belirlenmiştir. Benzer şekilde de ingiliz çiminin yetiştirme ortamlarındaki toplam potasyum içeriklerinin ortalaması 6867 mg kg⁻¹ olarak belirlenirken AÇ₈ uygulamasında 8364 mg kg⁻¹ olarak belirlenmiştir. Her iki toprak tipinde de artan arıtma çamuru uygulamalarında yetiştirme ortamlarının toplam potasyum içeriğinde artışlar gözlenmiştir. Bu duruma arıtma çamurunun içerdiği yüksek miktarlardaki potasyumun yetiştirme ortamına kazandırılmasının neden olduğu sanılmaktadır. Türkmen (2005) arıtma çamurunun topraktaki potasyum kapsamına etkisinin önemsiz olduğuna dair araştırmaların bulunduğunu (Bozkurt vd 2000), Türkiye topraklarının yarıyışlı potasyum kapsamının oldukça yüksek değerler gösterdiğini ve topraklarımızın %90’dan fazlası potasyumca yeterli durumda olduğundan arıtma çamurunun yüksek dozlarda uygulanması halinde bile Türkiye toprakları açısından bunun bir önemi olmadığını belirtmiştir

Çizelge 4.3 ve 4.4’de görüldüğü üzere her iki çim bitkisi için de, arıtma çamuru uygulaması, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonunun yetiştirme ortamlarının toplam kalsiyum içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. Her iki çim bitkisine ait yetiştirme ortamlarında kireç düzeyi daha yüksek olan toprağa (T2 toprağın T1 toprağına göre yaklaşık %10 daha fazla kireç içermektedir) arıtma çamuru

uygulamalarına bağılı olarak daha yüksek toplam kalsiyum değerleri elde edilmiştir. Burada arıtma çamuru ile kireç düzeyi arasındaki interaksiyonun önemli çıkmasına neden olan belirleyici faktörün toprakların kireç düzeyinin olduğu düşünölmektedir. Çünkü bu etkiler özellikle arıtma çamurunun en yüksek uygulama dozunda elde edilmiştir. Bu duruma neden olarak; toprakların başlangıç kalsiyum içeriklerinin zaten yüksek olması ve arıtma çamurunun toprakların toplam kalsiyum konsantrasyonları üzerine ancak yüksek dozlarda uygulandığı durumlarda katkı sağladığı sonucunu ortaya çıkardığı düşünölmektedir.

Çizelge 4.3 ve 4.4’de göröldüğü üzere her iki çim bitkisi için de, arıtma çamuru uygulaması, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonunun yetiştirme ortamlarının toplam magnezyum içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. Arıtma amuru uygulamalarıyla, yetiştirme ortamlarının toplam magnezyum içerikleri genel olarak bir artış eğilimine girmiş; bu artış etkisi arıtma çamurunun en yüksek dozunda ve kireç içeriği daha fazla olan toprakta belirgin olarak gözlenmiştir. T2 toprağının magnezyum içeriği T1 toprağına göre her iki bitkiye ait yetiştirme ortamları içinde yüksek tespit edilmiştir. Bu durumun T2 toprağının T1 toprağına göre başlangıçta daha fazla magnezyum içermesinden kaynaklandığı düşünölmektedir.

Çizelge 4.3 ve 4.4’de göröldüğü üzere her iki çim bitkisi için, arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonunun yetiştirme ortamlarının toplam sodyum içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. Toprakların kireç düzeylerinin sodyum içeriğine etkisi bermuda çim bitkisinde istatistiksel olarak %0.5 düzeyinde önemli bulunurken, ingiliz çiminde ise istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. Değerler incelendiğinde arıtma çamuru uygulamalarıyla, yetiştirme ortamlarının toplam sodyum içeriklerinde kontrole göre önemli artışlar gözlenmiştir. Artışın arıtma çamurunun toprağa göre daha fazla sodyum içermesinden kaynaklandığı düşünölmektedir.

4.3. Yetiştirme Ortamlarının Mikro Element Konsantrasyonları ve Değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının yetiştirme ortamlarına ait toplam demir, çinko, mangan ve bakır analiz sonuçları Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L. Pers.) için Çizelge 4.5’de; İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.) için Çizelge 4.6’da verilmiştir.

4.3.1. Yetiştirme ortamlarının toplam demir, çinko, mangan, bakır konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.5 ve 4.6’da görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çiminde arıtma çamuru uygulamaları, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun yetiştirme ortamlarının toplam demir içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur.

Bermuda çiminde topraklara arıtma çamuru uygulaması, yetiştirme ortamlarının toplam demir içeriklerini kontrole göre arttırmış ancak her iki kireç düzeyindeki toprakta da AÇ₁, AÇ₂, AÇ₄ ve AÇ₈ uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam demir içerikleri birbirine yakın bulunmuştur. Toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam demir içeriği üzerine etkisi incelendiğinde T1 toprağıyla kurulan yetiştirme ortamlarında T2 toprağıyla kurulan yetiştirme ortamlarına göre toplam demir içeriğinin daha yüksek olduğu görülmektedir. Arıtma çamuru uygulamalarının tüm dozlarında T1 toprağını içeren yetiştirme ortamları, T2 toprağını içeren yetiştirme ortamlarına göre daha yüksek toplam demir içeriğine sahip bulunmuştur. Buradan kireç içeriği düşük olan topraklarda arıtma çamuru uygulanması kireç içeriği daha yüksek topraklara uygulanmasına göre toprakların toplam demir içeriğini daha fazla arttırabileceği sonucuna ulaşılabilir. İngiliz çim bitkilerinde arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam demir içeriğini arttırmadaki etkisi istatistiksel olarak önemli olmasına rağmen uygulamalar arasında hafif bir fark göstermiştir. Buna neden olarak ingiliz çiminin, bermuda çiminden farklı olarak (bermuda çimi 1 kez biçilebilmiştir), yetiştirme periyodu boyunca 4 kez biçilmesi ve her biçimde topraktan demirin uzaklaştırılmasının olduğu düşünülmektedir.

Çizelge 4.5. Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde yetiştirme ortamlarının mikroelement konsantrasyonları

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	Toplam Fe (mg kg ⁻¹)			Toplam Zn (mg kg ⁻¹)			Toplam Mn(mg kg ⁻¹)			Toplam Cu (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	22317 ^d	18937 ^d	20627	84.93 ^f	79.62 ^f	82.27	670.23 ^d	424.98 ^f	547.60	46.24 ^{de}	34.47 ^f	40.36
AÇ _{0.5}	35790 ^b	30467 ^c	33128	108.35 ^e	104.07 ^e	106.21	806.15 ^c	526.98 ^e	666.56	56.86 ^c	42.90 ^e	49.88
AÇ ₁	41567 ^a	33315 ^{bc}	37441	126.4 ^d	123.90 ^d	125.16	826.98 ^{bc}	540.83 ^e	683.90	58.86 ^{bc}	46.10 ^{de}	52.48
AÇ ₂	44050 ^a	33967 ^{bc}	39008	151.12 ^b	131.50 ^{cd}	141.31	876.78 ^{ab}	559.35 ^e	718.06	62.09 ^{ab}	47.50 ^{de}	54.80
AÇ ₄	44875 ^a	34502 ^{bc}	39688	162.38 ^{ab}	146.0 ^{bc}	154.19	910.68 ^a	566.88 ^e	738.77	64.89 ^a	48,23 ^d	56.56
AÇ ₈	45153 ^a	32082 ^{bc}	38617	173.13 ^a	153.18 ^b	163.15	895.0 ^a	526.68 ^e	710.84	65.52 ^a	47.24 ^{de}	56.38
Ort.	38959	30545		134.39	123.05		830.97	524.28		59.08	44.41	
ANOVA												
AÇ	***			***			***			***		
T	***			**			***			***		
AÇXT	***			***			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.6 İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde yetiştirme ortamlarının mikroelement konsantrasyonları

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Toplam Fe (mg kg ⁻¹)			Toplam Zn (mg kg ⁻¹)			Toplam Mn(mg kg ⁻¹)			Toplam Cu (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	54038 ^{ab}	42440 ^{ef}	48239	134.35 ^{cd}	122.55 ^d	128.45	1087.8 ^{ab}	713.5 ^{cd}	900.6	103.45 ^a	78.42 ^{efg}	90.94
AÇ _{0.5}	55956 ^a	46166 ^{cd}	51061	144.33 ^{bcd}	133.15 ^{cd}	138.74	1121.3 ^a	769.4 ^c	945.4	91.50 ^{bcd}	74.05 ^{fg}	82.77
AÇ ₁	55058 ^a	44765 ^d	49912	154.60 ^{bc}	152.55 ^{bc}	153.58	1065.8 ^{ab}	729.8 ^c	897.8	86.84 ^{de}	70.89 ^{gh}	78.87
AÇ ₂	58414 ^a	38712 ^{fg}	48563	182.63 ^a	137.15 ^{cd}	159.89	1148.4 ^a	632.7 ^{de}	890.6	95.67 ^{abc}	62.09 ^h	78.88
AÇ ₄	50274 ^{bc}	37585 ^g	43929	160.10 ^b	143.17 ^{bcd}	151.64	1008.4 ^b	621.0 ^e	814.7	82.89 ^{def}	63.25 ^h	73.07
AÇ ₈	57312 ^a	45149 ^d	51230	190.35 ^a	192.68 ^a	191.51	1139.1 ^a	742.8 ^c	941.0	97.37 ^{ab}	78.55 ^{efg}	87.96
Ort.	55175	42469		161.06	146.87		1095.1	701.5		92.95	71.21	
ANOVA												
AÇ	***			***			**			***		
T	***			**			***			***		
AÇXT	***			***			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Ancak yine de her ne kadar arıtma çamuru uygulamaları yetiştirme ortamlarının toplam demir içeriğini belirgin şekilde etkilememiş olsa da arıtma çamurunun içerdiği yüksek organik maddenin minerallerle meydana getirdiği şelatlar minerallerin çözünürlüğünü arttırmakta ve bu suretle yetiştirme ortamlarının alınabilir demir içeriğini arttırmada pozitif etki yapabildiği bilinmektedir (Madrid 2003). Bermuda bitkisinde olduğu gibi ingiliz çiminde de toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam demir içeriğine etkisi önemli bulunmuş ve T1 toprağının bütün uygulamalarında T2 toprağına göre daha yüksek toplam demir içerdiği belirlenmiştir. Kireçli topraklarda ve pH 7'nin üstünde olduğu durumlarda demirin alınabilirliği azalmakta ve sık sık noksanlığına rastlanmaktadır. Tarımsal üretim açısından toprakların alınabilir demir içeriğı kadar alınabilir hale dönüşebilecek toplam demir içeriğı de önemli bir kriterdir (Kadioğlu 1999). Bizim çalışmamızda da arıtma çamuru uygulamaları ortalama değerlere bakıldığında hem bermuda hem de ingiliz çimine ait yetiştirme ortamlarının toplam demir içeriğini genellikle arttırmıştır.

Çizelge 4.5 ve 4.6'da görüldüğü gibi bermuda ve ingiliz çiminin her ikisi için de arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun yetiştirme ortamlarının toplam çinko içeriğı üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken; toprakların kireç düzeylerinin toplam çinko içeriğı üzerine etkileri hem bermuda hem de ingiliz çiminin yetiştirme ortamlarında istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur.

Her iki bitkininde yetiştirme ortamlarında artan arıtma çamuru dozlarına paralel olarak toplam çinko içerikleri yükselmiştir. Konular arasında bulunan farklar istatistiksel olarak anlamlı olduğu için farklı harflerle gösterilmiştir. Her iki çim türünde her iki kireç düzeyinde de en yüksek Zn konsantrasyonu AÇ₈ uygulaması ile elde edilmiştir. Bermuda bitkisinde AÇ₀ uygulamalarının toplam çinko ortalamaları 82.27 mg/kg olarak en düşük değer tespit edilirken AÇ₈ uygulamalarının toplam çinko ortalamaları 163.15 mg/kg olarak en yüksek değer tespit edilmiştir. İngiliz çimi bitkisi içinde durum benzer olup AÇ₀ uygulamalarının toplam çinko ortalamaları 128.45 mg/kg olarak en düşük değer tespit edilirken AÇ₈ uygulamalarının toplam çinko ortalamaları 191.51 mg/kg olarak en yüksek değer tespit edilmiştir. Bu duruma deneme topraklarının toplam çinko içeriklerinin (T1 185.3 mg kg⁻¹; T2 180.2 mg kg⁻¹) arıtma çamurunun

toplam çinko içeriğinden (582.1 mg kg^{-1}) daha düşük olmasının neden olduğu düşünülmektedir. Toprakların kireç düzeyine göre ortamlardaki toplam çinko içerikleri incelendiğinde hem bermuda hem de ingiliz çiminde T1 topraklarından oluşan yetiştirme ortamlarının toplam çinko değerlerinin T2 topraklarından oluşan yetiştirme ortamlarının toplam çinko değerlerine göre daha yüksek olduğu gözlenmektedir.

Tarım topraklarında toplam Zn miktarı $10\text{-}300 \text{ mg kg}^{-1}$ arasında değişmektedir (Kacar 1995). Avrupa birliğinin arıtma çamuru ile ilgili yayınlamış olduğu 86/278/EEC direktifine göre topraklar için izin verdiği maksimum toplam çinko miktarı da maksimum 300 mg kg^{-1} dır (Topraklar için direktifte izin verilen toplam çinko sınır değerleri $150\text{-}300 \text{ mg kg}^{-1}$ arasındadır). Bu değer dikkate alındığında deneme topraklarında toplam çinko açısından şu aşamada herhangi bir kirlilik riski olmadığı görülmektedir. Önemli bir bitki besin elementi olan çinkonun kireçli topraklarda ve pH 7'nin üstünde olduğu durumlarda alınabilirliği azalmakta ve sık sık noksanlığına rastlanmaktadır. Tarımsal üretim açısından toprakların çinko içerikleri verim ve kaliteyi doğrudan etkiler. Bu nedenle arıtma çamuru uygulamasıyla toprakların çinko içeriklerinin arttırılması tarımsal açıdan faydalı bir durumdur.

Çizelge 4.5 ve 4.6'da görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çimlerinin her ikisi için de toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun yetiştirme ortamlarının toplam mangan içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. Bermuda bitkisinde arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam mangan içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çimi bitkisinde arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam mangan içeriği üzerine etkisi ise istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur.

Bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam mangan içeriğini arttırıcı yönde etkilediği belirlenmiştir. Konular içerisinde en yüksek toplam mangan değeri AÇ8T1 uygulamasında belirlenirken en düşük toplam mangan değeri AÇ1T2 uygulamasında tespit edilmiştir. Toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam mangan içeriğine etkisi istatistiksel olarak önemli

bulunmuş ve bütün uygulamalar için T1 toprağının toplam mangan içeriği T2 toprağına göre daha yüksek tespit dilmiştir.

İngiliz çimi bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının ortamların toplam mangan içeriği üzerine etkisi uygulamalarla düzenli bir değişim göstermemiştir. İngiliz çimi bitkisinde de yetiştirme ortamları içerisinde en yüksek toplam mangan değeri AÇ₈T1 örneğinde gözlenirken en düşük toplam mangan değeri AÇ₁T2 uygulamasında tespit edilmiştir. İngiliz çimi bitkisinde de toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam mangan içeriğine etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuş ve bütün uygulamalar için T1 toprağının toplam mangan içeriği T2 toprağına göre daha yüksek tespit dilmiştir. Tarım topraklarında toplam mangan miktarı 200-3000 mg kg⁻¹ arasında değişmektedir (Mengel ve Kirby 1987). Avrupa birliğinin arıtma çamuru ile ilgili yayınlamış olduğı 86/278/EEC direktifinde topraklar için herhangi bir sınır değeri verilmemektedir. Tüm bu veriler ve yetiştirme ortamlarının mangan içerikleri değerlendirildiğinde deneme topraklarının toplam mangan içeriği açısından bu aşamada herhangi bir kirlilik riski olmadığı düşünülmektedir.

Çizelge 4.5 ve 4.6’da görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çimlerinin her ikisi için de arıtma çamuru uygulamaları, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun yetiştirme ortamlarının toplam bakır içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur.

Bermuda bitkisinin yetiştirme ortamlarında arıtma çamuru uygulamasındaki artışa bağılı olarak ortamların toplam bakır içeriğinde az da olsa artış gözlenmiştir. Uygulamalar arasında en yüksek toplam mangan içeriği AÇ₈T1’de bulunurken en düşük toplam bakır içeriği AÇ₀T2 uygulamasında bulunmuştur. AÇ₂ dozundan sonraki arıtma çamuru uygulamalarında az da olsa artış gözlenmiş fakat artış istatistiksel olarak anlamlı olmadığı için farklı harflerle gösterilmemiştir. Toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam bakır içeriklerine etkileri incelendiğinde, T1 toprağı ile hazırlanan yetiştirme ortamlarında arıtma çamuru uygulamalarının hepsinde T2 toprağıyla hazırlanmışlara göre daha yüksek toplam bakır içerikleri belirlenmiş ve bu fark istatistiksel olarak önemli olduğı için farklı harflerle gösterilmiştir. İngiliz çimi bitkisinde de arıtma çamuru uygulama dozları istatistiksel olarak önemli bulunmuştur.

Ancak arıtma çamuru uygulamalarının ortamların toplam bakır içeriği üzerine etkisi açısından uygulamalar arasındaki farklar hafif bir değişime sahip olmuştur. Bakırın tarım topraklarındaki dağılımı 2-100 mg kg⁻¹ arasında değişmektedir (Kacar, 1995). Bu sebeple arıtma çamuru uygulaması yetiştirme ortamlarının toplam bakır içeriklerini arttırmıştır ancak bu artış küçük kalmıştır. İngiliz çimi bitkisinin kuru madde verimi bermuda bitkisinden daha fazla olduğu için ortamdan daha fazla bakır kaldırmış ve arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam mangan içeriği üzerine etkisinin ingiliz çiminde bermuda bitkisine göre daha az görülmesine neden olduğu düşünülmektedir. İngiliz çimi bitkisi için kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam bakır içeriklerine etkileri incelendiğinde bermuda bitkisinde olduğu gibi T1 toprağı ile hazırlanan yetiştirme ortamlarının arıtma çamuru uygulamalarının hepsinde T2 toprağıyla hazırlanmışlara göre daha yüksek toplam bakır içerikleri belirlenmiş ve bu fark istatistiksel olarak önemli olduğu için farklı harflerle gösterilmiştir. Sonuçlar bize her iki bitki içinde toplam bakır içeriğine toprakların kireç düzeylerinin arıtma çamuru uygulamasına göre daha belirleyici olduğunu göstermektedir. Toprakların ve arıtma çamurlarının başlangıçtaki toplam bakır içerikleri incelendiğinde Avrupa birliğinin yayınlamış olduğu 86/278/EEC direktifindeki sınır değerlere (50-140 mg kg⁻¹) uygun olduğu görülmektedir. Tüm bu veriler ve yetiştirme ortamlarının bakır içerikleri değerlendirildiğinde deneme topraklarına belirtilen miktarlarda arıtma çamuru uygulamalarının ortamların toplam bakır içeriğine herhangi bir toksisite riski taşımadığı görülmektedir.

Genel bir değerlendirme yapıldığında; farklı düzeylerde kireç içeren topraklara arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak oluşturulan yetiştirme ortamlarının toplam demir, çinko, mangan ve bakır konsantrasyonları artmış; ancak toksisite ve kirlilik açısından bu koşullar altında herhangi bir risk oluşturmadığı sonucuna varıldığı söylenebilir. Nitekim, ağır metallerin çözünürlükleri, çözünebilir organik kompleks oluşturucu komponentler tarafından arttırılabilir. Zamanla organik maddenin toprakta minerilizasyonu ile organik madde tarafından tutulmuş bulunan ağır metaller toprak çözeltisine geçmektedir (Arnesen ve Singh 1999; Karaca 2004). Ayrıca Özyazıcı vd (2012), toprağı arıtma çamuru uygulaması ile toprağın demir, bakır, çinko ve mangan içeriklerindeki değişmeyi inceledikleri bir çalışmada, evsel ve kentsel arıtma çamurlarının, bitkilerin ihtiyaç duyduğu besin elementlerinden demir, çinko ve mangan

miktarlarının artırılmasında önemli katkılar sağlayabileceğini ve alkalın reaksiyonlu topraklarda bitkilerde sıkça görülen mikro besin elementi noksanlığına arıtma çamuru uygulamasının yararlı olabileceğini belirtmişlerdir.

4.4. Yetiştirme Ortamlarının Ağır Metal Konsantrasyonları ve Değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının yetiştirme ortamlarına ait toplam nikel, krom, kurşun ve kadmiyum analiz sonuçları Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L. Pers.) için Çizelge 4.7’de; İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.) için Çizelge 4.8’de verilmiştir.

4.4.1. Yetiştirme ortamlarının toplam nikel, krom, kurşun, kadmiyum konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.7’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için, arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun yetiştirme ortamlarının toplam nikel içeriğine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuş, toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam nikel içeriği üzerine etkisi ise istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çimi bitkisi için toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun yetiştirme ortamlarının toplam nikel içeriğine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuş, topraklara arıtma çamuru uygulamasının yetiştirme ortamlarının toplam nikel içeriği üzerine etkisi ise istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.8).

Bermuda bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarındaki artışa bağlı olarak AÇ₀ uygulamasından AÇ₈ dozuna kadar yetiştirme ortamlarının toplam nikel içerikleri düzenli olarak artmış ancak bu artış AÇ₂, AÇ₄ ve AÇ₈ düzeylerinde hem T1 hem de T2 toprakları için istatistiksel olarak aynı grupta yer almıştır. Toprakların kireç düzeyleri ortamların toplam nikel içeriklerini belirgin şekilde etkilemiş ve T1 topraklarının toplam nikel içerikleri T2 topraklarından daha büyük çıkmıştır. İngiliz çimi için topraklara arıtma çamuru uygulamaları her ne kadar istatistiksel olarak önemli çıkıp artış eğilimine girse de bu artış eğilimi düzenli bir değişim göstermemiştir. Toprakların kireç düzeyleri bermuda bitkisinde olduğu gibi ingiliz çiminde de ortamların toplam

nikel içeriklerini belirgin şekilde etkilemiş ve bütün arıtma çamuru uygulamaları için T1 topraklarının toplam nikel içerikleri T2 topraklarına göre daha büyük çıkmıştır. Uygulamalar arasında en büyük toplam nikel değeri AÇ₈T1 örneğinde belirlenirken en düşük toplam nikel değeri AÇ₀T1 örneğinde belirlenmiştir. Yetiştirme ortamlarının toplam nikel içeriğine arıtma çamuru uygulamalarına göre toprakların kireç düzeyleri faktörünün daha belirgin etki ettiği anlaşılmıştır.

Toprakların başlangıçtaki toplam nikel içerikleri (T1 94.25 mg kg⁻¹ ve T2 62.38 mg kg⁻¹) incelendiğinde, Avrupa birliğinin arıtma çamurlarının tarım topraklarına uygulanması ile ilgili yayınlamış olduğu 86/278/EEC direktifinde ki topraklar için belirtilmiş nikel sınır değerlerinin (30-75 mg kg⁻¹) az da olsa üstünde olduğu görülmektedir. Ure'nin (1993) bildirdiğine göre tarım topraklarında nikel kapsamı 2-100 mg kg⁻¹ arasında değişebilmektedir. Arıtma çamurunun nikel içeriği (159.7 mg kg⁻¹) ise aynı direktifteki arıtma çamurlarının içerebileceği sınır değerlerin (400 mg kg⁻¹) oldukça altında olduğu görülmektedir. Yetiştirme ortamlarının toplam nikel içerikleri değerlendirildiğinde örneklerin nikel içeriklerinin Avrupa birliğinin yayınlamış olduğu 86/278/EEC direktifindeki sınır değerlerinin üstünde olduğunu görüyoruz. Bu duruma yetiştirme ortamlarına arıtma çamuru uygulamasının da etkili olduğu ancak deneme topraklarının başlangıç nikel içeriklerinin biraz daha fazla etkili olduğu düşünülmektedir. Bu durumun riskli olup olmadığına karar vermek için bitkilerin nikel içerikleri önemlidir. Nitekim nikel mutlak gerekli bitki besin elementleri arasında bulunmamasına rağmen bitki gelişimini teşvik edici ağır metaller arasında da gösterilmektedir. Ayrıca deneme topraklarımızın yüksek pH ve kireç içeriğine sahip olduğu düşünüldüğünde bu gibi topraklarda bitkinin ağır metal alınımında ciddi düşüşler olduğu da bilinmektedir.

Aitken ve Cummins (1998), sıvı arıtma çamurunun ağır metal davranışlarına etkisini araştırmışlar, 4 yılın sonunda arıtma çamuru uygulanan topraklarda nikel konsantrasyonunun arttığını, birikimin özellikle 0-25 cm derinlikte olduğunu bildirmişlerdir.

Çizelge 4.7 Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde yetiştirme ortamlarının ağır metal konsantrasyonları

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Toplam Ni (mg kg ⁻¹)			Toplam Cr (mg kg ⁻¹)			Toplam Pb (mg kg ⁻¹)			Toplam Cd (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	65.14 ^{de}	56.83 ^e	60.98	63.37 ^{de}	56.72 ^e	60.04	<D.L.	<D.L.	<D.L.	4.36 ^{ab}	2.68 ^{ef}	3.52
AÇ _{0.5}	76.07 ^{cd}	66.84 ^{de}	71.46	73.00 ^d	68.77 ^d	70.88	<D.L.	<D.L.	<D.L.	4.90 ^a	3.08 ^{de}	3.99
AÇ ₁	93.70 ^{ab}	86.03 ^{bc}	89.86	92.38 ^{bc}	83.77 ^c	88.07	<D.L.	<D.L.	<D.L.	3.98 ^b	1.48 ^g	2.73
AÇ ₂	106.58 ^a	87.05 ^{bc}	96.81	99.94 ^{ab}	85.59 ^c	92.77	<D.L.	<D.L.	<D.L.	3.76 ^{bc}	2.30 ^f	3.03
AÇ ₄	107.60 ^a	91.22 ^{abc}	99.41	101.15 ^{ab}	91.71 ^{bc}	96.43	<D.L.	<D.L.	<D.L.	4.01 ^b	1.61 ^g	2.81
AÇ ₈	107.93 ^a	98.48 ^{ab}	103.20	104.03 ^a	86.66 ^c	95.34	<D.L.	<D.L.	<D.L.	3.34 ^{cd}	2.09 ^{fg}	2.72
Ort.	92.84	81.08		88.98	78.87		<D.L.	<D.L.		4.06	2.21	
ANOVA												
AÇ	***			***			-			***		
T	**			***			-			***		
AÇXT	***			***			-			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir. Cihazın dedeksiyon limitlerinin altında (Pb için D.L.<0.03 mg kg⁻¹).

*,% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **,% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***,% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.8 İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde yetiştirme ortamlarının ağır metal konsantrasyonları

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Toplam Ni (mg kg ⁻¹)			Toplam Cr (mg kg ⁻¹)			Toplam Pb (mg kg ⁻¹)			Toplam Cd (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	157.09 ^{bcd}	131.36 ^{efg}	144.22	197.49	103.24	150.37	<D.L.	<D.L.	<D.L.	5.27 ^{ab}	3.15 ^{cde}	4.21
AÇ _{0.5}	165.91 ^{abc}	150.15 ^{bcd}	158.03	130.91	119.57	125.24	<D.L.	<D.L.	<D.L.	3.32 ^{cde}	1.76 ^e	2.54
AÇ ₁	168.75 ^{ab}	146.98 ^{cde}	157.87	124.15	114.93	119.54	<D.L.	<D.L.	<D.L.	4.28 ^{bcd}	4.41 ^{bcd}	4.35
AÇ ₂	180.04 ^a	127.29 ^{fg}	153.67	132.61	98.73	115.67	<D.L.	<D.L.	<D.L.	6.43 ^a	4.55 ^{abcd}	5.49
AÇ ₄	148.18 ^{cde}	120.61 ^g	134.39	106.8	90.43	98.64	<D.L.	<D.L.	<D.L.	5.38 ^{ab}	2.76 ^{de}	4.07
AÇ ₈	168.41 ^{ab}	142.36 ^{def}	155.39	130.09	120.94	125.52	<D.L.	<D.L.	<D.L.	4.78 ^{abc}	3.10 ^{cde}	3.94
Ort.	164.73	136.46		137.02a	120.97b		<D.L.	<D.L.		4.91	3.29	
ANOVA												
AÇ	**			Ö.D.			-			**		
T	***			*			-			***		
AÇXT	***			Ö.D.			-			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir. Cihazın dedeksiyon limitlerinin altında (Pb için D.L.<0.03 mg kg⁻¹).

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Ünal vd (2011), içme suyu tesisi arıtma çamurunun bitki gelişimi ve bazı toprak özellikleri üzerine etkilerini araştırdıkları bir çalışmada, toprağa arıtma çamuru uygulamasının toprakların nikel ve bor kapsamalarını kontrole göre arttırdığını ancak topraklarda meydana gelen bu artışın istatistiksel olarak önemli bulunmadığını belirtmişlerdir.

Çizelge 4.7’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulaması, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun yetiştirme ortamlarının toplam krom içeriğine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çimi bitkisi için ise arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun yetiştirme ortamlarının toplam krom içeriğine etkisi istatistiksel önemsiz bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam krom içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.8).

Bermuda bitkilerinin yetiştirme ortamlarına arıtma çamuru uygulaması ortamların toplam krom içeriğini her iki toprak kireç düzeyinde de arıtma çamuru uygulamalarındaki artışla doğru orantılı olarak arttırmıştır. En yüksek toplam krom içeriği AÇ₈T1 uygulamasında belirlenirken en düşük toplam krom içeriği AÇ₀T2 uygulamasında belirlenmiştir. Toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam krom içeriklerine etkileri incelendiğinde; T1 toprağı ile hazırlanan yetiştirme ortamlarının arıtma çamuru uygulamalarının hepsinde T2 toprağıyla hazırlanmışlara göre daha yüksek toplam krom içerikleri belirlenmiştir.

İngiliz çimi bitkisinin yetiştirme ortamlarının toplam krom içeriği üzerine toprakların kireç düzeyleri istatistiksel olarak etkili bulunmuştur. T1 toprağı ile hazırlanan yetiştirme ortamlarının arıtma çamuru uygulamalarının hepsinde T2 toprağıyla hazırlanmışlara göre daha yüksek toplam krom içerikleri belirlenmiştir. İngiliz çimi bitkilerinin yetiştirme ortamlarının toplam krom içeriklerine, toprakların kireç düzeyleri belirleyici olmuştur. Tarım topraklarında kullanılabilecek arıtma çamurunun krom içeriği ile ilgili olarak Avrupa birliğinin arıtma çamurlarının tarım topraklarına uygulanması ile ilgili yayınlamış olduğu 86/278/EEC direktifinde herhangi bir sınır değere yer

verilmemiş ancak “Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliği”nde ham çamur, işlenmiş arıtma çamuru ve kompostun tarımda kullanılması için verilen sınır değerlerde izin verilebilir arıtma çamuru krom sınır değeri 1500 mg kg^{-1} olarak bildirilmiştir. Denemede kullanılan arıtma çamurunun krom içeriği (62.5 mg kg^{-1}) söz konusu değerin oldukça altında ve herhangi bir risk oluşturmaktan uzak görünmektedir. Ancak arıtma çamurunun uzun yıllar toprağa uygulanmasının daha farklı sonuçlar doğurabileceği ve Cr konsantrasyonunun da arttırabileceği göz ardı edilmemelidir.

Aitken ve Cummins (1998), sıvı arıtma çamurunun ağır metal davranışlarına etkisini araştırmışlar, 4 yılın sonunda arıtma çamuru uygulanan topraklarda krom konsantrasyonunun arttığını, birikimin özellikle 0-25cm derinlikte olduğunu bildirmişlerdir.

Ünal vd (2011), içme suyu tesisi arıtma çamurunun bitki gelişimi ve bazı toprak özellikleri üzerine etkilerini araştırdıkları bir çalışmada, toprağa arıtma çamuru uygulamasıyla toprakların toplam krom kapsamlarında ki değişimi 19.585 (kontrol)- $38.295 \text{ mg kg}^{-1}$ (90 t ha^{-1}) değerleri arasında belirlemişlerdir. Kontrol toprağına göre toplam krom kapsamı diğer uygulama konularında göre artış gösterdiğini ancak en yüksek arıtma çamuru uygulamasında dahi “Toprak Kirliliği Kontrol Yönetmeliği”nde izin verilen sınır değerlerin çok altında tespit edildiğini bildirilmiştir.

Çizelge 4.7 ve 4.8’de görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çimlerinin her ikisi için de yetiştirme ortamlarından alınan örneklerin toplam kurşun içeriği cihazın deteksiyon limitlerinin (Deteksiyon Limiti (D.L.): Belirli bir güven seviyesinde tayin edilebilen en küçük analit derişimi veya kütlesi deteksiyon limiti olarak kabul edilir) ki cihazımızda Pb için bu değer $D.L. < 0.03 \text{ mg kg}^{-1}$ ’ün altında olduğu için belirlenememiştir. Bu durum uygulamalar ile ilgili güvenilir bir sonuca ulaşmayı zorlaştırmaktadır. Ancak yine de toksik bir ağır metal olan kurşun elementinin arıtma çamuru uygulamalarıyla toprağına tespit edilebilir miktarlarda verilmediği sonucunu düşündürmektedir. Avrupa birliğinin arıtma çamurlarının tarım topraklarına uygulanması ile ilgili yayınlamış olduğu 86/278/EEC direktifinde topraklarda kurşun içeriği için belirttiği sınır değeri 300 mg kg^{-1} dir. Scheffer ve Schachtschabel’in (1984) bildirdiğine göre topraklarda kurşun içeriği ortalama 15 mg kg^{-1} ve kimi yerlerde 70 mg kg^{-1} ’a kadar çıkabilmektedir. Arıtma

çamurunun kurşun içeriğinin (20.41 mg kg^{-1}) ise aynı direktifteki arıtma çamurlarının içerebileceği sınır değerlerin (1200 mg kg^{-1}) oldukça altında olduğu görülmektedir. Tüm bu veriler denemede kullanılan arıtma çamurunun deneme topraklarına uygulanmasının kurşun toksisitesine neden olmayacağını gösterebilir.

Ünal vd (2011), içme suyu tesisi arıtma çamurunun bitki gelişimi ve bazı toprak özellikleri üzerine etkilerini araştırdıkları bir çalışmada, toprağa arıtma çamuru uygulamasının toprakların toplam kurşun kapsamlarını 10.075 (kontrol)- $20.253 \text{ mg kg}^{-1}$ (180 t ha^{-1}) değerleri arasında belirlemiştir. Yapılan istatistik analiz sonucunda toprakların organik madde kapsamı ile toplam kurşun içerikleri arasında $P < 0.001$ düzeyinde önemli pozitif ilişki belirlenmiş olup, toprağın arıtma çamuruna bağlı olarak organik madde miktarı arttıkça toplam kurşun kapsamının da arttığını belirtmişlerdir.

Çizelge 4.7 ve 4.8’de görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çiminin her ikisi için de toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun yetiştirme ortamlarının toplam kadmiyum içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak $\%0.1$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam kadmiyum içeriği üzerine etkileri istatistiksel olarak $\%0.1$ düzeyinde önemli bulunurken, ingiliz çimi için arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam kadmiyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak $\%1$ düzeyinde önemli bulunmuştur.

Bermuda bitkisi için yetiştirme ortamlarına arıtma çamuru uygulaması her ne kadar istatistiksel olarak önemli çıksa da yetiştirme ortamlarının toplam kadmiyum içeriklerindeki değişimler artma ya da azalma açısından düzenli bir eğilim göstermemiştir. Toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam kadmiyum içeriklerine etkileri incelendiğinde T1 toprağı ile hazırlanan yetiştirme ortamlarının arıtma çamuru uygulamalarının hepsinde T2 toprağıyla hazırlanmışlara göre daha yüksek toplam kadmiyum içerikleri belirlenmiştir. Örneklerin toplam kadmiyum içeriklerine öncelikle toprakların kireç içerikleri etkili olmuştur. İngiliz çimi bitkisi için de arıtma çamuru uygulamalarının yetiştirme ortamlarının toplam kadmiyum içeriği üzerine etkisi önemli bulunmuştur. Ancak örneklerin toplam kadmiyum içeriklerindeki değişimler bermuda bitkisinde olduğu gibi ingiliz çiminde

de arıtma çamuru dozlarıyla net olarak ilişkilendirilememiştir. Toprağa arıtma çamuru uygulamasının yetiştirme ortamlarının kadmiyum içeriğinde fark edilir bir değişiklik yaratmamasının denemede kullanılan arıtma çamurunun kadmiyum içeriğinin düşük olmasından kaynaklandığı düşünülmüştür. Toprakların kireç düzeylerinin yetiştirme ortamlarının toplam kadmiyum içeriklerine etkileri incelendiğinde ingiliz çiminde de bermuda bitkisinde olduğu gibi T1 toprağı ile hazırlanan yetiştirme ortamlarının arıtma çamuru uygulamalarının hepsinde T2 toprağıyla hazırlanmışlara göre daha yüksek toplam kadmiyum içerikleri belirlenmiştir. İngiliz çimi bitkisinde de yetiştirme ortamlarının toplam kadmiyum içeriklerine öncelikle toprakların kireç düzeyleri etkili olmuştur. Avrupa birliğinin arıtma çamurlarının tarım topraklarına uygulanması ile ilgili yayınlamış olduğu 86/278/EEC direktifinde toprakların kadmiyum içeriği için belirttiği sınır değer 3 mg kg⁻¹ dir. Denemede kullanılan toprakların kadmiyum içerikleri (T1 5.25 mg kg⁻¹ ve T2 3.04 mg kg⁻¹) sınır değerlerin az da olsa üstünde bulunmuştur. Aynı direktifte arıtma çamurunun kadmiyum içeriğinin 40 mg kg⁻¹ olması gerektiği belirtilmiştir. Denememizde kullandığımız arıtma çamurunun Cd konsantrasyonu ise 1.48 mg kg⁻¹ olarak belirlenmiştir. Yetiştirme ortamları için belirlenen bazı Cd konsantrasyonları verilen 3 ppm sınır değerinin biraz üstünde bulunmuş ancak bitkilerde herhangi bir toksisiteye rastlanmamıştır. Tüm bu veriler denemede kullanılan arıtma çamurunun deneme topraklarına uygulanmasının kadmiyum toksisitesine neden olmayacağını göstermektedir.

4.5. Çim Bitkilerinde Bitkisel Parametreler

4.5.1. Çim bitkilerinin çıkış hızı, kaplama hızı, yaprak rengi, bitki boyu parametreleri ve değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının bermuda ve ingiliz çimlerinin çıkış hızı, kaplama hızı, yaprak rengi (1-9 skalası) ve bitki boyuna etkisinin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.9 ve 4.10'da verilmiştir.

Çizelge 4.9. Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde bitkide tespit edilen bazı fenolojik ve morfolojik özelliklere ait değerler

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Çıkış Hızı (gün)			Kaplama Hızı (gün)			Renk (1-9 Skalası)			Bitki Boyu (cm)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	15.7 ^{ab}	17.2 ^a	16.5	21.2	19.5	20.3	7 ^b	5 ^c	6	3.0 ^j	4.0 ^j	3.5
AÇ _{0.5}	11.7 ^c	19.0 ^a	15.3	21.2	21.0	21.1	5 ^c	5 ^c	5	7.0 ⁱ	10.0 ^h	8.5
AÇ ₁	17.2 ^a	17.7 ^a	17.5	21.0	19.7	20.3	5 ^c	5 ^c	5	12.0 ^g	16.0 ^f	14.0
AÇ ₂	13.5 ^{bc}	18.5 ^a	16.0	21.7	20.5	21.1	7 ^b	7 ^b	7	22.3 ^d	20.0 ^e	21.1
AÇ ₄	18.0 ^a	19.2 ^a	18.6	20.2	20.5	20.3	9 ^a	9 ^a	9	32.0 ^a	29.5 ^b	30.8
AÇ ₈	19.2 ^a	18.0 ^a	18.6	20.5	20.5	20.5	9 ^a	9 ^a	9	28.0 ^c	30.3 ^b	29.1
Ort.	15.9	18.2		21	20.2		7	6.67		17.4	18.3	
ANOVA												
AÇ	*			Ö.D.			***			***		
T	**			Ö.D.			Ö.D.			***		
AÇXT	**			Ö.D.			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.10. İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde bitkide tespit edilen bazı fenolojik ve morfolojik özelliklere ait değerler

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Çıkış Hızı (gün)			Kaplama Hızı (gün)			Renk (1-9 Skalası)			Bitki Boyu (cm)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	7.75 ^d	9.25 ^{bc}	8.50	9.00 ^d	10.75 ^{bc}	9.87	4.00 ^g	4.00 ^g	4.00	6.18 ^f	6.62 ^f	6.40
AÇ _{0.5}	9.00 ^{bcd}	8.75 ^{bcd}	8.88	11.00 ^{bc}	10.50 ^{bc}	10.75	5.25 ^e	5.00 ^f	5.13	8.83 ^e	9.04 ^e	8.93
AÇ ₁	9.00 ^{bcd}	8.75 ^{bcd}	8.88	10.00 ^{cd}	10.75 ^{bc}	10.38	5.50 ^d	5.13 ^{ef}	5.31	10.25 ^{cd}	9.98 ^d	10.11
AÇ ₂	8.50 ^{cd}	9.00 ^{bcd}	8.75	9.75 ^{cd}	11.00 ^{bc}	10.38	6.50 ^c	6.50 ^c	6.50	11.93 ^b	11.76 ^b	11.84
AÇ ₄	9.00 ^{bcd}	10.00 ^b	9.50	10.25 ^{bcd}	11.75 ^b	11.00	8.00 ^b	8.00 ^b	8.00	12.93 ^a	12.01 ^b	12.47
AÇ ₈	9.00 ^{bcd}	12.25 ^a	10.63	10.50 ^{bc}	18.00 ^a	14.25	8.50 ^a	8.50 ^a	8.50	13.16 ^a	10.79 ^c	11.98
Ort.	8.71	9.66		10.08	12.13		6.29	6.19		10.55	10.03	
ANOVA												
AÇ	***			***			***			***		
T	***			***			**			**		
AÇXT	***			***			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.9’da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının bitkinin çıkış hızına etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunurken toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun çıkış hızına etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin çıkış hızına etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.10).

Çizelge 4.9 ve 4.12’nin incelenmesinden anlaşılabacağı üzere arıtma çamuru uygulaması, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bermuda ve ingiliz çiminin çıkış hızları üzerine etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuş ancak çıkış süreleri arasındaki farklar değer olarak küçük kalmıştır. Her iki bitki içinde T1 topraklarına ait örneklerde artan arıtma çamuru uygulama miktarlarıyla bitkilerin çıkış hızının yavaşladığı bu değişimin istatistiksel olarak önemli bulunduğu için AÇ₄ ve AÇ₈ dozlarının aynı harfle ve diğer uygulamalardan farklı olarak gösterilmiştir. Toprakların kireç düzeylerinin bitkilerin çıkış hızına etkisi de istatistiksel olarak önemli bulunmuş ve her iki bitki içinde gözlenen en geç çıkış diğer toprağa göre daha fazla kireç içeren T2 toprağında tespit edilmiştir. Artan arıtma çamuru uygulamalarının bitki çıkışlarını yavaşlatmasına olası sebep inkübasyon sonrası yetiştirme ortamlarının tuzluluğundaki artış olarak düşünülmüştür. Yetiştiricilik sonunda ortamlarının EC değerleri incelendiğinde AÇ₄ ve AÇ₈ dozlarında bir miktar EC’nin yükseldiği ama toprakta tuzluluk stresi yaratacak düzeyden uzak olduğu görülmüştür.

Çizelge 4.9 ve 4.10’da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin alanı kaplama hızına etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çimi bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin alanı kaplama hızına etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.9 ve 4.10'nun incelenmesinden anlaşılabacağı üzere arıtma çamuru uygulaması, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bermuda bitkisinin alanı kaplama hızı üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunurken, İngiliz çimi için arıtma çamuru uygulaması, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun alanı kaplama hızı üzerine etkileri önemli bulunmuştur. İki bitki için uygulamaların kaplama hızı üzerine etkilerinin istatistiksel olarak farklı bulunma sebebi bermuda bitkisinin dönemi dışında yetiştirildiği için normale göre alanı daha geç kaplaması (yaklaşık 20 günlük) ve bundan dolayı kaplama hızına olan diğer etkilerin net gözlenememesi olarak değerlendirilmiştir. İngiliz çimi bitkisinde arıtma çamuru uygulamaları içinde en geç alanı kaplama AÇ₈ dozunun ortalamasında gözlenirken toprakların kireç düzeyleri arasında en geç alanı kaplama T2 toprağında belirlenmiştir. Alanı kaplama hızının bulguları İngiliz çimi için çıkış hızının istatistiksel sonuçlarıyla örtüşmektedir. İki kriteri de aynı faktörlerin etkilediği düşünülmektedir.

Çizelge 4.9'da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin rengi (1-9 skalası) üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkinin rengi üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çimi bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin rengi üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkinin rengi üzerine etkisi istatistiksel %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.10).

Çizelge 4.9 ve 4.10'da görüldüğü gibi bermuda ve İngiliz çiminin renkleri üzerine arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulaması ile toprak kireç düzeyi arasındaki interaksiyon etkili olmuş ve bitkilerin renk düzeylerinin skala değerleri artmıştır. Artan arıtma çamuru uygulamasına bağlı olarak her iki bitkininde renklerinde düzenli artışlar gözlenmiştir. Bermuda çiminde en yüksek renk skala değerleri de AÇ₈ ve AÇ₄ arıtma çamuru dozlarında tespit edilmiştir. Bu artışa arıtma çamurunun içerdiği yüksek organik maddenin toprakta ayrışması ile ortaya çıkan başta azot ve diğer bitki

besin maddelerinin bitki tarafından kullanılmasının neden olduğu düşünülmektedir. Her iki bitki içinde T1 kireç düzeyinde yetiştirilen bitkilerin renk skala değerleri T2 kireç düzeyinde yetiştirilen bitkilerinden renk skala değerlerinden yüksek tespit edilmiş ve bu fark özellikle ingiliz çiminde istatistiksel olarak önemli çıkmıştır. T1 kireç düzeyinde renk skala değerlerinin daha yüksek çıkması T1 toprağının T2 toprağına göre daha az kireç içermesi ve pH'sının daha düşük olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Çünkü yüksek pH'larda bitkilerin başta mikro elementler olmak üzere bitki besin maddesi alım kabiliyetleri azalmaktadır. Küçükhemek vd (2005), arıtma çamurunu çiftlik gübresiyle mukayese ederek çim bitkisi üzerine etkilerini araştırdıkları çalışmada, çamur uygulamasında çim bitkisinin renginin çiftlik gübresine göre daha koyu renk tonunda olduğunu ve çim bitkisi verimini de daha fazla olumlu yönde etkilediğini belirlemişlerdir.

Çizelge 4.9 ve 4.10'da görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çiminin her ikisi için de arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitki boyu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitki boyu üzerine etkisi bermuda bitkisinde etkisi %0.1, ingiliz çiminde %1 düzeyinde istatistiksel olarak önemli olmuştur.

Çizelge 4.9 ve 4.10'da görüldüğü gibi bermuda ve ingiliz çiminin boyları üzerine arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulaması ile toprak kireç düzeyi arasındaki interaksiyon etkili olmuş ve bitki boyları artmıştır. Artan arıtma çamuru uygulamasına bağlı olarak her iki bitkininde boylarında düzenli artışlar gözlenmiştir. Her iki bitki içinde en düşük değerler kontrol ortamlarında yetiştirilen bitkiler de gözlenirken en yüksek bitki boyu değerleri de AÇ₈ ve AÇ₄ arıtma çamuru dozlarında tespit edilmiştir. Bu artışa arıtma çamurunun içerdiği yüksek organik maddenin toprakta ayrışması ile ortaya çıkan başta azot ve diğer bitki besin maddelerinin bitki tarafından kullanılmasının neden olduğu düşünülmektedir. Angın ve Yağanoğlu'nun (2009) yaptığı arıtma çamurlarının fiziksel ve kimyasal toprak düzenleyicisi olarak kullanımını inceledikleri bir çalışmada, toprağı arıtma çamuru uygulamasının toprağın organik madde içeriğini önemli düzeyde arttırdığını ve toprağı artan miktarlarda arıtma çamuru

uygulaması ile toprak organik maddesindeki artışın doğru orantılı olduğunu bildirmişlerdir. Bizim çalışmamızda bu bulgular ile uyum içerisinde.

Şekil 4.1, Şekil 4.2, Şekil 4.3, Şekil 4.4, Şekil 4.5, Şekil 4.6, Şekil 4.7, Şekil 4.8, Şekil 4.9, Şekil 4.10, ve Şekil 4.11’de saksı denemelerinin değişik zamanlarda çekilen resimlerine yer verilmiştir.



Şekil 4.1. Bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki tesadüf parselleri deneme desenine göre arazideki görünümü



Şekil 4.2. T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamındaki bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki görünümü. Soldan sağa AÇ₈-AÇ₄-AÇ₂-AÇ₁-AÇ_{0.5}-AÇ₀.



Şekil 4.3. T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamındaki bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki görünümü. Yakından uzağı doğru 4'er tekerür halinde AÇ₈-AÇ₄-AÇ₂-AÇ₁-AÇ_{0.5}-AÇ₀.



Şekil 4.4. T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamındaki bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki görünümü. Soldan sağa doğru AÇ₈-AÇ₄-AÇ₂-AÇ₁-AÇ_{0.5}-AÇ₀.



Şekil 4.5. T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamındaki bermuda çimlerinin hasat edilmeden önceki görünümü. Yakından uzağa doğru 4'er tekerrür halinde AÇ₀-AÇ_{0.5}-AÇ₁-AÇ₂-AÇ₄-AÇ₈.



Şekil 4.6. İngiliz çim bitkilerinin ilk hasadından hemen önce tesadüf parselleri deneme desenine göre arazideki görünümü



Şekil 4.7. İngiliz çim bitkilerinin ilk hasattan önceki görünümü. Soldan sağa AÇ₀-AÇ_{0.5}-AÇ₁-AÇ₂-AÇ₄-AÇ₈. Yakın sıra T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları; arka sıra T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları.



Şekil 4.8. İngiliz çim bitkilerinin ikinci hasattan önceki görünümü. Soldan sağa AÇ₀-AÇ_{0.5}-AÇ₁-AÇ₂-AÇ₄-AÇ₈. Yakın sıra T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları; arka sıra T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları.



Şekil 4.9. İngiliz çim bitkilerinin üçüncü hasattan önceki görünüşleri. Soldan sağa AÇ₈-AÇ₄-AÇ₂-AÇ₁-AÇ_{0.5}-AÇ₀. Üstteki resim T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları; alttaki resim T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamları.



Şekil 4.10. İngiliz çim bitkilerinin 4. hasattan hemen önce tesadüf parselleri deneme desenine göre arazideki görünümü



Şekil 4.11. İngiliz çim bitkilerinin dördüncü hasattan önceki görünüşleri. Soldan sağa AÇ₈-AÇ₄-AÇ₂-AÇ₁-AÇ_{0.5}-AÇ₀. Üstteki şekil T1 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamlarına; alttaki şekil T2 kireç düzeyindeki toprağı içeren yetiştirme ortamlarına aittir.

4.5.2. Çim bitkilerinde klorofil ölçümü (Minolta spad-502 plus), toplam klorofil analizi ve kuru ağırlık parametreleri ve değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının bermuda ve ingiliz çiminde klorofil ölçümü (Minolta spad), toplam klorofil analizi ve kuru ağırlık parametrelerine ait etkisinin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.11 ve 14.12’de verilmiştir.

Çizelge 4.11. Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde bitkide klorofil ölçümü (Minolta spad), toplam klorofil analizi ve kuru ağırlığa ait değerler

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Klorofil Ölçümü (Minolta Spad 502 Plus)			Toplam Klorofil Analizi (mg g ⁻¹)			Kuru Ağırlık (g saksı ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	29.4 ^{abc}	36.6 ^a	32.5	10.51 ^{bc}	10.77 ^{bc}	10.64	2.89 ^g	5.13 ^g	4.01
AÇ _{0.5}	21.4 ^{bc}	22.3 ^{bc}	21.8	10.73 ^{bc}	9.07 ^c	9.90	16.27 ^f	20.23 ^f	18.25
AÇ ₁	28.8 ^{abc}	31.2 ^a	30.0	9.26 ^c	11.74 ^{bc}	10.50	28.39 ^e	38.14 ^d	33.27
AÇ ₂	27.4 ^{abc}	29.0 ^{abc}	28.2	18.94 ^a	13.63 ^b	16.28	55.12 ^c	49.10 ^c	52.11
AÇ ₄	22.3 ^{bc}	29.4 ^{abc}	25.8	21.09 ^a	19.18 ^a	20.13	61.86 ^b	62.39 ^b	62.12
AÇ ₈	21.3 ^c	29.9 ^{ab}	25.6	21.37 ^a	22.59 ^a	21.98	75.65 ^a	62.65 ^b	69.15
Ort.	25.1	29.7		15.31	14.50		40.03	39.61	
ANOVA									
AÇ	**			***			***		
T	**			Ö.D.			Ö.D.		
AÇXT	**			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.12. İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde bitkide klorofil ölçümü (Minolta spad), toplam klorofil analizi ve kuru ağırlığa ait değerler

Arıtm Çamuru (ton da ⁻¹)	Klorofil Ölçümü (Minolta Spad 502 Plus)			Toplam Klorofil Analizi (mg g ⁻¹)			Kuru Ağırlık (g saksı ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	23.80 ^h	24.04 ^h	23.92	9.75 ^e	10.80 ^{de}	10.28	9.58 ⁱ	8.86 ^g	9.22
AÇ _{0.5}	24.97 ^h	25.04 ^h	25.00	9.68 ^e	10.88 ^{de}	10.28	15.08 ^h	14.77 ^f	14.93
AÇ ₁	28.66 ^{gh}	29.87 ^{fg}	29.26	12.71 ^d	11.78 ^{de}	12.24	17.80 ^{gh}	17.71 ^e	17.76
AÇ ₂	34.61 ^{cd}	31.27 ^{ef}	32.93	18.27 ^b	15.82 ^c	17.04	26.57 ^h	26.58 ^f	26.58
AÇ ₄	35.61 ^{bc}	32.45 ^{de}	34.03	19.85 ^b	20.32 ^b	20.08	50.01 ^d	46.14 ^c	48.08
AÇ ₈	38.00 ^b	40.71 ^a	39.36	26.25 ^a	27.41 ^a	28.83	81.15 ^b	77.91 ^a	79.53
Ort.	30.94	30.56		16.09	16.17		33.37	32.00	
ANOVA									
AÇ	***			***			***		
T	Ö.D.			Ö.D.			***		
AÇXT	***			***			***		

Değerler 4 tekrerr ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının bermuda ve ingiliz çiminin Minolta spad cihazı ile ölçülerek sera şartlarında belirlenen klorofil değerleri üzerine etkisinin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.11 ve 4.12’de verilmiştir.

Çizelge 4.11’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun bitkinin ölçülen klorofil değeri üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çimi bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun bitkinin klorofil düzeyi üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken toprakların kireç düzeylerinin bitkinin ölçülen klorofil değeri üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur (Çizelge

4.12). Bermuda çiminde örneklerin ortalamaları incelendiğinde uygulamalar ile klorofil ölçüm değerleri arasındaki ilişki belirgin bir değişim göstermemiştir. Bu durumun yazlık bir çim çeşidi olan bermuda bitkisinin kış aylarında yetiştirilmesinden dolayı renk özelliklerini gösterememiş olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. İngiliz çiminde arıtma çamuru uygulama dozlarının artan miktarları ile bitkilerin klorofil düzeyleri doğru orantılı olarak artmaktadır. Her iki toprak tipi içinde bitki örneklerinde en düşük klorofil ölçüm değeri AÇ₀ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülürken en yüksek klorofil ölçüm değeri de AÇ₈ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülmüştür. Artan arıtma çamuru uygulamalarıyla her iki bitkininde klorofil düzeylerinde artış görülmesine arıtma çamurunun yüksek organik madde içeriğinin toprakta ayrışması ile toprağa önemli miktarda azot ve diğer önemli bitki besin elementlerinin kazandırılmış olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Klorofil düzeyi bitkiler üzerindeki stresi belirlemek için başvurulacak yollardan biridir. Daha önce yapılan çeşitli çalışmalara göre metal kirliliğinin bitkilerde klorofil düzeyini azalttığı belirlenmiştir (Manios vd 2003). Nikel ve bakır kirliliği olan toprakta yetiştirilen *E.nigrum*'da klorofil miktarı %15-30 oranında azalmıştır (Monni vd 2001). Deneme örneklerinde artan arıtma çamuru uygulamalarında bitkilerin klorofil düzeylerinde bir azalmanın görülmemesi aksine klorofil düzeylerinin arıtma çamuruyla artması bitkilerin herhangi bir stres altında olmadıkları ve arıtma çamuru dozlarında kritik seviyenin aşılmadığı sonucu çıkarılabilir.

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının bermuda ve ingiliz çimi analiz sonuçlarında belirlenen toplam klorofil içeriklerine etkisinin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.11 ve 4.12'de verilmiştir.

Çizelge 4.11'de görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çimlerinin her ikisi için de arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkilerin toplam klorofil içeriklerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkilerin toplam klorofil içeriklerine etkisi her iki bitki için de istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur.

Arıtma çamuru uygulama dozlarının artan miktarları ile bitkilerin toplam klorofil içerikleri doğru orantılı olarak artmaktadır. Her iki toprak tipi içinde bitki örneklerinde en düşük toplam klorofil içeriği AÇ₀ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülürken en yüksek toplam klorofil içeriği de AÇ₈ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülmüştür. Özellikle ingiliz çimi için minolta spad cihazı ile belirlenen klorofil değeri ile toplam klorofil miktarı arasında da benzerlik gözlenmiştir. Artan arıtma çamuru uygulamalarıyla her iki bitkininde toplam klorofil içeriğinde artış görülmesine arıtma çamurunun yüksek organik madde içeriğinin toprakta ayrışması ile toprağa kazandırdığı önemli miktarda azot ve diğer bitki besin elementlerinin neden olduğu düşünülmektedir. Stres faktörlerinin bitkiler üzerindeki etkilerini belirlemek için başvurulacak yollardan biri de bitkilerin toplam klorofil içeriklerini belirlemektir. Daha önce yapılan çeşitli çalışmalara göre metal kirliliğinin bitkilerde klorofil düzeyini azalttığı belirlenmiştir (Manios 2003). Arıtma çamurlarında ağır metal bulunması muhtemel olduğu için bitkilerin klorofil sonuçları üzerine olumsuz etkiler doğurma riski vardır. Bitkilerde ağır metallerin sınır değerlerinin üstünde olmasının etilen üretimini arttırdığı ve stomalarda kapanmaya yol açarak erken yaşlanma sinyallerine sebep olduğu ileri sürülmektedir (Barcelo vd 1986). Ağır metallerin klorofil biyosentezinde görev yapan enzimleri etkileyerek işlevlerini engelleyebildiği bilinmektedir. Örneğin kadmiyumun protoklorofil reduktaz aminoövalinik asit (ALA) sentezini dolayısıyla klorofil biyosentezini engellediği bildirilmiştir (Stobart vd 1985). Ağır metaller serbest radikal oluşumuna ve bu yolla tilakoid membran lipidlerin oksidatif yıkımına neden olmaktadır (Sandmann vd 1980). Deneme örneklerinde artan arıtma çamuru uygulamalarında bitkilerin toplam klorofil içeriklerinde bir azalmanın görülmemiş aksine klorofil düzeylerinin arıtma çamuru uygulamaları ile artması bitkilerin herhangi bir stres altında olmadıklarını ve arıtma çamuru uygulamalarının bitkiye faydalı olduğunu düşündürmektedir.

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının bermuda ve İngiliz çimi bitkilerinin kuru ağırlıkları üzerine etkisinin istatistiksel analiz sonuçları Çizelge 4.11 ve 4.12’de verilmiştir.

Çizelge 4.11’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki

interaksiyonun bitkinin kuru ağırlığı üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken toprakların kireç düzeylerinin bitkinin kuru ağırlığı üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin kuru ağırlığı üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.12).

Arıtma çamuru uygulama dozlarının artan miktarları ile bitkilerin kuru ağırlıkları da genek itibariyle artış göstermiştir. Her iki toprak tipi içinde bitki örneklerinde en düşük kuru ağırlık AÇ₀ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülürken en yüksek kuru ağırlık da AÇ₈ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülmüştür. Artan arıtma çamuru uygulamalarıyla her iki bitkinin de kuru ağırlıklarında artış görülmesi, uygulanan arıtma çamurunun içerdiği başta organik maddenin ayrışmasıyla toprağa kazandırılan azot ve bitkilerin kullanımına sunulan diğer bitki besin elementlerinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Arıtma çamuru ilavesi ile toprağa kazandırdığımız organik maddenin yararlı toprak mikroorganizmalarının gelişimini teşvik etmesinin de bitki gelişimini olumlu etkilediği düşünülmektedir.

Çekebi vd'nin (2011) rizomlu kırmızı yumak ile tesis edilen yeşil alanda artıma çamurunun tesis gübrelemesi olarak değerlendirme imkânlarını araştırdıkları çalışmalarında toprağa arıtma çamuru uygulamasının kontrole göre yeşil ot verimini arttırdığını ve en yüksek yeşil ot verimini 12 ton/da arıtma çamuru uygulaması ile en yüksek uygulamada bulduklarını belirtmişlerdir.

Mısır ve farklı bitkilerle yapılan birçok çalışmalarda araştırmacılar, toprağa değişik dozlarda uygulanan arıtma çamurunun bitkilerin kuru madde ağırlığını arttırdığını bildirmişlerdir (Bozkurt vd 2000; Lombi ve Gerzabek 1998).

Küçükhemek vd (2005), arıtma çamurunu çiftlik gübresiyle mukayese ederek çim bitkisi üzerine etkilerini araştırdıkları çalışmada, çamur uygulamasında çim bitkisinin renginin çiftlik gübresine göre daha koyu renk tonunda olduğunu ve çim bitkisi verimini de daha fazla olumlu yönde etkilediğini belirlemişlerdir.

4.5.3. Çim bitkilerinin makro element konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının bitkilerin toplam azot, fosfor, potasyum, kalsiyum, magnezyum ve sodyum analiz sonuçları Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L. Pers.) için Çizelge 4.13’de; İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.) için Çizelge 4.14’de verilmiştir.

Çizelge 4.13. Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde bitkilerin makroelement konsantrasyonları

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	N (%)			P (%)			K (%)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	1.25 ^{de}	1.12 ^{ef}	1.19	0.024 ^c	0.045 ^a	0.034	1.11 ^d	0.91 ^e	1.01
AÇ _{0.5}	1.04 ^f	1.16 ^{ef}	1.10	0.033 ^b	0.045 ^a	0.039	1.25 ^{cd}	1.32 ^c	1.28
AÇ ₁	1.09 ^{ef}	1.05 ^f	1.07	0.029 ^{bc}	0.036 ^b	0.033	1.23 ^{cd}	1.30 ^c	1.27
AÇ ₂	1.26 ^{de}	1.37 ^d	1.31	0.025 ^c	0.032 ^b	0.029	1.24 ^{cd}	1.52 ^b	1.38
AÇ ₄	2.24 ^c	2.21 ^c	2.23	0.034 ^b	0.035 ^b	0.034	1.73 ^a	1.84 ^a	1.78
AÇ ₈	2.52 ^b	2.71 ^a	2.62	0.036 ^b	0.035 ^b	0.035	1.71 ^a	1.20 ^{cd}	1.46
Ort.	1.57	1.60		0.030	0.038		1.38	1.35	
ANOVA									
AÇ	***			**			***		
T	Ö.D.			***			Ö.D.		
AÇXT	***			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

4.5.3.1. Çim bitkilerinin azot konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.13 ve 4.14’den görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çiminin her ikisi için de arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkilerin azot konsantrasyonları üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1

düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkilerin azot konsantrasyonlarına etkisi her iki bitki için de istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur.

Arıtma çamuru uygulama dozlarının artan miktarları ile bitkilerin azot konsantrasyonları da artmaktadır. Her iki toprak tipi içinde bitki örneklerinde en düşük azot kapsamı AÇ₀ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülürken en yüksek azot kapsamı AÇ₈ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülmüştür. Özellikle ingiliz çiminde artan arıtma çamuru uygulamalarıyla her iki bitkinin de azot içeriklerinde artış görülmesi, uygulanan arıtma çamurunun içerdiği yüksek organik maddenin toprakta ayrışması ile ortaya çıkan azotun bitkiye olumlu etkisi şeklinde yorumlanmıştır. Bu veri bitkilerin klorofil düzeyleri, toplam klorofil içerikleri ve renk değerleri ile de uyumlu çıkmış ve arıtma çamuru uygulamaları arttıkça tüm bu kriterler olumlu etkilenmiştir.

Kocaer vd (2003), gıda endüstrisi kökenli arıtma çamurunun azotlu gübre olarak kullanım potansiyelini ortaya koyma amacıyla yaptığı çalışmada toprağa 16g/kg oranında yapılan arıtma çamuru uygulamasının azot minerilizasyonu açısından en iyi sonucu verdiğini tespit etmişlerdir.

Akdeniz vd'nin (2006) bildirdiğine göre toprağa arıtma çamuru uygulaması sorgum bitkisinin yapraklarının N içeriklerini ve bitkinin N alınımını kontrole göre arttırmaktadır.

4.5.3.2. Çim bitkilerinin fosfor konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.13'de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun bitkinin fosfor içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak düzeyinde önemli bulunmuştur. Arıtma çamuru uygulamalarının bitkinin fosfor içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun bitkinin fosfor içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.14).

Özellikle ingiliz çiminde arıtma çamuru uygulama dozlarının artan miktarları ile bitkilerin fosfor içerikleri doğru orantılı olarak artmaktadır. Her iki toprak tipi içinde bitki örneklerinde en düşük fosfor içeriği AÇ₀ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülürken en yüksek fosfor içeriği de AÇ₈ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülmüştür. Artan arıtma çamuru uygulamalarıyla ingiliz çiminin başta azot içeriğinde olmak üzere bitki besin içeriklerinde artış görülmesi; arıtma çamurunun bünyesinde barındırdığı fosfor ve organik bileşiklerin fosfor yarayışlılığı üzerine etkileri aracılığıyla kök gelişimine olumlu etkisinden kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Kacar ve Katkat (2007), bitkilerde yeterli fosfor beslenmesinin kök gelişimini olumlu etkilediğini bildirmişlerdir. Bermuda bitkisi örneklerinde bitkilerin fosfor içeriği arıtma çamuru uygulamaları belirgin bir artış göstermemiştir. Bu durum bitkinin mevsimi dışında yetiştirilmesi sebebiyle bitkinin bitki besin elementi alınımı ve fizyolojik aktivitesinin düşük olmasına bağlanmıştır.

Çimrin vd (2000), kentsel arıtma çamurunun tarımda fosfor kaynağı olarak değerlendirilmesini araştırdıkları bir çalışmada kireçli bir toprağa fosfor kaynağı olarak arıtma çamuru ve TSP (Triple Süper Fosfat) kombinasyonları uygulayarak saksı denemesi kurmuşlar ve mısır yetiştirmişlerdir. Arıtma çamuru uygulamasının mısır üst aksam fosfor içeriğini kontrole göre arttırdığını ve arıtma çamuru uygulaması ile bitkinin ihtiyaç duyduğu fosforun bir kısmının toprağa verilebileceğini bildirmişlerdir.

4.5.3.3. Çim bitkilerinin potasyum, kalsiyum, magnezyum ve sodyum konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.13 ve 4.14’de görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çiminin her ikisi için de arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkilerin potasyum içerikleri üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkilerin potasyum içeriklerine etkisi her iki bitki için de istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur.

Çizelge 4.13'ün devamı

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	Ca (%)			Mg (%)			Na (%)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	0.98 ^{cd}	1.36 ^a	1.17	0.13	0.10	0.11	0.027 ^{cd}	0.027 ^{cd}	0.027
AÇ _{0.5}	0.83 ^e	1.27 ^a	1.05	0.12	0.13	0.12	0.025 ^{cd}	0.015 ^d	0.019
AÇ ₁	0.62 ^f	1.34 ^a	0.98	0.10	0.31	0.21	0.023 ^{cd}	0.024 ^{cd}	0.023
AÇ ₂	0.47 ^g	1.10 ^{bc}	0.78	0.09	0.12	0.11	0.029 ^c	0.032 ^c	0.030
AÇ ₄	0.86 ^{de}	1.12 ^{bc}	0.99	0.14	0.18	0.16	0.112 ^b	0.087 ^b	0.100
AÇ ₈	1.06 ^c	1.22 ^{ab}	1.14	0.15	0.17	0.16	0.373 ^a	0.373 ^a	0.373
Ort.	0.80	1.24		0.12	0.17		0.098	0.093	
ANOVA									
AÇ	***			Ö.D.			***		
T	***			Ö.D.			*		
AÇXT	***			Ö.D.			***		

Değerler 4 tekrerrüt ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Her iki bitki içinde yetiştirme ortamlarına arıtma çamuru uygulamalarındaki artışa bağlı olarak potasyum içeriklerinde ilk dozlarda artış görülse de AÇ₄ dozundan sonra hafif de olsa bitkinin potasyum içeriğinde düşüş gözlenmiştir. Bitkilerinin arıtma çamuru uygulamasında bağlı olarak potasyum içeriklerindeki değişim genel olarak küçük miktarlarda kalmakla beraber bermuda bitkisindeki değişim ingiliz çimine göre daha belirgin gözlenmiştir. Bitkilerin potasyum içerikleri değerlendirildiğinde yeterli ve yeterli düzeyin biraz üstünde dağıldıkları tespit edilmiştir (Jones vd 1991).

Bozkurt ve Yarılgaç'ın (2003) bildirdiğine göre toprağın potasyum içeriğinin yüksek olduğu durumlarda arıtma çamuru uygulamasının yaprakların potasyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunabilmektedir.

Çizelge 4.14. İngiliz (*Lolium perenne* L.) çim türünde bitkilerin makroelement konsantrasyonları

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	N (%)			P (%)			K (%)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	2.11 ^f	2.35 ^e	2.23	0.047 ^e	0.073 ^d	0.060	2.33 ^e	2.37 ^e	2.35
AÇ _{0.5}	3.18 ^d	2.95 ^e	3.07	0.070 ^d	0.075 ^d	0.073	2.67 ^d	2.48 ^e	2.57
AÇ ₁	3.33 ^d	3.28 ^d	3.30	0.074 ^d	0.072 ^d	0.073	2.74 ^{cd}	2.48 ^e	2.61
AÇ ₂	3.54 ^c	3.74 ^c	3.64	0.081 ^c	0.086 ^{bc}	0.084	2.67 ^d	2.75 ^{cd}	2.71
AÇ ₄	4.32 ^b	4.40 ^b	4.35	0.088 ^b	0.088 ^b	0.088	2.94 ^{ab}	3.06 ^a	3.00
AÇ ₈	5.06 ^a	4.99 ^a	5.03	0.098 ^a	0.095 ^a	0.096	2.87 ^{bc}	3.00 ^{ab}	2.93
Ort.	3.59	3.62		0.076	0.082		2.70	2.69	
ANOVA									
AÇ	***			***			***		
T	Ö.D.			***			Ö.D.		
AÇXT	***			***			***		

Değerler 4 tekrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Moreno vd (1996), 20 ve 80 t ha⁻¹ arıtma çamuru ilave ettikleri toprakta arpa bitkisinin tanesinde potasyum değerini sırasıyla 5.6 ve 5.3 mg kg⁻¹ olarak belirlemişlerdir, ancak çamura bağlı olarak bitki tanesi potasyum kapsamındaki düşüşün istatistiksel olarak önemli olmadığını belirtmişlerdir.

Çizelge 4.13 ve 4.14’de görüldüğü üzere bermuda ve ingiliz çiminin her ikisi için de arıtma çamuru uygulamaları, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkilerin kalsiyum içerikleri üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur.

Çizelge 4.14'ün devamı

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Ca (%)			Mg (%)			Na (%)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	1.11 ^{bc}	1.04 ^{cde}	1.07	0.21 ^e	0.25 ^{cd}	0.23	0.03 ^h	0.04 ^{gh}	0.04
AÇ _{0.5}	1.13 ^{ab}	0.94 ^{fg}	1.03	0.24 ^d	0.25 ^{cd}	0.25	0.05 ^{fg}	0.05 ^{fgh}	0.05
AÇ ₁	1.03 ^{de}	0.97 ^{efg}	1.00	0.24 ^d	0.26 ^{bcd}	0.25	0.05 ^{fg}	0.06 ^f	0.06
AÇ ₂	0.90 ^g	0.89 ^g	0.91	0.26 ^{bc}	0.30 ^a	0.28	0.08 ^e	0.08 ^e	0.08
AÇ ₄	1.00 ^{ef}	0.94 ^{fg}	0.97	0.27 ^b	0.30 ^a	0.28	0.16 ^c	0.12 ^d	0.14
AÇ ₈	1.19 ^a	1.1 ^{bc}	1.15	0.29 ^a	0.30 ^a	0.30	0.25 ^a	0.20 ^b	0.23
Ort.	1.06	0.98					0.10	0.09	
ANOVA									
AÇ	***			***			***		
T	***			***			**		
AÇXT	***			***			***		

Değerler 4 tekrerrüt ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*.% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **.% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***.% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Arıtma çamuru uygulamaları ve toprakların kireç düzeylerinin etkisine bağlı olarak bitkilerin kalsiyum içeriklerindeki değişimler küçük olmuştur. Bitkilerin kalsiyum içerikleri değerlendirildiğinde yeterli düzeyin üstünde dağıldıkları tespit edilmiştir (Jones vd 1991).

Bozkurt ve Yarılgaç'ın (2003) bildirdiğine göre toprağın kalsiyum içeriğinin yüksek olduğu durumlarda arıtma çamuru uygulamasının yaprakların kalsiyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunabilmektedir.

Çizelge 4.13'de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin magnezyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru

uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin magnezyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.14).

Bermuda bitkisinin magnezyum içeriği üzerine uygulamaların etkisinin önemsiz çıkmasının en önemli nedeni olarak; bitkinin mevsimi dışında yetiştirmesi sebebiyle bitkinin bitki besin elementi alınımı ve fizyolojik aktivitesinin düşük olmasının olduğu düşünülmektedir. İngiliz çimi bitkisi için arıtma çamuru uygulaması, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyon bitkinin magnezyum içeriği üzerine önemli çıkmıştır, ancak, bu değişim küçük miktarlarda kalmıştır. Yetiştirme ortamlarına arıtma çamuru uygulamalarındaki artışla bitkinin magnezyum içeriği T1 toprağında düzenli şekilde artmış ve bu artış istatistiksel olarak önem arz ettiği için değerler farklı harflerle ifade edilirken T2 toprağında bu artış AÇ₂ uygulamasına kadar artmış daha yüksek arıtma çamuru uygulamalarında değer sabit kalarak aynı harflerle gösterilmiştir. T2 kireç düzeyindeki topraklarla kurulmuş ortamlarda yetiştirilen bitkilerin magnezyum içerikleri, hem bermuda bitkisindeki hem de ingiliz çim bitkisindeki örneklerde yüksek çıkmıştır. Bu duruma T2 toprağının magnezyum içeriğinin fazla olmasının neden olduğu sanılmaktadır. Bitkilerin magnezyum içerikleri değerlendirildiğinde bermuda bitkilerinin genel olarak yeterli düzeyde, ingiliz çimi bitkilerinin de yeterli düzeyin üstünde dağıldıkları tespit edilmiştir (Jones vd 1991).

Menelik vd (1991) toprağa arıtma çamuru uygulamanın buğdayın azot, fosfor ve magnezyum içeriklerini arttırdığını bildirmişlerdir.

Çizelge 4.13’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin sodyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken toprakların kireç içeriğinin bitkinin sodyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin sodyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1

düzeyinde önemli bulunurken toprakların kireç içeriğinin bitkinin sodyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.14).

Her iki bitki içinde arıtma çamuru uygulama dozlarının artan miktarları ile bitkilerin sodyum içerikleri doğru orantılı olarak artmakta ve bu durum iki kireç düzeyindeki yetiştirme ortamlarında da gözlenmektedir. Her iki toprak tipi içinde ingiliz çimine ait bitki örneklerinde en düşük sodyum içeriği her iki çim türünde de AÇ₀ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülürken en yüksek sodyum içeriği de AÇ₈ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülmüştür. Her iki toprak tipi örneklerinde de değişen arıtma çamuru dozuna bağlı olarak bitkilerin sodyum içerikleri arasındaki değişim önemli bulunmuş ve örneklerin sodyum içerikleri farklı harflerle gösterilmiştir. Özellikle AÇ₄ ve AÇ₈ arıtma çamuru uygulamalarında diğer uygulamalara göre daha belirgin artışlar gözlenmiştir.

4.5.4. Çim bitkilerinin mikro element konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının bitkilerin toplam demir, çinko, mangan ve bakır konsantrasyonlarına etkilerine ait analiz sonuçları Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L. Pers.) için Çizelge 4.15’de; İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.) için Çizelge 4.16’da verilmiştir.

4.5.4.1. Çim bitkilerinin demir, çinko, mangan, bakır konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Çizelge 4.15’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları ve toprakların kireç düzeylerinin bitkinin demir içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunurken, arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin demir içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisi için arıtma çamuru uygulaması ve toprakların kireç düzeylerinin bitkinin demir içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunurken arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin demir içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.16).

Çizelge 4.15. Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde bitkilerin mikroelement konsantrasyonları

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)			Zn (mg kg ⁻¹)			Mn (mg kg ⁻¹)			Cu (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	233.5 ^a	140.9 ^{de}	187.2	15.83 ^d	25.36 ^{cd}	20.59	154.7 ^c	154.1 ^c	154.4	12.24	2.92	7.58
AÇ _{0.5}	228.1 ^{ab}	167.3 ^{cde}	197.7	28.94 ^{bc}	23.67 ^{cd}	26.30	80.03 ^d	180.6 ^{bc}	130.3	4.05	3.72	3.88
AÇ ₁	171.4 ^{cde}	211.2 ^{abc}	191.4	19.39 ^{cd}	29.30 ^{bc}	24.34	60.98 ^d	224.5 ^{ab}	142.7	6.39	3.74	5.06
AÇ ₂	204.4 ^{abc}	127.5 ^c	166.0	39.03 ^{ab}	29.00 ^{bc}	34.02	42.96 ^d	140.8 ^c	91.90	3.79	2.06	2.92
AÇ ₄	180.4 ^{bcd}	248.2 ^a	214.3	41.06 ^a	44.86 ^a	42.96	62.38 ^d	261.5 ^a	162.0	3.49	3.84	3.67
AÇ ₈	207.2 ^{abc}	207.2 ^{abc}	207.2	41.36 ^a	42.03 ^a	41.70	41.76 ^d	220.5 ^{ab}	131.1	2.99	5.68	4.33
Ort.	204.5	183.7		30.94	32.37		73.80	197.0		5.49	3.66	
ANOVA												
AÇ	*			***			**			Ö.D.		
T	*			Ö.D.			***			Ö.D.		
AÇXT	***			***			***			Ö.D.		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.16. İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde bitkilerin mikroelement konsantrasyonları

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	Fe (mg kg ⁻¹)			Zn (mg kg ⁻¹)			Mn(mg kg ⁻¹)			Cu (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	210.60 ^a	178.59 ^{bcd}	194.60	29.34 ^f	28.23 ^f	28.79	199.06 ^a	154.50 ^b	176.76	7.80 ^{bc}	8.41 ^b	8.20
AÇ _{0.5}	193.60 ^{abcd}	160.97 ^e	177.30	31.53 ^f	32.20 ^f	31.86	143.70 ^b	119.90 ^c	131.79	8.04 ^{bc}	6.40 ^{bc}	7.22
AÇ ₁	168.17 ^{bcd}	185.46 ^{abcde}	176.82	33.10 ^{ef}	37.90 ^{de}	35.50	112.80 ^{cd}	99.67 ^{de}	106.23	6.46 ^{bc}	5.93 ^c	6.19
AÇ ₂	161.89 ^{de}	172.27 ^{cde}	167.08	37.98 ^{de}	42.85 ^d	40.41	86.60 ^e	86.44 ^e	86.52	6.86 ^{bc}	12.07 ^a	9.47
AÇ ₄	180.62 ^{abcd}	195.36 ^{abc}	187.99	48.99 ^c	57.04 ^b	53.01	69.10 ^f	70.44 ^f	69.77	12.13 ^a	10.64 ^a	11.38
AÇ ₈	204.15 ^{ab}	168.92 ^{cde}	186.54	69.13 ^a	71.56 ^a	70.34	65.45 ^f	65.90 ^f	65.67	12.61 ^a	11.76 ^a	12.19
Ort.	186.5	176.93		41.68	44.96		112,79	99.47		8.98	9.20	
ANOVA												
AÇ	Ö.D.			***			***			***		
T	Ö.D.			**			***			Ö.D.		
AÇXT	**			***			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Bermuda bitkilerinin demir içeriğinde arıtma çamuru ve toprakların kireç içeriğine bağlı olarak belirlenen değişimler belirgin olarak gerçekleşmemiştir. Ancak tek başına arıtma çamuru uygulamaları incelendiğinde bitkilerin demir içeriği artmıştır. Ayrıca tek başına toprakların kireç düzeyine ait etkiler incelendiğinde bitkilerin demir içerikleri T1 toprağıyla hazırlanan yetiştirme ortamlarında daha yüksek tespit edilmiştir. Bu duruma T1 toprağının daha az kireç içermesi ve toplam demir içeriğinin daha yüksek olmasının neden olduğu düşünülmüştür. İngiliz çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları ve toprakların kireç düzeyleri bitkinin demir içeriğini istatistiksel olarak etkilememiştir. Bitkilerin demir içerikleri değerlendirildiğinde yeterli düzeyde yeterli düzeyde demir içerdikleri tespit edilmiştir (Jones vd 1991).

Çizelge 4.15’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun bitkinin çinko içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkinin çinko içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisi için arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksyonun bitkinin çinko içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeyinin bitkinin çinko içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.16).

Her iki bitki içinde arıtma çamuru uygulama dozlarının artan miktarları ile bitkilerin çinko içerikleri düzenli bir şekilde artmış ve bu durum iki kireç düzeyindeki yetiştirme ortamlarında da belirlenmiştir. Her iki toprak tipi içinde bitki örneklerinde en düşük çinko içeriği AÇ₀ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülürken en yüksek çinko içeriği de AÇ₈ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görülmüştür. Bitkilerin çinko içeriklerinin her iki bitki örneklerinde de daha çok kireç içermesine rağmen T2 bitkisinde yüksek çıkmasına neden olarak T2 toprağının toplam çinko içeriğinin daha yüksek olmasından kaynaklanmış olabileceği düşünülmüştür. Kloeke’un (1985) bildirdiğine göre bitkilerde Zn için izin verilen sınır değerleri 5-100 mg kg⁻¹ değişmekteyken, uygulamaların sonuçları incelendiğinde bitkilerde en yüksek Zn değerlerinin bermuda da 44.86 mg kg⁻¹ ve ingiliz çimin de ise 71.56 mg kg⁻¹ olduğunu görmekteyiz. Uygulamalar sonucunda bitkilerde tespit edilen değerler sınır değerleri

arasında değişim gösterdiği için arıtma çamuru uygulamalarının hiçbir dozu için herhangi bir toksisite riski bulunmadığı düşünölmektedir. Bitkilerin çinko içerikleri Jones vd'ne (1991) göre değerlendirildiğinde de yeterli düzeyde çinko içerdikleri ve sınır değerlerini aşmadığı görölmektedir.

Birçok araştırmacı yaptıkları çalışmalarda toprağa arıtma çamuru uygulamasının bitkilerin çinko içeriklerini arttırdığını bildirmişlerdir (Çimrin vd 2000; Berthet 1989; Reed vd 1991, Menelik vd 1991; Lombi ve Gerzabek 1998).

Menelik vd'nin (1991) buğday bitkisi ile yaptıkları tarla denemelerinde, toprağa arıtma çamuru uygulamasının tanede çinko ve bakır içeriğini arttırdığı ve mangan, çinko ve bakır kapsamlarının arıtma çamuru uygulanan alkalın reaksiyonlu topraklarda daha düşük olduğunu bildirmişlerdir.

Çizelge 4.15'de göröldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının bitkinin mangan içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin mangan içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin mangan içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.16).

İngiliz çim bitkisi için her iki toprak tipinde de bitki örneklerinde en düşük mangan içeriği AÇ₈ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görölürken en yüksek mangan içeriği de AÇ₀ dozu arıtma çamuru uygulamalarında görölmüştür. Bermuda bitkisinde ise örneklerin mangan içeriklerinde arıtma çamuru uygulama dozlarına bağlı olarak değişiklikler düzensiz olmakla beraber azalma belirlenmiştir.

Jones vd'nin (1991) bildirdiğine göre bermuda bitkisi için yeterli Mn değerleri 25-300 mg kg⁻¹ değişmekteyken, uygulamaların sonuçları incelendiğinde bitkilerde en yüksek Zn değerlerinin bermuda bitkisinde 220.5 mg kg⁻¹ olduğunu görmekteyiz. Bermuda bitkisinde tespit edilen değerler arıtma çamuru uygulamalarının hiçbir dozu

için bermuda bitkisinde toksisite riski bulunmadığını göstermektedir. İngiliz çim bitkisinde Jones vd'nin (1991) bildirdiğine göre yeterli Mn değerleri 40-60 mg kg⁻¹ değişmekteyken, uygulamaların sonuçları incelendiğinde ingiliz çimi bitki örneklerinde en yüksek Zn değerlerinin T1 ve T2 topraklarının AÇ₀ doz uygulamalarında görülen sırası ile 199.06 ve 154.50 mg kg⁻¹ değerleri olduğunu görmekteyiz. Bu değerler her ne kadar literatürde verilen sınır değerlerin üstünde olsa da bitkilerde herhangi bir mangan toksisitesine rastlanmamıştır.

Menelik vd'nin (1991) buğday bitkisi ile yaptıkları tarla denemelerinde, toprağa arıtma çamuru uygulamasının tanede çinko ve bakır içeriğini arttırdığı ve mangan, çinko ve bakır kapsamının arıtma çamuru uygulanan alkalın reaksiyonlu topraklarda daha düşük olduğunu bildirmişlerdir.

Çizelge 4.15'de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin bakır içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin bakır içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkinin bakır içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.16).

Bermuda bitkisinin bakır içeriği üzerine uygulamaların etkisi istatistiksel olarak önemli bulunmamış ve bu durum bitkinin mevsimi dışında yetiştirilmesi sebebiyle örneklemin bitkinin aktif büyüme döneminde olmaması, bitkinin bitki besin elementi alınımı ve fizyolojik aktivitesinin düşük olması nedeniyle uygulamaların etkilerinin net olarak gözlenememesine bağlanmıştır. İngiliz çim bitkisinde arıtma çamuru uygulamaları ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyon bitkilerin bakır içeriklerini istatistiksel olarak önemli düzeyde etkilemiştir. İngiliz çim bitkilerine arıtma çamuru uygulaması ile bitkilerin bakır içeriklerinde artışlar gözlenmiştir. İngiliz çim bitkisinin bakır içerikleri genel olarak yeterli düzeyin biraz üstünde tespit edilmiştir (Jones vd 1991).

Menelik vd'nin (1991) buğday bitkisi ile yaptıkları tarla denemelerinde, toprağa arıtma çamuru uygulamasının tanede bakır içeriğini arttırdığı ve bakır kapsamlarının arıtma çamuru uygulanan alkalın reaksiyonlu topraklarda daha düşük olduğunu bildirmişlerdir.

Bozkurt vd (2011), yaptıkları bir çalışmada arpa bitkisinin arıtma çamuru uygulanan topraklarda daha fazla tanede bakır kaldırdığını ancak topraklardaki seviyesinin toksik sınır altında kaldığını belirtmişlerdir.

4.5.5. Çim bitkilerinin ağır metal konsantrasyonları ve değerlendirilmesi

Farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının çim bitkilerinin nikel, krom, kurşun ve kadmiyum konsantrasyonları üzerine etkilerini belirlemek için yapılan analizlere ait sonuçlar Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L. Pers.) için Çizelge 4.17'de; İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.) için Çizelge 4.18'de verilmiştir.

Çizelge 4.17'de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin nikel içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin nikel içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkinin nikel içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.18).

Çizelge 4.17. Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde bitkilerin ağır metal konsantrasyonları

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Ni (mg kg ⁻¹)			Cr (mg kg ⁻¹)			Pb (mg kg ⁻¹)			Cd (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	1.20	1.00	1.10	2.16	2.16	2.16	0.267	0.347	0.307	0.373	0.242	0.307
AÇ _{0.5}	4.95	2.51	3.73	3.03	3.03	3.03	1.664	2.210	1.937	0.616	0.363	0.489
AÇ ₁	6.64	1.74	4.19	2.47	2.47	2.47	0.382	0.385	0.384	0.068	0.111	0.090
AÇ ₂	4.95	1.78	3.37	1.89	1.89	1.89	0.144	0.210	0.177	0.212	0.068	0.140
AÇ ₄	1.13	3.37	2.25	2.37	2.37	2.37	0.175	0.27	0.101	0.027	0.063	0.045
AÇ ₈	1.49	2.44	1.96	2.03	2.03	2.03	0.414	0.536	0.475	0.088	0.315	0.202
Ort.	3.39	2.14		2.33	2.33		0.507	0.659		0.230	0.194	
ANOVA												
AÇ	Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.		
T	Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.		
AÇXT	Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.18. İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde bitkilerin ağır metal konsantrasyonları

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	Ni (mg kg ⁻¹)			Cr (mg kg ⁻¹)			Pb (mg kg ⁻¹)			Cd (mg kg ⁻¹)		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	3.72 ^{ab}	2.69 ^{cd}	3.20	1.93 ^a	1.66 ^{abc}	1.80	0.10 ^b	0.03 ^b	0.06	0.66 ^{ab}	0.70 ^a	0.69
AÇ _{0.5}	3.16 ^{bc}	2.15 ^d	2.66	1.70 ^{ab}	1.65 ^{abc}	1.67	0.10 ^b	0.41 ^{ab}	0.25	0.54 ^b	0.01 ^c	0.27
AÇ ₁	1.83 ^d	1.93 ^d	1.88	1.25 ^{bc}	1.47 ^{bc}	1.36	0.47 ^{ab}	0.40 ^b	0.43	0.01 ^c	0.08 ^c	0.05
AÇ ₂	2.21 ^d	2.17 ^d	2.19	1.58 ^{abc}	1.39 ^{bc}	1.48	0.07 ^b	0.40 ^{ab}	0.23	0.07 ^c	0.08 ^c	0.08
AÇ ₄	2.21 ^d	3.70 ^{ab}	2.96	1.28 ^{bc}	1.37 ^{bc}	1.33	0.14 ^b	0.90 ^a	0.52	0.07 ^c	0.17 ^c	0.12
AÇ ₈	3.33 ^{bc}	4.26 ^a	3.79	1.34 ^{bc}	1.24 ^c	1.29	0.10 ^b	0.24 ^b	0.17	0.06 ^c	0.06 ^c	0.06
Ort.	2.74	2.82		1.51	1.46		0.20	0.33		0.24	0.18	
ANOVA												
AÇ	***			**			Ö.D.			***		
T	Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.		
AÇXT	***			*			**			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Genel olarak; hem bermuda hem de ingiliz çimine arıtma çamuru uygulamaları sonucunda elde edilen ortalama değerler Ni için izin verilen sınır değerler olan 0.1-3 mg kg⁻¹ arasında değişim göstermiştir (Kloke 1985). İngiliz çimi bitkisinde arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyon önemli çıkmış ve bitki örneklerinde en yüksek Ni içeriği Aç8T2 uygulamasında tespit edilmiştir. Antoniadis ve Alloway (2002) tarafından toprağa doğrudan arıtma çamuru uygulamasıyla, organik madde ilavesinin bir sonucu olarak toprakta çözünebilir organik karbon miktarının artışına bağlı olarak nikel metalinin çim bitkisinde alınabilirliğinin arttığı belirtilmektedir.

Çizelge 4.17’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin krom içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde bitkinin krom içeriği üzerine arıtma çamuru uygulamasının etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli, toprakların kireç düzeylerinin etkisi istatistiksel olarak önemsiz ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun etkisi ise istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.18).

Bermuda bitkilerinde arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak elde edilen ortalama değerler krom için izin verilen sınır değerleri olan 0.1-1 mg kg⁻¹ değerlerinin biraz üstünde tespit edilmiştir (Kloke 1985). Bunun sebebi olarak toprakların başlangıç krom içeriklerinin; T1 toprağında 137.3 mg kg⁻¹ ve T2 toprağında 132.3 mg kg⁻¹; sınır değer olarak kabul edilen 100 mg kg⁻¹ değerinin üstünde olmasının neden olduğu tahmin edilmektedir. İngiliz çimi bitkisinde yetiştirme ortamlarına arıtma çamuru uygulamaları ile bitkilerin krom içeriklerinde azalma gözlenmiştir. Artan arıtma çamuru uygulamaları ile bitkilerin krom içeriklerinin azalması arıtma çamurunun krom içeriğinin sınır değerlerin altında olmasından dolayı toksik etki yaratmamasına ve içerdiği bitki besin elementleriyle bitki gelişimini teşvik ederek kuru madde verimini arttırmasından ötürü bitkinin krom içeriğinde seyreilmeye neden olduğu düşünülmüştür.

Çizelge 4.17’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkileri için arıtma çamuru uygulamaları, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların

kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkilerin kurşun içeriği üzerine etkisi önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkilerinde ise arıtma çamuru ve toprak kireç düzeyi interaksiyonu %1 düzeyinde önemli olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.18). Bitkilerde Pb için izin verilen sınır değerler 0.1-6 mg kg⁻¹ arasında değişim gösterirken (Kloke 1985); uygulamalar sonrasında bütün bitki örneklerinde üst sınır değerlerinin oldukça altında kurşuna rastlanmıştır. Bu durum kullandığımız çamurunun, arıtma çamurlarının kullanılabilmesi için sınır değerin çok altında kurşun içermesi ve iki toprağında kireçli olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Hernandez vd (1991), organik maddesi düşük kireçli bir toprağa arıtma çamuru uygulaması ile mısırdaki ve buğdayda verim denemesi yaptıkları bir çalışmada, anaerobik arıtma çamurunun hem mısırdaki hem de buğdayda verimi arttırdığını, bunun yanında kurşunun da içinde bulunduğu bir grup ağır metalin, toprakta toplam ve alınabilir konsantrasyonlarını arttırdığını ve bu metallerin aynı zamanda bitkilerin türüne bağlı olarak bünyelerinde de artış gösterdiğini belirtmişlerdir.

Çizelge 4.17’de görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamaları bitkinin kadmiyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeyleri ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin kadmiyum içeriği üzerine etkisi önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulaması ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkinin kadmiyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkinin kadmiyum içeriği üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur.

İngiliz çim bitkisinin yetiştirme ortamlarına arıtma çamuru uygulamasının bitkinin kadmiyum içeriğini azalttığı tespit edilmiştir. T1 toprağında AÇ₀ uygulaması 0.66 mg kg⁻¹ değerinde iken AÇ_{0.5} uygulaması 0.54 değeri olarak daha düşük kadmiyum konsantrasyonlarının elde edilmesine neden olmuştur. Bu durum T2 toprağı için de benzerdir. T2 toprağında AÇ₀ uygulaması 0.70 mg kg⁻¹ değerinde iken diğer uygulamaların hepsi daha düşük kadmiyum konsantrasyonlarına sahip olmuştur. Bitkilerde kadmiyum için izin verilen sınır değerler 0.05-0.4 mg kg⁻¹ arasında değişim

gösterirken (Kloke 1985); uygulamalar sonrasında bütün bitki örneklerinde üst sınır değerlerinin altında kadmiyuma rastlanmıştır.

4.5.6. Çim bitkilerinde mikro elementler ve ağır metallerin biyoakümülyasyonu

Biyokonsantrasyon (BCF) ya da biyoakümülyasyon (BAF) faktörü topraklardan bitkilere ağır metallerin akümüle olabilirliğini tahmin etmekte kullanılan faktörlerdir. Bu faktör bitki dokularındaki metal konsantrasyonunun topraktaki metal konsantrasyonuna oranı olarak tanımlanmaktadır (Liu vd 2008). BCF ya da BAF faktörünün; bitkilerde veya ortamlardaki metal akümülyasyon kapasitesinin belirlenmesi için iyi bir gösterge olduğu bildirilmektedir (Zayed vd 1998; Odjegba ve Fasidi 2004; Liu vd 2009; Wu vd 2010). Bitkiler için biyoakümülyasyon faktörü ağır metal akümülyasyon etkinliğini ölçmek için kullanılır ve yapılan hesaplama sonucunda bu değerin 1'den büyük olması o bitkilerin potansiyel ağır metal hiperakümülatör olmasının bir göstergesidir (Zhang vd 2002).

Yukarıdaki bilgiler ışığında yapılan hesaplamalar sonucunda; farklı düzeylerde kireç içeren iki toprağa artan dozlarda arıtma çamuru uygulamasının bermuda ve ingiliz çiminin üst aksamalarında demir, çinko, mangan, bakır (mikro bitki besin elementleri- ağır metal) ve nikel, krom, kurşun, kadmiyum (bitki besin elementi değil-ağır metal) elementlerinin biyoakümülyasyonu üzerine etkisine ilişkin istatistiksel analiz sonuçları Bermuda çimi (*Cynodon dactylon* L. Pers.) için Çizelge 4.19'da; İngiliz çimi (*Lolium perenne* L.) için Çizelge 4.20'de verilmiştir.

Çizelge 4.19'da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının ve arıtma çamuru uygulamalarıyla kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide demir biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin bitkide demir biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının bitkide demir biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide demir biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.20).

Çizelge 4.19. Bermuda çim (*Cynodon dactylon* L. Pers.) türünde bitkinin üst aksamında mikro elementler ve ağır metallerin biyoakümülyasyon değerleri

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	BAF _{Fe}			BAF _{Zn}			BAF _{Mn}			BAF _{Cu}		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	0.010 ^a	0.007 ^b	0.009	0.188 ^{cd}	0.318 ^a	0.253	0.232 ^c	0.365 ^b	0.299	0.115 ^{ab}	0.085 ^{abc}	0.100
AÇ _{0.5}	0.006 ^{bc}	0.005 ^{cd}	0.006	0.262 ^{abc}	0.228 ^{abcd}	0.245	0.098 ^d	0.340 ^b	0.219	0.070 ^{abc}	0.088 ^{abc}	0.079
AÇ ₁	0.004 ^d	0.006 ^{bc}	0.005	0.155 ^d	0.235 ^{abcd}	0.195	0.075 ^d	0.420 ^{ab}	0.248	0.035 ^c	0.080 ^{abc}	0.058
AÇ ₂	0.005 ^d	0.003 ^d	0.004	0.263 ^{abc}	0.223 ^{bcd}	0.243	0.050 ^d	0.250 ^c	0.150	0.065 ^{bc}	0.043 ^c	0.054
AÇ ₄	0.004 ^d	0.007 ^b	0.006	0.250 ^{abc}	0.310 ^{ab}	0.280	0.070 ^d	0.463 ^a	0.266	0.055 ^c	0.080 ^{abc}	0.068
AÇ ₈	0.005 ^d	0.006 ^{bc}	0.006	0.243 ^{abcd}	0.273 ^{abc}	0.258	0.048 ^d	0.420 ^{ab}	0.234	0.048 ^c	0.117 ^a	0.083
Ort.	0.005	0.006		0.227	0.265		0.096	0.376		0.065	0.082	
ANOVA												
AÇ	***			Ö.D.			**			Ö.D.		
T	Ö.D.			*			***			Ö.D.		
AÇXT	***			**			***			**		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.19'un devamı

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	BAF _{Ni}			BAF _{Cr}			BAF _{Cd}		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	0.011	0.018	0.015	0.034 ^{abcd}	0.038 ^{abc}	0.036	0.085	0.082	0.083 ^{ab}
AÇ _{0.5}	0.063	0.039	0.051	0.040 ^{ab}	0.045 ^a	0.043	0.128	0.116	0.122 ^a
AÇ ₁	0.080	0.020	0.050	0.028 ^{bcd}	0.030 ^{abcd}	0.029	0.016	0.075	0.046 ^b
AÇ ₂	0.047	0.020	0.034	0.019 ^d	0.022 ^{cd}	0.021	0.056	0.029	0.043 ^b
AÇ ₄	0.011	0.037	0.024	0.024 ^{cd}	0.026 ^{bcd}	0.025	0.010	0.041	0.026 ^b
AÇ ₈	0.014	0.026	0.020	0.019 ^d	0.023 ^{cd}	0.021	0.029	0.146	0.088 ^{ab}
Ort.	0.038	0.027		0.027	0.030		0.043	0.064	
ANOVA									
AÇ	Ö.D.			***			*		
T	Ö.D.			Ö.D.			Ö.D.		
AÇXT	Ö.D.			**			Ö.D.		

Değerler 4 tekrerrüt ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*: % 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **: % 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***: % 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.20. İngiliz çim (*Lolium perenne* L.) türünde bitkinin üst aksamında mikro elementler ve ağır metallerin biyoakümülyasyon değerleri

Arıtma Çamuru (ton da ⁻¹)	BAF _{Fe}			BAF _{Zn}			BAF _{Mn}			BAF _{Cu}		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	0.0039 ^{bcd}	0.0042 ^{bc}	0.0041	0.22 ^c	0.23 ^c	0.23	0.18 ^b	0.22 ^a	0.20	0.08 ^e	0.11 ^{de}	0.09
AÇ _{0.5}	0.0035 ^{cde}	0.0035 ^{cde}	0.0035	0.22 ^c	0.25 ^c	0.24	0.13 ^{de}	0.16 ^c	0.14	0.09 ^e	0.09 ^e	0.09
AÇ ₁	0.0031 ^{de}	0.0042 ^{bc}	0.0036	0.22 ^c	0.25 ^c	0.23	0.11 ^{ef}	0.14 ^{cd}	0.12	0.08 ^e	0.09 ^e	0.08
AÇ ₂	0.0028 ^e	0.0045 ^{ab}	0.0036	0.21 ^c	0.32 ^b	0.27	0.08 ^{gh}	0.14 ^{cd}	0.11	0.08 ^e	0.20 ^a	0.14
AÇ ₄	0.0036 ^{cde}	0.0052 ^a	0.0044	0.31 ^b	0.40 ^a	0.36	0.07 ^h	0.12 ^{de}	0.09	0.15 ^{bc}	0.17 ^{ab}	0.16
AÇ ₈	0.0036 ^{cde}	0.0038 ^{bcd}	0.0036	0.37 ^a	0.37 ^a	0.37	0.06 ^h	0.09 ^{fg}	0.07	0.13 ^{cd}	0.15 ^{bc}	0.14
Ort.	0.0034	0.0042		0.26	0.30		0.11	0.15		0.10	0.14	
ANOVA												
AÇ	*			***			***			***		
T	***			***			***			***		
AÇXT	***			***			***			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*:% 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **:% 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***:% 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Çizelge 4.20'nin devamı

Aritma Çamuru (ton da ⁻¹)	BAF _{Ni}			BAF _{Cr}			BAF _{Cd}		
	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.	T1	T2	Ort.
AÇ ₀	0.024 ^{ab}	0.020 ^{bc}	0.022	0.013	0.016	0.015	0.127 ^{bc}	0.259 ^a	0.192
AÇ _{0.5}	0.020 ^{bc}	0.014 ^{cd}	0.017	0.013	0.014	0.014	0.194 ^{ab}	0.009 ^d	0.101
AÇ ₁	0.011 ^d	0.013 ^{cd}	0.012	0.010	0.013	0.011	0.003 ^d	0.021 ^d	0.012
AÇ ₂	0.013 ^{cd}	0.018 ^{bcd}	0.015	0.012	0.014	0.013	0.012 ^d	0.018 ^d	0.015
AÇ ₄	0.015 ^{cd}	0.031 ^a	0.023	0.012	0.015	0.014	0.013 ^d	0.063 ^{cd}	0.038
AÇ ₈	0.020 ^{bc}	0.031 ^a	0.026	0.011	0.011	0.011	0.013 ^d	0.022 ^d	0.017
Ort.	0.017	0.021		0.012 ^b	0.014 ^a		0.060	0.065	
ANOVA									
AÇ	***			Ö.D.			***		
T	**			*			Ö.D.		
AÇXT	***			Ö.D.			***		

Değerler 4 tekerrür ortalamasıdır. Aynı harfle gösterilmeyen değerler arasındaki farklar % 5 düzeyinde önemlidir.

*: % 5 düzeyinde önemlidir (P<0.05). **: % 1 düzeyinde önemlidir (P<0.01). ***: % 0.1 düzeyinde önemlidir (P<0.001).

Bermuda ve ingiliz çimi için hesaplanan demir biyoakümülyasyon değerleri her iki bitki içinde 1'in altında bulunmuştur. Bu nedenle iki bitkinin de potansiyel demir hiperakümülatörü bitkiler olmadığını söylemek mümkündür (Zhang vd 2002). Bermuda bitkisinde demir için en yüksek biyoakümülyasyon değeri AÇ₀ uygulamasında görölürken biyoakümülyasyon değerinin AÇ₀ uygulamasından AÇ₂ uygulamasına kadar artan arıtma çamuru dozlarıyla azaldığı AÇ₄ ve AÇ₈ uygulamasında bir miktar artış gösterse de bu değerlerin de kontrole göre daha düşük kaldığı tespit edilmiştir. Bu durumun artan arıtma çamuru dozlarına bağlı olarak bitkinin kuru ağırlığının artmasından dolayı, demirin bitki bünyesinde seyrilmesi nedeniyle ortaya çıktığı düşünölmektedir. İngiliz çimi bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamalarıyla demir biyoakümülyasyon değerleri arasında düzenli bir ilişki tespit edilememiştir. Ancak AÇ₄ uygulaması hariç en yüksek biyoakümülyasyon değeri bermuda bitkisinde de olduğu gibi kontrol uygulamalarında tespit edilmiştir. Toprağın başlangıç demir içeriğinin arıtma çamuruna göre yüksek olmasından dolayı arıtma çamuru uygulamasının yetiştirme ortamını demir bakımından zenginleştirmedeği düşünölmektedir. Arıtma çamuruyla toprağa kazandırılan başta azot ve diğer bitki besin maddeleri bitkilerin gelişimini teşvik etmiş ve kuru ağırlıklarında artışa yol açmıştır, bu durumun bitki bünyesinde demirin seyrilmesine yol açtığı düşünölmektedir.

Çizelge 4.19'da göröldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının bitkide çinko biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz, toprakların kireç düzeylerinin bitkide çinko biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide çinko biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide çinko biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.20.).

Bermuda ve ingiliz çimi için hesaplanan çinko biyoakümülyasyon değerleri her iki bitki içinde 1'in altında bulunmuştur. Bu nedenle iki bitkinin de potansiyel çinko hiperakümülatörü bitkiler olmadığını söylemek mümkündür (Zhang vd 2002). Bermuda

bitkisinde arıtma çamuru uygulamalarının çinko biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. Toprakların kireç düzeyleriyle de biyoakümülyasyon değerleri arasında herhangi bir ilişki kurmak mümkün olmamıştır. İngiliz çimi bitkisinde ise hesaplanan çinko biyoakümülyasyon değerlerinin arıtma çamuru uygulamaları ile bir miktar artış gösterdiği belirlenmiştir. Bu artış özellikle AÇ4 ve AÇ8 dozlarında belirgin olarak gözlenmektedir. Arıtma çamuru uygulamalarıyla toprağın çinko içeriğinin arttığı ve bitkinin çinko alımında artış olduğu tespit edilmiştir. İstatistiksel olarak toprakların kireç düzeyleri önemli bulunsa da hesaplanan biyoakümülyasyon değerleri üzerinde anlamlı bir etkisi görülmemiştir. Her iki bitki içinde en yüksek biyoakümülyasyon değerlerine T2 düzeyinde kireç içeren topraklarda rastlanmıştır.

Çizelge 4.19’da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının bitkide mangan biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemliyken toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide mangan biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur. Lolium çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide mangan biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.20).

Bermuda ve İngiliz çimi için hesaplanan mangan biyoakümülyasyon değerleri her iki bitki içinde 1’in altında bulunmuştur. Bu nedenle iki bitkinin de potansiyel mangan hiperakümülatörü bitkiler olmadığını söylemek mümkündür (Zhang vd 2002). Bermuda bitkisinde arıtma çamuru uygulamaları, T2 toprağı için mangan biyoakümülyasyonu üzerine düzenli değişen bir etki göstermemiştir. Ancak T1 toprağında AÇ0 (kontrol) tüm AÇ uygulamalarından daha fazla BAF değeri göstermiştir. İngiliz çimi bitkisinde artan arıtma çamuru uygulamalarına paralel olarak biyoakümülyasyon değerlerinin düştüğü tespit edilmiştir. En yüksek biyoakümülyasyon değerine AÇ₀ uygulamasında rastlanırken en düşük biyoakümülyasyon değerine de AÇ₈ uygulamasında rastlanmıştır. Artan arıtma çamuru uygulamasıyla hesaplanan biyoakümülyasyon değerlerinin düştüğü gözlenmiştir. Arıtma çamuruyla toprağı kazandırılan başta azot ve diğer bitki besin maddeleri bitki

gelişimini teşvik etmiş ve bitki kuru ağırlığında artışa yol açmıştır. Bu durumun bitki bünyesinde manganın seyrelmesine yol açtığı düşünülmektedir. Arıtma çamurunun mangan içeriğinin düşük olması da bu materyalin toprakta mangan bakımından kaydedilir bir zenginleşmeye neden olamayacağını göstermektedir.

Çizelge 4.19’da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının ve toprakların kireç düzeylerinin bitkide bakır biyoakümüülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunurken, arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide bakır biyoakümüülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %01 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide bakır biyoakümüülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.20).

Bermuda ve İngiliz çimi için hesaplanan bakır biyoakümüülasyon değerleri her iki bitki içinde 1’in altında bulunmuştur. Bu nedenle iki bitkinin de potansiyel bakır hiperakümülatörü bitkiler olmadığını söylemek mümkündür (Zhang vd 2002). Bermuda bitkisinde arıtma çamuru uygulamalarının bakır biyoakümüülasyonu üzerine etkisi istatistik olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise hesaplanan biyoakümüülasyon değerlerinin yüksek arıtma çamuru uygulamaları (Aç4 ve Aç8) ile bir miktar artış gösterdiği belirlenmiştir. Bu artış özellikle Aç4 uygulamasında en yüksek düzeye ulaştığı gözlenmektedir. Arıtma çamuru uygulamasının kontrole göre bir miktar bakır akümüülasyonunu arttırdığı belirlenmiştir. İstatistiksel olarak arıtma çamuru uygulamaları ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyon önemli bulunmuş ve iki bitkide de T2 kireç düzeyindeki örneklerde hesaplanan biyoakümüülasyon değerleri T1 toprağına göre yüksek çıkmıştır.

Çizelge 4.19’da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide nikel biyoakümüülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri

arasındaki interaksiyonun bitkide nikel biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeyinin bitkide nikel biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.20).

Bermuda ve ingiliz çimi için hesaplanan nikel biyoakümülasyon değerleri her iki bitki içinde 1'in altında bulunmuştur. Bu nedenle iki bitkinin de potansiyel nikel hiperakümülatörü bitkiler olmadığını söylemek mümkündür (Zhang vd 2002). İngiliz çim bitkisinde ise uygulamaların her ne kadar nikel biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemli çıksa da uygulamalar ile biyoakümülasyon değerleri arasında herhangi bir ilişki kurulamamıştır. Bu durumun arıtma çamurunda ve denemede kullanılan topraklarda nikel içeriğinin kritik değerlerin altında olmasından dolayı bitkilerde nikel akümülasyonunun düşük düzeylerde kalmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Çizelge 4.19'da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının bitkide krom biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde, toprakların kireç düzeylerinin krom biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide krom biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %1 düzeyinde önemli bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interaksiyonun bitkide krom biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunurken, toprakların kireç düzeyinin bitkide krom biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.20).

Bermuda ve ingiliz çimi için hesaplanan krom biyoakümülasyon değerleri her iki bitki içinde 1'in altında bulunmuştur. Bu nedenle iki bitkinin de potansiyel krom hiperakümülatörü bitkiler olmadığını söylemek mümkündür (Zhang vd 2002). Bermuda bitkisinde arıtma çamuru uygulamalarının her ne kadar krom biyoakümülasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemli çıksa da uygulamalar ile biyoakümülasyon değerleri arasında herhangi bir ilişki kurulamamıştır. Bu durum arıtma çamurunun krom içeriğinin düşük olmasından dolayı bitkilerde krom akümülasyonunun düşük düzeylerde

kalmasından ve uygulamaların etkisinin gözlenememesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamurunun krom biyoakümülyasyon değeri üzerine etkisi istatistik olarak önemsiz çıkmıştır.

Çizelge 4.19’da görüldüğü üzere bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru uygulamalarının bitkide kadmiyum biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %5 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeylerinin ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interakسیونun bitkide kadmiyum biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkisinde ise arıtma çamuru uygulamasının ve arıtma çamuru uygulaması ile toprakların kireç düzeyleri arasındaki interakسیونun bitkide kadmiyum biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak %0.1 düzeyinde önemli bulunurken, toprakların kireç düzeyinin bitkide krom biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.20).

Bermuda ve ingiliz çimi için hesaplanan kadmiyum biyoakümülyasyon değeri her iki bitki içinde 1’in altında bulunmuştur. Bu nedenle iki bitkinin de potansiyel kadmiyum hiperakümülatörü bitkiler olmadığını söylemek mümkündür (Zhang vd 2002). Bermuda bitkisinde arıtma çamuru uygulamalarının her ne kadar kadmiyum biyoakümülyasyonu üzerine etkisi istatistiksel olarak önemli çıksa da uygulamalar ile biyoakümülyasyon değeri arasında belirgin bir ilişki kurulamamıştır. Bu durum arıtma çamurunun kadmiyum içeriğinin düşük olmasından dolayı bitkilerde kadmiyum akümülyasyonunun düşük düzeylerde kalmasından ve uygulamaların etkisinin gözlenememesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. İngiliz çiminde ise hesaplanan kadmiyum biyoakümülyasyon değeri içinde en yüksek değer T2 seviyesinde kontrol uygulamasında ve T1 de ise AÇ_{0.5} ve kontrol uygulamalarında belirlenmiştir. Toprağa uygulanan arıtma çamuru miktarı arttıkça biyoakümülyasyon değerlerinde de paralel bir düşüş gözlenmiştir. Arıtma çamuruyla toprağa kazandırılan başta azot ve diğer bitki besin maddeleri bitki gelişimini teşvik etmiş ve bitki kuru ağırlığında artışa yol açmıştır. Bu durumun bitki bünyesinde kadmiyumun seyrelmesine yol açtığı düşünülmektedir. Arıtma çamurunun kadmiyum içeriğinin düşük olması da toprakta kadmiyum bakımından kaydedilir bir zenginleşmeye neden olamayacağını göstermektedir.

Genel bir değerlendirme yapıldığında; bizim çalışmamızda incelenen mikro bitki besin elementi olan ağır metaller ve besin elementi olmayan ağır metallerin çim bitkilerinin üst aksamlarındaki biyoakümüleyon faktörleri bütün uygulamalar için 1'den daha küçük değerler olarak hesaplanmıştır. Singh ve Agrawal (2007) yaptıkları çalışmada artıma çamuru uygulanmış toprakta yetiştirilen bitkilerde ağır metal akümüleyonunun bitkinin üst aksamından ziyade köklerinde gerçekleştiğini bildirmişlerdir. McBride (1995) tarafından belirtildiğine göre arıtma çamuru uygulanmış topraklarda metallerin çözünürlüğü ve buna bağlı olarak mobilitesi ve biyoyarayışlılığı temelde organik madde ve oksitler tarafından kontrol edilmektedir ki bunlar temel adsorbentler olup ağır metallerin aşırı mobilizasyonunu önleyebilirler. Ayrıca topraklardaki karbonatların adsorbsiyon kapasitelerinden ziyade toprak pH'ı üzerine daha etkili olmalarından dolayı metallerin alınabilirliğini azaltabildiği de bildirilmektedir (Morera vd. 2001).

5. SONUÇ

Bu araştırmada, Antalya Hurma Atık Su Arıtma Tesisinden alınan kurutulmuş ve stabilize edilmiş arıtma çamuru 0 (AÇ₀), 0.5 (AÇ_{0.5}), 1 (AÇ₁), 2 (AÇ₂), 4 (AÇ₄), 8 (AÇ₈) ton da⁻¹ dozlarında; %8 ve %19.4 düzeylerinde CaCO₃ içeren iki toprağa homojen bir şekilde karıştırıldıktan sonra bermuda ve ingiliz çim bitkileri yetiştirilmiştir. Belirtilen deneme konularına uygun olarak kurulan saksı denemeleri; 48 saksı bermuda ve 48 saksı ingiliz çimi için iki ayrı deneme halinde toplam 96 saksıda olmak üzere tesadüf parselleri deneme desenine göre cam serada yürütülmüştür (6 Arıtma Çamuru dozu X 2 farklı kireç düzeyinde toprak X 2 çim türü X 4 tekerrür=96). Arıtma çamurları topraklarla karıştırıldıktan sonra saksılar drenaj alınmayacak şekilde eşit hacimde sulanmış ve 15 gün süreyle inkübasyona bırakılmıştır. Bu sürenin bitiminde çim tohumları saksılara ekilmiş ve bitkiler 16 hafta (4 ay) süreyle yetiştirilmiştir. Denemeler sonucunda elde edilen sonuçlar aşağıdaki şekilde özetlenebilir.

Bermuda çimi için kurulan denemede uygulamaların yetiştirme ortamlarının pH'ı üzerine etkileri istatistiksel olarak önemsiz iken EC ve organik madde düzeyi üzerine tek başına arıtma çamuru ve arıtma çamuru ile toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Yetiştirme ortamlarının EC ve organik madde düzeyleri özellikle arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak artış göstermiştir.

İngiliz çimi için kurulan denemede arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru ile toprak interaksiyonunun etkileri; yetiştirme ortamının pH'ı, EC'si ve organik madde düzeyleri üzerine istatistiksel olarak önemli olmuştur. Ortam pH'ları hafif bir artış eğilimine girerken; EC ve organik madde düzeyleri belirgin bir artış göstermiştir.

Yetiştirme ortamlarının toplam N konsantrasyonu üzerine bermuda çimi için arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunurken; ingiliz çimi için tek başına arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli bulunmuştur. Genel bir değerlendirme yapılırsa her iki bitkinin yetiştirme ortamı N konsantrasyonu da özellikle arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak artış göstermiştir.

Hem bermuda hem de ingiliz çimlerinin yetiştirme ortamlarının toplam P ve K konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru ile toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuş ve bu değerler özellikle arıtma çamuru çamuru uygulamalarına bağlı olarak artış göstermiştir.

Her iki çim bitkisinin yetiştirme ortamlarının toplam Ca ve Mg konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli olmuştur. Bu değerler özellikle arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak artış göstermiştir. Ayrıca T2 toprağından oluşan yetiştirme ortamlarının toplam Ca konsantrasyonu, T1 toprağından oluşan yetiştirme ortamlarının toplam Ca konsantrasyonundan daha yüksek olarak belirlenmiştir. Yetiştirme ortamlarının toplam Na konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri her iki bitki için de istatistiksel olarak önemli bulunurken; tek başına toprağın etkisi bermuda çimi için istatistiksel olarak önemsiz; ingiliz çimi için önemli olmuştur. Genel bir değerlendirme yapıldığında ise özellikle arıtma çamuru uygulamaları yetiştirme ortamlarının toplam Na konsantrasyonlarını arttırmıştır.

Hem bermuda hem de ingiliz çiminin yetiştirme ortamlarının toplam Fe, Zn, Mn ve Cu konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Bermuda çim bitkilerinin yetiştirildiğı ortamların toplam Fe, Zn, Mn ve Cu konsantrasyonları özellikle arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak artış göstermiştir. İngiliz çim bitkilerinin yetiştirildiğı ortamların toplam Fe, Zn ve Mn konsantrasyonları arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak kontrole göre artış göstermiş, ancak bu etkiler düzenli olmayıp, en yüksek dozdaki arıtma çamuru uygulamasında daha belirgin olarak ortaya çıkmıştır. İngiliz çim bitkilerinin yetiştirildiğı ortamların toplam Cu konsantrasyonları ise arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak azalma göstermiş ve bu etkiler özellikle T2 toprağı ile hazırlanan ortamlarda daha belirgin olmuştur.

Toprakların kireç düzeyleri açısından genel bir değerlendirme yapıldığında yetiştirme ortamlarının toplam Fe, Zn, Mn ve Cu konsantrasyonları her iki bitki için de T1 toprağında T2 toprağına göre daha yüksek olarak belirlenmiştir.

Bermuda çim bitkilerinin yetiştirildiği ortamların toplam Ni ve Cr konsantrasyonları arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak belirgin bir şekilde artış göstermiştir. Toplam Cd konsantrasyonunda ise arıtma çamuru uygulamalarına ait ortalama değerlere bakıldığında azalma belirlenmiştir. Toprakların kireç düzeyleri açısından bir değerlendirme yapıldığında T1 toprağının toplam Ni, Cr ve Cd konsantrasyonları T2 toprağından daha yüksek olarak bulunmuştur. İngiliz çim bitkilerinin yetiştirildiği ortamların toplam Ni ve Cd konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunurken; ortamların toplam Cr konsantrasyonları üzerine etki açısından tek başına toprak kireç düzeyi önemli bulunmuştur. Genel bir değerlendirme yapıldığında arıtma çamuru topraklara uygulandığında T1 kireç düzeyindeki toprakların toplam Ni, Cr, Cd konsantrasyonları T2 kireç düzeyindeki topraklardan daha yüksek olmuştur.

İncelenen çim bitkilerine ait belirlenen bitkisel parametrelere ait değerlendirmeler sonucunda arıtma çamuru uygulamalarındaki artışa bağlı olarak her iki bitkinin çıkış süreleri uzamıştır. Bu duruma, arıtma çamuru uygulamalarının toprakların EC düzeylerini çok fazla olmasa da arttırmasından dolayı yetiştirilen çim bitkilerinin kısa bir süre için de olsa tuzluluk stresine maruz kalmasının neden olduğu sanılmaktadır. Ancak bitki çıkışından sonra büyümeyle birlikte bitkilerin oluşan tuzluluğa toleransları artmış ve bitki boyu, arıtma çamurunun içerdiği özellikle makro besin elementleri (N, P, K gibi)'nin de teşvikiyle, arıtma çamuru uygulamalarına paralel olarak artış gösterip olumlu bir seyir izlemiştir. Çimlerin alanı kaplama hızı, bermuda çim bitkisinde arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonu açısından istatistiksel olarak önemsiz iken; ingiliz çiminde her üç deneme konusu itibarıyla de istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. İngiliz çiminin alanı kaplama hızı arıtma çamuru uygulamalarının ve toprak kireç düzeyinin artışı ile azalmıştır. Çimlerin 1-9 skalasına göre gözlemlenen renk kriterleri üzerine, bermuda çim bitkisinde arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuşken ingiliz çiminde incelenen bu kriter üzerine her üç deneme konusunun etkisi de istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Her iki çim bitkisi için de arıtma çamuru uygulamalarının artışı çimlerin gözlemlenen renk değerlerinin artışına neden olmuşken; bu kriter T1 toprağındaki bitkilerde T2 toprağındaki bitkilere göre daha yüksek değerlerde belirlenmiştir.

Arazi koşullarında Minolta-Spad 502 Plus cihazı ile bitkilerin klorofil ölçümleri yapılmış ve elde edilen değerler üzerine bermuda çim bitkisi için arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuşken; ingiliz çiminde incelenen bu kriter üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli bulunmuştur. Bermuda çim bitkilerinin yaprakları cihazın ölçüm boyutuna uygun olmadığı yani küçük ve dar kaldığı için (bermuda çim bitkisinin yetiştirilme döneminin mevsimi dışında olmasından dolayı) uygulamalar arasında cihaz ile ölçülen değerler açısından belirgin bir farklılık belirlenememiştir. Ancak ingiliz çiminde cihaz ile ölçülen değerler arıtma çamuru uygulamalarının artışı ile yükselme göstermiştir.

Her iki çim bitkisinde de laboratuvar koşullarında yapılan toplam klorofil analizi sonucunda elde edilen değerler üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Her iki bitkinin de toplam klorofil içerikleri arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak düzenli bir artış göstermiştir.

Bitkilerin kuru ağırlıkları üzerine bermuda çim bitkisinde arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonu istatistiksel olarak önemli bulunmuşken; ingiliz çiminde arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli bulunmuştur. Her iki bitkide de özellikle arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak bitkilerin kuru ağırlıklarında belirgin bir artış ortaya çıkmıştır.

Yetiştirilen her iki çim bitkisinin de N ve K konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli olmuştur. Artan arıtma çamuru dozları hem bermuda hem de ingiliz çiminin N ve K konsantrasyonlarını arttırmıştır.

Hem bermuda hem de ingiliz çiminin P, Ca ve Na konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonlarının etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Arıtma çamuru uygulamaları çim bitkilerinin fosfor konsantrasyonlarını arttırma eğilimine neden olmuş ancak bu etkiler ingiliz çiminde daha belirgin olarak tespit edilmiştir. Her iki çim bitkisinin fosfor konsantrasyonları T2 toprağını içeren yetiştirme ortamında yetiştirilenlerde T1 toprağını içeren yetiştirme

ortamında yetiştirilenlere göre daha yüksek olarak belirlenmiştir. Bermuda çim bitkilerinin Ca konsantrasyonları arıtma çamurunun T2 toprağına uygulamasıyla T1 toprağına uygulanmasına göre daha yüksek olarak belirlenmiştir. Ancak benzer etkiler her ne kadar istatistiksel olarak önemli olsa da İngiliz çiminde belirlenememiştir. Her iki çim bitkisinde Na konsantrasyonları arıtma çamuru uygulamasıyla artmış ve bu artış T1 toprağında daha belirgin olmuştur.

Bitkilerin Mg konsantrasyonları üzerine İngiliz çiminde arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli olmuşken; Bermuda çiminde uygulamaların etkisi önemsiz olmuştur. İngiliz çim bitkisinin Mg konsantrasyonu arıtma çamuru uygulamalarıyla artmış ve bu artış T2 toprağında daha belirgin olmuştur.

Bermuda çim bitkilerinin Fe ve Mn konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli olmuştur. Arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak Bermuda bitkilerinin Fe konsantrasyonları artarken Mn konsantrasyonları azalmıştır. Demir için artış etkisi T2 toprağında; Mn için azalma etkisi T1 toprağında belirgin olarak ortaya çıkmıştır. Bermuda bitkilerinin Zn konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli bulunmuştur. Arıtma çamuru uygulamaları Bermuda çim bitkilerinin Zn konsantrasyonlarını arttırmıştır. Bu etkiler T2 toprağında daha belirgin olarak ortaya çıkmıştır. Bermuda bitkilerinin bakır konsantrasyonları üzerine uygulamaların etkileri önemli olmamıştır.

İngiliz çim bitkilerinin Fe konsantrasyonu üzerine arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli bulunmuştur. T1 toprağı ile hazırlanmış yetiştirme ortamlarında yetiştirilen İngiliz çiminin Fe konsantrasyonları daha yüksek olarak tespit edilmiştir. İngiliz çim bitkilerinin Zn ve Mn konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonlarının etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak bitkilerin Zn konsantrasyonları artmış, Mn konsantrasyonları ise azalmıştır. Bu etkiler Zn için T2 toprağında; Mn için T1 toprağında daha belirgin olmuştur. İngiliz çim bitkilerinin Mn konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli olmuştur. Arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak bitkilerin Cu konsantrasyonları artmıştır.

Bermuda çim bitkilerinin Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonları üzerine uygulamaların etkisi önemsiz bulunmuştur. İngiliz çim bitkilerinin Ni, Cr ve Cd konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli olmuştur. Arıtma çamuru uygulamaları İngiliz çim bitkilerinin Cr ve Cd konsantrasyonlarının azalmasına neden olmuş ve bu etkiler T2 toprağında daha belirgin olarak tespit edilmiştir. Arıtma çamuru uygulamaları İngiliz çiminin Ni konsantrasyonlarını AÇ₁ uygulamasına kadar azaltmış ancak bu uygulamadan sonra değerler artış eğilimine girmiştir. İngiliz çim bitkilerinin Pb konsantrasyonları üzerine arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli olmuştur. İngiliz çimi bitkilerinin Pb konsantrasyonları arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak artmış ve bu etkiler T2 toprağında daha belirgin olmuştur.

Yetiştirilen çim bitkilerinin üst aksamalarında ağır metaller grubunda yer alan Fe, Zn, Mn ve Cu mikro bitki besin elementleri ve yine ağır metaller grubunda yer alan ancak bitki besin elementi olarak adlandırılmayan Ni, Cr ve Cd elementleri için biyoakümülyasyon faktörü (BAF) hesaplamaları yapılmıştır. Yetiştirme ortamlarındaki toplam Pb konsantrasyonu okumalarda kullanılan ICP cihazının dedeksiyon limitlerinin altında ($D.L. < 0.03 \text{ mg kg}^{-1}$) olduğu için konsantrasyon belirlemesi yapılamamış; bu nedenle çim bitkilerine ait BAF_{Pb} değeri hesaplanamamıştır.

Bermuda çim bitkisinde BAF_{Fe} üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonu istatistiksel olarak önemli düzeyde etki etmiştir. Uygulanan arıtma çamuru dozları arasında belirgin bir fark tespit edilememiş, ancak kontrole göre arıtma çamuru uygulamaları demirin bitkilerindeki biyoakümülyasyonunun azalmasına neden olmuştur. Genel bir değerlendirme yapıldığında arıtma çamurunun T2 toprağına uygulanması ile yetiştirilen bermuda çim bitkilerinin üst aksamalarının BAF_{Fe} değerleri T1 toprağına göre biraz yüksek olmuştur. BAF_{Zn} değeri üzerine toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Hem T1 hem de T2 toprağına arıtma çamuru uygulamaları sonucunda elde edilen BAF_{Zn} değerleri genellikle istatistiksel olarak aynı grupta yer almıştır. Tek başına toprak kireç düzeyi etkisinde ise bitkilerin BAF_{Zn} değeri T2 toprağında yetiştirilen bitkilerde T1 toprağına göre daha yüksek olarak belirlenmiştir. BAF_{Mn} değeri üzerine arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli olmuştur. Arıtma

çamuru uygulamalarına bağı olarak bitkilerin BAF_{Mn} değerleri kontrole göre azalma göstermiştir. Arıtma çamurunun T2 toprağına uygulanması ile yetiştirilen bermuda çim bitkilerinin üst aksamalarının BAF_{Mn} değerleri T1 toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. BAF_{Cu} değeri üzerine arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Özellikle arıtma çamurunun T2 toprağına uygulanması ile yetiştirilen bermuda çim bitkilerinin üst aksamalarının BAF_{Cu} değerleri T1 toprağına göre biraz daha yüksek bulunmuştur. Bitkilerin BAF_{Ni} değerleri üzerine uygulamaların etkisi önemli bulunmamıştır. BAF_{Cr} değeri üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri önemli olmuştur. Genel olarak arıtma çamuru uygulamasıyla BAF_{Cr} değerleri düşme göstermiş ve arıtma çamurunun T2 toprağına uygulanması ile elde edilen BAF_{Cr} değerleri T1 toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. BAF_{Cd} değeri üzerine her ne kadar arıtma çamurunun etkisi önemli bulunmuş olmasına rağmen elde edilen değerler genellikle istatistiksel olarak aynı grupta yer almıştır.

İngiliz çim bitkisinde BAF_{Fe} , BAF_{Zn} , BAF_{Mn} , BAF_{Cu} ve BAF_{Ni} üzerine arıtma çamuru, toprak ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri istatistiksel olarak önemli bulunmuştur. Arıtma çamurunun T2 toprağına uygulanması ile elde edilen BAF_{Fe} değerleri T1 toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. İngiliz çim bitkilerinin üst aksamalarının BAF_{Zn} ve BAF_{Cu} değerleri arıtma çamurunun $AÇ_2$ ve daha yüksek dozlarında artış göstermiş ve genel olarak elde edilen değerler T2 toprağında T1 toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. BAF_{Mn} değerleri arıtma çamuru uygulamalarına bağı olarak azalma göstermiş ve elde edilen değerler T2 toprağında T1 toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. BAF_{Ni} değerleri $AÇ_4T_2$ ve $AÇ_8T_2$ uygulamalarında en yüksek değere ulaşarak diğer uygulamalara göre belirgin bir artış göstermiştir. Ayrıca BAF_{Ni} için elde edilen değerler T2 toprağında T1 toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. BAF_{Cr} değerleri üzerine tek başına toprak kireç düzeyi uygulamalarının etkisi istatistiksel olarak önemli olmuştur. Bitkilerin BAF_{Cr} değerleri T2 toprağında T1 toprağına göre daha yüksek bulunmuştur. BAF_{Cd} değerleri üzerine arıtma çamuru ve arıtma çamuru toprak interaksiyonunun etkileri olmuştur. Bitkilerin BAF_{Cd} değerleri arıtma çamuru uygulamaları ile azalma göstermiş ve genel olarak T2 toprağında T1 toprağına göre daha yüksek olarak bulunmuştur.

Sonuç olarak; deneme topraklarına arıtma çamuru uygulamaları yetiştirme ortamlarının (toprak ve arıtma çamuru karışımı) pH'ında belirgin bir değişime neden olmazken; EC ve organik madde düzeyinde artışa yol açmıştır. Arıtma çamuru uygulamaları yetiştirme ortamlarının toplam N, P, K, Ca, Mg ve Na konsantrasyonlarını arttırmıştır.

Arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak hem bermuda hem de ingiliz çiminin yetiştirildiği ortamların toplam Fe, Zn, Mn konsantrasyonları artış gösterirken; toplam Cu konsantrasyonu bermuda çim bitkisinin yetiştirildiği ortamlarda artmış, ingiliz çiminin yetiştirildiği ortamlarda ise azalmıştır. Toprakların kireç düzeyleri açısından genel bir değerlendirme yapıldığında yetiştirme ortamlarının toplam Fe, Zn, Mn ve Cu konsantrasyonları T1 toprağında T2 toprağına göre daha yüksek olarak belirlenmiştir.

Bermuda çim bitkisinin yetiştirildiği ortamların toplam Ni ve Cr konsantrasyonları arıtma çamuru uygulamaları ile artış göstermiş, toplam Cd konsantrasyonu açısından ise belirgin olmasa da hafif bir azalma belirlenmiştir. İngiliz çim bitkisinin yetiştirildiği ortamların arıtma çamuru uygulamalarına ile toplam Ni konsantrasyonu artmış, toplam Cr ve Cd konsantrasyonları hafif bir azalma göstermiştir. Her iki bitkinin yetiştirme ortamlarının toplam Ni, Cr ve Cd konsantrasyonları T1 toprağında T2 toprağına göre daha yüksek olarak belirlenmiştir.

Arıtma çamuru uygulamalarındaki artışa bağlı olarak; bermuda ve ingiliz çiminin çıkış hızları ve alanı kaplama hızları azalma göstermiş; bitki boyu, 1-9 skalasına göre gözlemlenen renk kriteri, Minolta- Spad 502 Plus cihazı ile arazi koşullarında yapılan klorofil ölçüm değerleri, laboratuvar koşullarında toplam klorofil analizi sonucunda elde edilen değerler, kuru ağırlık verimi, bitkilerin N, P, K, Ca, Mg ve Na konsantrasyonları artış göstermiştir. Arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak bermuda çim bitkilerinin Fe ve Zn konsantrasyonları artmış; Mn ve Cu konsantrasyonları ise azalmıştır. Bemuda çim bitkilerinin Ni, Cr, Pb ve Cd konsantrasyonları üzerine uygulamaların etkileri önemli olmamıştır. Arıtma çamuru uygulamalarına bağlı olarak ingiliz çiminin Fe, Mn, Cr ve Cd konsantrasyonları azalmış, Zn ve Cu konsantrasyonları ise artmıştır. İngiliz çim bitkilerinin Ni konsantrasyonları ise AÇ1 uygulamasına kadar azalmış, ancak bu uygulamadan sonra değerler artış eğilimine girmiştir.

Yetiştirilen çim bitkilerinin üst aksamaları için hesaplanan biyoakümülyasyon değeri açıısından (BAF_{Fe} , BAF_{Zn} , BAF_{Mn} , BAF_{Cu} , BAF_{Ni} , BAF_{Cr} ve BAF_{Cd}) genel bir değeriendirme yapıldığından hesaplanan bütün değerieler kritik sınır değeri olan 1'den daha düşük olarak beliriilenmiştir. Bu da bize yetiştirilen çim bitkilerinin hiperakümülyatör bitkiler olmadığını göstermektedir. Ayrıca her iki kireç düzeyindeki toprağıa arıtma çamuru uygulamaları sonucunda beliriilen toplam metal konsantrasyonları da hem yetiştirme ortamlarındaki hem de bitkilerdeki konsantrasyonları açıısından toksik etkiler yaratacak düzeyde olmamıştır. Ancak yine de kireç içeriğı düşük olan toprakta kireç içeriğı yüksek olan toprağıa göre daha yüksek metal konsantrasyonunun beliriendiğı göz önüne alınırsa arıtma çamuru uygulamalarında bu durumun göz ardı edilmemesi gerektiğı ortaya çıkmaktadır. Bu nedenle farklı toprak ve bitkilerde bu gibi çalışmaların sürdürülmemesinin arıtma çamurunun tarımda güvenli kullanımına yönelik verilere ulaşmada çok önemli katkılar sağlayacağı düşünölmektedir.

Yapılan çalışma göstermektedir ki bermuda ve ingiliz çimlerine 4 ton da^{-1} arıtma çamuru uygulamasına kadar artan arıtma çamuru uygulamaları ile yukarıda bahsedilen parametreler olumlu şekilde etkilenmektedir. Ancak 4 ton da^{-1} arıtma çamuru uygulaması ile 8 ton da^{-1} arıtma çamuru uygulaması arasında belirgin bir farklılık tespit edilememiş ve bahsedilen değerieler iki uygulamada da birbirlerine yakın bulunmuştur. Arıtma çamurları yüksek miktarda azot içerdiği için toprağıa bitkinin ihtiyacından fazla arıtma çamuru uygulaması ile toprakta bitkinin tüketebileceğinden fazla azot birikebilmekte ve özellikle azotun nitrat formu toprakta yıkanarak yeraltı sularına karışabilmektedir. Bu durum, su kaynaklarının kirliliğı ile ilgili ciddi çevre problemlerine neden olabilmektedir. Ayrıca, toprağıa gereğinden fazla azot uygulamak aynı zamanda çim bitkilerinin basma direncini, hastalık ve zararlılara karşı ise dayanıklılığını azaltabilmektedir. Arıtma çamuru uygulamasını sınırlayan bir diğeri faktörde birim alana verilen arıtma çamuru miktarının artması ile toprakta zamanla ağır metallerin akümüle olma riskidir. Ayrıca fazladan arıtma çamuru uygulamak fazladan uygulama maliyetine (nakliye, işçilik, zaman v.b.) neden olmakta ve bitkinin büyüme hızını arttırarak biçimlerin daha sık yapılmasına neden olup ek biçim masrafları ortaya çıkarabilir. Bu verilerin ışığında bermuda ve ingiliz çimleri için 4 ton da^{-1} arıtma çamuru uygulamasının yeterli ve ekonomik olduğunu söylemek mümkündür.

6. KAYNAKLAR

- AÇIKGÖZ, E. 1994. Çim Alanlar Yapım ve Bakım Tekniği, Uludağ Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Bursa.
- AITKEN, M.N. 1997. Short-Term Leaf Surface Adhesion of Heavy Metals Following Application of Sewage Sludge to Grassland. Grass and Forage Science, Volume 52: 73-85.
- AITKEN, M.N. and CUMMINS D.I. 1998. The Effect of Long-Term Annual Sewage Sludge Applications on The Heavy Metal Content of Soils and Plants. Healty and Environmental Aspects. Scottish Agricultural College, p. 424-436, Scotland.
- AKDENİZ, H., YILMAZ, I., BOZKURT, M.A. and KESKİN B. 2006. The Effects of Sewage Sludge and Nitrogen Applications on Grain Sorghum Grown (*Sorghum vulgare* L.) in Van-Turkey. Polish Journal of Environmental Studies 15(1): 19-26.
- AKSU, E and YILDIZ, N. 2004. Heavy Metal Stress 39 and Tolerance of Plants. International Soil Congress on Natural Resource Management for Sustainable Development. Erzurum.
- ALLOWAY, B.J. 1990. Heavy Metals in Soils. (Ed) Blackie and Sou Ltd., Glasgow and London, GB, 339 Foper.
- ALPASLAN, N. 2004. Arıtma Çamurları. Atıksu Arıtma Tesislerinin Tasarım ve İşletim Esasları Kurs Notları. İzmir, 1-28.
- ALTINBAŞ, Ü., HAKERLERLER, H., ANAÇ, D., TUNCAY, H. and OKUR, İ.B. 1994. Gediz Havzası Sulanabilir Tarım Alanlarında Ağır Metal Kirliliği ve Nedenleri Üzerine Araştırmalar. E.Ü. Rektörlüğü Araştırma Fonu, Proje No:91-ZRF-51.

- ANAC, D.A., HAKERLERLER, H. ve İRGET, M.E. 1993. Yağ Fabrikası Arıtma Tesisi Atıklarının Zeytinliklerde Organik Gübre Olarak Kullanılması. E.Ü.Z.F.Derg., 30 (3): 25- 32.
- ANGİN, İ. 2008. Arıtma Çamurlarının Fiziksel ve Kimyasal Toprak Düzenleyicisi Olarak Kullanımı. Atatürk Üni. Fen Bil. Enst. Doktora Tezi.
- ANGİN, İ. ve YAĞANOĞLU, A.V. 2009. Arıtma Çamurlarının Fiziksel ve Kimyasal Toprak Düzenleyicisi Olarak Kullanımı. Ekoloji 19, 73, 39-47.
- ANONİM, 1993. Bundesgesundheitsamt Blatt, 5/1993. Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bekanntmachungen des BGA.
- ANONİM, 2005. Toprak Kirliliği Kontrolü Yöneymeliği. Resmi Gazete, sayı:25831
- ANONYMOUS, 1973. Analytical Methods for Atomic Absorption Spectrofotometry. Perkin Elmer Catalog, Norwalk, Connecticut, U.S.A.
- ANONYMOUS, 1986. The Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production. Environmental Pollution Agency. National Research council. National Academy Press, Washington, D.C.
- ANTOLIN, C.M., PASCUAL, I., GARCIA, C., POLO, A. and SÁNCHEZ-DIAZ, M., 2005. Growth, Yield and Solute Content of Barley in Soils Treated with Sewage Sludge Under Semiarid Mediterranean Conditions. Field Crops Research, Volume 94 (2005): 224–237.
- ANTONIADIS, V. and ALLOWAY, B.J. 2002. The Role of Dissolved Organic Carbon in the Mobility of Cd, N and Zn in Sewage Sludge Amended Soils. Envir. Pol. 117: 515-521.
- ANTOSIEWICZ, D.M. 1995. The Relationships Between Constitutional and Inducible Pb-Tolerance and Tolerance to Mineral Deficits in *Biscutella laevigata* and *Silene inflata*, Environ. Exp. Bot.,35 (1), 55–69.

- AOYAMA, M., ZHOU, B., SAITAH, M. and YAMAGUCHI, N. 2003. Effects of Lime-Treated Sewage Sludge Comport Application on Soil Chemical Properties and Soil Organic Matter. Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition 74 (6): 749-757.
- AOYAMA, M., ZHOU, B., SAITAH, M. and YAMAGUCHI, N. 2006. Microbial Biomass in Soils With Calcium Accumulation Associated with the Application of Composted Lime Treated Sewage Sludge. Soil Science and Plant Nutrition 52(2): 177-187.
- ARCAK, S., TÜRKMEN, C., KARACA, A. ve ERDOĞAN, E. 2000. A Study on Potential Agricultural Use of Sewage Sludge of Ankara Wastewater Treatment Plant. Proceeding of International Symposium on Desertification, 13-17 June 2000, Konya.
- ARGIN, İ. 2008. Arıtma Çamurlarının Fiziksel ve Kimyasal Toprak Düzenleyicisi Olarak Kullanımı. Atatürk ni. Fen Bilimleri Enst. Tarımsal Yapılar Sulama Ana bilim Dalı. Doktora Tezi.
- AŞIK, B.B. ve KATKAT, A. V. 2004. Gıda Sanayi Arıtma Tesisi Atığının (Arıtma Çamuru) Tarımsal Alanlarda Kullanım Olanakları. Uludağ Uni. Zir. Fak. Derg. 18(2): 59-71.
- AŞIK, B.B. ve KATKAT, A.V. 2008. Arıtma Çamurlarının Tarımsal Alanlara Uygulanmasına İlişkin Sınırlamalar. 4. Ulusal Bitki Besleme ve Gübre Kongresi. s: 977-988, 8-10 Ekim 2008, Konya
- AUBURN, A.L. 2000. Heavy Metal Soil Contamination. Soil Quality-Urban Technical Note No:3.
- AYDIN, S. 2004. Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Değişik Amaçlarla Kullanımının Araştırılması. İstanbul ni. Fen bilimleri Enst. Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı. Doktora Tezi.

- BAI, Z., HARVEY, L.M. and MCNEIL, B. 2003. Oxidative Stress in Submerged Cultures of Fungi, *Crit Rev Biotechnol.*, 23, 267–302.
- BARCELO, J., CABOT, C. and POSCHENRIEDER, C. 1986. Cadmium Induced Decrease of Water Stress Resistance in Bush Bean Plants (*Phaseolus vulgaris* L. Cv Contender), 2 Effects of Cd on Endogenous Abscissic Acid Levels, *J. Plant Physiol.*, 125, 27-34.
- BERNSTEIN, L. and FORD, R. 1959. Salt tolerance of forage crops. In United States Salinity Laboratory Report to Collaborators, Riverside, CA. p. 39-44.
- BERNSTEIN, L. and FRANCOIS, L.E. 1962. The salt tolerance of bermudagrass - NK37. In United States Salinity Report to Collaborators, Riverside, CA. p. 37-38.
- BERGMANN, W. 1993. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Dritte, erweiterte Auflage, Gustav Fischer Verlag Jena. Stuttgart.
- BERTHET, B., AMIARD, J.C., TRIQUET, C.A., MAILLET, C., METAYER, C., BAHEC, J.L., LETARD, M. and PELLETIER, J. 1989. Fate of Metals Linked with Sewage Sludge or Municipal Refuses Used as Improvements in Market Gardening. *Wat. Sci. Tech.*, 21(12): 1917-1920.
- BİLGİN, N., EYÜPOĞLU, H. and ÜSTÜN, H. 2000. İkinci Kademe Arıtılmış Kentsel Nitelikli Atıksu Arıtma Çamurlarının Tarımda Kullanılma Olanakları” (toplulu sonuç yayınlanmadı), Köy Hizmetleri Ankara Araştırma Enstitüsü, Ankara, 12-15.
- BİLGİN, N., EYÜPOĞLU, H. ve ÜSTÜN, H. 2002. Biyokatıların (Arıtma Çamurlarının) Arazide Kullanımı, ASKİ Arıtma Tesisi Başkanlığı – Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü Ankara Araştırma Enstitüsü, Ankara 1 – 72.
- BLUME, G. BRUMMER, K.H. HARTGE, U. SCHWERTMANN, W.R. FISCHER, M. RENGGER, O. STREBEL. 1992. Lehrbuch der Bodenkunde (12. Aufl) Kitabından Çeviri.

- BOWEN, H.J.M. 1966. Trace Elements in Biochemistry, Academic Press London and New York.
- BOZKURT, M.A., ERDAL, İ., ÇİMRİN, K.M., KARACA S. ve SAĞLAM, M. 2000. Kentsel Arıtma Çamuru ve Humik Asit Uygulamalarının Mısır Bitkisinde Besin Elementi ve Ağır Metal Kapsamına Etkisi. A.Ü. Tarım Bilimleri Derg., (Baskıda).
- BOZKURT M.A., YILMAZ İ. ve ÇİMRİN K.M. 2000. Kentsel Arıtma Çamurunun Kışlık Arpada Azot Kaynağı Olarak Kullanılması. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Tarım Bilimleri Dergisi. 2000-7(1); 105-110.
- BOZKURT, M.A. ve YARILGAÇ, T. 2003. Kuru Koşullarda Arıtma Çamuru Uygulamalarının Elma Ağaçlarının Verim, Büyüme, Beslenme Statüsü ve Ağır Metal Birikimine Etkileri. Tübitak Turk Journal Agricultural Forestry, 27 (2003): 285-292.
- BOZKURT, M.A. and YARILGAÇ, T. 2003. The Effects of Sewage Sludge Applications on the Yield, Growth, Nutrition and Heavy Metal Accumulation in Apple Trees Growing in Dry Conditions. Turk J. Agric. For. 27: 285-292.
- BROWN, J.W. and BERNSTEIN, L. 1953. Salt tolerance of grasses. Effects of variations in concentrations of sodium, calcium, sulfate, and chloride. In United States Salinity Laboratory Report to Collaborators, Riverside, CA. p. 44-46.
- BRUNE, A. and DIETZ, K.J. 1995. A Comparative Analysis of Element Composition of Barley Roots and Leaves Under Cadmium-, Molybdenum-, Nickel-, and Zinc-Stress, J. Plant Nutr., 18, 853–868.
- ÇELEBİ, Ş.Z., ARVAS, Ö., ÇELEBİ, R. ve YILMAZ, İ.H. 2010. Atıksu Arıtma Çamuru ile Tesis Edilen Yeşil Alanda İngiliz Çimi'nin (*Lolium peren L.*) performansının Belirlenmesi. Tekirdağ Ziraat Fak. Dergisi 7(3): 111-118.

- ÇELEBİ, Ş.Z., ARVAS, Ö., ÇELEBİ, R. ve YILMAZ, İ.H. 2011. Rizomlu Kırmızı Yumak (*Festuca rubra* var. *Rubra*) ile Tesis Edilen Yeşil Alanda Atıksu Arıtma Çamurunun Tesis Gübresi Olarak Değerlendirilmesi. Ekoloji Dergisi 20,78, 18-25.
- CEM CORPORATION MATTHEWS. 2004. Operation Manual of Mars. 600122 Rev.1:1.
- CHANEY, R.L. 1990. Twenty Years of Land Application Research. Biocycle, September 54-59.
- CHENG, H., XU, W., LIU, J., ZHAO, Q., HE, Y. and CHEN, G., 2007. Application of Composted Sewage Sludge (CSS) as a Soil Amendment for Turfgrass Growth. Ecological Engineering, Volume 29: 96–104.
- CHRISTIANS, N. 2004. Fundamentals of Turfgrass Management, John Wille&Sons Inc., Hoboken, New Jersey, 0-471-45478-8.
- ÇİMRİN, K.M., BOZKURT, M.A. ve ERDAL. İ. 2000. Kentsel Arıtma Çamurunun Tarımda Fosfor Kaynağı Olarak Kullanılması. Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Tarım Bilimleri Dergisi 10(1):85-90.
- DELIBACAK, S., OKUR, B. and ONGUN, A.R. 2009. Influence of Treated Sewage Sludge Applications on Temporal Variations of Plant Nutrients and Heavy Metals in a Typic Xerofluvent soil. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 83: 249-257.
- DELSCHEN, T.; WERNER, W. 1989. Zur Aussagekraft der Schwermetallgrenzwerte in Klärschlammgedüngten Böden. I. Mitteilung; Einfluß Verschiedener Bodenparameter auf die “Tolerierbaren”, Königwasserlöslichen Gesamtgehalte. Landwirtsch. Forschung 42, 1, 29-39.
- DEMİR, İ. 1963. Yem Bitkileri, E.Ü. Ziraat Fakültesi Yayınları: 62, 123-149.
- DİE. 2004. Belediye Kanalizasyon Sonuçları 2002, T.C. Devlet İstatistik Enstitüsü Haber Bülteni, www.die.gov.tr

- EL-NAIM, M.A., EL-HOUSSEINI, M. and NAEEM M.H. 2004. Safety use of Sewage Sludge as Soil Conditioner, *Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/ Hazardous Substance&Environmental Engineering* 39 (2):435-444.
- FAUZIAH, C., HANANI, M.N., ZAUZYAH, S., SAMSURI, A.W. and ROSAZLIN, A. 2011. Co-Application of Red Gypsum and Sewage Sludge on Acidic Tropical Soils. 42:2561-257.
- FERRER, A., MOCHON, and ONA, J. D. 2011. Evolution of the Soil and Vegetation Cover on Road Embankments after the Application of Sewage Sludge. *Water Air Soil Pollut* 214:231-240.
- FİLİBELİ, A. 1998. Arıtma Çamuru Tanımı ve Çamur Kaynakları. Arıtma Çamurlarının İşlenmesi, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir, 1 – 25.
- FROST H.L. 2001. Land Application, Biological Decontamination, and Speciation of Metal-Laden Sewage Sludge, The Department of Civil Engineering and Geological Sciences. Notre Dame, Indiana.
- GOMEZ, I., NAVARRO-PEDRENO, J., MATAIX, J., FRAGOSO, M.A.C. and BEUSICHEM, M.L. 1993. Effects of Organic Waste Fertilization and Saline Irrigation on Mineral Composition of Tomato Leaves and Fruits. Eighth International Colloquium for the Optimization of Plant Nutrition, 31 August-8 September, Lisbon, Portugal, 333-337.
- GOUIA, A. 2000. Effects of Cadmium on Activity of Nitrate Reductase and on Other Enzymes of the Nitrate Assimilation Pathway in Bean. *Plant Physiol. Biochem.* 38:629-638
- GÖÇMEZ, S. 2006. Menemen Ovası Topraklarında İzsu Kentsel Arıtma Çamuru Uygulamalarının Mikrobiyal Aktivite ve Biyomas ile Bazı Fiziksel ve Kimyasal Toprak Özellikleri Üzerine Etkisi. Doktora Tezi, Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Toprak Anabilim Dalı, İzmir.

- GUO, T.R. and ZHANG, G.R. 2007. Physiological Changes in Barley Plants Under Combined Toxicity of Aluminum, Copper and Cadmium, Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 57, 82–188.
- GÜR, A. 2004. Ağır Metal İyonlarının Clivia sp. Bitkisi Polenlerinin Çimlenmesi ve Tüp Büyümesi üzerine Etkileri. F.Ü. Fen ve Matematik Bilimleri Dergisi, 16 (2), 177-182.
- HAKERLERLER, H. 1980. Kentsel Atıkların Gübre Olarak Değerlendirilmeleri. E.Ü.Z.F. Derg., 17:3, 113-131.
- HAKTANIR ve ARCAK. 1998. Çevre Kirliliği. Ankara Üni. Ziraat Fak. Toprak Bölümü, Ankara Üni. Yayın No: 1503, Ders Kitabı: 457, Ankara
- HALL, J.L. 2002. Cellular Mechanisms for Heavy Metal Detoxification and Tolerance. J. Exp. Bot., 53, 1–11.
- HANAY, Ö. ve HASAR, H. 2007. Kayseri İli Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Tarımsal Amaçlı Kullanım Potansiyeli. Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi Cilt 19 (3): 333-33.
- HASSELBACH, G. 1992. Ergebnisse zum Schwermetalltransfer Boden/Pflanze Aufgrund von Gefäßversuchen und Chemischen Extraktionsverfahren mit Boden aus Langjährigen Klärschlamm-Feldversuchen Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktor-grades (Dr.agr.) beim Fachbereich Agrarwissenschaften der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- HERNANDEZ, T., MORENO, J.I. and COSTA, F. 1991. Influence of Sewage Sludge Application on Crop Yields and Heavy Metal Availability. Soil Sci. Plant Nutr., 37: 201–210.
- HERNÁNDEZ-APAOLAZA, L., GASCÓ, A, M., GASCÓ, J.M., and GUERRERO, F. 2005. Reuse of Waste Materials as Growing Media for Ornamental Plants. Bioresource Technology, Volume 96 (1): 125–131.

- HUBBARD, C.E. 1987. *Grasses*, A Pelican Original 3rd Edition, Penguin Boks, 27 Wrights Lane, London, England, 161p.
- İŞÇİ, S. 2006. Arıtma Çamurlarının Özellikleri ve Arazide değerlendirme İmkânlarının Araştırılması. Gazi Üni. Feb Bil. Enst. Çevre Bilimleri Ana bilim Dalı. Yüksek Lisans Tezi.
- İŞGENÇ, F. ve KINAY H.E. 2005. Türkiye’de Arıtma Çamurları, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu, AÇS 2005 23-25 Mart, İzmir.
- KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd Edition CRC Press, Boca Raton, Ann Arbor, London.
- KACAR, B., KATKAT, A.V. ve ÖZTÜRK, Ş. 2002. Bitki Fizyolojisi. Uludağ Üniversitesi Güçlendirme Vakfı Yayın No: 198, s.563, Bursa.
- KACAR, B ve KATKAT, V. 2006. Bitki Besleme. Nobel Yayın No: 849
- KACAR, B. ve KATKAT, A.V. 2007. Bitki Besleme. 3. Baskı. Uludağ Üniversitesi Güçlendirme Vakfı Yayın. No:127.
- KADIOGLU, A. 1999. Bitki Fizyolojisi. 2. Baskı, Trabzon.
- KADUNC, V., MİHELİC, R. and LOBNİK, F. 1994. Usability of Compost from Municipal Sewage Sludge and Conifer Bark in the Plant Production. Kmetijstvo, 63: 191-203.
- KAMPE, W. 1981. Schwermetallgehalte und Rückstände aus dem chemischen Pflanzenschutz in Rohprodukten Sowie im Gesamtverzehr von lebensmitteln Pflanzlicher Herkunft. Landwirtsch. Forschung 33,1,12-22.
- KALKAN, H. 2009. Keçiborlu Kükürt Fabrikası Flotasyon Atıklarının Kireçli Toprak ve Ahrır Gübresi Kullanılarak Fitoremediasyon Tekniği ile Islah Edilmesi. Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü. Yüksek Lisans Tezi.

- KAPLAN, M. 1999. Accumulation of Copper in Soils and Leaves of Tomato Plants in Greenhouses in Turkey. J. of Plant Nutr. 22 (2), 237-244.
- KAPLAN, M., ORMAN, Ş., KADAR, I., KONCZ, J. 2005. Heavy Metal Accumulation in Calcareous Soil and Sorghum Plants after Addition of Sulphur Containing Waste as A Soil Amendment in Turkey. Agriculture, Ecosystems & Environment 111(1-4):41-46.
- KARUÇ, K., GÜÇDEMİR, İ., ALTUNTAŞ, İ., CEBEL, N., KALINBACAK, K., TERZİ, D., PEKER, M. ve GÜVEN, E. 2004. Ankara Atıksu Arıtma Çamurunun Tarımda Değerlendirilmesi. <http://www.tgae.gov.tr/webeski/tgaeper/kadriyelay.htm>.
- KICK, H. 1969. Klaerschlamverwertung im Landbau. Sonderdruck aus Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik Band III Verlag von Wilhelm Ernst und Sohn Berlin, S. 163.
- KLOKE, A. 1985. Forschungen Zur Raumentwicklung. 14,13-24.
- KOCAER, F.O. ve ŞAHİNKAYA, H.S. 2001. Arıtma Çamurlarının Araziye Uygulanabilirliği Kapsamında Bitkiye Yararışlı Azot, Fosfor Ve Potasyum Seviyeleri. UKAK 2001- Ulusal Katı Atık Kongresi, Arıtma Çamurları. 18-21 Nisan, İzmir.
- KOROLEWSKY, N., DUPOUYET, S. and BONIN, G. 2002. Environmental Risks of Applying Sewage Sludge Compost to Vineyards. Journal of Environmental Quality, Volume 31: 1522–1527.
- KROGMANN, U., BOYLES, L.S., MARTEL, C.J. and MCCOMAS, A.K. 1997. Biosolids and Sludge Management. Water Env.Res. Vol. 69, Number.4., 534-549
- KÜÇÜKHEMEK, M., GÜR, K., ve BERKTAY, A. 2006. Evsel Karakterli Atıksu Arıtma Çamurlarının Çim Bitkisi Ağır Metal (Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Pb, Cd) İçeriği Üzerine Etkisi. S.Ü. Müh-Mim. Fak. Derg., c.21, s.3-4

- KÜÇÜKHEMEK, M., GÜR, K., UYANÖZ, R. ve ÇETİN, Ü. 2005. Arıtma Çamuru ve Çiftlik Gübresinin Çim Bitkisi Verimine ve Renk Özelliğine Etkisi. Dokuz Eylül Üniversitesi, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu Bildiri Kitabı, İzmir, 25-26 Mart 2005: 375-384.
- KYLE, M.A. and S.A. MCCLINTOCK. 1995. The Availability of Phosphorus in Municipal Wastewater Sludge as a Function of the Phosphorus removal Process and Sludge Treatment Method. Water Environment Research, 67:3, 282-289.
- LANGDALE, G.W. and THOMAS, J.R. 1971. Soil salinity effects on absorption of nitrogen, phosphorus, and protein synthesis by coastal bermudagrass. Agron. J., 63: 708-711.
- LERCH, R.N., BARBARICK, K.A., WESTFALL, D.G., FOLLETT, R.H., MCBRIDE, T.M., and OWEN, W.F. 1990. Sustainable Rates of Sewage Sludge for Dryland Winter Wheat production I. Soil Nitrogen and Heavy metals. J. Prod. Agric. Nitrogen and Heavy Metals. J. Prod. Agr. 3(1): 60-65.
- LINDEN, D.R., CLAP, C.E. and DOWDY, R.H. 1983. Hydrologic Management: Nutrients. pp 79-103 in Proceedings of the Workshop on Utilization of Municipal Wastewater and Sludge on Land. Riverside, University of California.
- LITTLE, D.A., RENEAU, R.B. and MARTENS, D.C. 1991. Lime Stabilized and Chemically Fixed Sewage Sludge as Lime Amendments. Bioresource Technology, 37:1, 93-102.
- LIU Z.L., HE X.Y., CHEN W., YUAN F.H., YAN K., TAO D.L. 2009. Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a potential hyperaccumulator *Lonicera japonica* Thunb. J. Hazardous Material 169: 170-175.
- LIU X.H., GAO Y.T., SARDAR K., DUAN G., CHEN A.K. and LING L. 2008. Accumulation of Pb, Cu and Zn in Native Plants Growing on Contaminated Sites and Their Potential Accumulation Capacity in Heqing, Yunnan. Journal of Environmental Sciences 20: 1469-1474.

- LOGAN, T.J. and CHANEY, L. 1983. Metals in Utilization of Municipal Wastewater and sludge on Land. A.L. Page, T.L. Gleason, J.E., Smith, I.K., Iskender and C.E. Sommers, eds. Riverside.
- LOMBI, E. and GERZABEK, M.H. 1998. Determination of Mobile Heavy Metal Fraction in Soil: Results of a Pot Experiment With Sewage Sludge. *Communications in Soil Sci. And Plant Anaysis*. 29:17-18, 2545-2556.
- LO'PEZ-MOSQUERA, M,E., MOIRO'N, C. and CARRAL E. 2000. Use of Dairy-Industry Sludge as Fertiliser for Grasslands in Northwest Spain: Heavy Metal Levels in the Soil and Plants. *Resources, Conservation and Recycling*, Volume (30): 95–109.
- LUDIN, M., OLOFSSON, M., PETTERSSON G.J. and ZETTERLUND H. 2004. Environmental and Economic Assessment of Sewage Sludge Handling Options. *Resources, Conservation and Recyling* 41 p.225-278.
- MACFARLANE, G.R. and BURCHETT, M.D. 2000. Cellular Distribution of Copper, Lead and Zinc in Grey Mangrove, *Avicennia Marina* Vierh, *Aquat. Bot.*, 68, 45–49.
- MADRID, F., LIPHADZI, M.S. and KIRKHAM, M.B. 2003. Heavy Metal Displacement in Chelate Irrigated Soil During Phytoremediation. *Journal of Hydrology*, 272. 107-119.
- MAHDAVI, M. and JAFARI, J. 2010. Environmental Risks due to Application of Sewage Sludge in Farmlands. *Ozean Journal of Applied Science* 3 (2):303-311.
- MANIOS, T. and STENTIFORD, E. 2003. The Effect of Heavy Metals Accumulation on The Chlorophyll Concentration of *Typha Latifolia* Plants, Growing in a Substrate Containing Sewage Sludge Compost and Watered With Metaliferus Water, *Ecological Engineering*, 20, 65-74, 2003.

- MARSCHNER, H. 1983. Nutrient Mobility, Root Growth and Root Induced Changes in the Rhizosphere as Factors of Nutrient Ability In Soils of Semiarid and Arid Areas. Prov. 17th Coll. Intern. Pot. Inst. Bern. 107-128.
- MARTENS, D.C. and WESTERMANN, D.T. 1991. Fertilizer Applications for Correcting Micronutrient Deficiencies in Micronutrients in Agriculture. Mortvedt, J.J. et al., eds., Soil Sci. Soc. of Amer. Book Series, No. 4, Madison, Wisconsin, Amer. Soc. of Agronomy.
- MCBRIDE M.B. 1995. Toxic metals accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations protective? J. Environ. Qual. 24: 5-18.
- MCGRATH, S.P., ZHAO, F. J. and DUNHAM, S.J. 2000. Long Term Changes in the Extractability and Bioavailability of zinc and Cadmium After Sludge Application. J. Environ. Qual., 29: 875-883.
- MENELIK, G., RENAULT, R.B., MARTENS D.C. and SIMPSON, T. W. 1991. Yield and Elemental Composition Wheat Grain as Influenced by Source and Rate of Nitrogen. J. Plant Nutrition, 14: 205-217
- MENGEL, K. and KIRKBY, E.A. 1987. Principles of Plant Nutrition. International Potash Institute, P.O. Box CH-3048, Worblaufen-Bern Switzerland.
- METWALLY, A., SAFRONOVA, V.I., BELIMOV, A.A. AND DIETZI, K.J. 2005. Genotypic Variation of The Response to Cadmium Toxicity in *Pisum sativum* L., J. Exp. Bot., 56, 167–178.
- MILLER, R.W., AZZARI, A.S. and GARDINER, D.T. 1995. Heavy Metals in Crops as Affected by Soil Types and Sewage Sludge Rates. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 26:5-6, 703-711.

- MOAURO, A., TRIOLA, P., AVINO, P. and FERRANDI, L. 1993. Evaluation of Inorganic Elements in Agricultural Products from Italian Farms by Instrumental Neutron Activation Analysis. M.A.C. Fraga and M.L. Van Beusichem (eds.) Optimization of Plant Nutrition 13-17, Kluwer Academic Publishers Printed in the Netherlands.
- MONNI, S., UHLIG, C., HANSEN, E. and MAGEL, E. 2001. Ecophysiological Responses of *Empetrum Nigrum* to Heavy Metal Pollution, Environ. Pollut., 112, 121-129.
- MORERA M.T., ECHEVERRIA J.C., GARRIDO J.F. 2001. Mobility of heavy metals in soils amended with sewage sludge. Canadian Journal of Soil Science 81(4): 405-414.
- MÜEZZİNOĞLU, A. ve DİNÇER, F. 2005. Biyokatıların Çevresel Etkileri: Koku Sorunu, Dokuz Eylül Üniversitesi, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu Bildiri Kitabı, İzmir, 25-26 Mart 2005: 137-146.
- NAVARO-PEDREÑO, J., GOMEZ, I., MORAL, R., MATAIX, J., VAN-CLEEMPOT, O., HOFMAN, G. and VERMOESEN, A. 1996. Nitrogen Nutrition of Tomato Derived from the Use of Sewage Sludge and Almonds Residue as Fertilizers. Progress in Nitrogen Cycling Studies: Proceedings of the 8.th Nitrogen Workshop Held at the University of Ghent, 5-8 september 1994, 243-246.
- NAVAS, A., BERMUDEZ, F. and MACHIN J. 1998. Influence of Sewage Sludge Application on Physical and Chemical Properties of Gypsisoils. Geoderma 87:123-135.
- ÖBEK, E. ve İPEK, U. 1999. Elazığ Atıksu Arıtma Tesisi Çamurlarının Ağır Metal İçeriklerinin Araştırılması, Fırat Üniv. Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi, 11(2), 69-76.
- ODJEGBA V.J. and FASIDI I.O. 2004. Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation. Ecotoxicology 13: 637-646.

- OÑA, J.D. and OSORIO, F. 2005. Application of Sludge from Urban Wastewater Treatment Plants in Road's Embankments. *Journal of Hazardous Materials B131*: 37-45.
- ORÇUN, E. 1979. Özel Bahçe Mimarisi (Çim Sahaları Tesis ve Bakım Tekniği), Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi, Yayın No: 152, Bornova-İzmir.
- O'RIORDAN, E.G., DOOD, V.A. and FLEMING, G.A. 1994. Spreading a Low Metal Sludge on Grassland: Effect on Soil and Herbage Heavy Metal Concentrations, *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 33(1), 61-69.
- ORMAN, Ş., KAPLAN, M. 2007. Effects of Calcareous Soil and Farmyard Manure on Revegetation of Sulphur Mine Tailings. *Fresenius Environmental Bulletin* 16(10):1295-1299.
- ORTİZ, O and ALCANİZ, J.M. 2006. Bioaccumulation of heavy metals in *dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. *Bioresour Technol*, 97(4):545-52.
- ÖNAL, M.K., TOPCUOĞLU, B. ve ARI, N. 2003. Toprağa Uygulanan Kentsel Arıtma Çamurunun Domates Bitkisine Etkisi II Gelişme ve Meyve Özellikleri İle Meyvede Mineral İçerikleri *Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 16(1): 97-106
- ÖZBEK, H., KAYA, K., GÖK, M. ve KAPTAN, H. 1993. Toprak Bilimi. Ç.Ü. Zir. Fak. Genel Yayın No. 73, Ders Kitapları Yayın No: 16, Adana. Scheffer/Schachtschabel P. Schachtschabel, H.P.
- ÖZBEK, H., KAYA, Z., GÖK, H. ve KAPTAN H. 1995. Toprak Bilimi. Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi Genel Yayın No: 73 Ders Kitapları yayın no 1016 580-584. Adana.
- ÖZBEK, E., TATAR, Ş.Y., HASAR., ARSLAN, E.I. ve İPEK, U. 2004. Kentsel ve Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi Arıtma Çamurlarındaki Ağır Metal Düzeylerinin Değerlendirilmesi, *F. Ü. Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 16(1), 31-38.

- ÖZDEMİR, S., KÖSEOĞLU, G. ve DEDE, Ö.H. 2005. Arıtma Çamurlarının Süs Bitkisi Toprağı Hazırlanmasında Kullanımı, Dokuz Eylül Üniversitesi, I. Ulusal Arıtma Çamurları Sempozyumu Bildiri Kitabı, İzmir, 25-26 Mart 2005: 557-564.
- ÖZYAZICI, M.A., ÖZYAZICI, G. ve BAYRAKLI, B. 2012. Arıtma Çamuru Uygulamalarının Toprağın Ekstrakte Edilebilir Demir, Bakır, Çinko ve Mangan Kapsamı Üzerine Etkileri. Toprak Su Dergisi, 1(2): 110-118
- PASCUAL, J.A., GARCIA C., HERNANDEZ T. and AYUSO, M. 1997. Changes in the Microbial Activity of an Arid Soil Amended With Urban Organic Wastes, Biology and Fertility of Soils, 24(4):429-434.
- PASCUAL, I., ANTOLIN, M.C., GARCIA C., POLO, A. and SÁNCHEZ-DIAZ, M., 2004. Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions. Biol. Fert. Soils 40, 291-299.
- PAULRAJ, C. and RAMULU, U.S. 1994. Effect of Soil Application of Low Levels of Urban Sewage Sludge on the Uptake of Nutrients and Yield of Certain Vegetables. Journal of the Indian society of soil science, 42(3):485-487.
- PENGCHENG, G., XINBAO, T., YANAN, T. and YINGXU, C. 2007. Application of sewage Sludge Compost on Highway Embankments. Waste Management, Volume 29 (9): 1630–1636.
- PHALSSON, A.M.B. 1989. Toxicity of Heavy Metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to Vascular Plants, Water, Air, Soil Pollut., 47, 287-319.
- PINAMONTI, F., STRINGARI, G. and ZORZI, G. 1997. Use of Compost in Soilless Cultivation. Compost Science and Utilization, 5(2):38-46.
- REED, B.E., CARRIERE, P.E. and MATSUMOTO, M.R. 1991. Applying Sludge on Agricultural Land. Biocycle, 32:7, 58-60.

- SANCHEZ-MARTIN, M.J., GARCIA-DELGADO, M., LORENZO, L.F., RODRÍQUECRUZ, M.S. and ARIENZO, M. 2007. Heavy Metals in Sewage Sludge Amended Soils Determined by Sequential Extractions as A Function of Incubation Time of Soils. *Geoderma* 142: 262-273.
- SANDMANN, G. and BÖGER, O. 1980. Copper-Mediated Lipid Peroxidation Processes in Photosynthetic Membranes, *Plant Physiol.*, 66, 797- 800.
- SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P. 1989. *Lehrbuch des Bodenkunde* 12. Neu Bearb. Aufl. unter Mitarb. Von W.R. Fischer, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart (442).
- SHARMA, P and DUBEY, R.S. 2005. Lead Toxicity in Plants. *Braz.J. Plant Physiol.*, 17(1):35-52.
- SINGH R.P. and AGRAWAL M. 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere* 67: 2229-2240.
- SINGH R.P. and AGRAWAL M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management* 28(2): 347-358.
- SOIL SURVEY STAFF, 1951. *Soil Survey Manual*. Agricultural Research Administration, U.S. Dept. Agriculture, Handbook No:18.
- SOMMERS, L.E. 1997. Chemical Composition of Sewage Sludges and Analysis of their Potential Use as Fertilizer. *J. Environmental Quality*, 6:225-232.
- SÖNMEZ, S., KAPLAN, M., SÖNMEZ, N.K., KAYA, H and UZ, İ., 2006 a. High Level of Copper Application to Soil and Leaves Reduce the Growth and Yield of Tomato Plants. *Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)*, 63(3);1213-1218
- STOBART, A.K. and GRIFFITHS, W.T. 1985. Ameen-bukhari, L., Sherwood. R. P. The Effect of Cd⁺² on the Biosynthesis of Chlorophyll in Leaves of Barley, *Physiol. Plant.*, 63, 293-298.

- STABNIKOVA, O., GOH, W.K., DING, H.B., TAY, J. H. and WANG, J.Y. 2005. The Use of Sewage Sludge and Horticultural Waste to Develop Artificial Soil for Plant Cultivation in Singapore. *Bioresource Technology*, Volume 96 (9): 1073–1080.
- SU, D.C., WONG, J.W.C. and JAGADEESAN, H. 2004. Implications of Rhizospheric Heavy Metals and Nutrients for the Growth of Alfalfa in Sludge Amended Soil. *Chemosphere* 56 957-965.
- TABATABAI, M.A. and FRANKERBERGER, W.T. 1979. Chemical Composition of Sewage Sludges in Iowa. *Agriculture and Home Economics Experimental Station, Iowa State University of Sci. and Technology Research Bulletin*, 586.
- TIRMIZI, S.A., JAVED, I., SAEED, A. and SAMINA, F. 1996. A Study of the Inorganic elements in Vegetable and Soil Samples of the Polluted and Nonpolluted Areas of Bahawalpur City (Pakistan). *Hamdard-Medicus*, 39(3):90-95.
- TOPÇUOĞLU, B., ÖNAL, M.K. ve ARI, N. 2003. Toprağa Uygulanan Kentsel Arıtma Çamurunun Domates Bitkisine Etkisi 1. Bitki Besinleri ve Ağır Metal İçerikleri. *Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 2003, 16(1), 87-96.
- TOPÇUOĞLU, B. 2002. Kentsel Katı Atık Kompostu ve Arıtma Çamurunda Ağır Metallerin Bitkiler ve Çevre Üzerine Potansiyel Etkileri ve Kirleticili Limitleri *Derim Dergisi* 38-48 s.
- TOPRAK, H. 2002. Çamurların Susuzlaştırılması. *Çevre Mühendisliği Uygulamaları*, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, Ankara, 153 – 160.
- TSADILAS, C.D., MITSIOS, I.K. and GOLIA, E. 2005. Influence of Biosolids Application on Some Soil Physical Properties. *Communications in Soil and Plant Analysis*, 36: 709-716.
- TURGEON, A. 2008. *Turfgrass Management*, Pearson Education. Inc., Upper Saddle River, New Jersey, 978-0-13-223616-4.

- TÜRKMEN, C., KARACA, A. and ARCAK, S. 2001. Influence of Sewage Sludge Application on Heavy Metal Availability of Soil and Barley Crop. Soil Science Agrochemistry and Ecology, Vol. 36, No: 4-6, Sofia.
- TÜRKMEN, C. 2004. Kireçli Toprak Sisteminde Kentsel Arıtma Çamurunun Arpa Bitkisinin Gelişimi Bazı Ağır Metallerin Alımı Üzerine Etkisi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.
- TÜRKMEN, C. 2005. AMAAT Arıtma Çamurunun Toprakta Arpa Bitkisi Verim Kriterleri ile Bazı Toprak Özellikleri Üzerine Etkileri. A.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Anabilim Dalı Doktora Tezi, Ankara.
- TÜRKMEN, C. ve ARCAK, S. 2008. Kentsel Arıtma Çamuru ve Azot Uygulamalarının Kireçli Topraklarda Arpa Bitkisinin Verimi ve Ağır Metal Kirliliğine Etkileri. 4. Ulusal Bitki Besleme ve Gübre Kongresi Bildiriler Kitabı s. 871-885, 8-10 Ekim 2008 Konya/Türkiye.
- TUNÇ, M.S. 2003. Elazığ Kenti Atıksu Arıtma Tesisi işletme Parametrelerinin Değerlendirilmesi, Yüksek Lisans Tezi, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1994. Land Application of Biosolids, Process Design Manual. USEPA Cincinnati Ohio, 12-21.
- ÜNAL, M., KARACA, A., CAMCI, S.Ç. ve ÇELİK, A. 2011. Selçuk Tarım ve Gıda Dergisi 25(2): 46-55
- URE, A.M. 1993. Methods of Analysis for Heavy Metals in Soils. In: Heavy Metals in Soils. Blackie, London. Pp; 40-80.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1997. Method 3051a: Microwave Assisted Acid Dissolution of Sediments, Sludges, Soils and Oils. 2nd ed. U.S. Gov. Print. Office, Washington. DC.

- VILLARROEL DE, J.R., CHANG, A.C. and AMRHEIN, C. 1993. Cd and Zn Phytoavailability of a Fieldstabilized Sludge-Treated Soil. Soil Science, 155(3):197-205.
- YAMAN, K. ve OLHAN, E. 2011. Arıtma Çamuru Kullanımının Buğdayın Verim, Fiziki Girdi ve Maliyetleri Üzerindeki Etkisi. Tarm Bilimleri Dergisi (17):157-166.
- YILDIZ, A. ve GENÇ, Ö. 1993. Enstrümantal Analiz, Hacettepe Üniversitesi Yayınları, A-64, Ankara.
- YOUNGER, V.B. 1959. Growth of U-3 *Bermudagrass* Under Various Day Night Temperatures and Light Intensities, Argon. Jour. 51:557-559.
- ZAYED A, GOWTHAMAN S, TERRY N 1998 Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. J. Environ Qual. 27: 715-721.
- ZHANG, W., CAI, Y., TU, C. and MA, L. Q. 2002. Arsenic Speciation and Distribution in an Arsenic Hyperaccumulating Plant. The Science of the Total Environment 300: 167-177.
- ZORER, Ş., HOSAFLIOĞLU, İ. ve YILMAZ, H.İ. 2004. Çim Alanlarında Uygun Azotlu Gübre Uygulama Zamanlarının Belirlenmesi, Yüzüncü Yıl Üniversitesi, Tarım Bilimleri Dergisi, Cilt: 14, Sayı:1, 27-34s, Van.
- WANG, X., CHEN, T., GE, Y. and JIA, Y. 2008. Studies on Land Application of Sewage Sludge and It's Limiting Factors. Journal of Hazardous Materials Volume 160 (2-3): 554-558.
- WILLIAMS, S. 1984. Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytic Chemist. Published by the Association of Official Analytical Chemist. Inc. Wircini, 22.209, USA, 140pp-59-60.

- WONG, J.W.C., LI, G. X. and WONG, M.H. 1996. The Growth of *Brassica Chinensis* in Heavy-Metal-Contaminated Sewage Sludge Compost from Hong Kong. *Bioresource Technology*, 58: 309-313.
- WONG, J.W.C., LI, K., KURE, L.K. and SU, D.C. 2001. Toxicity Evaluation of Sewage Sludges in Hong Kong, *Envir. Inter.*, 27:373-376.
- WU F.Z., YANG W.Q., ZHANG J., ZHOU L.Q. 2010 Cadmium accumulation and growth responses of a poplar (*Populus deltoids* x *Populus nigra*) in cadmium contaminated purple soil and alluvial soil. *J. Hazardous Material* 177: 268-273.

7. EKLER

EK 1. Avrupa Birliği arıtma çamuru ağır metal sınır değerleri (86/278/EEC)

Ağır metaller	Toprak ¹	Arıtma çamuru ²	Yıllık sınır değerler ³
Kadmiyum (Cd)	1-3	20-40	0.15
Bakır (Cu)	50-140	1000-1750	12
Civa (Hg)	1-1.5	16-25	0.1
Nikel (Ni)	30-75	300-400	3
Kurşun (Pb)	50-300	750-1200	15
Çinko (Zn)	150-300	2500-4000	30

¹ Topraktaki sınır konsantrasyonlar, mg kg⁻¹

² Tarımsal amaçlı kullanım için arıtma çamuru sınır konsantrasyonları, mg kg⁻¹

³ Toprakta on yıllık ortalamalar esas alınarak bir yılda toprağa verilmesine izin verilecek ağır metal yükü sınır değeri, kg⁻¹ha⁻¹yıl⁻¹

EK 2. Ülkemizde toprak ve arıtma çamuru ağır metal sınır değerleri (Anonim 2005)

Ağır metaller	Ek 1-A**		Ek 1-B	Ek 1-C**
	Toprak ¹		Arıtma çamuru ²	Yıllık sınır değer ³
	pH: 5-6	pH>6		
Kurşun (Pb)	50	300	1200	1500
Kadmiyum (Cd)	1	3	40	15
Krom (Cr)	100	100	1200	1500
Bakır (Cu)	50	140	1750	1200
Nikel (Ni)	30	75	400	300
Çinko (Zn)	150	300	4000	3000
Civa (Hg)	1	1.5	25	10

¹ Topraktaki ağır metal sınır değerleri, mg kg⁻¹

² Toprakta kullanılabilecek stabilize arıtma çamurunda izin verilecek ağır metal sınır değerleri, mg kg⁻¹

³ Toprakta on yıllık ortalama esas alınarak bir yılda toprağa verilmesine izin verilecek ağır metal yükü sınır değerleri, g⁻¹da⁻¹yıl⁻¹

*pH değeri 7'den büyük ise çevre ve insan sağlığına özellikle yer altı suyuna zararlı olmadığı durumlarda Bakanlık sınır değerleri %50'ye kadar arttırılabilir.

**Yem bitkileri yetiştirilen alanlarda çevre ve insan sağlığına zararlı olmadığı bilimsel çalışmalarla kanıtlandığı durumlarda, bu sınır değerlerin aşılmasında izin verilebilir.

ÖZGEÇMİŞİM

Hüseyin OK 1986 yılında Antalya’da doğdu. İlköğretim ve lise öğrenimini Antalya’da tamamladı. 2005 yılında girdiği Ege üniversitesi Ziraat Fakültesinden 2009 yılında Toprak alt programını bitirerek mezun oldu. 2010 yılında Akdeniz Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Toprak Ana bilim Dalı’nda Yüksek Lisans öğrenimine başladı ve 2010 yılının Kasım ayında Araştırma Görevlisi kadrosuna atandı. 2012 yılında eşi Zeynep Begüm OK ile evlendi. Halen Akdeniz Üniversitesi Fen bilimleri Enstitüsü Toprak Ana Bilim Dalı’nda Araştırma Görevlisi olarak görev yapmaktadır.