

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ



ÇARDAK SÜPÜRGESİ (*LIMONIUM GMELİNİİ*) BİTKİSİNİN
FİTOREMEDİASYONDA KULLANILABİLİRLİĞİ

Gül ARAS ÇINAR

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME

ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

HAZİRAN 2020

ANTALYA

T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ



ÇARDAK SÜPÜRGESİ (*LIMONIUM GMELİNİİ*) BİTKİSİNİN
FİTOREMEDİASYONDA KULLANILABİLİRLİĞİ

Gül ARAS ÇINAR

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME

ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

HAZİRAN 2020

ANTALYA

**T.C.
AKDENİZ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇARDAK SÜPÜRGESİ (*LIMONIUM GMELİNİİ*) BİTKİSİNİN
FİTOREMEDİASYONDA KULLANILABİLİRLİĞİ**

Gül ARAS ÇINAR

TOPRAK BİLİMİ VE BİTKİ BESLEME

ANABİLİM DALI

DOKTORA TEZİ

**Bu tez Akdeniz Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonu Başkanlığı
tarafından 3910 nolu proje ile desteklenmiştir.**

HAZİRAN 2020

ÖZET

ÇARDAK SÜPÜRGESİ (*LIMONIUM GMELİNII*) BİTKİSİNİN FİTOREMEDİASYONDA KULLANILABİLİRLİĞİ

Gül ARAS ÇINAR

Doktora Tezi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Zeki ALAGÖZ

Haziran 2020; 150 sayfa

Tuzluluk ve bor toksisitesi görülen topraklarda, ekonomik bir külfet getirmeksizin doğal olarak yetişebilen türlerin devamlılığının sağlanması ve kullanılabilirliğinin artırılması, dünyada önemi gittikçe artan bir konu haline almıştır. Tuzlu toprakların ıslahı ile ilgili dünya üzerinde pek çok araştırma yapılmış ve pek çok bitki remediasyonda kullanılmıştır fakat süs bitkilerinin kirlenmiş toprakların iyileştirilmesinde kullanılması hakkında çok az çalışma vardır. Fitoremediasyon çalışmaları da daha çok ağır metal kirliliği üzerine yapılmış olup, tuzluluk üzerine yapılmış çalışmalar azdır. Tuzlu ve bor toksisitesi olan toprakların tarıma kazandırılmasında, ekonomik değeri yüksek ve bu koşullara dayanıklı bitkilerin yetiştiriciliğinin gerçekleştirilmesi oldukça önemlidir.

Bu çalışma ile toprak bozulmasının hız kazandığı günümüzde kurak ve tuzlu alanların iyileştirilmesinde kullanılabilecek bir halofit olarak değerli olduğunu düşündüğümüz "*Limonium gmelinii* (çardak süpürgesi)" bitkisi araştırılmıştır. Deneme 1 bitki x 1 toprak x 3 konu (NaCl, Na₂SO₄, B) x 4 doz ((0, 50, 100, 150 mM NaCl), (0, 50, 100, 150 mM Na₂SO₄), (0, 5, 10, 15 mg/l B)) x 5 tekerrür olarak, 60 saksıda, 3'er bitki olmak üzere sera ortamında yürütülmüştür.

NaCl ve Na₂SO₄ uygulamalarında, Na değerleri toprağa kıyasla bitkide artmış olup, NaCl uygulamalarına göre Na₂SO₄ uygulamalarında daha fazla bulunmuştur. Bitki, ortalama olarak 10500 ppm Na'yı topraktan almış ve önemli bir zarar görmeden depolamıştır. NaCl uygulamalarında, Cl birikimi toprakta değil bitkide olmuş olup, NaCl 3 uygulamaları ile bitki ortalama Cl değeri 33700 ppm'e kadar çıkmıştır. Na₂SO₄ uygulamalarında, toprağa kıyasla bitkide SO₄ değerleri yüksek olup, ortalama SO₄ değeri 59300 ppm'e kadar çıkmıştır. Na₂SO₄ uygulamalarında, yaprak üzerinde gözle görülür bir şekilde yoğun tuz birikimi meydana gelmiştir. B uygulamalarında ise toprak B değerlerinde önemli bir artış olmazken bitkide artış olup daha sonra azalma meydana gelmiştir. Bitkinin sahip olduğu tuz salgı bezleri sayesinde yüksek bor konsantrasyonunu uzaklaştırarak, B toksisitesini giderdiği ve tolere ettiği düşünülmektedir. Yapılan çalışma ile *Limonium gmelinii* bitkisinin, 150 mM NaCl, 150 mM Na₂SO₄ ve 15 mg/l B uygulamalarına karşı toleranslı olduğu, toprağa uygulanmış bu konuların farklı dozlarını bünyesine alarak, topraktaki toksisiteyi giderdiği belirlenmiştir. Dolayısıyla, yapılan çalışma ile elde edilen veriler ve gözlemler neticesinde *Limonium gmelinii* bitkisinin NaCl, Na₂SO₄ ve B toksisitesi ile karşı karşıya olan topraklarda, fitoremediasyon amacıyla kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

ANAHTAR KELİMELE: Bor toksisitesi, Fitoremediasyon, Halofit bitki, Tuzluluk

JÜRİ: Doç. Dr. Zeki ALAGÖZ

Prof. Dr. Erdem YILMAZ

Prof. Dr. Hasan MERDUN

Prof. Dr. Gökhan ÇAYCI

Prof. Dr. Ahmet Ali IŞILDAR



ABSTRACT

USAGE POSSIBILITIES OF *LIMONIUM GMELINII* PLANT IN PHYTOREMEDIATION

Gül ARAS ÇINAR

Doctoral Thesis, Soil Science and Plant Nutrition Major

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Zeki ALAGÖZ

Haziran 2020; 150 pages

Ensuring the continuity and usage of naturally growing species in soils with high salinity and boron toxicity, without causing a substantial economic burden, has become an increasingly important issue in the world. A lot of research has been done in the world on the improvement of saline soils and many plants have been used in remediation, but there are very few studies on the use of ornamental plants in the treatment of contaminated soils. Phytoremediation studies are mostly conducted for heavy metal pollution and there are very few studies on salinity. It is very important to grow plants with high economic value and resistant to these conditions in the cultivation of saline and boron toxic soils for agriculture.

In current times where soil degradation has accelerated; The halophyte "*Limonium gmelinii* (çardak süpürgesi) plant has been researched in this study as we deem it to be valuable in the improvement of dry and salty soils. Experiment 1 plant x 1 soil x 3 subjects (NaCl, Na₂SO₄, B) x 4 doses ((0, 50, 100, 150 mM NaCl), (0, 50, 100, 150 mM Na₂SO₄), (0, 5, 10, 15 mg/l B)) x 5 replicates were carried out in 60 pots and 3 plants in a greenhouse setting. In NaCl and Na₂SO₄ applications, Na values increased in the plant compared to soil and were found to be higher in Na₂SO₄ applications than NaCl applications. The plant, on average, took 10500 ppm Na from the soil and stored it without sustaining significant damage. In NaCl applications, Cl accumulation occurred in the plant and not in the soil, NaCl 3 applications the average Cl value of the plant rose up to 33700 ppm. In Na₂SO₄ applications, SO₄ values were higher in the plant compared to soil and the average SO₄ value rose up to 59300 ppm. In Na₂SO₄ applications, viscous intense salt accumulation occurred on the leaf. In B applications, there was no significant increase in soil B values, but there was an increase in the plant values where then a decrease occurred. The plant is thought to tolerate and diminish B toxicity by removing high boron concentrations thanks to its salt secretory glands.

With this study, it was determined that the *Limonium gmelinii* plant was tolerant to 150 mM NaCl, 150 mM Na₂SO₄ and 15 mg/l B applications and it was determined that by taking different doses of these subjects applied to soil, it removed toxicity in soil. Therefore, it was concluded that *Limonium gmelinii* plant can be used for phytoremediation in soils that are exposed to NaCl, Na₂SO₄ and B toxicity.

KEYWORDS: Boron toxicity, Phytoremediation, Halophyte Plants, Soil Salinity

COMMITTEE:

Assoc. Prof. Dr. Zeki ALAGÖZ

Prof. Dr. Erdem YILMAZ

Prof. Dr. Hasan MERDUN

Prof. Dr. Gökhan ÇAYCI

Prof. Dr. Ahmet Ali IŞILDAR

ÖNSÖZ

Doktora eğitimimin başından itibaren en büyük destekçim olup bu yolda devam etmemi sağlayan, beni her zaman cesaretlendiren, sorun çözme yeteneğimi geliştiren, tez konumu seçip, çalışmamı tamamlamama imkan sağlayan çok değerli Danışman Hocam Doç. Dr. Zeki ALAGÖZ'e en içten duygularıyla teşekkür eder, saygılarımı sunarım.

Tez çalışmamda kullanmış olduğumuz bitkiyi, Sayın Danışman Hocam Doç. Dr. Zeki ALAGÖZ ile arazi çalışmalarımızda belirlememizle başlayan bu yolculukta, sera çalışmalarında yardımını esirgemeyen değerli eşim Mehmet ÇINAR'a, istatistik analizlerimde yardımcı olan değerli arkadaşım Öğr. Gör. Dr. Ebru KAYA BAŞAR'a, tez çalışmam süresince bana karşı göstermiş olduğu hoşgöründen dolayı Arazi Topplulaştırma ve Tarımsal Altyapı Şube Müdürüm Şerife AKSOY'a teşekkür ederim.

Okul hayatımın en büyük destekçisi, en büyük gücüm kıymetli annem Hatice ARAS'a ve her daim kalbimde yaşayacak olan babam Ergün ARAS'a sonsuz teşekkür ederim.

Kıymetlilerim Armina ve Aras kardeşler, hafta sonları seranın yoğun sıcağında beni beklediğiniz ve tez yazımı aşamasında bana göstermiş olduğunuz anlayış için, varlığınıza bana her zaman güç kattığınız için çok ama çok teşekkür eder, bu çalışmayı size armağan ederim.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	ii
ABSTRACT.....	iv
ÖNSÖZ.....	iii
AKADEMİK BEYAN	xi
SİMGELER VE KISALTMALAR	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xiv
ÇİZELGELER DİZİNİ	xixi
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK TARAMASI	5
2.1. Tuzluluk.....	5
2.2. Bor Toksisitesi.....	7
2.3. Fitoremediasyon.....	10
2.4. Fitoremediasyon Yöntemleri.....	12
2.4.1. Fitoekstraksiyon (Bitkisel özümleme) yöntemi.....	14
2.4.2. Fitostabilizasyon (Köklerde sabitleme) yöntemi.....	15
2.4.3. Fitovolatilizasyon (Bitkisel buharlaştırma) yöntemi.....	16
2.4.4. Rizodegradasyon (Köklerle bozunum) yöntemi.....	16
2.4.5. Fitodegradasyon (Bitkisel bozunum) yöntemi.....	17
2.4.6. Fitopumping (Bitkisel pompalama) yöntemi.....	19
2.4.7. Rizofiltrasyon (Köklerle süzme) yöntemi.....	19
2.5. Halofit Bitkiler.....	20
2.6. Limonium Bitki Türleri Hakkında Genel Bilgi.....	23
2.7. Yapılmış Çalışmalar.....	25
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	35
3.1. Materyal.....	35
3.2. Yöntem.....	36
3.2.1. Arazi çalışmaları ve konu uygulamaları.....	36

3.2.2. Denemede kullanılan toprağın özellikleri.....	39
3.2.3. Deneme yerinin iklim özellikleri.....	39
3.2.4. İncelenen özellikler ve yöntemleri.....	40
3.2.4.1. Bitki biyolojik özellikleri ve analizleri.....	40
3.2.4.2. Toprak analizleri.....	41
3.2.5. Verilerin İstatistiksel değerlendirmesi.....	42
4. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	43
4.1. Bitki Üst Aksam Ağırlıkları.....	43
4.2. Bitki Kök Ağırlıkları.....	46
4.3. Bitki Yaprak Sayıları.....	48
4.4. Bitki Üst Aksam Uzunluk Değerleri.....	52
4.5. Kök Uzunluk Değerleri.....	54
4.6. Yaş Yaprak EC Değerleri.....	57
4.7. Kuru Yaprak EC Değerleri.....	60
4.8. Yaprak Hücrelerinde Membran Zararlanması Değerleri.....	63
4.9. Bitki K Değerleri.....	67
4.10. Bitki Ca Değerleri.....	69
4.11 Bitki Mg Değerleri.....	72
4.12. Bitki Na Değerleri.....	74
4.13. Bitki Cl Değerleri.....	76
4.14. Bitki SO ₄ Değerleri.....	78
4.15. Bitki B Değerleri.....	80
4.16. Toprak pH Değerleri.....	82
4.17. Toprak EC Değerleri.....	84
4.18. Toprak N Değerleri.....	87
4.19. Toprak K Değerleri.....	89

4.20. Toprak Ca Değerleri.....	91
4.21. Toprak Mg Değerleri.....	94
4.22. Toprak Na Değerleri.....	96
4.23. Toprak Cl Değerleri.....	98
4.24. Toprak SO ₄ Değerleri.....	100
4.25. Toprak B Değerleri.....	102
4.26. Toprak ve Bitki Na Değerleri Değişimi.....	104
4.27. Toprak ve Bitki Cl Değerleri Değişimi.....	106
4.28. Toprak ve Bitki SO ₄ Değerleri Değişimi.....	108
4.29. Toprak ve Bitki B Değerleri Değişimi.....	111
5. SONUÇLAR.....	114
6. KAYNAKLAR.....	116
ÖZGEÇMİŞ	

AKADEMİK BEYAN

Doktora Tezi olarak sunduğum “ÇARDAK SÜPÜRGESİ (*LIMONIUM GMELİNİİ*) BİTKİSİNİN FİTOREMEDİASYONDA KULLANILABİLİRLİĞİ” adlı bu çalışmanın, akademik kurallar ve etik değerlere uygun olarak yazıldığını belirtir, bu tez çalışmasında bana ait olmayan tüm bilgilerin kaynağını gösterdiğimi beyan ederim.

/ /2020

Gül ARAS ÇINAR

İmzası

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

NaCl : Sodyum klorür

Na₂SO₄ : Sodyum sülfat

B : Bor

H₃BO₃ : Borikasit

mM : Milimolar

ppm : Milyonda bir kısım

mg/lt : Miligram/litre

ha : Hektar

Na : Sodyum

Ca : Kalsiyum

Mg : Magnezyum

K : Potasyum

HCO₃ : Bikarbonat

CO₃ : Karbonat

NO₃ : Nitrat

Sr : Stronsiyum

Li : Lityum

SiO₂ : Silisyum oksit

Rb : Rubidyum

F : Flor

Mo : Molibden

Mn : Mangan

Al : Alüminyum

SO₄ : Sülfat

mmhos/m	: milimhos/metre
MgSO ₄	: Magnezyum sülfat
KNO ₃	: Potasyum nitrat
CaCl ₂	: Kalsiyum klorür
MgCl ₂	: Magnezyum klorür
Na ₂ CO ₃	: Sodyum karbonat
NaHCO ₃	: Sodyum bi karbonat
%	: Yüzde
g	: Gram
cm	: Santimetre
°C	: Santigrat derece
Zn	: Çinko
Hg	: Civa
Pb	: Kurşun
Cr	: Krom
Co	: Kobalt
mmol/kg	: Milimol/kilogram
mg/kg	: Miligram/kilogram
dS/m	: Desisiemens/metre
mm	: Milimetre
kg/da	: Kilogram/dekar
lt	: Litre
me/100 gr	: Miliekivalent/100 gram
As	: Arsenik
Ni	: Nikel
µS/cm	: Mikro Siemens/santimetre

EDTA : Etilendiamin tetraasetik asit
DTPA : Dietilentriaminpenta asetik asit

Kısaltmalar

B 1 : 5 mg/lt B uygulaması
B 2 : 10 mg/lt B uygulaması
B 3 : 15 mg/lt B uygulaması
NC 1 : 50 mM NaCl uygulaması
NC 2 : 100 mM NaCl uygulaması
NC 3 : 150 mM NaCl uygulaması
NS 1 : 50 mM Na₂SO₄ uygulaması
NS 2 : 100 mM Na₂SO₄ uygulaması
NS 3 : 150 mM Na₂SO₄ uygulaması
TİGEM : Tarım İşletmeleri Genel Müdürlüğü
ABD : Amerika Birleşik Devletleri

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Fitoremediasyon yöntemlerinin şematik görünümü.....	13
Şekil 2.2. Fitoekstraksiyon yönteminin şematik görünümü.....	14
Şekil 2.3. Fitostabilizasyon yönteminin şematik görünümü.....	15
Şekil 2.4. Fitovolatilizasyon yönteminin şematik görünümü.....	16
Şekil 2.5. Rhizodegradasyon yönteminin şematik görünümü.....	17
Şekil 2.6. Fitodegradasyon yönteminin şematik görünümü	19
Şekil 2.7. Rhizofiltrasyon yönteminin şematik görünümü.....	20
Şekil 2.8. <i>Limonium gmelinii</i> bitkisi görünümü.....	24
Şekil 2.9. <i>Limonium gmelinii</i> bitkisi çiçek görünümü.....	24
Şekil 3.1. <i>Limonium gmelinii</i> bitkisinin farklı dönemlerdeki görünümleri.....	35
Şekil 3.2. <i>Limonium gmelinii</i> bitkisinin saksılara aktarılmadan önceki görünümü.....	36
Şekil 3.3. Deneme serasında uygulamaların hazırlanmış olduğu varillerin görünümü...	38
Şekil 3.4. Denemenin yürütüldüğü serada saksıların genel bir görünümü.....	38
Şekil 4.1. NaCl uygulamaları sonucu bitki üst aksam ağırlık değerleri değişimi.....	43
Şekil 4.2. B uygulamaları sonucu bitki üst aksam ağırlık değerleri değişimi.....	44
Şekil 4.3. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitki üst aksam ağırlığı değerleri değişimi.....	44
Şekil 4.4. Uygulamalar sonucu bitki üst aksam ağırlığı değerleri değişimi.....	45
Şekil 4.5. NaCl uygulamaları sonucu bitki kök ağırlığı değerleri değişimi.....	46
Şekil 4.6. B uygulamaları sonucu bitki kök ağırlığı değerleri değişimi.....	47
Şekil 4.7. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitki kök ağırlığı değerleri değişimi.....	47
Şekil 4.8. Uygulamalar sonucu kök ağırlığı değerleri değişimi.....	48
Şekil 4.9. Na ₂ SO ₄ 1 ve 3 uygulamalarında hasat öncesi yaprak görünümü örnekleri....	49
Şekil 4.10. NaCl uygulamaları sonucu yaprak sayı değerleri değişimi.....	49
Şekil 4.11. B uygulamaları sonucu yaprak sayısı değerleri değişimi.....	50
Şekil 4.12. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu yaprak sayısı değerleri değişimi.....	51

Şekil 4.13. Uygulamalar sonucu yaprak sayı değerleri değişimi.....	51
Şekil 4.14. NaCl uygulamaları sonucu bitki üst aksam uzunluk değerleri değişimi.....	52
Şekil 4.15. B uygulamaları sonucu bitki üst aksam uzunluğu değerleri değişimi	53
Şekil 4.16. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitki üst aksam uzunluğu değerleri değişimi.....	53
Şekil 4.17. Uygulamalar sonucunda bitki üst aksam uzunluğu değerleri değişimi.....	54
Şekil 4.18. Kök yapısı görünümü (NaCl uygulamaları örneği).....	55
Şekil 4.19. NaCl uygulamaları sonucu kök uzunluğu değerleri değişimi.....	55
Şekil 4.20. B uygulamaları sonucu kök uzunluğu değerleri değişimi.....	56
Şekil 4.21. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu kök uzunluğu değerleri değişimi.....	56
Şekil 4.22. Uygulamalar sonucu kök uzunluğu değerleri değişimleri.....	57
Şekil 4.23. NaCl uygulamaları sonucu yaş yaprak EC değerleri değişimi.....	58
Şekil 4.24. B uygulamaları sonucu yaş yaprak EC değerleri değişimi.....	58
Şekil 4.25. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu yaş yaprak EC değerleri değişimi.....	59
Şekil 4.26. Uygulamalar sonucu yaş yaprak EC değerleri değişimi.....	60
Şekil 4.27. NaCl uygulamaları sonucu kuru yaprak EC değerleri değişimi.....	61
Şekil 4.28. B uygulamaları sonucu kuru yaprak EC değerleri değişimi.....	61
Şekil. 4.29. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu kuru yaprak EC değerleri değişimi.....	62
Şekil 4.30. Uygulamalar sonucu kuru yaprak EC değerleri değişimi.....	63
Şekil 4.31. Menbran zararlanmasının belirlenmesi.....	63
Şekil 4.32. NaCl uygulamaları sonucu yaprak membran zararlanması.....	64
Şekil 4.33. B uygulamaları sonucu yaprak membran zararlanması.....	64
Şekil 4.34. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu yaprak membran zararlanması.....	65
Şekil 4.35. Uygulamalar sonucu yaprak membran zararlanma değerleri değişimi	66
Şekil 4.36. NaCl uygulamaları sonucu bitki K değerleri değişimleri.....	67
Şekil 4.37. B uygulamaları sonucu bitki K değerleri değişimi.....	67
Şekil 4.38. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitkideki K değerleri değişimi.....	68

Şekil 4.39. Uygulamalar sonucu bitkideki K değerleri değişimleri.....	69
Şekil 4.40. NaCl uygulamaları sonucu bitki Ca değerleri değişimi.....	69
Şekil 4.41. B uygulamaları sonucu bitkide Ca değerleri değişimi.....	70
Şekil 4.42. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitkide Ca değerleri değişimi.....	70
Şekil 4.43. Uygulamalar sonucu bitkide Ca değerleri değişimi.....	71
Şekil 4.44. NaCl uygulamaları sonucu bitkide Mg değerleri değişimi.....	72
Şekil 4.45. B uygulamaları sonucu bitkide Mg değerleri değişimi.....	72
Şekil 4.46. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitkide Mg değerleri değişimi.....	73
Şekil 4.47. Uygulamalar sonucu bitkide Mg değerleri değişimi.....	74
Şekil 4.48. NaCl uygulamaları sonucu bitkide Na değerleri değişimi.....	74
Şekil 4.49. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu Na değerleri değişimi.....	75
Şekil 4.50. NaCl ve Na ₂ SO ₄ uygulamaları arasında bitkide Na değerleri değişimi.....	75
Şekil 4.51. B uygulamalarında bitki Na değerleri değişimi.....	76
Şekil 4.52. NaCl uygulamaları sonucu bitkide Cl değerleri değişimi.....	77
Şekil 4.53. B uygulamaları sonucu bitkide Cl değerleri değişimi.....	77
Şekil 4.54. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitki Cl değerleri değişimi.....	78
Şekil 4.55. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitkide SO ₄ değerleri değişimi.....	78
Şekil 4.56. B uygulamaları sonucu bitki SO ₄ değerleri değişimi.....	79
Şekil 4.57. NaCl uygulamaları sonucu bitki SO ₄ değerleri değişimi.....	80
Şekil 4.58. B uygulamaları sonucu bitkide B değerleri değişimi.....	80
Şekil 4.59. NaCl uygulamaları sonucu bitki B değerleri değişimi.....	81
Şekil 4.60. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu bitki B değerleri değişimi.....	82
Şekil 4.61. NaCl uygulamaları sonucu toprak pH değerleri değişimi.....	82
Şekil 4.62. B uygulamaları sonucu pH değerleri değişimi.....	83
Şekil 4.63. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak pH değerleri değişimi.....	83
Şekil 4.64. Uygulamalar sonucu toprak pH değerleri değişimi.....	84
Şekil 4.65. NaCl uygulamaları sonucu toprak tuz değerleri değişimi.....	85

Şekil 4.66. B uygulamaları sonucu toprak tuz değerleri değişimi.....	85
Şekil 4.67. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak tuz değerleri değişimi.....	86
Şekil 4.68. Uygulamalar sonucu toprak tuz değerleri değişimi.....	86
Şekil 4.69. NaCl uygulamaları sonucu toprakta N değerleri değişimi.....	87
Şekil 4.70. B uygulamaları sonucu toprakta N değerleri değişimi.....	88
Şekil 4.71. Na ₂ SO ₄ uygulamalarında toprakta N değerleri değişimi.....	88
Şekil 4.72. Uygulamalar sonucu toprakta N değerleri değişimi.....	89
Şekil 4.73. NaCl uygulamaları sonucu toprakta K değerleri değişimi.....	89
Şekil 4.74. B uygulamaları sonucu toprakta K değerleri değişimi.....	90
Şekil 4.75. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak K değerlerinin değişimi.....	90
Şekil 4.76. Uygulamalar sonucu toprak K değerleri değişimi.....	91
Şekil 4.77. NaCl uygulamaları sonucu toprak Ca değerleri değişimi.....	92
Şekil 4.78. B uygulamaları sonucu toprak Ca değerleri değişimi.....	92
Şekil 4.79. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak Ca değerleri değişimi.....	93
Şekil 4.80. Uygulamalar sonucu toprak Ca değerleri değişimi.....	93
Şekil 4.81. NaCl uygulamaları sonucu toprak Mg değerleri değişimi.....	94
Şekil 4.82. B uygulamaları sonucu toprak Mg değerleri değişimi.....	94
Şekil 4.83. Na ₂ SO ₄ uygulamalarında toprakta Mg değerleri değişimi.....	95
Şekil 4.84. Uygulamalar sonucu toprakta Mg değerleri değişimi.....	95
Şekil 4.85. NaCl uygulamaları sonucu toprak Na değerleri değişimi.....	96
Şekil 4.86. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak Na değerleri değişimi.....	97
Şekil 4.87. NaCl ve Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak Na değerleri değişimi.....	97
Şekil 4.88. B uygulamaları sonucu toprak Na değerleri değişimi.....	98
Şekil 4.89. NaCl uygulamaları sonucu toprak Cl değerleri değişimi.....	98
Şekil 4.90. B uygulamaları sonucu toprak Cl değerleri değişimi.....	99
Şekil 4.91. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak Cl değerleri değişimi.....	100
Şekil 4.92. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak SO ₄ değerleri değişimi.....	100
Şekil 4.93. B uygulamaları sonucu toprak SO ₄ değerleri değişimi.....	101

Şekil 4.94. NaCl uygulamaları sonucu toprak SO ₄ değerleri değişimi.....	101
Şekil 4.95. B uygulamaları sonucu toprak B değerleri değişimi.....	102
Şekil 4.96. NaCl uygulamaları sonucu toprak B değerleri değişimi.....	103
Şekil 4.97. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak B değerleri değişimi.....	103
Şekil 4.98. NaCl uygulamaları sonucu toprak ve bitkideki Na değerleri değişimi.....	104
Şekil 4.99. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak ve bitkideki Na değerleri değişimi...	105
Şekil 4.100. NaCl ve Na ₂ SO ₄ uygulamalarında toprak ve bitki Na değerleri değişimi.	105
Şekil 4.101. NaCl uygulamalarında toprak ve bitkideki Cl değerleri değişimi.....	106
Şekil 4.102. NaCl uygulama saksıları.....	107
Şekil 4.103. Na ₂ SO ₄ uygulamaları sonucu toprak ve bitki SO ₄ değerleri değişimi.....	108
Şekil 4.104. Na ₂ SO ₄ uygulama saksıları.....	109
Şekil 4.105. Na ₂ SO ₄ 3 uygulamalarında yaprak üzerinde oluşan tuz birikimi görünümü.....	110
Şekil 4.106. Na ₂ SO ₄ 2 uygulamalarında yaprak üzerinde oluşan tuz birikimi görünümü.....	110
Şekil 4.107. Na ₂ SO ₄ 1 uygulamalarında yaprak üzerindeki tuz birikimi görünümü.....	110
Şekil 4.108. B uygulamaları sonucu toprak ve bitki B değerleri değişimi.....	111
Şekil 4.109. B uygulama saksıları.....	112
Şekil 4.110. B toksisite belirtileri görünümü.....	113

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Türkiye’de sorunlu toprakların dağılımı.....	6
Çizelge 2.2. Bitkilerin B dayanıklılık derecesi açısından sulama sularının B sınıfları....	9
Çizelge 2.3. Metallerin fitoremediasyonunda kullanılan bazı bitki türleri.....	18
Çizelge 2.4. Bitkilerin tuza tepkisi ile ilgili genel kriterler.....	21
Çizelge 2.5. Bazı halofit bitki türleri ve onların tuz tolerans seviyeleri.....	27
Çizelge 2.6. Kirleticiler için bulundukları ortama göre yapılan uygulamalar.....	33
Çizelge 3.1. Uygulama dozları/saksı başına.....	37
Çizelge 3.2. Uygulamada kullanılacak olan sulama sularının EC değerleri.....	37
Çizelge 3.3. Kum, kil, silt fraksiyonları dağılımı.....	39
Çizelge 3.4. Deneme toprağının bazı özellikleri.....	39
Çizelge 3.5. Antalya İline ait 2018 yılında gerçekleşen meteorolojik değerler.....	40

1. GİRİŞ

Toprak, ana materyal adını verdiğimiz kayaçların, organik atıkların uzun bir süreç içinde birçok fiziksel, kimyasal, biyolojik olay ve etkenlerle parçalanıp ayrışması sonucu ortaya çıkan ve dinamikleri devam eden doğal bir varlıktır. Topraklar; insan, bitki ve hayvanların üzerinde durdukları, insanların yaşamlarını devam ettirecekleri tek yerdir.

Buna karşılık yeryüzünün sadece $\frac{1}{4}$ 'ü karalarla kaplı olup bu alanların dağlık, çöl, çoraklık vb. birçok doğal kısıtlılık sebebiyle çok az bir miktarı tarımsal üretime başka bir deyişle insanların kullanımına uygundur (Türkoğlu 2006).

Günümüzde besin ihtiyacı katlanarak artmakta iken tarıma açılacak arazilerin son sınırına gelmiştir. Bu sebeple mevcut arazilerin daha verimli kullanılması, tuzlu arazilerin ıslahı ve değerlendirilmesi son derece önemlidir (Temel ve Şimşek 2011).

Dünya çapında 100'den fazla ülke topraklarının tuzdan etkilendiği ve bu alanın yaklaşık 1 milyar hektar olduğu belirtilmektedir. Yılda on milyon hektardan fazla tuzluluğa maruz kalan alanların olduğu, bu alanların %3'ünü tarım alanlarının oluşturduğu tahmin edilmektedir. Sulanabilir tarım alanlarının yaklaşık %20'si tuzluluktan etkilenmiş ve tarımsal üretim önemli derecede azalmıştır. Bu sorun sadece gelişmekte olan ülkelerin sorunu değil, aynı zamanda tarımda ileri teknoloji kullanan ülkelerin de sorunu olmuştur. Tuzluluktan etkilenmiş olan sulanabilir tarım arazilerinin (60 milyon hektar), yaklaşık 35 milyon hektarı'nın Pakistan (3.2 milyon ha), Hindistan (20 milyon ha), Çin (7 milyon ha) ve Birleşik Devletlerde (5.2 milyon ha) dört ülkede yaygın olduğu belirlenmiştir. Sulama yapılan ve büyük miktarda tuzlanmadan etkilenen yaklaşık 25 milyon hektar alan ise, Afganistan, Mısır, Irak, Kazakistan, Türkmenistan, Meksika, Suriye ve Türkiye'de bulunmaktadır. Türkiye'deki duruma bakıldığında, yaklaşık 4 milyon ha alanda tuzluluk problemi veya tehdidi bulunduğu bildirilmektedir. Ülkemizdeki arazilerin kullanma şekilleri dikkate alındığında, kuru tarım alanlarının 163.638 hektarında, sulu tarım alanlarının 449.709 hektarında, bağ-bahçe alanlarının 9050 hektarında, çayır-mera kullanım alanlarının 733.422 hektarında, Orman-funda alanlarının 11.436 hektarında çoraklık sorunu olduğu belirtilmiştir (Özkan 2018).

Tuzlu topraklar buharlaşmanın yağıştan en az yılın bir kısmında önemli oranda fazla olduğu ve ana materyalde orta veya yüksek miktarda tuzun bulunduğu veya sığ derinlikte tuzlu taban suyunun mevcut olduğu durumlarda oluşmaktadır. Bu koşullar kapalı havzalarda, çevredeki yüksek alanlardan taban suyu akışı olan eski göl tabanlarında, sıcak ve en azından bir sezonun kurak geçtiği iklimlerde görülmektedir.

Tuzluluk, sularda veya topraklarda var olan çözünmüş mineral tuzların konsantrasyonundan ileri gelmektedir. Çözünmüş mineral tuzları, Na, Ca, Mg ve K katyonlarını ve Cl, SO₄, HCO₃, CO₃ ve NO₃ anyonlarını içine alan başlıca çözünebilir maddeleri kapsamaktadır. Son derece yüksek tuzluluktaki sularda B, Sr, Li, SiO₂, Rb, F, Mo, Mn, Ba ve Al mineral maddeleri de tuzluluğa katkı sağlamaktadır (İrik 2013).

Türkiye, içinde bulunduğu iklim kuşağı nedeniyle, tuzluluk ve alkaliliğin oluşumu için ideal ortam oluşturmaktadır. Düşük yağış miktarı ile eriyen tuzlar, fazla sıcaklığın etkisi ile bitkilerin etkin olarak kullandığı alanlarda birikerek toprak yüzeyinde tuz tabakaları oluşturmaktadır. Kuzey Anadolu'da Çarşamba ovası, Güney Anadolu'da Tarsus ovası ve

Çukurova'nın bazı kısımları, Orta Anadolu'da Tuz gölü civarı ve Çumra ovası, Doğu Anadolu'da Iğdır ovası, Batı Anadolu'da Gediz havzasının Menemen, Manisa, Salihli, Alaşehir ovaları, Büyük Menderes havzasında Aşağı Kırıklar mevki, Denizli-Sarayköy sulama havzasında Gölemerli ovası, Trakya bölgesinde Meriç havzasının bazı kısımlarında yer yer lokal alanlar bu durumun en tipik örnekleridir (Aksu 2008).

Kurak ve yarı kurak bölgelerde oluşan tuzlu alkali topraklar diğer topraklara göre daha yüksek bor içeriklerine sahiptirler. Bor toksisitesi topraklarda doğal olarak oluşabildiği gibi (kireç taşı, kumtaşı, buzul molozları, bitki-hayvan atıkları), özellikle yüksek B içeren suların (nehir ve kuyu suları, drenaj sularının toprağa uygulanması) ya da kompost gübrelerinin kullanılması sonucunda veya linyit kömürü kullanan termik santrallerin civarında yetiştiricilik yapılması durumunda, baca külü, endüstriyel atıklar ve kimyasallardan kaynaklanmaktadır (Aksu 2008). Potansiyel kaynakların tümünde, sulama suyunun en önemli etkisi toprak bor içeriğinin artmasına neden olmasıdır. Bor konsantrasyonu genelde tuzlu topraklarda ya da tuzlu kuyu sularında yüksek miktarlarda bulunmaktadır (Dhankhar ve Dahiya 1980).

Türkiye'de özellikle Batı Anadolu Bölgesi'nin Dünyadaki B rezervlerinin % 61'ine sahip olduğu ve bölgede B kirlenmesinin su kaynaklarını ve tarım alanlarını etkileyen önemli bir problem olduğu bilinmektedir. Başlıca bor üretimimiz, Kütahya ile Balıkesir il merkezleri arasında yer alan Bigadiç, M. Kemalpaşa, Emet ve Kırkı yörelerinde yapılmakta, bu maden üretim merkezleri Simav, Kirmastı ve M. Kemalpaşa su toplama havzaları içinde bulunmaktadır. Üretim sırasında su kaynaklarına boşaltılan borlu drenaj ve yıkama suları, hem Simav Çayı'nı hem de Uluabat Gölü ile Marmara Denizi'ni kirletmektedir. Yöredeki tarım topraklarının sulanmasında Simav Çayı kollarından başka önemli bir seçenek bulunmamaktadır. Bu sebeple Simav, su toplama havzası içindeki 117.274 hektar tarım alanından 94.358 hektarı bor kirliliğinden etkilenmektedir. Ayrıca bor içeriği yüksek sular sebebiyle Afyon, Aksaray, Bigadiç, Burdur, Konya-Ereğli, Eskişehir, Germencik Ömerbeyli, Iğdır, Karasaz, Kayseri, Yüksekova ve Salihli yörelerindeki topraklarda yüksek düzeyde B kirliliği görülmektedir (Karaömerlioğlu 2011).

Dünyada kullanılabilir tarım arazilerinin sınır değerlerine ulaşıldığı dikkate alındığında, bozulan arazilerin ıslah edilerek tarıma kazandırılması büyük önem taşımaktadır. Toprakların tuzluluğu, insanoğlunun yaşadığı her dönemde problem olmuştur. Yeryüzündeki toprakların büyük bir kısmında tuzluluktan dolayı tarım yapılamamaktadır. Toprak tuzluluğu, bitkilerin ürün verimini düşürmekle, zirai açıdan büyük zararlara sebep olmaktadır. Toprak tuzluluğunun ortadan kaldırılması ekonomik açıdan oldukça önemlidir. Ancak tuzluluğun ortadan kaldırılması hem ekonomik değil hem de oldukça zor bir olaydır (Durdu 2007).

Bor ile kirlenmiş toprakların ıslahı, tuzluluk problemi olan toprakların ıslahına göre daha da zordur. Bor, toprakta tuzların yıkanmasından daha yavaş yıkandığından çok daha fazla yıkama suyuna ihtiyaç duyulur. Borlu toprakların ıslahında tuzlu toprakların ıslahında kullanılan su miktarından 2 veya 3 misli daha fazla suya gereksinim vardır. Ayrıca ince bünyeli topraklardan borun yıkanması kaba bünyeli topraklara göre daha zordur. Borun topraktaki hareketinin çok yavaş olması topraktan yıkanmasını da güçleştirmektedir. Bor içermeyen temiz sulama sularının kısıtlı olması ve daha fazla su

kullanımı gerektirmesi gibi gerekçeler bu uygulamanın başarısını sınırlayıcı bir etmen olarak görünmektedir (Kaptan 2013).

Dünya nüfusunun gün geçtikçe büyük bir hızla artışına karşın ekilebilir tarım alanlarının azlığı, daha kaliteli ve verimli bitki geliştirilmesi sorununu ortaya çıkarmaktadır. Bitkiler tuzluluk, soğuk, kuraklık gibi birçok olumsuz çevre şartları ile karşı karşıyadır. Bu durumda bitkiler ya bu faktörlere karşı tepki koymak ya da adapte olmak suretiyle yaşamlarını devam ettirmeye çalışırlar. Bitkilerin bu olumsuz çevre şartları ile baş edebilmesi için sahip oldukları potansiyel gücün anlaşılması gelecekte bu sorunların çıkaracağı problemlerin çözümünde yararlı olacaktır. Buradan yola çıkılarak, *Limonium gmelinii* bitkisinin etkilerinin araştırılması üzerine yapılması planlanan çalışmamız önem taşımaktadır.

Son on yılda popülaritesi giderek artmakta olan fito-ıslah, toprak ıslahına ait pasif bir teknolojidir. Fitoremediasyon çevredeki kirleticilerin alınmasında yada onların zararsız hale getirilmesinde yeşil bitkilerin kullanımı olarak tanımlanır. Diğer ıslah teknolojileri ile karşılaştırıldığında toprak dolgusu, fiksasyon ve filtreleme gibi oldukça düşük masraflı, estetik olarak memnun edici ve daha küçük düzenleme kolaylıklarını gerektirir. Bundan başka fitoremediasyon minimal bir çevresel sıkıntı yaratmasıyla büyük avantajlar sunar. Böylece başarılı fitoremediasyondan sonra toprak direkt olarak tarımsal amaçlar için kullanılabilir. Toksik ağır metaller ve organik kirleticilerin her ikisi de fitoremediasyonda hedef alınan kirleticilerdir (Türkoğlu 2006).

Son yıllarda dünyanın giderek kuraklaşacağı varsayımı neticesinde, dünya üzerinde tuzcul ortamlarda ve daha az suyla yaşamlarını devam ettirebilen bitkilerin varlığı önem kazanmaktadır. Bu bitkiler, giderek kuraklaşan dünya için, gelecek umudu taşımaktadır. Bu nedenle daha az su tüketen ve kuraklık nedeniyle tuzluluğu artan topraklarda yetişebilen bitkilerin halka tanıtılması ve konuya ilişkin çalışmaların teşvik edilmesi günümüzde daha da önem kazanmaktadır.

Özellikle süs bitkileri, Türkiye tarımının gizli potansiyelini oluşturmaktadır. Tarımsal Araştırmalar Genel Müdürlüğü'nün (TAGEM), TÜBİTAK desteğini alarak 7 araştırma enstitüsü, 8 üniversite ve 19 özel sektör şirketiyle birlikte yürüttüğü ve 2009 yılında tamamladığı "Bazı Doğal Bitkilerin Kültüre Alınması, Yeni Tür ve Çeşitlerin Süs Bitkileri Sektörüne Kazandırılması" adlı proje birçok alanda örnek teşkil edecek nitelikte olmuştur.

Bugüne kadar pek çok bitki remediasyonda kullanılmıştır fakat süs bitkilerinin kirlenmiş toprakların iyileştirilmesinde kullanılması hakkında çok az rapor mevcuttur. Farklı ekolojik istekleri olan çok çeşitli süs bitkileri vardır ve bunlar atmosferik kirleticilerin izlenmesinde gösterge olarak kullanılabilir. Çevresel kirliliğin temizlenmesinde bu bitkilerin kullanılabilirliğinin araştırılması önemli bir temel teşkil edecektir. Özellikle kentsel alanlarda, süs bitkileri çevreyi güzelleştirirken aynı zamanda da ağır metal kirliliğini giderebilir. Süs bitkilerinin potansiyel hiperakümülatör türlerinin araştırılması, büyük önem arz etmektedir ve ayrıca uygulanabilir olması açısından da önemlidir (Özay ve Mammadov 2013).

Yapılacak olan çalışma ile daha çok ağır metal kirliliği ıslahında kullanılan fitoremediasyon yöntemi ile toprak tuzluluğu sorunu olan alanların kullanılabilir hale getirilmesinin yaygınlaştırılması, fitoremediasyon yöntemi ile bor toksisitesi giderimi çalışmalarına katkı sağlanması, bu amaç doğrultusunda alternatif bir süs bitkisi olarak *Limonium gmelinii* (Çardak Süpürgesi) bitkisi üzerinde çalışılarak, bu bitkinin topraktan almış olduğu tuz iyon durumunun belirlenmesi, *Limonium gmelinii* bitkisinin tanınması ve yaygınlaştırılması, diğer kullanım alanlarının belirlenmesi üzerine yapılabilecek olan araştırmalara katkı sağlaması, çalışmanın sonucuna göre tuzlu ve sodyumca yüksek topraklara alternatif bir yeşil ıslah bitkisi olarak önerilmesi, bor toksisitesi olan topraklar üzerindeki etkisinin ortaya konulması ve sonuca göre fitoremediasyonda kullanılabilirliğinin değerlendirilmesi, tuzlu bölgelerde doğada kendiliğinden yetişen bu bitkinin yine tarım alanında değerlendirilmesine katkı sağlanması, bu bitkinin kullanılması ile ıslah edilerek tarıma kazandırılacak alanların sağlanmasıyla ülke ekonomisine katkıda bulunulması amaçlanmaktadır.



2. KAYNAK TARAMASI

2.1.Tuzluluk

Toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinin kötüleşmesi anlamına gelen toprak bozulması, insanların gelecekteki gıdasal ihtiyacının karşılanmasında karşılaşılabilecek en önemli sorunlardan biridir. Hızla artan dünya nüfusu ve daralan tarım alanları gelecek için tehdit oluşturmaktadır. Bu nedenle besin ihtiyacının karşılanmasında temel kaynak olan toprakların, üretkenliklerini bozucu etkenlere karşı korunması oldukça önemlidir (Yılmaz ve Alagöz 2008).

ABD tuzluluk laboratuvarı sınıflamasına göre; saturasyon çözeltisinin 25°C'deki elektriksel iletkenliği 4 mmhos/m'den büyük, değişebilir sodyum yüzdesi (ESP) 15'in altında, pH değeri genellikle 8,5'ten küçük topraklar tuzlu topraklardır. Bu topraklarda dominant anyonlar, Cl ve SO₄'tır. Saturasyon çözeltisinin 25°C'deki elektriksel iletkenliği 4 mmhos/m'den az, değişebilir sodyum yüzdesi (ESP) 15'ten fazla, pH değeri genellikle 8,5-10 arasında ve kireç içermeyen topraklar sodyumlu topraklardır. Saturasyon çözeltisinin 25°C'deki elektriksel iletkenliği 4 mmhos/m'den büyük, değişebilir sodyum yüzdesi (ESP) 15'ten yüksek, pH 9 değeri nadiren 8,5'i geçen topraklar ise tuzlu-sodyumlu topraklardır (İrik 2013). Bu topraklar genelde nötr reaksiyon gösterirler. Sodyum iyonu NaCl, Na₂SO₄ gibi doğal tuzlar halinde bulunur. Bu topraklar ıslah açısından oldukça problemlidir (Temel ve Şimşek 2011).

Toprak tuzluluğuna neden olan bileşikler; Klorürler (NaCl, CaCl₂, MgCl₂), Sülfatlar (Na₂SO₄, MgSO₄), Nitratlar (NaNO₃, KNO₃), Karbonatlar ve bikarbonatlar (Na₂CO₃, NaHCO₃)'dır.

Çoğunlukla Na⁺ tuzlarından ve özellikle de NaCl tuzundan kaynaklanan tuz stresi, bitkilerde genelde iki nedenle ortaya çıkmaktadır. Kök etki alanında çözünmüş tuzların fazlalığı sonucu ozmotik potansiyelin artması önemli nedenlerden birini oluştururken, toksik etki yapan iyon konsantrasyonlarının yüksekliği de diğer nedeni oluşturur (Eroğlu 2007).

Tuzlulaşmaya neden olan faktörlerin başında arazide drenajın zayıf olması gelmektedir. Toprağın su geçirgenliği az veya taban suyu düzeyi yüksek olduğu durumlarda toprakta tuz birikimi gerçekleşmektedir. Taban suyu seviyesinin yüksekliği başta topoğrafya olmak üzere düzgün olmayan ıslah işlemleri ve kontrolsüz sulama uygulamaları ile ilgilidir. Drenaj yolları iyi oluşmamış kapalı havzalarda etraftaki yüksek araziden sızan sular, arazinin alçak yerlerinde toplanmakta ve taban suyunu yükseltmektedir. Böyle koşullar altında tuzlu taban suyunun yukarıya doğru hareketi veya yüzey suyunun buharlaşması, tuzlu toprakların oluşu ile sonuçlanmaktadır. Başlangıçta tuzluluk problemi bulunmayan topraklar elverişsiz sulama suyu kullanılması, uygun olmayan sulama sistemleri ve amenajman işlemleri yada yetersiz drenaj gibi faktörler nedeniyle kısa bir süre sonra çorak topraklar haline gelebilmektedirler (Yakupoğlu ve Özdemir 2007).

Çorak araziler Türkiye yüzölçümünün %2'sine, toplam işlenen tarım arazilerinin %5.48'ine, ekonomik olarak sulanabilen 8.5 milyon hektar arazinin %17'sine eşittir. Çizelgeden görüldüğü gibi, toplam çorak alanların %74.2'si tuzlu, %25.5'i tuzlu-alkali

ve %0.5'i ise alkali topraklardan oluşmaktadır. Türkiye'de çorak toprakların dağılımı, işlenen arazi miktarına göre, aşağıdaki Çizelge 2.1.'de gösterilmiştir.

Çizelge 2.1. Türkiye'de sorunlu toprakların dağılımı (Sönmez 2004).

Sorunun Niteliği	Alan (ha)	Sorunlu Alanlara Göre %
Hafif Tuzlu	614617	41.0
Tuzlu	505603	33.0
Alkali	8641	0.5
Hafif Tuzlu-Alkali	125863	8.0
Tuzlu-Alkali	264958	17.5
Toplam	1518722	100.0

Gupta'ya (1993) göre, “Mezopotamya’da ve Peru’nun kıyı çölünde tuzlulaşma problemine birkaç bin yıldan bu yana rastlanmaktadır. A.B.D.’de Colorado Deltası ilk tuzlulaşma problemi çeken arazilerdendir. Ayrıca, Hindistan’ın kurak bölgeleri, Batı Asya ülkeleri, Peru, Arjantin, Kuzey Brezilya, Meksika; bir kısım Batı Afrika ülkelerinin (Moritanya, Senegal, Mali, Burkina, Faso, Nijer ve Çad) bazı bölgeleri, Sudan, Somali, Etiyopya, Kenya, Tanzanya ve Güney Afrika’nın bazı bölgeleri, Orta ve Batı Asya’da İsrail’den Pakistan’a kadar olan ülkeler, Tar Çölü, Güney Amerika’da ise Arjantin’in bazı yöreleri ve Kuzey Şili; Ortadoğu’da Suriye, Irak, İran ve Ürdün” dünyada tuzlulaşma çeken diğer ülke ve bölgelerdir. Aynı araştırmacıya göre, “bu bölgelerde aşırı hayvan otlatması, bitki örtüsünün yakılması ve gelişi güzel tarım uygulamaları sonucunda bu bölgelerde erozyon oluşmuş, rüzgarla taşınan kumlar ortaya çıkmış ve sonunda bu bölgelerde kurak ve tuzlu bir arazi meydana gelmiştir.” Tarım arazilerinde tuzlulaşma problemi çektiği belirtilen bu ülkelere Türkiye’de ilave edilebilir.

Şanlıurfa Merkez, Harran ve Akçakale’nin tarım arazilerinde 1995’ten sonra baraj sulamasının başlaması ile tuzluluk sorun haline gelmiştir. Harran Ovası’nda, farklı derecelerde tuzluluk problemi çeken topraklar yaklaşık 15.000 hektardır. Sahada tuzluluğun nedenlerini; iklim koşulları, toprak özellikleri, taban suyunun yüksek olması, sulama sularının kaliteli olmayışı, yanlış ve aşırı sulama, morfolojik özellikler, arazi kullanımındaki yanlışlıklar ve sulama sonucu biriken suların tarım arazilerinden dışarıya tahliye edilememesi oluşturur (Akış vd. 2005).

Konya kapalı havzasının toplam yüzölçümü 4.329,969 hektardır. Havza topraklarının 509.382 hektarında tuzluluk ve sodyumluluk, 623.446 hektarında ise drenaj problemi mevcuttur. Konya TİGEM arazilerinde yapılan bir çalışmada, toprakların tuzlulaşmasına ve yer yer sodyumlaşmasına yüksek taban suyu ve taban suyu tuz konsantrasyonunun etkili olduğu tespit edilmiştir. Konya Ovası taban suyu derinliğinin 106-192 cm arasında değiştiği ve taban suyu tuz kalitesinin T3S1 olduğunu belirlemişlerdir. Konya Ovası’nda drenaj şebekesi sularıyla sulanan alanlardaki

toprakların %60'ından fazlasının tuzlu ve sodyumlu toprak özelliği kazandığı vurgulanmaktadır.

Aşağı Seyhan Ovası 210.000 ha genişliğe sahiptir. Sulamanın en yoğun olduğu aylarda taban suyu 0-1 m arasında yer almaktadır. Drenajı bozuk olan bu alanlarda 36.434 hektarda tuzluluk sorunu bulunmaktadır.

Toprakların tuzlulaşma ve alkalileşmesini sulama, drenaj, toprak özellikleri, fizyografya ve iklim gibi etmenler, önemli ölçüde etkilemektedir. Değerlenen etmenlerin uygun olduğu ve yoğun araştırmalar yapılan Harran, Amik, Konya ve Aşağı Seyhan Ovalarında tuzluk sorunu bulunmaktadır (Kanber vd. 1992).

Develi Ova topraklarının %22.04'ünde ise orta derecede tuzluluk problemi, %14.94'ünde ise çok fazla tuzluluk sınıfına ($EC_e > 16 dS/m$) giren alan mevcuttur. Bu alanlarda ekonomik üretim yapmak mümkün görülmemektedir. Sadece halofit türü bitkiler yaşamlarını sürdürebilecektir (İrik 2013).

Iğdır Ovası da yarı-kurak iklim bölgesinde yer alıp, toplam kullanılabilir alanların 1/3'lük kısmı tuzlulaşmadan etkilenmiş ve sadece 24.194 hektarlık alanda tarım yapılabilmektedir (Temel ve Şimşek 2011).

Alagöz vd. (2006) Antalya Bölgesinde bulunan karanfil sera toprakları üzerine yaptıkları çalışmada; örnekleme yapılan seralardan 0-10 cm derinlikten alınan toprak örneklerinin %17'sinin tuzsuz, % 23'ünün hafif tuzlu, %40'ının orta tuzlu, %13'ünün yüksek tuzlu ve %7'sinin aşırı tuzlu, 10-20 cm derinlikten alınan toprak örneklerinin %27'sinin tuzsuz, %37'sinin hafif tuzlu, %33'ünün orta tuzlu ve %3'ünün yüksek tuzlu sınıfa dahil olduğunu, sonuç olarak toprakların genellikle hafif ve orta tuzlu sınıfta yer aldığını bildirmişlerdir.

2.2. Bor Toksisitesi

Bor toksisitesi, dünyanın hemen her yerinde kurak ve yarı kurak bölgelerin tarım topraklarında bitki yetiştiriciliğini sınırlayan bir beslenme sorunudur (Cartwright et al. 1986). Bor toksisitesi topraklarda doğal olarak oluşabildiği gibi, özellikle yüksek B içeren suların ya da kompost gübrelerinin kullanılması sonucunda veya linyit kömürü kullanan termik santrallerin civarında yetiştiricilik yapılması durumunda yaygın olarak ortaya çıkmaktadır. Ayrıca tuzlu ve sodik topraklarda B seviyeleri bitkilere toksik olabilecek seviyelere çıkabilmektedir (Nable vd. 1997).

Türkiye, dünyanın en büyük B yataklarına sahip bulunmaktadır. Hesaplanan rezervin en az 700 yıllık olduğu ve bunun dünya rezervinin %70'ini kapsadığı ifade edilmektedir (Bektaş ve Öztürk 2005). Ülkemizdeki B yataklarının Afyon, Aksaray, Balıkesir, Bigadiç, Burdur, Kemalpaşa, Eskişehir-Kırka, Germencik-Ömerli, Iğdır, Karasaz, Kayseri, Konya-Ereğli, Kütahya-Emet, Manyas, Susurluk/Demirkapı-Sultançayır, Salihli ve Yüksekova yörelerinde toksik konsantrasyonlarda olduğu bilinmektedir. Ayrıca, Batı Anadolu bölgesinin dünyadaki B rezervlerinin %61'ini içerdiği tespit edilmiştir (Türkan 2006).

Bor (B) bakımından zengin topraklar daha az yaygın olmasına rağmen dünyanın farklı bölgelerinde bitkisel verimi B noksanlığına göre daha çok düşürdüğü

görülmektedir. Bu nedenle B toksisitesi özellikle kurak ve yarı kurak bölge topraklarında verim düşüşlerinin başta gelen nedenleri arasında gösterilmektedir (Alıcı ve Öncel 2008).

Yapılan çalışmalar, Batı-Orta Anadolu ve GAP bölgelerindeki B toksisitesi probleminin optimum üretimi sınırlandıracak kadar yüksek düzeylere ulaştığını göstermektedir (Alıcı ve Öncel 2008) (Türkan 2006).

Tarım yapılan alanlarda bor noksanlığı veya bor toksisitesi, bitki yetiştiriciliğinde sınırlayıcı önemli bir etkidir. Bor noksanlığının giderilmesi için toprakların borlu gübrelere gübrenmesi gerekir. Ancak toprağa uygulanan bor bitki tarafından çok iyi alındığı için gereğinden fazla bor uygulamalarında bor toksisitesi ortaya çıkabilir. Bu bakımdan bor noksanlığı ve toksisitesi diğer besin elementlerine göre daha yaygın olarak görülebilmektedir (Uysal vd. 2017).

Toprak genelde bitkiler için eser elementlerin birincil kaynağıdır. Bitkiler için mutlak gerekli olan besin elementlerinden birisi olan B'a tepkiler bakımından bitkiler arasında büyük farklılıklar vardır. Bitkilerde noksanlık veya toksisiteye neden olan toprak B seviyeleri arasındaki fark çok azdır. Bu nedenle mikrobeyin elementleri (Zn, Fe, Mn, Cu, B, Mo, Cl) arasında B noksanlığı ve toksisitesi belirtileri bitkilerde en yaygın olarak görülenlerin başında gelmektedir (Gezgin vd. 2005).

Bitkisel üretimde bitki besin elementi noksanlıkları uygun bir gübreleme programı ile giderilip kalite ve verim artışları elde edilebilmesine rağmen topraklarımızdaki besin elementleri fazlalığının zararlarını gidermek çok zordur. Topraklarımızda fazlalığı (toksisitesi) görülen elementlerden birisi ve belki de en önemlisi bor'dur. Çünkü topraklarımızın yaklaşık %20'sinin (4 milyon hektar) tahıllar için toksik düzeyde bor içerdiği tahmin edilmektedir. Bor toksisitesinin bitkilerde gelişme, verim ve kalite üzerinde çok büyük olumsuz etkileri vardır. Bu nedenle fizyolojik temelli yapılacak ıslah çalışmaları ile bor toksisitesine toleranslı uygun genotiplerin geliştirilmesi ülke tarımına çok büyük katkılar sağlayacaktır (Keskin 2010).

Bor toksisitesinin başlıca kaynakları sulama suyu, kuyu suları, drenaj suyunun toprağa uygulanması, gübreleme, baca külü, endüstriyel atıklar ve kimyasallardır. Potansiyel kaynakların tümünde, sulama suyunun en önemli etkisi toprak bor içeriğinin artmasına neden olmasıdır. Bor konsantrasyonu genelde tuzlu topraklarda ya da tuzlu kuyu sularında yüksek miktarlarda bulunmaktadır (Dhankhar ve Dahiya 1980).

Ülkemizde üretim, ham madde imalatı, taşıma, atıksu arıtım sistemlerinden çıkan suların sulama suyu olarak kullanılması gibi sebeplerle bor hava, su ve toprağa karışmaktadır. Bor topraklarda doğal olarak yüksek konsantrasyonda bulunabileceği gibi maden işlenmesi, gübreleme veya kalitesiz sulama suyu kullanımı gibi sebeplerden de artış gösterebilmektedir (Nable vd. 1997).

Bitkiler tarafından bor temelde pasif absorpsiyon yoluyla borik asit $B(OH)_3$, aktif absorpsiyon yoluyla borat iyonları $B(OH)_4^-$, şeklinde alınır (Kacar ve Katkat 2006).

Bor bitki bünyesinde immobil olduğu için hareketi sınırlıdır. Borun bitkide yukarı doğru taşınmasında transpirasyonun etkili olduğu saptanmıştır. Bitkiler tarafından bor alınmasının ve farklı organlara taşınmasının bitkinin su alımı ve ksilemdeki hareketi ile

yakından ilişkili olduğu ve ayrıca bu taşınmanın bitki türleri arasında farklılıklar gösterdiği belirlenmiştir. Bu durum borun esas itibarıyla ksilemde taşındığını göstermektedir. Bor taşınmasının daha çok transpirasyona bağlı olması, yaprak uçları ve kenarlarında bor birikiminin nedenini de açıklamaktadır. Borun yapraklarda bu şekilde akümüle olması bazı hallerde toksik etkilere neden olabilmektedir (Taban ve Erdal 2000).

Bitkiler tarafından bor temelde pasif absorpsiyon yoluyla borik asit $B(OH)_3$, aktif absorpsiyon yoluyla borat iyonları $B(OH)_4^-$, şeklinde alınır. Bitki kökleri ile alınan bor miktarlarında kitle akımının payı yaklaşık %65, difüzyonun payı %32 kontakt değişimin katkısı ise yok denecek kadardır. Bitki, organlarında hareketi sınırlı olan bor genelde immobil olarak nitelendirilmekte olup, borun alınması ve iletim borularında taşınmasının, bitkilerin su düzeni ile yakından ilgili olduğu bilinmektedir. Transpirasyonla buhar halinde su yitmesi sürdükçe B bitkide yukarı doğru taşınmakta ve bitkinin tepe organlarında birikmektedir ve yukarı doğru taşınan B bitki yapraklarında birikir. Yapraklarda biriken B miktarı ise yaprak ucu > yaprak ayası ortası > yaprak sapı şeklinde sıralanmaktadır (Kaptan 2013).

Toprağın bor tutunum karakteristikleri dikkate alındığında, bor içeriği yüksek sulama suyunun kullanılması sonucunda, kumlu bünyeye sahip topraklarda, tınlı killi bünyeye sahip topraklara göre bitkilerde daha hızlı zararlanmaların görüldüğü belirtilmektedir (Kaptan 2013). Çizelge 2.2.'de bitkilerin bora dayanıklılık derecesi açısından sulama sularının bor sınıfları verilmektedir. Borun, sulama suyunda duyarlı bitkiler için izin verilebilir konsantrasyonu 0.33 mg B l^{-1} civarındadır.

Çizelge 2.2. Bitkilerin bora dayanıklılık derecesi açısından sulama sularının bor sınıfları (Thorne ve Peterson 1954).

Bor sınıfı	Hassas bitkiler	Yarı hassas bitkiler	Dayanıklı bitkiler
Sulama suyu Bor konsantrasyonu (mg B l^{-1})			
Çok iyi	<0.33	<0.67	<1.00
İyi	0.33-0.67	0.67-1.33	1.00-2.00
Kullanılabilir	0.67-1.00	1.33-2.00	2.00-3.00
Sakıncalı	1.00-1.25	2.00-2.50	3.00-3.75
Kullanılamaz	>1.25	>2.50	>3.75

Bor fazlalığı toprakların çoraklaşmasında önemli rol oynar. Borlu topraklar Özgül (1974), tarafından şu şekilde ifade edilmektedir: Saturasyon ekstraktındaki bor duruma göre az borlu, orta borlu, yüksek borlu, çok yüksek borlu topraklar olarak dört grup altında sınıflandırmaktadır. Az borlu topraklar 0.7 ppm 'e kadar bor içermekte ve bitkiler için sorun teşkil etmemekte, orta borlu topraklar $0.7-1.5 \text{ ppm}$ bor içermekte ve bazı bitkiler

için sorun oluşturmakta, yüksek borlu topraklar 1.5-3.75 ppm bor içermekte ve çoğunlukla bitkiler için tehlikeli, çok yüksek borlu topraklar ise 3.75 ppm'den fazla bor içermekte ve bütün bitkiler için tehlikeli olduğunu tespit etmiştir. Orta Güney Anadolu bölgesi tarım topraklarının bitkiye elverişli bor miktarı 0,01 mg/kg ile 63,9 mg/kg arasında değişmektedir (Gezgin vd. 2005). Topraktaki bor konsantrasyonu oranı noksanlık ve toksiklik arasındaki değerin çok az olduğunu ifade etmektedir (Dursun ve Mikailsoy 2015).

Bor eksikliğine göre B'ca zengin olan topraklar daha az yaygın olmasına rağmen çoğu zaman dünyanın farklı bölgelerinde görülen verim düşüklüğünün başta gelen nedenleri arasında gösterilmektedir. Fazla B'a oldukça duyarlı olan tahıl türleri ve çeşitlerinin verimlerinde B fazlalığından dolayı önemli azalışlar olduğu saptanmıştır (Taner vd. 2003).

Bazık topraklardaki kil minerallerinin boru adsorbe ederek yol açtığı düşük bor elverişliliği, genellikle sulama suyunda mevcut olan bor ile sağlanabilmektedir. Borun yıkanarak topraktan uzaklaşması da yok denecek kadar azdır. Dolayısıyla özellikle tuzlu ve sodik (sodali, sodyumlu, alkali) topraklarda bor zehirlenmesi, bor noksanlığına oranla daha büyük bir olasılıktır (Aydemir 1997).

Türkiye'de Orta Güney Anadolu Bölgesinde daha önce yapılmış araştırmalarda arpa ve buğday üretim alanlarında ciddi boyutta bor toksisitesi bulunmasına karşılık bunun yanında önemli miktarda bor noksanlığı bulunan alanlarında bulunduğu görülmüştür (Gezgin vd. 2001).

Ülkemizde ekilen tarım arazilerinin %43'ünde buğday üretimi yapılmaktadır. Konya Ovası'nda yaklaşık olarak bir milyon hektar alanda buğday tarımı yapılmaktadır. Bu alan Türkiye'deki buğday ekim alanının %10'u gibi önemli bir kısmını oluşturmaktadır. Bu nedenle Konya Ovası'nda birim alandan sağlanacak verim artışının bölge ve Türkiye ekonomisine büyük katkıları olacaktır. Tahıllar bora karşı duyarlı bitkilerdir. Buğday yetiştirme ortamında 2 mg/kg'a kadar boru tolere etmekte ve bu dozun üzerindeki bordan ise olumsuz yönde etkilenmektedir (Hamurcu vd. 2008).

Konya ili tarım alanlarından topladıkları 667 adet toprak örneğinin analiz sonuçlarına göre, toprakların bitkiye elverişli bor kapsamının 0.01 – 63.9 ppm (ort. 2.48 ppm) arasında değiştiğini, araştırmacılar bu çalışmada toprakların elverişli bor kapsamının % 26.5'inde yetersiz (< 0.5 ppm), % 64.3'ünde yeterli (0.5 – 5 ppm) ve % 9.2'sinde toksik (>5 ppm) düzeyde olduğunu bildirmişlerdir (Hamurcu vd. 2008).

2.3. Fitoremediasyon

Gelişmiş ülkeler doğal bir arıtma sistemi planlamaya çalışmış ve sonuçta "Bitkisel Islah Sistemleri" oluşturulmuştur. Bitkilerin veya bitki ürünlerinin kirlenmiş alanları restore veya stabilize etmek için kullanımı, kirliliğin bitki tarafından seçilerek çıkarılması, ayrılması ve arındırılması yeşil ıslah (phytoremediation) olarak bilinmekte ve bitkilerin organik veya inorganik maddeleri giderimi, akümüle etmesi, depolaması veya parçalaması gibi doğal yetenekleri avantaj olarak kullanılmaktadır (Meagher vd. 2000; McIntyre 2003).

Tuzlu ve sodik toprakların ıslahı için birçok ıslah yöntemleri geliştirilmiştir. Bunlar; fiziksel ıslah (derin sürüm), kimyasal ıslah, bitki ile müdahale, suya dayalı yaklaşımlar olarak sıralanabilir (Qadir vd. 2007). Bu yöntemlerin temelinde toprakta fazla miktardaki bulunan sodyumun uzaklaştırılması gelmektedir. Son yıllarda bitki ile ıslah olarak adlandırılan “bio-reclamation” ya da “phytoremediation” adı verilen ve uluslararası bilimsel çalışmalarda sıkça kullanılan bir yöntem olan “canlı kullanarak ıslah” ya da “bitki kullanarak ıslah” yöntemleri daha az maliyetli olduğundan giderek önem kazanmış ve bu alanda kullanılan yöntemlere ilave edilmiştir. Fitoremediasyon (phytoremediation) eski Yunancada bitki anlamına gelmekte olan Phyto kelimesinin, Latince de denge, onarma, düzenleme anlamına gelen remediation ile türetilmesi sonucu ortaya çıkmıştır.

Fitoremediasyon özellikle 1986 yılında Çernobil’de meydana gelen nükleer patlama sonucu oluşan çevre kirliliği ile gündeme gelmiştir. Çapı 100 km’yi aşan bir alanda oluşan kirliliğin insansız bir mekanizma ile temizlenmeye çalışmasında bitkiler anahtar rol oynamış ve bitkilerin bu yeteneklerinin artırılmasına yönelik çalışmalar hız kazanmıştır (Özbek 2011).

Fitoremediasyon, bitkilerin toprak ve/veya su ortamından organik ve/veya inorganik kirleticileri; kök bölgesinde hareketsizleştirmek, kökte ve bitkinin üst organlarında bünyelerine alarak depolama, kökleri aracılığıyla bitkinin üst organlarına taşınarak gövde ve yapraklarında metabolize etme veya buharlaştırma yoluyla, toprakların temizlenmesini sağlayan doğal bir teknolojidir. 1991 yılında kullanılmaya başlanan Fitoremediasyon’un ilk uygulama alanları, yapay sulak alanları ile petrol döküntü alanları olmuştur.

Günümüzde fitoremediasyon teknolojisi yoluyla bitki materyali kullanılarak metal ile kirlenmiş alanlardaki organik ve inorganik maddeler temizlenebilmektedir. Fitoremediasyon tekniğinin en önemli avantajları arasında yerinde arıtım sağlaması ve bu teknikte ekstra enerjiye gereksinim olmamasıdır. Ayrıca fitoremediasyon tekniği doğal kaynaklara zarar vermez ve kamuoyu tarafından yüksek kabul görür (Hamutoğlu vd. 2012).

Toprak arıtımı için kullanılan fizikokimyasal teknolojilerin çoğu topraktaki biyolojik aktiviteyi tamamen yok etmekte ve toprağı bitki büyümesi için uygun olmayan bir ortam şekline dönüştürürken, fitoremediasyon yöntemi toprağın biyolojik özelliklerini ve fiziksel yapısını korumaktadır (Khan vd. 2000).

Bitkisel ıslah, metalleri ve radyoaktif elementleri taşınabilir kimyasal formlara dönüştürerek tutulmasını sağlar. İnsan ve çevre sağlığı için kirleticinin en zararsız halidir. Diğer ıslah yöntemleriyle karşılaştırıldığında, maliyet düşüklüğü bu yöntemin üstün yönlerindendir. Genellikle yeşil ıslahtan sonra yetişecek bitki türleri içinde daha verimli bir toprak ortamı hazırlanmış olur (Köseoğlu 2007).

Fitoremediasyonun avantajları aşağıdaki şekilde sıralanabilir:

1. Diğer ıslah teknolojilerine göre daha ekonomiktir.
2. Sahayı tekrar istila etmede yeni bir bitki topluluğuna gerek duyulmaz.
3. Atık dökümü için ekstra bir sahaya ihtiyaç duyulmaz.

4. Diğer metotlarla kıyaslandığında halk tarafından da kabul gören estetik bir görünüm meydana gelir ve memnun edicidir.
5. Yerinde ıslah özelliği ile kirlenmiş alanın başka bir yere taşınmasına gerek kalmadan kirleticilerin yayılması engellenmiş olur.
6. Tek tip kirleticinin dışında birçok kirleticiyle aynı anda mücadele edilerek alanın ıslahı sağlanabilir.

Fitoremediasyonun dezavantajları aşağıdaki şekilde sıralanabilir:

1. Başarıya ulaşma hızı alanda kullanılacak bitkilerin, alanın edafik ve biyotik faktörlerine uyum sağlamasıyla birlikte bitkinin kirleticiye olan direncine bağlıdır.
2. Yapraklarda biriken kirleticiler sonbaharda yaprak dökümüyle beraber tekrar toprağa karışabilir.
3. Yakacak odun olarak kullanılan bitkilerin dokularında kirletici birikmiş olabilir.
4. Diğer ıslah metotlarıyla kıyaslandığında ıslah zamanı daha uzun sürebilir.
5. Kirleticilerin çözünerek yıkanma sonucu toprağa karışma ihtimali artabilir (EPA 1995).

Kirlenmiş toprakların temizlenmesi amacıyla, fiziksel, kimyasal, termal ve biyolojik süreçleri içeren birçok yöntem uygulanmaktadır. Bu yöntemler; izolasyon ve immobilizasyon teknolojileri, mekanik ayırma teknolojileri, pirometalurjik teknolojiler, elektrokinetik teknolojiler, biyokimyasal teknolojiler, toprağı su/sıvı ile yerinde temizleme teknolojileri, toprak yıkama (kimyasal sızma) teknolojileri ile fitoremediasyon teknolojileri olarak sıralanabilmektedir. Biyolojik temizleme yöntemleri içinde yer alan fitoremediasyon, diğer yöntemlere göre en ucuz ve ekolojik yönden en uygun yaklaşımdır. Yöntem, ekonomik ve ekolojik olmasının yanında özel donanım gerektirmemesi ve uygulanan bölgenin yeniden kullanılabilmesine olanak vermesi gibi avantajlara sahip olması nedeniyle günümüzde tercih edilen bir yöntem durumundadır (Özay ve Mammadov 2013).

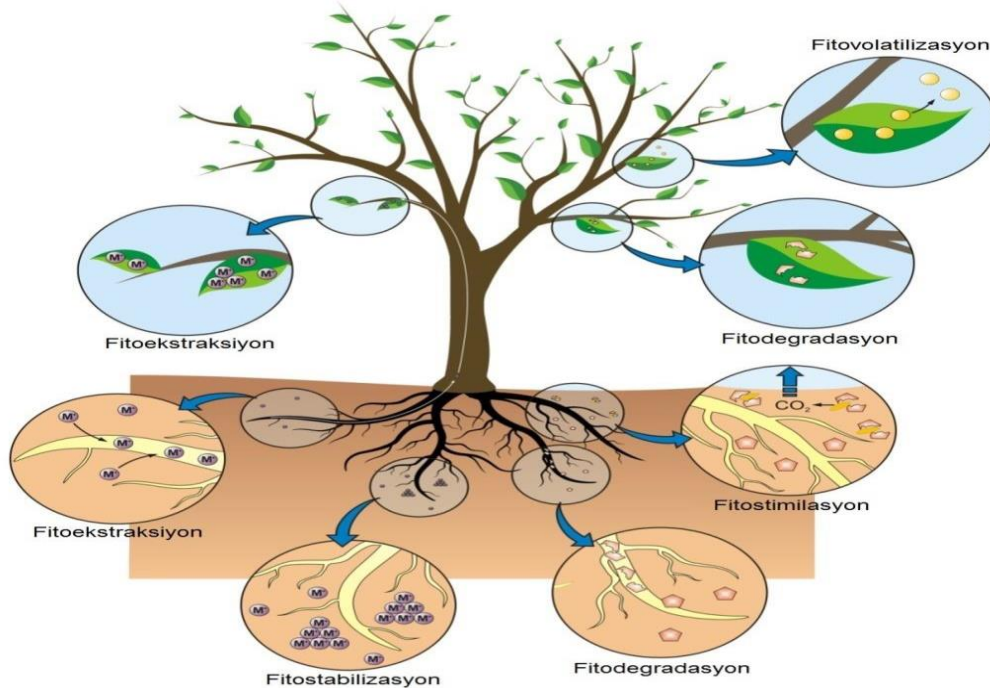
Fitoremediasyon yöntemi ile giderimi yapılan çok çeşitli organik ve inorganik kirleticiler bulunmaktadır. Bitkiler tarafından topraklardan alınma potansiyeline sahip kirleticiler, elementler (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn), Metaloidler (As, Se), radyonükleidler (90Sr, 137Cs, 239Pu, 238U, 234U), metal olmayanlar (B) ve diğer organik bileşikler (Pestisitler gibi) olmak üzere birçok maddeyi kapsamaktadır (Vanlı 2007).

Zehirli atık maddeleri fazlaca tüketen bitkiler, maden ocakları, doldurulmuş araziler, nükleer atıkların döküldüğü yerler, çiftlikler, şehir ve kırsal araziler, Pb, Cd, Zn, Ni ve radyoaktif izotoplarca (U ve Co) kirlenmiş bölgelerin temizlenmesinde kullanılmaktadır. Avrupa'da maden arayıcıları için orada metal cevheri olduğunun göstergesi olarak kabul edilen bu bitkiler 'hiper toplayıcı' olarak adlandırılmışlardır (Chaney vd. 1995).

2.4. Fitoremediasyon Yöntemleri

Fitoremediasyon, kirleticilerin bitkiler kullanılarak giderilmesi teknolojisine genel olarak verilen bir isimdir. Bu isim altında birçok farklı teknoloji yer almaktadır.

Fitoremediasyon teknolojilerini fitoekstraksiyon, fitostabilizasyon ve rizofiltrasyon olmak üzere üç ana sınıfta incelemek mümkündür. Bunların dışında, fitodegradasyon, fitovolatilizasyon, rizodegradasyon, hidrolik kontrol, vejetatif örtü sistemleri ve kıyı tampon şeritleri olarak sınıflandırmak mümkündür. Bu teknolojilerin her biri farklı ortamlarda farklı amaçlar için kullanılabilmektedir (Hamutoğlu vd. 2012). Şekil 2.1. üzerinde fitoremediasyon yöntemlerinin şematik görünümü verilmektedir.



Şekil 2.1. Fitoremediasyon yöntemlerinin şematik görünümü (Favas vd. 2014).

Fitoremediasyon teknolojisi, kirlenmiş toprakların temizlenmesinde biyolojik bazlı ve düşük maliyetli bir alternatif olarak kabul edilmektedir. Toprak arıtımı için kullanılan fizikokimyasal teknolojilerin çoğu topraktaki biyolojik aktiviteyi tamamen yok etmekte ve toprağı bitki büyümesi için uygun olmayan bir ortam şekline dönüştürmekteyken, fitoremediasyon toprağın biyolojik özelliklerini ve fiziksel yapısını korumaktadır. Ancak, teknolojinin ileride arazi ölçeğinde randımanlı olarak kullanılabilmesi için, ağır metallerin bitki bünyesinde birikimini karakterize eden moleküler, biyokimyasal ve fizyolojik proseslerin iyi anlaşılması gerekmektedir (Kocaer ve Başkaya 2003).

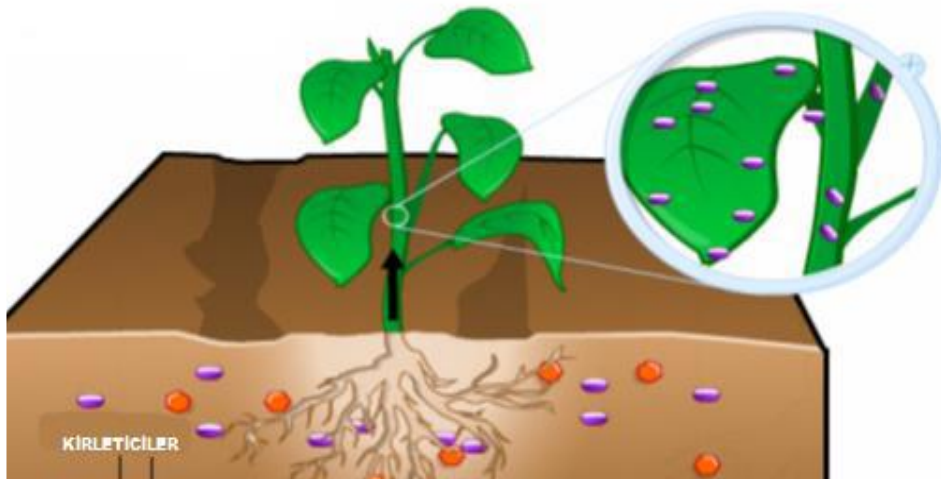
Toprak çözeltilisinden bitki köklerine metal taşınması difüzyon ve konveksiyon yoluyla gerçekleşmektedir. Komplekslerin oluşumu toprak çözeltilisindeki çözünmüş metal konsantrasyonunun artmasına bağlıdır. Ayrıca bitki tarafından alımda, komplekslerin bitkiler tarafından alınmaması durumunda bile bitki köküne doğru difüzyon yoluyla gerçekleşen taşınimleri önemli ölçüde artırdıkları görülmüştür. Elementlerin topraktaki hareketlilikleri, topraktan alınması, kökte birikim, hücre içerisindeki boşluklara taşınma, ksilem taşınımının etkinliği ve toprak üstü kısımlarda elementin dağılımı, bitkilerde element birikimini etkileyen faktörlerdir (Clemens vd. 2002).

Metallerin kök hücre içerisinde birikmesinden sonra uzun mesafelere taşınması ksilem özsuyuna geçişleriyle sağlanır. Buradan terleme gücü ile bitkinin üst kısımlarına taşınır. Metaller ksilem özsuyu içinde yaprak apoplastlarına ulaştırılır. Taşıyıcılar simplast içine alımı sağlar ve yaprak içerisine dağılım apoplast ve simplast yoluyla gerçekleşir (Clemens vd. 2002).

Kahyaoglu (2014) ise fitoremediasyon mekanizmaları, bitki kökleriyle inorganik ve organik kirleticilerin topraktan alınması ve toprak üstü organlara taşınması işleminin yürütüldüğü fitoekstraksiyon (bitkisel özümleme); köklerin kirleticileri alarak (absorpsiyon) veya tutarak (adsorpsiyon) hareketsizleştirdiği rizofiltrasyon (köklerle süzme); kirleticilerin absorpsiyon veya adsorpsiyon işlemleriyle köklerde biriktirildiği veya kök bölgesinde hareketsizleştirildiği fitostabilizasyon (köklerde sabitleme); topraktaki organik kirleticilerin rizosfer varlığında gelişen toprak mikroorganizmaları tarafından parçalanmasının sağlandığı rizodegradasyon (köklerle bozunum); kirleticilerin bitki tarafından alınması ve metabolik işlemler sırasında mikroorganizmalara gerek duymadan değiştirilmesi fitodegradasyon (bitkisel bozunum); organik (klorlu çözücüler) ve inorganik (Hg, Se) kirleticilerin bitki tarafından alınarak transpirasyon ile atmosfere verilmesi işlemi fitovolatilizasyon (bitkisel buharlaştırma) şeklinde sıralamıştır.

2.4.1. Fitoekstraksiyon (Bitkisel özümleme) yöntemi

Topraktaki kirlilik etmeninin bitkinin hasat edilebilir biyolojik kütlesinde biriktirilerek uzaklaştırılmasında kullanılan bir yöntemdir. Bu yöntem organik bulaşıkların topraktan uzaklaştırılmasından çok ağır metaller için denenmiştir. Bitkiler kökleri vasıtasıyla aldıkları kontaminantları köklerinde depolar veya gövde ve yapraklara iletirler. Hasat süresine kadar da absorbsiyona devam etmektedirler. Hasat sonrası toprakta bir miktar bulaşık etmeni kalabileceğinden, toprakta tam bir temizlik için hasat ve gelişme dönemleri farklı bitki çeşitlerinin ard arda getirilmesi gerekmektedir. Şekil 2.2.'de fitoekstraksiyon yönteminin şematik görünümü yer almaktadır.



Şekil 2.2. Fitoekstraksiyon yönteminin şematik görünümü (EPA 2000).

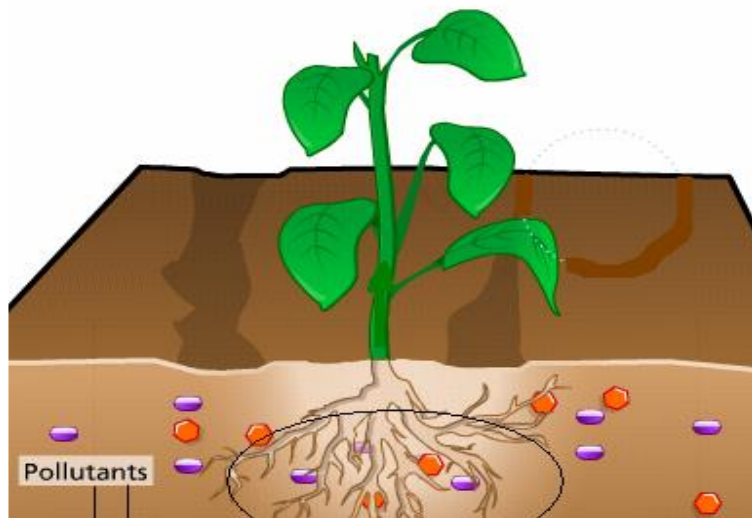
Bu amaçla yaygın olarak iki metot kullanılmaktadır;

Doğal hiper-akümülatörler: Bazı bitkilerin topraktan ağır metal yada kirlilik etmenlerini absorpsiyonları diğerlerine kıyasla oldukça fazladır ve bu zararlı, toksik bileşenleri organlarında depolayabilmektedirler. Arsenik (Ar) ve Uranyum (U) (Çernobil kazasından sonra) kirliliğine karşı hiper akümülatör olarak ayçiçeği bitkisi (*Helianthus annuus*) kullanılmıştır. Kadmiyum (Cd) ve çinko (Zn) için çobançantası (*Thlaspi caerulescens*), kurşun (Pb) için hint hardalı (*Brassica juncea*) hiper akümülatör bitki olarak kullanılabilmektedir.

Uyarılmış ya da desteklenmiş hiper akümülatörler: Kirlilik kaynağının bitki tarafından alımını kolaylaştırmak, topraktaki metal çözünürlüğü ve hareketliliğini arttırmak amacıyla toprağa bazı sıvı ajan ve organik düzenleyicilerin eklenmesidir (EPA 2000).

2.4.2. Fitostabilizasyon (Köklerde sabitleme) yöntemi

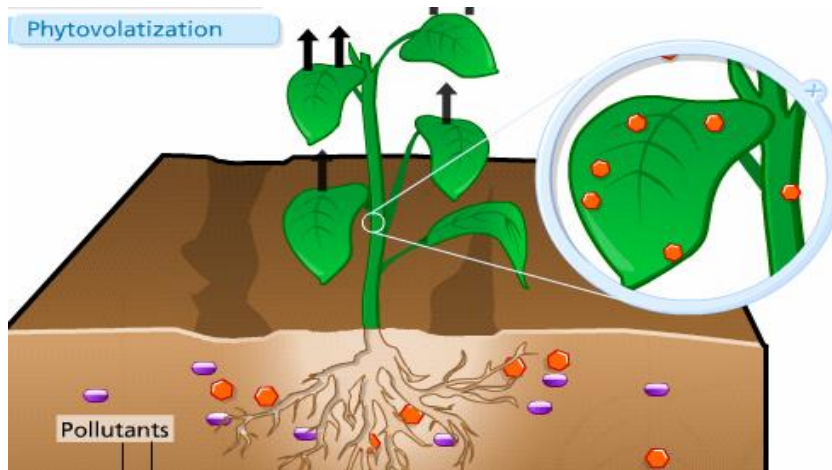
Fitostabilizasyon, ağır metallere toleranslı bitkiler kullanarak bu elementlerin hareketinin azaltılması, kirlenmiş karasal arazileri stabilize etmek ve geri kazanmak için bitkilerin kullanımını içerir. Fitostabilizasyon aynı zamanda topraklarda kirleticilerin hareketini azaltmak için kullanılabilecek bir mekanizmadır. Bitki kökleri aynı zamanda toprakta pH ve toprağın nem içeriği gibi şartları da değiştirmektedir. Kirleticinin bitkilerle yerinde stabilizasyon yöntemi, kirlenmiş ortamın gerçekten arındırılması için bir teknoloji değil, potansiyel toksik kirleticileri etkisizleştirerek risk azaltma yönetimidir. Metallerin fitostabilizasyonunda en iyi sonuç ağaçlar ve otlar bir arada olduğunda elde edilmektedir. Erozyon ve toprak sızdırması sık sık toprakta kirletici maddeleri harekete geçirerek hava veya suyla taşınan kirliliğe neden olmaktadır. Fitostabilizasyon süresince bitki kökleri tarafından toprakta çökme veya aşırı su sızması önlenerek toprağın kirlenmesi azaltılır. Bununla birlikte, kirlenmiş arazilerde büyüyen bitkiler toprağı stabilize ederek rüzgar ve su erozyonunu azaltmaktadır (Aliyeva 2014). Şekil 2.3. üzerinde fitostabilizasyon yönteminin şematik görünümü verilmektedir.



Şekil 2.3. Fitostabilizasyon gerçekleşme mekanizması (EPA 2000).

2.4.3. Fitovolatilizasyon (Bitkisel buharlaştırma) yöntemi

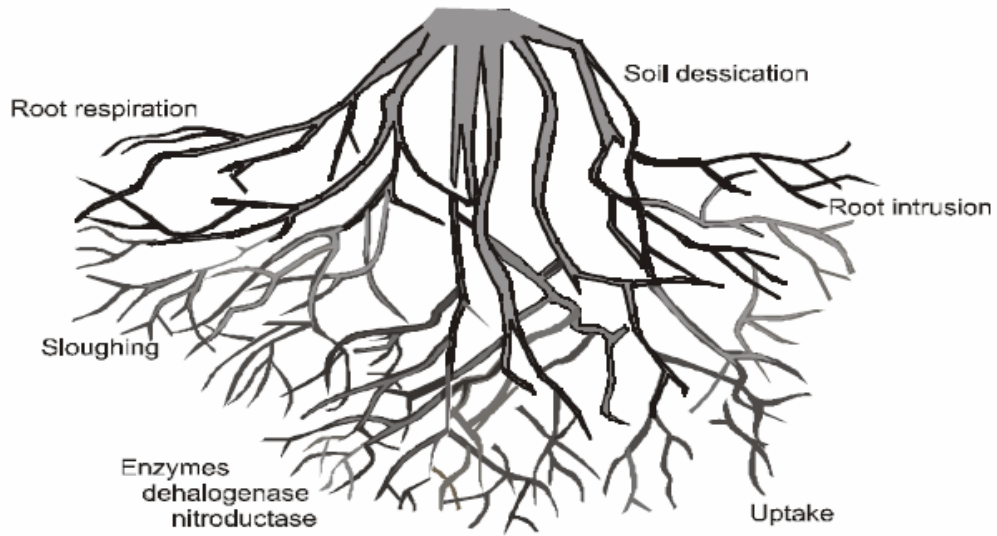
Bu teknolojiye, bitkiler tarafından absorbe edilen ağır metaller daha az toksik uçucu formlara dönüştürülerek transpirasyon ile atmosfere verilmektedir. As, Hg ve Se gibi metaller doğada gaz formunda bulunabilmektedir. Doğal olarak oluşan veya genetiği değiştirilmiş *Brassica juncea* ve *Arabidopsis thaliana* gibi bazı bitkilerin ağır metalleri absorbe ettikleri ve gaz formuna dönüştürerek atmosfere verebildikleri bildirilmiştir (Ghosh ve Singh 2005). Bununla birlikte, *Populus* ve *Salix* gibi ağaç türleri etkin fitoremediasyon özelliklerinden dolayı sıklıkla bu teknikte kullanılmaktadır (Pulford ve Watson 2003). Selenyum içeren besi ortamında büyüyen *Arabidopsis thaliana* ve *Brassica juncea* bitkilerinin dimetilselenit ve dimetildiselenit formunda uçucu Se üretebildikleri gösterilmiştir (Banuelos 2000). Fitovolatilizasyon hidrojenin radyoaktif bir izotopu olan ve helyuma dönüştürülen trityumun (^3H) uzaklaştırılmasında da kullanılmaktadır (Dushenkov 2003). İyonik formdaki cıvayı (Hg^{+2}) daha az toksik olan forma (Hg^0) dönüştüren cıva redüktaz genini içeren *Nicotiana tabacum* ve *Arabidopsis thaliana* bitkileri genetik olarak modifiye edilmiştir (Meagher vd. 2000). Şekil 2.4.'de fitovolatilizasyon yönteminin şematik görünümü verilmiştir.



Şekil 2.4. Fitovolatilizasyon yönteminin şematik görünümü (EPA 2000).

2.4.4. Rizodegradasyon (Köklerle bozunum) yöntemi

Köklerle bozunum, kök çevresindeki mikroorganizmaların zenginleştirilerek organik kirleticilerin toprakta bozulması işlemidir. Kök çevresinde mikrobiyal aktiviteleri etkileyen ve köklerden bırakılan şeker, amino asit, organik asit, yağ asitleri, sterol, büyüme etmenleri, nükleotid, flavanon ve enzimler bulunur. Kirlilik yaratan organik bileşikler de bu çevrededir. Köklerle bozunumun en önemli yararı kirleticilerin doğal ortamda yok olmasıdır. Ancak bunlar bitki veya atmosfere az da olsa taşınmaktadır (EPA 2000). Köklerle bozunum; petrol artıkları, polisiklik aromatik hidrokarbonlar, benzen, toluen, etilbenzen, ksilen, pestisitler, klorlu çözücüler, pentaklorofenol, poliklorinli bifeniller (PCB) gibi kirlilik etmenlerine karşı uygulanabilmektedir (Yıldız 2008). Şekil 2.5. üzerinde rizodegradasyon yönteminin şematik görünümü verilmektedir.



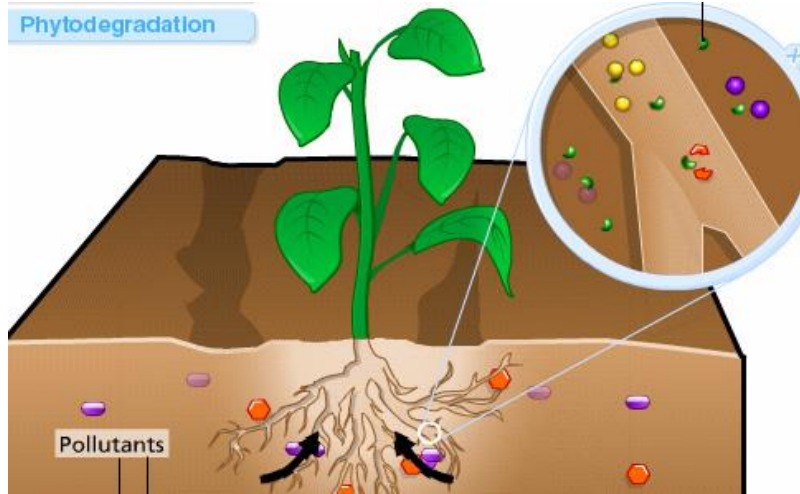
Şekil 2.5. Rhizodegradasyon yönteminin şematik görünümü (EPA 2000).

2.4.5. Fitodegradasyon (Bitkisel bozunum) yöntemi

Bu metotta, bitkilerdeki metabolik işlevler ve toprak mikroorganizmaları arasındaki rizosferik birliktelikle organik kirleticiler parçalanmaktadır. Organik kirleticilerin fitodegradasyonu bitki içerisinde veya rizosferde gerçekleşebilmektedir. Yeraltı sularındaki çözücüler, topraktaki petrol ve aromatik bileşikler ve havadaki uçucu bileşikler gibi birçok farklı kirletici bu metot ile uzaklaştırılabilmektedir (Newman ve Reynolds 2004). Kirleticileri metabolize eden dehalojenaz, nitroredüktaz, peroksidaz, lakkaz ve nitrilaz gibi bitki enzimleri, kirleticilerin transformasyonunda aktif rol oynadıkları rizosfere salınmaktadır. Trinitrotolueni (TNT) daha az zararlı bileşiklere indirgeyen iki bakteriyel enzim (PETN redüktaz ve nitroredüktaz) bütün bitkilerinde TNT toleransının artırılması için kullanılmıştır. Onr ve nfs genlerinin, yabancı tip bitkilerin gelişimini ciddi şekilde etkileyen TNT konsantrasyonuna karşı transjenik bitkilerin tolerans göstermesini sağladığı bildirilmiştir (Hannink vd. 2001). Bununla birlikte, Banks vd. (2003), polisiklik aromatik hidrokarbonlarla (PAH) kirlenmiş alanların remediasyonunda *Sorghum bicolor* bitkilerinin oldukça etkin olduğunu bildirmişlerdir. Toprak ya da su ortamında bulunan metal kirleticilerin fitoremediasyonunda kullanılan teknolojiler ve bitkiler Çizelge 2.3.'de listelenmiştir (Terzi ve Yıldız 2011). Şekil 2.6. üzerinde ise fitodegradasyon yönteminin şematik görünümü verilmiştir.

Çizelge 2.3. Metallerin fitoremediasyonunda kullanılan bazı bitki türleri (Terzi ve Yıldız 2011).

Metal	Ortam	Metot	Bitki
As	Toprak	Fitoekstraksiyon Fitostabilizasyon	Pteris vittata Piricum sativum
B	Toprak	Fitoekstraksiyon	Gypophila sphaerocephala
Cd	Toprak Su	Fitoekstraksiyon Fitostabilizasyon Rizofiltrasyon	Oryza sativa Vetiveria zizanioides Lemna minor
Co	Toprak	Fitoekstraksiyon	Berkheya coddii
Cr	Toprak Su	Fitoekstraksiyon Rizofiltrasyon	Brassica juncea Brassica juncea
Cu	Toprak Su	Fitoekstraksiyon Fitostabilizasyon Rizofiltrasyon	Elsholtzia splendens Festuca rubra Lemna minor
Hg	Toprak Su	Fitoekstraksiyon Rizofiltrasyon	Marrubium vulgare Pistia stratiotes
Mn	Toprak	Fitoekstraksiyon	Phytolacca americana
Ni	Toprak Su	Fitoekstraksiyon Fitostabilizasyon Rizofiltrasyon	Alyssum lesbiacum Agropyron elongatum Lemna minor
Pb	Toprak Su	Fitoekstraksiyon Fitostabilizasyon Rizofiltrasyon	Chenopodium album Vetiveria zizanioides Hemidesmus indicus
Se	Toprak	Fitoekstraksiyon Fitovolatilizasyon	Brassica rapa Brassica spp.
Zn	Toprak Su	Fitoekstraksiyon Rizofiltrasyon	Cynodon dactylon Brassica juncea



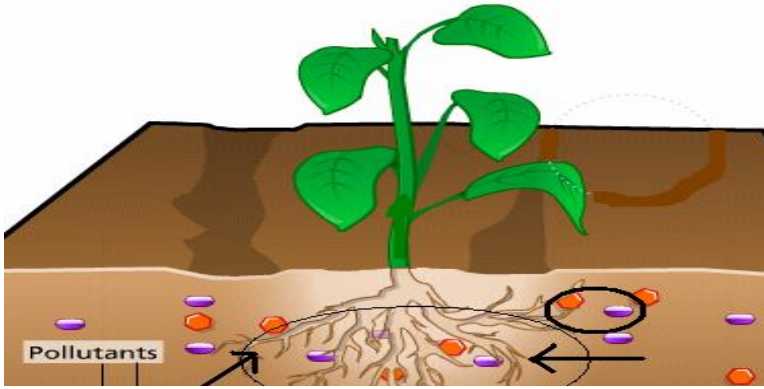
Şekil 2.6. Fitodegradasyon yönteminin şematik görünümü (EPA 2000).

2.4.6. Fitopumping (Bitkisel pompalama) yöntemi

Bu mekanizmada bitkiler, yüksek hacimli kirli suların toplanmasında organik pompa olarak görev yaparlar. Örneğin söğüt ağaçları günlük 200 litrelik su tüketimiyle bu mekanizma için en uygun bitki türlerindedir (Alyüz vd. 2008).

2.4.7. Rizofiltrasyon (Köklerle süzme) yöntemi

Köklerle süzmede, biyotik ve abiyotik işlemlere bağlı olarak kirleticiler köklerin içine alınmakta veya bitki köklerinin üzerinde yapışıp kalmaktadır (adsorpsiyon). Bu işlemlerin oluşu sırasında kirleticiler bitkiye alınabilmekte ve taşınabilmektedir. Burada temel olan kirleticilerin bitki üzerinde veya içinde hareketsizliğinin sağlanmasıdır. Kirleticiler daha sonra çeşitli yollarla bitkiden alınabilmektedir. Bu yöntem yeraltı suları, yüzey suları ve atıksularda uygulanmaktadır. Karasal ve sucul bitkilerin kullanılmasına olanak tanınması sistemin bir avantajıdır. Ayrıca sistem doğal ortamlarda uygulanabilirliğinin yanı sıra havuz, tank, gölet gibi yapay alanlarda da uygulanabilmekte, yani kirlilik, kaynağında veya uzakta bertaraf edilebilmektedir. Atıksuyun kirleticilerin bitki tarafından alınmasına olanak tanıyacak pH düzeyine getirilmesi, debinin kontrol altına alınması ve bitkilerin belirli aralıklarla yenilenmesi için iyi bir mühendislik tasarımı gerektirmektedir (Pivet 2001). Şekil 2.7.'de rizofiltrasyon yönteminin şematik görünümü verilmektedir.



Şekil 2.7. Rhizofiltrasyon yönteminin şematik görünümü (EPA 2000).

Kahyaoğlu (2014), fitoremediasyon yöntemlerinde kullanılabilecek bitkileri aşağıdaki gibi örneklendirmiştir:

Fitoekstraksiyonda: Hint hardalı, tere, deliotu, ayçiçeği, melez kavak.

Rizofiltrasyon için: Ayçiçeği, Hint hardalı, su sümbülü.

Fitostabilizasyon için: Hint hardalı, melez kavak, çimler.

Rizodegradasyon için: Kırmızı dut, melez kavak, su sazi, çeltik, çimler.

Fitodegradasyon için: Alg, melez kavak, karasöğüt, servi.

Fitovolatilizasyon için: Kavak, yonca, yalancı akasya, Hint hardalı.

2.5. Halofit Bitkiler

Tarımsal alanlarda günümüze kadar tuzluluğun iyileştirilmesinde birçok fiziksel ve kimyasal ıslah yöntemleri kullanılmıştır. Son yıllarda “phytoremediation” yani “bitki kullanarak ıslah” yöntemleri kullanılmaya başlanmıştır. Bu yöntemde tuzlu toprakların iyileştirilmesinde tuz stresine oldukça toleranslı, tuzu bünyesinde barındıran bazı halofit bitkilerden yararlanılmaktadır (Özkan 2018).

Yüksek tuz konsantrasyonuna sahip topraklar üzerinde yaşamlarını sürdürebilen bitkilere halofitler adı verilir. Halofitler (Halo; tuz) topraktaki tuzluluğa alışık olup yaşam döngülerini bu ortamda sürdüren bitkilerdir. Glikofitler ise (tatlı bitkiler) halofit olmayan bitkiler olarak bilinirler ve tuzlu ortamlara halofitler kadar dayanıklı olmayan bitkilerdir. Glikofit bitkiler 200 mM’ın altındaki tuz konsantrasyonunda zarar görür. Glikofitler bu stres altında bile ölürken, halofitler 300 mM NaCl’den daha yüksek konsantrasyondaki tuzlulukta bile yaşayabilirler (Zhu 2007). Halofit olmayan bazı bitkiler de 200 mM NaCl konsantrasyonunda büyümeye devam edebilir. Bu bitkiler tuza toleranslı olarak kabul edilirler (Kara 2013).

Bitkilerin tuza karşı tolerans aralıkları Çizelge 2.4.’de verilmiştir.

Çizelge 2.4. Bitkilerin tuza tepkisi ile ilgili genel kriterler (Aydemir 1992).

Toprak Tuzluluk Sınıfı	Toprak Çözeltisi Ektriksel İletkenliği (EC, dS/m)	Bitki Verimi
Çok az tuzlu	0 – 2	Tuzun etkisi ihmal edilebilir.
Hafif tuzlu	2 – 4	Hassas bitkilerin büyüme ve gelişimi kısıtlanabilir.
Orta derecede tuzlu	4 – 8	Bir çok bitkinin büyüme ve gelişimi kısıtlanabilir.
Yüksek tuzlu	8 – 16	Sadece tuza toleranslı bitkiler ürün verebilir.
Çok Yüksek tuzlu	>16	Tuza çok toleranslı bitki türü yetişebilir.

Bazı bitkilerde tuzun bünyeye alınması (inclusion) özel bir mekanizmadır ve özellikle Na^+ ve Cl^- gibi inorganik iyonların organ, doku ve hücrede birikimi yoluyla gerçekleşir (Ashraf 2004). Tuzu kabullenme (inclusion) mekanizmasına sahip bitkiler Na^+ ve Cl^- iyonlarına doku toleransı göstermektedirler. Bitki Na^+ iyonunu fazlaca aldığı halde, zararlanma belirtisi göstermiyor veya çok az etkileniyorsa doku toleransından söz edilebilir. Bu tip bitkilerde tuzun hücreler içinde tutulduğu ve tuz bezleri gibi özelleşmiş hücrelerde biriktirildiği bilinmektedir. Pek çok halofit dikotil ve bazı tuza toleranslı glikofitler tuzu kabullenenler (Na^+ includer) olarak bilinmektedir (Ashraf 2004). Bu tolerans mekanizmaları esas anlamda kabul ediliyor olsa da, tuza toleransın mekanizması henüz tam olarak açıklanmış değildir (Babourina vd. 2000).

Bir bitkide tuzdan sakınım (exclusion) ve tuz kabullenme (inclusion) mekanizmalarından biri iyi gelişmiş ise bu bitki genotipinin tuza toleransı yüksek olmaktadır. Tuz stresi ile karşı karşıya kalan bitkilerin ya topraktan çeşitli iyonları alarak ya da organik bileşikler sentezleyerek osmotik uyum sağladıkları bildirilmiştir. Tuzluluğa daha fazla tolerant olan halofitlerin çoğunluğu tuz biriktirici (includer) olmaktadır ve dokularındaki yüksek tuz miktarının zararlı etkilerine karşı kendilerini koruyabilmektedirler. Ancak tuzluluğa karşı bitkinin ortaya koyduğu dayanıklılık mekanizması henüz tam olarak anlaşılmış değildir. Glikofit (tuza toleranslı olmayan) bitkilerin tuz toleransının geliştirilmesinde halofit bitkilerin genetik özelliklerinin ve ilgili olarak tuzluluğa karşı geliştirdikleri adaptasyon mekanizmalarının anlaşılması önemlidir. Yani, halofitlerin tuz mekanizmaları üzerine yapılan araştırma sonuçları, tuza dayanıklı glikofit bitkilerin yetiştirilmesi ile ilgili biyoteknolojik çalışmalar için büyük önem taşımaktadır (Baysal Furtana 2010).

Halofitler enerji metabolizmalarını değiştirerek tuzluluğa adapte olma yeteneğine sahip bitkilerdir. Halofitlerin tuzcul ortamlarda hayatlarını sürdürmelerini sağlayan özelliklerini; tuz konsantrasyonunu seyreltik bir seviyede tutmalarını sağlayan sukkulentlik, su alımını sağlamak için yüksek bir içsel iyon konsantrasyonu ve iyon alım kapasitesine sahip olmaları, su alımına devam etmeyi sağlayacak organik bileşiklerin (bazı karbonhidrat, amino asit ve organik asit) sentezlemeleri ve biriktirmeleri, tuzun vakuollerde tutulması ve tuz keseleriyle tuzun bitki bünyesinden atılması olarak sıralanabilir (Ashraf 2004; Akçin vd. 2017).

Yakın zamana kadar yabancı ot olarak adlandırılan ve çok önemsenmeyen halofit bitkiler, kültür bitkileri ile zor koşullar altında birlikte yetiştirildiklerinde onlarla rekabet etmeden su ve mineral madde alımına yardımcı olmakta, ayrıca kültür bitkilerinin kökleri etrafında yoğunlaşan Na, Cl ve SO₄ gibi toxic iyonları da bünyelerinde depolayarak kültür bitkilerini stresten uzak tutmaktadırlar. Halofit bitkiler ve mikroorganizmalar toprakta bulunan bu gibi toksik iyonları ve elementleri topraktan uzaklaştırarak çevreye de faydalı olmaktadır (Dikilitaş 2012).

Ülkemizde, Tuz Gölü kapalı bir havza olduğu için yağmur sularının kayalardan çözdüğü tuzlar, sularını dışarıya veremeyen bu çanaklı kapalı havzalarda, şiddetli buharlaşmanın da etkisiyle zaman içerisinde yüzeyde birikmeye başlayarak tuzlu tava oluştururlar. Bu ekstrem koşullarda yaşamaya adapte olmuş bitkilere, halofit ya da tuzcul bitkiler demekteyiz. Tuz Gölü bu bakımdan ülkemizin son derece önemli bir bölgesidir. Özellikle Tuz Gölü'nün güney kesimlerinde, Eskil, Eşmekaya tuzluları endemik bakımından oldukça zengin. Çok sayıda endemik türü, özellikle monotipik bazı cinsler içeren bir bölgedir. Tuz Gölü özellikle tuza ve kuraklığa dayanıklı türlerin bir gen bankası niteliğindedir. Bir başka ifadeyle Tuz Gölü, genetik rezerv alanı konumundadır. Küresel ısınma nedeniyle bitki yetiştirmekte sorun yaşanıldığı takdirde, Tuz Gölü Havzası'nda yetişen endemik bitkilerin genleri sebze ve meyveye aktarılabilir ve açığa kapatılabileceği düşünülmektedir (Kurt 2009).

Halofitler, dünyanın pek çok ülkesinde yiyecek, yakıt, hayvan yemi, uçucu yağ, ilaç, zambak, ekme, lif, vb. ürünlerin elde edilmesinde kullanılmaktadır. Özellikle yüksek oranda ham protein, kalsiyum, fosfor ve serbest azot içeren *Atriplex L.*, *Camphorosma L.*, *Halimione Aellen*, *Prosopis L.*, *Distichlis af.* ve *Spartina Schreb.* türlerinin geniş getiren hayvanların beslenmesinde yararlı olduğu belirlenmiştir. Bundan başka *Simmondsia chiensis L.* kozmetik sanayinde, *Juncus rigidus Desf.* Ve *Juncus acutus L.* kağıt yapımında, *Grindelia camporum* Greene'un tutkal, cila, kağıt, matbaa mürekkebi ve sabun elde etmede, *Plumbaginaceae* türlerinin tazeyken hayvanlar tarafından yaprakları yenilmekte ve ayrıca lavanta renkli çiçeklerinden dolayı peyzaj mimarlığında, kurutulmuş çiçekli dalları ise çiçekçilikte dolgu malzemesi olarak kullanılmaktadır.

Son yıllarda özellikle tuza toleranslı bitki türlerinin kullanılması; ekonomik ve yapılabilir olması, devamlılık arz etmesi ve artan dünya nüfusunun tarımsal gereksinimlerini karşılama açısından tercih edilen en pratik uygulamalardan bir tanesi olmuştur. Tuzdan etkilenmiş alanların iyileştirilmesinde tuza toleranslı bitki varyetelerinin belirlenmesi ve seçimi, bitkilerin verim ve büyümesi üzerine tuzluluğun etkilerini azaltmada en başarılı uygulamalardandır. Bu gibi alanlarda tuza dayanıklı çeşitlerin kullanılması ile ilgili yapılan her türlü çalışma, ticari ve ekonomik yönden

büyük önem taşımaktadır (Temel vd. 2015).

2.6. *Limonium* Bitki Türleri Hakkında Genel Bilgi

Limonium cinsi *Plumbaginaceae* familyasına aittir. Baker (1953)'e göre 150'den fazla tür vardır. *Limonium* türlerinin orjininin kuzey yarım kürenin bölgeleri olduğu düşünülmektedir. *Limonium* önceden *Statice* olarak bilinirdi fakat 1947 yılında gerçekleşen Uluslararası Botanik Konferansı'nda Lawrence'in teklifi üzerine genel adı *Limonium* olarak değiştirilmiştir. *Limonium* türlerinin çoğu çok yıllık otlar veya çalılardır. *Limonium* türleri mevsimsel ve serbest çiçekli türler olup, serbest çiçekli türler sıcaklıktan etkilenirken, mevsimsel olarak çiçek açan türler çoğunlukla yazın açarlar. *Limonium* türleri pek çok ülkede hızla büyüyen bir pazara sahiptir. 1985 yılında Japonya'da ülke genelinde ekili alan 188 hektar iken 1988 yılında 280 ha ve daha sonrasında 400 ha'a kadar artış göstermiştir (Zhang 1995).

Türkiye'de de yeni tanınmaya başlanan *Limonium* cinsine ait 21 taksondan 7'si endemik olup taksonların endemizm oranı %33.33'dür. Bu endemik türler; *L. vanense*, *L. effusum*, *L. iconicum*, *L. anatolicum*, *L. lilacinum*, *L. tamaricoides*, *L. pycnanthum* 'dur. *L. latifolium*, *L. bounduelli*, *L. sinuarum*, *L. suworowii* ve *L. Vulgare* türleri tüm dünyada kesme çiçek olarak kullanılmaktadır (Akat ve Özzambak 2013).

L. sinuatum çok yönlü kullanıma uygun olan sadece kesme ve kuru çiçek olarak değil, aynı zamanda dış mekanlarda mevsimlik süs bitkisi olarak peyzaj sahalarında kaya bahçesi ve bordür oluşturmada da kullanılabilmektedir (Hatipoğlu ve Gülgün 1999).

Anavatanı içinde Türkiye'nin de bulunduğu *L.sinuatum* yurdumuzda pek fazla tanınmayan ancak ticari olarak kışın Antalya'da, yazın ise Isparta'da yetişen ekonomik getirisi yüksek bir bitkidir. Toprak istekleri açısından aşırı killi topraklar hariç her ortamda yetişebilen *L. sinuatum* küresel ısınmanın hız kazandığı günümüzde kurak ve tuzlu alanlarda kullanılabilecek bir halofit olarak çok değerlidir. EC'si 30 dS/m suyla sulandığında bile hayat sürecini tamamlayabilmektedir (Carter vd. 2005).

Akat ve Özzambak (2013) çalışmalarında örtüaltı tuzlu toprak koşullarında *Limonium sinuatum* yetiştiriciliğinde 20 mM ve 30 mM kalsiyum uygulamalarının tuzun olumsuz etkisinin azalttığını saptamıştır.

Çalışmada kullanılan *Limonium gmelinii* (çardak süpürgesi) bitkisi ise, kıyı ve iç kısımlardaki tuzlu yerlerde yetişen, çiçek sap uzunluğu 20-60 cm, yaprak ebatları 10-30x2-8 cm olan, çiçek rengi mavi olan çok yıllık *Limonium* türüdür (Anonim 1). Çiçeklenme zamanı yaz ortası, yaz sonu/erken güz, orta güz olup, çiçekleri kesmek ve kurutmak için iyidir.



Şekil 2.8. *Limonium gmelinii* bitkisi görünümü (Anonymous 1).



Şekil 2.9. *Limonum gmelinii* bitkisi çiçek görünümü (Anonymous 1).

2.7. Yapılmış Çalışmalar

Biligili vd. (2011) tarafından yapılan yaygın fiğ, bezelye ve kolza kullanılarak yapılan tuz stresi çalışmasında 45 günlük bitkilere uygulanan 0, 50, 100, 150 mM NaCl tuz stresinin bitkilerin gelişimini önemli oranda geriletmediği, yaygın fiğ bitkisinin ise 100 mM NaCl'ün üzerindeki tuz stresinde canlılığını kaybettiği belirlenmiştir (Tiryaki 2018).

Tuz stresine toleranslı halofit bitkilerden *Salsola soda* ve *Portulaca oleracea*'nın çimlenme aşamasında artan NaCl dozlarına (0, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450, 500, 550 ve 600 mM) karşı toleransı belirlenmiştir. Her iki bitkide de tuz stresine olan toleransın 200 mM NaCl seviyesinden sonra zayıfladığı yapılan fizyolojik ve metabolik ölçümler ile tespit edilmiştir (Karakaş vd. 2015).

Deniz börülcesi halofit olarak bilinen ve yüksek tuz koşullarında yaşayabilen bitkilerdendir. Farklı kum-perlit karışım oranları (%0, 25, 50, 75, 100) ve 4 farklı tuz (NaCl) seviyesi (0-200-400-600 mM) kullanılarak yapılan araştırma sonucunda, *Sarcocornia perennis*'in 600 mM tuz seviyesine kadar dayanıklı olduğu, fakat 200 mM tuz seviyesinde optimum büyüme gösterdiği, 200 mM NaCl ve %100 perlit içeren yetiştirme ortamında *S. perennis* bitkisine ait en yüksek yaş ağırlıkları, gövde (sürgün) boyu, gövde çapı, nod uzunluğu, yan sürgün sayısı, kök uzunluğu değerleri elde edildiği belirlenmiştir. Elde edilen verilere göre, deniz börülcesi tarımında deniz suyunun, sulama suyu olarak kullanılabileceği ortaya çıkmıştır (Örçen 2017).

Halofit bir bitki olan *Atriplex spongiosa* ile fasulye ve bezelye bitkilerinin NaCl'e karşı eşit oranda duyarlılık gösterdiği tespit edilmiştir (Ouyang vd. 2010). Bunun nedeni, 100 mM'ın üzerindeki tuz konsantrasyonlarında enzimlerin Na⁺ iyonları tarafından engellendiği gerçeğidir. Bu nedenle bitkilerde tuza tolerans mekanizması iki ana kategoriye bölünebilmektedir: bitki dokuları tarafından alınacak tuz miktarının engellenmesi ya da azaltılması ve stoplazma içerisindeki tuz konsantrasyonunun azaltılması. Halofit bitkilerde her iki mekanizmanın da var olduğu rapor edilmiştir. Bu bitkilerde hücre stoplazmasından fazla tuzun etkin bir şekilde atılması yanında, tuzun vokuoller aracılığı ile hücreden etkin bir şekilde ayrıştırılması mümkün olabilmektedir. Bu nedenle halofit bitkiler diğer bitki türleri ile kıyaslandığında tuzlu topraklarda daha iyi büyüme gösterip, daha uzun bir yaşam sürdürebilmektedir (Tiryaki 2018).

Halofit *Salsola crassa*'nın tohum çimlenmesi üzerine tuzluluk, sıcaklık ve ışık etkileşimlerine ilişkin araştırmada *S. crassa*'nın tohum çimlenmesi üzerine 9 tuz konsantrasyonu (0, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700 ve 800 mM NaCl) denenmiş ve 800 mM NaCl konsantrasyonunda çimlenebilme yeteneğinden dolayı *S. crassa*'nın tuza oldukça toleranslı bir tür olduğu belirtilmiştir (Terzi vd. 2017).

Sapanca Gölü'nden 9 ve Abant Gölü'nden 3 istasyon seçilmiştir ve bu istasyonlardan su, sediment ve makrofit örnekleri (*Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Potamogeton lucens* ve *Nuphar lutea*) alınmıştır. Analizi yapılacak örnekler uygun analitik tekniklerle çözüldükten sonra, Pb, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn ve Cd içerikleri ICPOES cihazı kullanılarak tespit edilmiştir. Çalışılan bitkilerde en yüksek ağır metal birikiminin sonbahar ve kış mevsiminde olduğu belirlenmiştir. *P. australis*'in Pb, Cr, Cu ve Ni, *S. lacustris*'in ise Mn, Zn ve Cd metallerini etkin bir şekilde alıp bünyesinde biriktirdiği saptanmıştır. Atık suların arıtımında bu iki türün kullanılmasının uygun

olduğu sonucuna varılmıştır (Duman 2005).

Köklerden gövde ve yapraklara K-Na, Ca-Na ve Ca-Mg oranlarındaki artış çok yıllık halofit olan deniz kıyısı ebegümecinin tuzluluk stresine adaptasyonunu artırmıştır. Bazı halofit türleri ise topraktan tuzu absorbe ederek vakuollerinde ve yaşlı yapraklarında muhafaza ettiği gibi topraktan aldığı suyu bünyesinde bulunan tuz ve diğer zararlı iyonları çözmek için kullanır veya yüksek miktarlarda salgıladığı absisikasit ile yaşlı yaprakların kopmasına neden olarak tuzu bünyesinden dolaylı olarak uzaklaştırır. Bazı halofit türleri ise (halofite yakın türler veya kültür bitkilerinin yabancı türleri) özel kök ve iletim sistemi yapıları ile topraktaki tuzu düşük oranlarda alır ve bitkinin üst kısımlarına taşır ve bu sayede aşırı tuz stresinden kurtulmuş olur. Çevremizde yaygın olarak görülen halofit türlerinin tuz stresine olan toleransları birbirlerinden farklı seviyelerde bulunmaktadır. Bazı halofit bitki türleri ve onların tuz tolerans seviyeleri Çizelge 2.5.'de verilmiştir (Özkan 2018).



Çizelge 2.5. Bazı halofit bitki türleri ve onların tuz tolerans seviyeleri (Özkan 2018).

Halofit türü	Tuz tolerans sınırı (mM)
<i>Salicornia persica</i>	100
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	100
<i>Atriplex triangularis</i>	150
<i>Tetragonia tetragonioides</i>	174
<i>Crithmum maritimum</i>	150
<i>Batis maritima</i>	200
<i>Atriplex hortensis</i>	>250
<i>Plantago coronopus</i>	250
<i>Aster tripolium</i>	300
<i>Portulaca oleracea</i>	<377
<i>Inula crithmoides</i>	400
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i>	400
<i>Salsola soda</i>	<454
<i>Batis maritima</i>	500
<i>Atriplex lentiformis</i>	500
<i>Salicornia europaea</i>	500
<i>Sarcocornia sp.</i>	>500

Angın (2010), yeşil ıslah işlemi sırasında kullanılacak olan bitkilerin yetiştirme periyodu içerisinde yeterli biyomasa sağlamalarının istenmekte olduğunu ve söz konusu seçimin, bitkinin tuzluluğa ve sodikliğe olan dayanımı ile belirlendiğini belirtmektedir. *Suaeda maritima* Dum., *Sesuvium portulacastrum* L., *Clerodendron inerme* Gaertn., *Ipomoea pes-caprae* Sweet, *Heliotropium curassavicum* L., *Heliotropium curassavicum* L., *Suaeda altissima* (L.) Pall., *Atriplex patula*, *Puccinella nuttalliana*, *Agropyron trachycaulum* gibi halofit bitkilerin Yeşil Islah yönteminde kullanılabileceğini belirtmiştir.

Karakas vd. (2017) *Salsola soda* ve *Portulaca oleracea* 'nın topraktan önemli miktarda tuz depoladığını ve toprak EC değerlerinin önemli oranda azatlığını belirlemişlerdir.

Tohumların çimlenmesi *Salsola soda* (tuz otu) ve *Portulaca oleracea* (semiz otu) halofit tohumları in vitro koşullarda, Petri kabında farklı tuz stresine karşı (0, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450, 500, 550 ve 600 mM) çimlendirilmiştir. Her iki bitkide de tuz stresine olan toleransın 200 mM NaCl seviyesinden sonra zayıfladığı yapılan fizyolojik ve metabolik ölçümler ile tespit edilmiştir. Artan tuz konsantrasyonuna en toleranslı bitkiyi belirlemek için tohum popülasyonunun %50'sini engelleyen tuz konsantrasyon değerleri (IC50) probit analizi yapılarak belirlenmiştir. *S. soda* 'nın IC50 değeri 454 ve *P. oleracea* 'nın IC50 değeri 377 bulunmuştur. Buna göre; *S. sodanın* tuza toleransının *P. oleracea* 'dan daha fazla olduğu görülmüştür (Karakas vd. 2015).

Ravindran vd. (2007), halofit bitkilerin tuzlu toprakların ıslahına olan etkilerini incelemek amacıyla *Suaede maritima* Dum., *Sesuvium portulacastrum* L., *Clerodendron inerme* Gaertn., *Ipomoea pescaprae* Sweet, *Heliotropium curassavicum* L. ile bir ağaç türü olan *Excoecaria agallocha* L.'yi denemişlerdir. 120 günlük yetiştirme periyodu sonrasında *Suaede maritima* Dum. yetiştirilen alandaki EC'nin 4,9 dS/m'den 1,4 dS/m'ye, SAR'ın 15,61'den 2,79'a; *Sesuvium portulacastrum* L. yetiştirilen alandaki EC'nin 4,9 dS/m'den 2,5 dS/m'ye, SAR'ında 15,74'ten 3,90'a düştüğünü bildirmişlerdir. Çalışma sonucunda *Suaede maritima* Dum. ve *Sesuvium portulacastrum* L. bitkilerinin tuzlu toprakların ıslahında kullanılabileceğini belirtmişlerdir.

Pakistan'da tuzlu alanlarda yetiştirilen tuza dayanıklı bitkiler için bir tarama çalışması yapılmış ve tuza en dayanıklı olarak, Avustralya'dan getirilen *Atriplex* çeşitleri (kök bölgesinde EC: 33 dS m⁻¹) ile Kallar otu (*Leptochloa fusca*) (EC: 22 dS m⁻¹) belirlenmiştir (Oster vd. 1999).

Tuzlu alanlarda yem bitkisi olarak yetiştirilen *Sesbania* bu alanların iyileştirilmesini sağlamada etkili olmuştur (Dhawan vd. 1958; Uppal 1955).

Vanlı (2007), yaptığı bir araştırmada, kirlenmiş toprakların fitoremediasyon yöntemi ile ıslahını incelemiştir. Bu amaçla Pb, Cd ve B elementleri eklenmiş topraklarda, mısır, ayçiçeği ve kanola bitkileri kullanılarak, fitoremediasyonları incelenmiştir. Araştırmacı söz konusu kirletici elementlerin mısır, ayçiçeği ve kanola bitkileri ile topraktan uzaklaştırılabileceğini ortaya koymuştur. Bu konuda en etkili olan bitkinin kanola olduğunu saptamıştır.

Salicornia herbacea L. bitkisinin üzerinde yapılan çalışmada, tuzluluk stresine karşı fizyolojik ve büyüme tepkilerini belirlemek amacıyla sera koşullarında 0 (kontrol), 100, 200, 300, 400, 500 mM NaCl ve Na₂SO₄ uygulaması yapılmış ve *S. Herbacea* L bitkisinin 500 mM NaCl ve Na₂SO₄ tuzuna kadar iyi yetişen yüksek toleranslı bir halofit bitki olduğu tespit edilmiştir (Amiri vd. 2010).

Bir yağ ve tıbbi bitki olarak ekonomik potansiyele sahip ve bir halofit olan *Salvadora persica* tuzluluğa (200 mM NaCl'ye kadar) oldukça dayanıklılık göstermektedir. Ekonomik potansiyele sahip buna benzer bitki türleri, diğer kültür

bitkilerinin tarımının yapılamadığı topraklarda yetiştirilebilir. Bu bitki türlerinden insan beslenmesi, hayvan yemi, yakacak, lif ve ilaç sanayi gibi farklı kullanım alanlarında yararlanılabilir. Özellikle tuzlanmaya yol açan nedenler ortadan kaldırılamadığı durumlarda bu tür bitkilerin tarımı ekonomik olarak yarar sağlayacaktır. Örneğin deniz şeridinde bulunan tarım alanlarında tuzun rüzgar yolu ile denizden çok küçük su damlacıkları şeklinde taşındığı veya sulama suyunun tuzlu olduğu kurak ve yarı kurak bölgelerde bu yabancı bitki türlerinin tarıma kazandırılması önemlidir (Turhan ve Başer 2001).

Çok yıllık halofit bitkilerden *Arthrocnemum indicum* (Willd.) Moq., *Suaeda fruticosa* Forsk., ve *Sesuvium portulacastrum* L. fidelerini 170 gün boyunca drenaj yapılmayan tuzlu sera topraklarında yetiştirerek toprağın EC değerini azaltmayı başarmışlardır. Bu türlerden *Sesuvium portulacastrum* L. en faydalı bitki olarak topraktaki Na⁺ iyonunun yaklaşık %30'unu bünyesinde biriktirmiştir (Rabhi vd. 2009).

Robinson vd. (2007) yaptıkları bir çalışmada hibrit kavak türlerinin (*Populus sp.*) fitoremediasyonda kullanım olanaklarını araştırmışlardır. Kavakların evapotranspirasyon gücünün, B birikimini ağaçların üst aksamalarında arttırdığını bildirmişlerdir. Başlangıçta kavağın odun kısmında 30 mg B kg⁻¹ bor belirlenmiş, 2 yıllık yetiştirme periyodu sonunda kavak yapraklarının ortalama 845 mg B kg⁻¹ bor, gövdenin ise 21 mg B kg⁻¹ bor içerdiği bildirilmiştir. Kış aylarına girildiğinde yapraklar kesilmiş ve kesilen yaprakların dekompozisyonu incelendiğinde yaprak B içeriğinde %14 oranında bir azalmanın olduğu görülmüştür. Yaprak B içeriği yaprakların yaşı ile doğru orantılı olarak arttığı ve yapılan gübre uygulamaların yaprak B içeriğini düşürmeksizin ağaç gelişimini arttırdığı vurgulanmıştır. Sonuçta kesilen organların biyoenerji ya da B noksanlığı çeken topraklarda kaynak olarak kullanılabileceği belirtilmiştir.

Rees vd. (2011) bazı bitki türlerinin bor toksisitesine toleransını araştırdıkları bir saksı çalışmasında, yetiştirme ortamına farklı bor dozları vererek (13- 280 mg B kg⁻¹) dört farklı bitki türünün kavak (*Populus nigra x euramericana*), *Salix viminalis*, *Brassica juncea*, ve *Lupinus albus* bor toksisitesine karşı toleranslarını karşılaştırmışlardır. Kavak bitkisinin toprağa uygulanan 93 mg B kg⁻¹ dozuna kadar etkilenmediği, 168- 280 mg B kg⁻¹ arasında gelişiminin düzenli olarak azaldığı ve bu dozlarda diğer türlerin yaşayamadığı bildirilmiştir. Sonuç olarak, kavağın bor biriktirme yeteneğinin bora karşı hipertoleransı ile açıklanabileceğini ve yüksek miktarda bor biriktirebilmesi nedeniyle B bulaşık alanlarda bitkisel ıslahta kullanılabileceğini vurgulamışlardır.

Eskişehir ili, Kırka ilçesinde halen faaliyette bulunan bir bor (B) madeni alanında *Gypsophila sphaerocephala* Fenzl ex Tchihat. var. *sphaerocephala*, *Gypsophila perfoliata* L., *Puccinellia distans* (Jacq.) Parl. ve *Elymus elongatus* olmak üzere sadece 4 bitki türünün bulunduğu tespit edilmiş, bitkilerde yapılan analizlerde bor konsantrasyonunun çok yüksek olduğu ve *Puccinellia distans*'in *Gypsophila*'dan sonra alanda yetişen en fazla bor biriktiren 3. bitki türü olduğu belirlenmiş, bu bitkinin tuza karşı da toleranslı olduğu da ifade edilmiştir (Keskin 2010).

Memişoğlu Bingöl (2008) çalışmasında, *vetiver grass* bitkisinin 0-40 mg/kg B (H₃BO₃) ile kirlenmiş topraklardan bor alımının, iki ajan (EDTA ve DTPA) ve bu ajanların iki uygulama zamanı (ekim öncesi ve hasat öncesi) ve üç farklı ajan

konsantrasyonuna (0, 4, 8 mmol/kg) göre değişimini incelemiştir. Deneme sonunda, toprağa uygulanan EDTA ve DTPA'nın vetiver grass bitkisinin bor alımını kontrol bitkisine göre %50 artırdığını göstermiştir. Uygulanan ajanlar içerisinde EDTA'nın DTPA'ya göre bitkinin bor alımında daha etkin olduğu da belirlenmiştir.

Marin vd. (2007), su mercimeğinin (*Lemma gibba*) 0,3-10 mg B/lt B içeren besin çözeltisi içerisinde adaptasyonunu ve B giderimi üzerine etkisini incelemişlerdir. 12 gün süren deneme boyunca bitki materyalinin büyümesi üzerinde 10 mg B/lt konsantrasyonuna kadar B etkisi gözlenmemiştir. B konsantrasyonunun 2 mg/lt altında olduğu durumlarda su mercimeğinin bor giderimi ve bioakümülyasyon katsayısının yüksek elde edildiği, B konsantrasyonu arttıkça bu değer düşüğü ifade edilmiştir. Deneme sonunda bitki bünyesinde biriken B miktarları kuru ağırlıkta 930 -1900 mg/kg olarak verilmiş ve diğer bataklık bitkileri ile kıyaslanabilir sonuçlar elde edildiği, böylece de 2 mg/lt'den az B konsantrasyonu içeren suların iyileştirilmesinde alternatif bir yöntem olarak kullanılabileceği vurgulanmıştır.

Banon vd. (2012) kurak iklimlerde sulama sularında yüksek tuzluluk ve borun birlikte meydana geldiğini ifade etmişlerdir. Sera ortamında, sardunya bitkisi üzerinde yüksek tuz (2-9 dS/m) ve yüksek borun (1-10 mg/lt) etkilerini araştırdıkları çalışmada, yüksek tuz seviyesinde, düşük tuz seviyesine göre bor toksisitesinde azalmalar olduğunu tespit etmişlerdir. Yüksek tuz ve borun bitki gelişimini azalttığını, evapotranspirasyon, yaprak tuz ve klor içeriğini arttırdığını belirtmişlerdir.

Turan ve Angın (2004) tarafından B, Cd, Mo ve Pb kirliliği bulunan alanların mısır ve ayçiçeği bitkileri yardımıyla temizlenmesi amacıyla bazı organik şelatların ve ağır metallerin çözünürlüğü üzerine yaptıkları araştırmada, tınlı tekstüre sahip toprağa kirliliğe neden olan ağır metaller; 100 mg/kg B (H_3BO_3), 400 mg/kg Cd ($CdCl_2$), 10 mg/kg Mo ($Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$) and 100 mg/kg Pb(NO_3)₂) ilave edildikten sonra ağır metallerin bitkiler tarafından alımını kolaylaştırmak amacıyla 4 farklı organik kompleks ajanı [Etilen diamin tetra asetat (EDTA), dietilen triamin penta asetat (DTPA), sitrik asit (CA) ve humik asit (HA)], 4 farklı düzeyde (0, 2,5, 5 ve 10 mmol/kg) uygulanmıştır. Araştırma sonucunda, uygulanan organik kompleks şelatlarının çeşit ve dozu bitkilerin topraktan kaldırdığı B, Cd, Mo ve Pb içeriklerini önemli düzeyde etkilediği, mısır ve ayçiçeği gibi hiperakümülatör bitkilerin topraktan ağır metallerin alımında en etkili organik şelatın humik asit ve bitki türünün ise ayçiçeği olduğu belirlenmiştir.

Bu tür çalışmalar 20.yy'da oldukça hız kazanmış ve üreticiler tarafından Dünyanın diğer tuzlu alanlarında da uygulanmıştır. Hindistanın tuzdan etkilenen alanlarında tuza drençli otlar ve ağaçlar bu alanların yönetiminde kullanılmıştır. Bermuda çimi [*Cynodon dactylon* (L.) Pers.], Karnal çimi [*Leptochloa fusca* (L.) Kunth], *Sesbania* [*Sesbania bispinosa* (Jacq.) W. Wight] gibi bitkiler toprak ıslahında yaygın bitki ve yem türleri olarak kullanılmıştır (Singh 1998).

Tuzlu-sodik toprakların ıslahında baraj otunun (*Leptochloa fusca* L.) etkisi 5 yıl süreyle incelemiş ve 0-20 cm derinlikteki toprakların başlangıçtaki EC değerinin 22.0 dS/m'den 5. yıl sonunda 2.0 dS/m, 40-60 cm derinlikteki toprakların başlangıçtaki EC değerinin 22.2 dS/m'den 5. yıl sonunda 2.1 dS/m ve 80-100 cm derinlikteki toprakların başlangıçtaki EC değerinin 12.5 dS/m' den 5. yıl sonunda 3.2 dS/m'ye düşüğü belirlenmiştir (Akhter vd. 2003).

Tekirdağ yöresi tarım arazilerinde kobalt ağır metal kirliliğinin fitoremediasyon yöntemi ile önlenmesi için yapılan bir araştırmada kanola bitkisi ile düzenlenen bir saksı denemesinde kanolanın topraktan önemli miktarlarda kobalt kaldırdığı ve kobalt ile kirlenmiş tarım arazilerinde fitoremediasyon yönteminin kobalt kirliliğinin önlenmesi için uygulanabileceği ortaya konulmuştur (Karakaş 2013).

Chen vd. (2000) tarafından yapılan bir çalışmada, *Vetiver* (Kabe samanı) çiminin Cd, Cu, Pb ve Zn ile kirlenmiş bir toprakta iyi büyüdüğü gözlemlenmiş ayrıca bitki gövdesinde yüksek konsantrasyonlarda Cd, Cu, Pb ve Zn tespit edilmiştir. Çalışma sonucunda vetiver çiminin özellikle Cd, Pb ve Zn'un topraktan uzaklaştırılmasında etkili olabileceği ancak hasat edilen materyalin ne şekilde arıtılabileceğiyle ilgili detaylı çalışmaların yapılması gerekliliği vurgulanmıştır.

Bradshaw (1952), *Festuca rubra* L. ve *Agrostis capillaris* L. gibi maden yataklarında yaygın olarak gelişen bitki populasyonlarının metal dayanımlarını ortaya koymuştur. Bu bitkiler maden atıkları ve eriyikleri ile kirlenmiş yöreleri yeniden yaşanabilir bir ortama döndürmekte kullanılabilmektedir.

Thlaspi, *Urtica*, *Taraxacum officinale*, *Chenopodium*, *Polygonum aviculare* L. ve *Allyssim* gibi bazı hiperakümülatör bitkiler kadmiyum, bakır, kurşun, nikel ve çinko gibi ağır metalleri bünyelerinde biriktirme yeteneklerine sahiptirler. Bu yüzden, söz konusu bitkilerin yetiştirilmesi kirlenmiş toprakların arıtılmasında dolaylı bir metot olarak kabul edilmektedir (EPA 1995).

Doğada bulunan bitkilerin çoğu yaklaşık 100 ppm'lik bir çinko (Zn) birikimi yaptıkları halde, en yaygın hiperakümülatör bitki olarak bilinen *Thlaspi caerulescens* 'ın 26000 ppm'in üzerinde bir birikim sağladığı farklı kaynaklarda ifade edilmektedir (Kuştutan 2017).

Zheljaskov ve Nielsen (1996)'ın konuyla ilgili olarak en büyük kirlilik kaynaklarından biri olan, Plovdiv yakınlarında (Bulgaristan), oldukça verimli topraklara sahip bölgede, demir dışı maden ocağının çevreye olan ağır metallerinin etkisini araştırmışlardır. Denemede tarla nanesi (*Mentha arvensis*) ve bahçe nanesi (*Mentha piperita*) olmak üzere 2 farklı nane türü kullanılmıştır. Nane çok yıllık bir bitki olmasına karşın, ağır metallerin gelişme ve üretim üzerine etkisini minimuma indirmek için denemede materyal her yıl yeniden dikilmiştir. Kirlilik kaynağından 400 m çapındaki mesafeye kadarki alandan alınan tüm örneklerde taze herba veriminde %9-16 arasında bir azalma kaydedilmiştir. Bunun aksine aynı araştırmacılar aynı mesafede yetiştirilen lavantada, bir verim düşüşü kaydetmediklerini, taze herbadaki uçucu yağının bileşiminde herhangi bir ağır metal kirlilik etmenine rastlamadıklarını bildirmişlerdir. Sonuç olarak, kirlilik kaynağına en yakın parselde verimde yaklaşık %14'lere varan düşüş kaydedilmiştir. Ancak bunun ekonomik açıdan önemli olmadığı, nanenin diğer yüksek oranda kontamine olan bitkilere kıyasla oldukça karlı bir bitki olduğu belirtilmiştir.

Malko (2002), Schneider ve Marquard (1995; 1996) tarafından önemli bir tıbbi bitki olan sarı kantaronun (*Hypericum perforatum*) kadmiyum ve ağır metal akümülyasyonunun aynı şartlarda yetiştirilen birçok bitkiye kıyasla daha fazla olduğu bildirilmiştir.

Al Chami vd. (2015) yaptıkları çalışmada *Sorghum bicolor* ve *Carthamus tinctorius* bitkileri ile Ni, Pb ve Zn alımının mümkün olduğunu göstermiştir. Köklerin sürgünlerden daha fazla metal biriktirdiği tespit edilmiştir. *S. bicolor* yüksek biyokütle üretimi ve nispeten sürgünlerdeki yüksek metal derişimi nedeniyle *C. tinctorius*'dan metal alımında daha etkili bulunmuştur.

Özbek (2011) yapmış olduğu çalışmada, 46 adet çinko-kurşun madeni çevresinde yetişen 48 adet bitki örneği toplamıştır. Bitki örneklerini teşhis ederek toprak ve bitki örneklerinin ICP-OES ile DTPA ile ekstrakte edilebilir Cd içeriklerini belirlemiştir. Toprakta en yüksek 39 mg kg⁻¹ alınabilir kadmiyuma rastlanmıştır. Bitkilerde ise en yüksek Cd miktarının 217 mg kg⁻¹ ile *Plantago lanceolata* L. köklerinde olduğu görülürken aynı bitki gövdesinde 24,5 mg kg⁻¹ Cd birikmiştir. Buna göre *Plantago lanceolata* L. yüksek oranda kadmiyumu köklerine almış fakat gövdeye bunu kısmen iletmıştır. Örnekleme alanlarında yaygın olarak bulunan *Silene compacta* Fischer ise yüksek Cd içerme potansiyeline sahip topraklarda yetişmesine rağmen Cd biriktirmemiştir.

Doğal olarak en yüksek Cd içeriğine sahip ve kirletilen topraklar üzerinde, doğadan toplanan tohumlarla ön denemeler kurularak bitkilerin Cd biriktirme yetenekleri test edilmiştir. En yüksek Cd içeriğinin *Hymenocarpus circinnatus* L.'da 20 mg kg⁻¹ alınabilir Cd düzeyinde 111 mg kg⁻¹ ile köklerde gerçekleştiği görülmüştür. Aynı dozda gövdede en fazla 7,21 mg kg⁻¹ Cd biriktiren *Hymenocarpus circinnatus* L. kadmiyumu köklerine almış fakat aynı oranda gövdeye iletememiştir.

Yapılan bir çalışmada, değişik bünyeli topraklarda yetiştirilen farklı bitkilerin ağır metal absorpsiyon kapasiteleri ile bu toprakların kil tipleri arasındaki ilişkilerin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla serada bir saksı denemesi kurularak ayçiçeği (*Helianthus annuus* L.) ve yonca (*Medicago sativa* L.) gibi fitoremediasyonda çok kullanılan bitkiler kumlu ve killi bünyeli topraklarda değişik dozlarda kurşun (Pb), kadmiyum (Cd) ve krom (Cr) uygulanarak yetiştirilmiştir. Toprakların kil tipleri önceden belirlenmiş ve hasat sonrasında ağır metallerin kil tipleri ile olan ilişkileri irdelenmiştir. Bu bağlamda ayçiçeği ve yoncanın ağır metal absorpsiyon kapasiteleri de saptanmıştır. Toplam ve alınabilir ağır metal analiz sonuçlarına göre smektit kil içeriği yüksek olan killi bünyeli toprağın ağır metal (Pb, Cd ve Cr) adsorpsiyon düzeylerinin kumlu tın bünyeli topraktan daha yüksek olduğu saptanmıştır. Ayçiçeği ve yonca bitkileri ağır metal alımı açısından değerlendirildiğinde ise yoncanın ayçiçeğine göre daha yüksek oranda ağır metal alabildiği bulunmuştur.

Ağır metallerle kirlenmiş tarım arazilerinin saksı denemesi ile fitoremediasyon yöntemi kullanılarak labada bitkisi yetiştirilerek ıslahı araştırılmıştır. Bitkiler 2 aylık gelişim periyodu sonunda hasat edilmiştir. Trakya bölgesi tarım alanlarındaki Cr, Cd ve Pb gibi bazı ağır metallerin labada bitkisi ile fitoremediasyon yöntemi kullanılarak giderilebileceği ortaya konulmuştur (Adiloğlu vd. 2015).

Yonca akümülatör özelliği ile ağır metalleri farklı organlarında biriktirerek toprakların ağır metallerce kirlenmesini önlemektedir. Ancak, yem bitkisi olma özelliği nedeni ile biriktirdiği bu metallerin besin zincirine kolay ve hızlı bir şekilde girmesi söz konusudur. Bu nedenle yoncanın fitoremediasyon amaçlı kullanımına dikkat edilmesi gerektiği önerilmektedir (Çolak Esetlili 2016).

Çiftçi'nin (2016) yapmış olduğu çalışmaya göre, Aspire kıyasla yabani hint yağı bitkisi daha fazla biyokütle üretmesine bağlı olarak gerek yeşil aksam gerekse kök ile topraktan daha fazla Cd, Pb ve Zn uzaklaştırmıştır. Toprak karışımına bağlı olarak artan Cd, Pb ve Zn'nun birlikte artmasıyla toplamda en fazla Zn birikmiştir. Aspir ve yabani hint yağı bitkilerinde kök, yeşil aksamdan daha fazla çoklu metal biriktirdiği için bu bitkiler fitostabilizatör olarak tanımlanabilir. Biyodizel üretiminde bu iki bitki potansiyel aday olabilir. Aspirin özellikle Cd, Pb ve Zn'un topraktan uzaklaştırılmasında ardışık olarak birden fazla ekildiğinde etkili olabileceği sonucuna varılmıştır.

Shi vd. (2010) yaptıkları çalışmada *C. tinctorius* 'un toksisite belirtisi göstermeden köklerinde ve yapraklarında Cd biriktirme özelliğine sahip olduğunu tespit etmişlerdir.

Pandey (2013), *Ricinus communis L.* bitkisini Pb, Zn, Ni içeren uçucu küle sahip alanlarda yetiştirmiş ve bu bitkinin biyokonsantrasyon faktörünü (BFK) kökte tüm metaller için 1'den büyük bulmuştur. Translokasyon faktörü (TF)'ü tüm metaller için 1'den daha az bulunmuştur, bu da metallerin bitkinin kök kısmında stabilize olduğunu göstergesidir. Araştırmacı *Ricinus communis L.*'nin ekonomik ve ekolojik değerleri ile birlikte fitoremediasyon için potansiyel bir aday olduğunu belirtmiştir.

Çoğu farklı kirleticiler için dünyanın birçok yerinde başarılı uygulama sonuçları elde edilmektedir. Çizelge 2.6. üzerinde ABD'de kirleticiler için bulundukları ortama göre yapılan uygulamalar verilmiştir.

Çizelge 2.6. Kirleticiler için bulundukları ortama göre yapılan uygulamalar (EPA 1995).

Uygulama	Kirletici	Ortam	Bitki(ler)
Fitoekstraksiyon ve Rizodegradasyon	Petrol ürünleri ve hidrokarbonlar	Toprak ve yer altı suyu	Yonca, kavak, ardıç
Fitostabilizasyon	Ağır metaller	Toprak	Hibrid kavak, çim
Rizofiltrasyon	Radyoaktif maddeler	Yeraltı suyu	Ayçiçeği
Fitoekstraksiyon	Radyoaktif maddeler	Toprak	Hind hardalı, lahana
Fitogdegradasyon	Patlayıcı madde atıkları	Yeraltı suyu	Su mercimeği

Marcinol vd. (2004)'un yapmış oldukları bir saksı çalışmasında çeşitli metallerle kirletilmiş topraklar üzerinde kolza (*Brassica napus*) ve turp (*Raphanus sativus*) bitkisi yetiştirerek bu bitkilerin fitoekstraksiyondaki işlevini araştırmışlar. Araştırma sonucunda her iki bitkinin de metal birikiminde etkin oldukları, fakat turp bitkisinin kolza bitkisinden daha etkin olduğu ve sonuç olarak bu türlerin çeşitli metallerle kirletilmiş toprakların fitoremediasyonu için uygun oldukları tespit edilmiştir.

Grieve vd (2005) *Limonium perezii* (Stapf) F.T.Hubb. “Blue Seas” ve *Limonium sinuatum* (L.) Mill “American Beauty” bitkilerini sera ortamında kumlu toprakta 3 hafta tuzlu sulama suyuyla sulamış ve 10 hafta sonra analizleri yapılarak tuza karşı toleranslarını değerlendirmişlerdir. Kontrol suyu EC değeri 2,5 dS/m olmak üzere diğer uygulamalar 7, 11, 15, 20, 25 ve 30 dS/m’dir. *Limonium sinuatum* yapraklarında Na, K, Mg ve toplam P’u *Limonium perezii*’den daha fazla biriktirmiştir. İki *Limonium* türünde 350 mM (30 dS/m) aşan koşullarda yaşam döngülerini tamamlamışlardır.

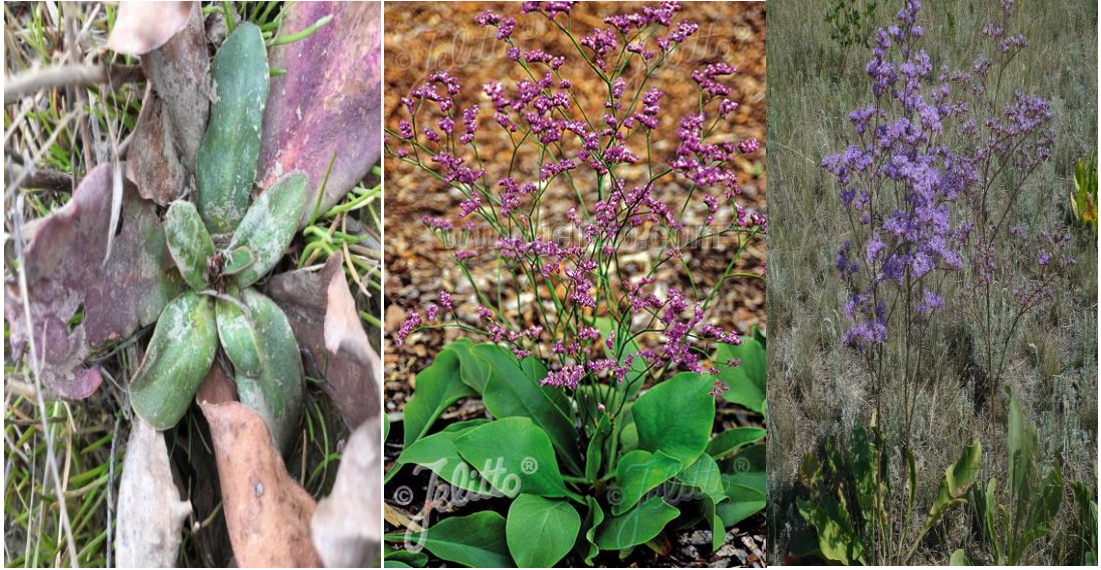
Üzerinde çalıştığımız *Limonium gmelinii* bitkisine ait konu ile ilgili daha önce yapılmış çalışmalara rastlanılmamıştır. Bu nedenle; topraktan aldığı tuzu yapraklarında depolayabilen *Limonium gmelinii* bitkisinin tanınması ve yaygınlaştırılması, topraktan almış olduğu tuz iyon durumunun ve etkinliğinin belirlenmesi, çalışmanın sonucuna göre tuzlu topraklara ve bor toksitesi olan topraklara alternatif bir yeşil ıslah bitkisi olarak sunulması, tuzlu bölgelerde doğada kendiliğinden yetişebilen bu bitkinin, yine tarım alanında değerlendirilmesine katkı sağlanması, alternatif bir süs bitkisi olarak sunulması, diğer kullanım alanlarının belirlenmesi için yapılabilecek çalışmalara ışık tutulması, konuya ilişkin araştırmaların teşvik edilmesi ve konu ile ilgili literatür eksikliğinin giderilmesine fayda sağlanması yapılacak olan çalışmanın özgün değerini oluşturmaktadır.

MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

Çalışmada materyal olarak kullanılan bitki *Limonium gmelinii* (Çardak Süpürgesi) bitkisidir. Bitkiye ait tohumlar, Almanya’da bulunan Jelitto firmasından temin edilmiştir. *Limonium gmelinii* çok yıllık, otsu yapıda olan bir bitkidir. Yüksekliği 20-60 cm arasında değişmektedir. Çiçeklenme dönemi Temmuz-Ağustos aylarını kapsamaktadır. Endemik değildir. Kıyı ve iç kesimlerde tuzlu yerlerde yetişmektedir. Ailesi *Plumbaginaceae*, cinsi *Limonium* MILLER, taksonu *Limonium gmelinii* (Willd.) O. KUNTZE’dir. Toprak pH’sı 6.1-6.5 (hafif asidik), 6.6-7.5 (nötr), 7.6-7.8 (hafif alkali) olan topraklarda yetişebilmektedir (Anonim 1).

Ülkemizde ki dağılımı İstanbul, Iğdır, Amasya, Çanakkale, Erzincan, Eskişehir, Muğla, Niğde, Sivas, Tekirdağ olup, genel dağılımı ise O. Avrupa, Balkanlar, Kırım, Kafkasya, İran ve O. Asya’dır (Anonim 1). Macaristanın doğu kesiminde sıklıkla görülmektedir. Tipik habitatları tuzludur. Bataklık çayırları, tuzlu alanlar, terk edilmiş alanlarda sık görülmektedir (Hohla vd. 2015). Şekil 3.1.’de bitkinin farklı dönemlerde görüntüleri verilmektedir.



Şekil 3.1. *Limonium gmelinii* bitkisinin farklı dönemlerdeki görüntüleri.

3.2. Yöntem

3.2.1. Arazi çalışmaları ve konu uygulamaları

Deneme, tesadüf blokları deneme desenine göre 1 Bitki x 1 Toprak x 3 Konu (NaCl, Na₂SO₄, B) x 4 Doz x 5 Tekerrür olarak düzenlenmiş olup, Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, modern cam sera koşullarında yürütülmüştür. Serada sisleme, perdeleme ve havalandırma imkanlarından faydalanılmıştır. Çalışmada toplam 60 saksı kullanılmıştır.

10 Mayıs 2018 tarihinde, özel bir fide şirketine ait yetiştirme ortamında, torf-perlit karışımı bulunan viyollerde 72 gün süresince tohumlar yetiştirilmiştir. 22 Temmuz'da ise bitkiler, fide şirketinden alınarak, projenin yürütüleceği seraya getirilmiştir. Aynı gün bitkiler, viyollerden serada önceden hazırlanmış 23 litrelik siyah plastik saksılara aktarılmıştır. Şekil 3.2.'de bitkinin saksıya aktarılmadan önceki görünümü yer almaktadır.



Şekil 3.2. *Limonium gmelinii* bitkisinin saksılara aktarılmadan önceki görünümü.

Uygulamada kullanılan saksılar, önceden Akdeniz Üniversitesi Aksu Mandırlar Araştırma ve Uygulama İstasyonu sınırları içinde bulunan Tehnelli serisi toprak yüzeyinden 0-20 cm derinlikten alınmış siltli tınlı topraklarla doldurulmuştur. Saksılara başlangıçta 4'er adet bitki dikilmiştir. Daha sonra seyreltme işlemi yapılarak her saksıda 3'er bitki bırakılmıştır. Bitkiler, saksılara aktarıldıktan sonra sera ortamına adapte olabilmeleri için 2,5 aylık bir adaptasyon sürecinde her gün sulama yapılmıştır. Deneme süresi boyunca sulama uygulamaları tarla kapasitesinin yaklaşık %70'i dikkate alınarak yapılmıştır. Konulu sulamalar ise gelişme dönemi boyunca 10 günlük periyotlarla 15 Ekim 2018–3 Ocak 2019 tarihleri arasında 9 kez 0,5 litre olarak uygulanmıştır. Çizelge 3.1.'de de görüldüğü üzere, deneme faktörü olarak, farklı bileşikler (NaCl, Na₂SO₄, B) ve bu bileşiklerin farklı konsantrasyonları (NaCl için 0, 50, 100, 150 mM, Na₂SO₄ için 0, 50, 100, 150 mM, B için 0, 5, 10, 15 mg/lt) kullanılmıştır. Kullanılan değerler benzer literatür çalışmaları ve sınır değerler dikkate alınarak belirlenmiştir. Bor mineralinin bitkiler tarafından alınabilir formu Borikasittir (H₃BO₃). Bu nedenle araştırmada B dozları, H₃BO₃ formunda uygulanmıştır. Denemeler istatistiksel analizlerin sağlıklı olarak yapılabilmesi için beş tekrarlamalı olarak yürütülmüştür.

Çizelge 3.1. Uygulama dozları/saksı başına.

Uygulamalar	Kontrol	1.Doz	2.Doz	3.Doz
NaCl	0	50 mM	100 mM	150 mM
Na ₂ SO ₄	0	50 mM	100 mM	150 mM
B (H ₃ BO ₃)	0	5 mg/lt	10 mg/lt	15 mg/lt

Uygulamalı sulamalara başlamadan önce Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Bölümüne ait laboratuarda, kullanılan kontrol sulama suyunun ve uygulamalı sulama sularının EC ve pH ölçümleri yapılmış olup, elde edilen ölçüm değerleri Çizelge 3.2.'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Uygulamada kullanılacak olan sulama sularının EC değerleri.

Uygulamalı Sulama Suları EC Değerleri mS/cm				pH
	1.Doz	2.Doz	3.Doz	
NaCl	6,4 (tuzlu)	12,04 (çok tuzlu)	16,80 (aşırı tuzlu)	6.8
Na ₂ SO ₄	10,08 (çok tuzlu)	17,84 (aşırı tuzlu)	24 (aşırı tuzlu)	6.8
Kontrol Sulama Suyu	0,69 (az tuzlu)			6.8

Yapılan EC ölçümlerinde, belirlenen değerlerle yapılan uygulamalar neticesinde, istenilen düzeyde tuzluluk sağlanabileceği düşünülmüştür. Yaz döneminde günlük sulamalara devam edilmiş olup, sıcaklıkların azalmasıyla beraber iki günde bir sulama yapılmaya devam edilmiştir. Şekil 3.3. üzerinde denemede uygulama konularının hazırlanmış olduğu variller yer almaktadır. Şekil 3.4.'de ise denemenin yürütüldüğü serada saksıların genel bir görünümü verilmektedir.



Şekil 3.3. Deneme serasında uygulama konularının hazırlanmış olduğu variller.



Şekil 3.4. Denemenin yürütüldüğü serada saksıların genel görünümü.

3.2.2. Denemede kullanılan toprağın özellikleri

Denemede kullanılan siltli tınlı bünyeli toprak, Aksu Mandırlar Tehneli Serisinden alınmış olup, kum, kil, silt fraksiyonları dağılımı Çizelge 3.3.'de verilmiştir. Deneme toprağına ait bazı özellikler ise Çizelge 3.4.'de yer almaktadır.

Çizelge 3.3. Kum, kil, silt fraksiyonları dağılımı.

Kum (%)	34,5
Silt (%)	48,7
Kil (%)	16,8

Çizelge 3.4. Deneme toprağının bazı özellikleri.

Toprak Özellikleri	Birim	Analiz Sonucu
pH	--	7,6
EC	dS/m	0,44
Organik madde	%	0,92
CaCO ₃	%	48,69
Tarla kapasitesi	%	26,50
Toplam N	%	0,095
Bitkiye Yarayışlı K	kg K ₂ O/da	29,9
Ekstrakte Edilebilir Ca	kg CaO/da	1540,0
Ekstrakte Edilebilir Mg	kg MgO/da	58,7
Ekstrakte Edilebilir Na	ppm	29,13
Bitkiye Yarayışlı B	ppm	0,41
Eriyebilir Cl	ppm	40
Ekstrakte Edilebilir SO ₄	ppm	0,96

3.2.3. Deneme yerinin iklim özellikleri

Araştırmanın yürütüldüğü 2018 yılına ait sıcaklık, ortalama nisbi nem ve yağış miktarı değerleri Çizelge 3.5.'de verilmiştir.

Çizelge 3.5. Antalya iline ait 2018 yılında gerçekleşen meteorolojik değerler.

Aylar	Ortalama Sıcaklık (°C)	Ortalama Nisbi Nem (%)	Yağış Miktarı (mm)
Ocak	13.2	61.9	184.4
Şubat	14.8	81.0	126.2
Mart	16.1	65.9	158.2
Nisan	19.6	59.5	1.2
Mayıs	23.3	62.4	49.5
Haziran	25.5	66.7	25.4
Temmuz	29.2	58.5	0.2
Ağustos	29.1	60.9	
Eylül	27.5	50.5	15.8
Ekim	22.6	48.0	8.8
Kasım	18.1	54.5	88.9
Aralık	12.8	62.3	295.4

*Antalya iline ilişkin iklimsel veriler Antalya Meteoroloji Müdürlüğü'nden alınmıştır.

3.2.4. İncelenen özellikler ve yöntemleri

3.2.4.1. Bitki biyolojik özellikleri ve analizleri

Bitki uzunluğu (cm): Hasattan önce, saksılardaki 3'er bitkinin toprakla temas ettiği kök boğazından, uç kısmına kadar olan yüksekliği cm olarak ölçülmüş olup, aritmetik ortalamaları alınmıştır.

Kök uzunluğu (cm): Kök tacı ile kök ucu arasındaki mesafe milimetrik cetvelle ölçülüp belirlenmiştir.

Üst Aksam ağırlığı: Her bir saksıdan hasat edilen bitkilerin üst kısmı tartılarak, ağırlıkları hesaplanmıştır.

Kök ağırlığı: Hasattan hemen sonra kökler musluk suyu altında yıkanıp, iyice kurulandıktan sonra tartılarak, yağ ağırlıkları belirlenmiştir.

Yaprak Sayısı (adet / bitki) : Deneme tamamlandığında bitki üzerindeki tüm yapraklar sayılmıştır.

Yaş Yaprak EC Değeri : Bir saksıdaki üç bitkinin her birinden alttan 2. ve 3. yapraklar alınarak, yaprak diskleri de-iyonize su içerisinde 4 saat bekletildikten sonra EC ölçümü yapılarak belirlenmiştir (Dlugokecka ve Kacperska Palacz 1978; Fan ve Blake 1994).

Kuru yaprak EC Değeri : Yaş yaprak EC değerleri belirlenen yaprak diskleri, 100 °C’ de 10 dakika bekletildikten sonra çözeltinin EC değeri tekrar ölçülerek elde edilmiştir (Dlugokecka ve Kacperska Palacz 1978; Fan ve Blake 1994).

Yaprak Hücrelerinde Membran Zararlanmasının Belirlenmesi (%) : Bir saksıdaki üç bitkinin her birinden alttan 2. ve 3. yapraklar alınarak, hücreden dışarıya verilen elektrolitin ölçülmesi ile hesaplanmıştır. Yaprak diskleri de-iyonize su içerisinde 4 saat bekletildikten sonra EC ölçülüp, aynı diskler 100 °C’de 10 dakika bekletildikten sonra çözeltinin EC değeri tekrar ölçülmüştür. Aşağıdaki membran zararlanma indeksi formülü kullanılarak hesaplaması yapıp, (%) olarak değeri belirlenmiştir (Dlugokecka ve Kacperska Palacz 1978; Fan ve Blake 1994).

Membran Zararlanma İndeksi = $(Lt - Lc / 1 - Lc) \times 100$

Lt: Tuzluluk ve Kuraklık stresindeki yaprağın otoklav edilmeden önceki EC /Otoklav edildikten sonraki EC

Lc: Kontrol yaprağının otoklav edilmeden önceki EC / Otoklav edildikten sonraki EC

K, Ca, Mg, Cl ve B : Yaş yakma-ICP metodu ile belirlenmiştir (Kaçar ve İnal 2008).

Na : ICP-OES yöntemi ile bulunmuştur (Kacar ve İnal 2008).

SO₄: Türbidimetrik metod ile belirlenmiştir (Kacar ve İnal 2008).

3.2.4.2. Toprak analizleri

Toplam N : Kjeldahl yöntemi ile bulunmuştur (Kacar 1972).

Ekstrakte edilebilir K, Ca, Na, Mg : Toprağın amonyum asetat ile doyurulması sonucu elde edilen ekstratta, ICP metodu ile okuma yapılarak belirlenmiştir (Pratt 1965).

Tekstür: Hidrometre yöntemi ile belirlenmiştir (Bouyoucos 1955).

Toprak pH’sı : 1:2.5 toprak:su karışımında pH-metre ile belirlenmiştir (Jackson 1967).

Toprak elektriksel iletkenliği (EC) : 1:2.5 toprak:su karışımında EC-metre ile belirlenmiştir (Jackson 1967).

Organik madde : Modifiye Walkley-Black metoduna göre belirlenmiştir (Black 1965).

Toprakta % kireç (CaCO₃) : Scheibler kalsimetresi ile belirlenmiştir (Evliya 1960).

Tarla kapasitesi : Basınçlı membran aleti kullanılarak 1/3 atmosferik basınç altında, toprak örneğinde tutulan su miktarı bozulmamış toprak örnekleri kullanılarak tayin edilmiştir (Black 1965).

Eriyebilir Cl : Mohr-Titrimetrik yöntemle tespit edilmiştir (Kacar 2009).

Bitkiye yarayışlı B : Azomethin-H yöntemi ile spektrofotometrede belirlenmiştir (Kacar 2009).

Ekstrakte edilebilir SO₄ : Potasyum dihidrojen fosfat (KH₂PO₄) ile ekstrakte edilen toprakta türbidimetrik yöntemle belirlenmiştir (Kacar 2009).

3.2.5. Verilerin istatistiksel değerlendirilmesi

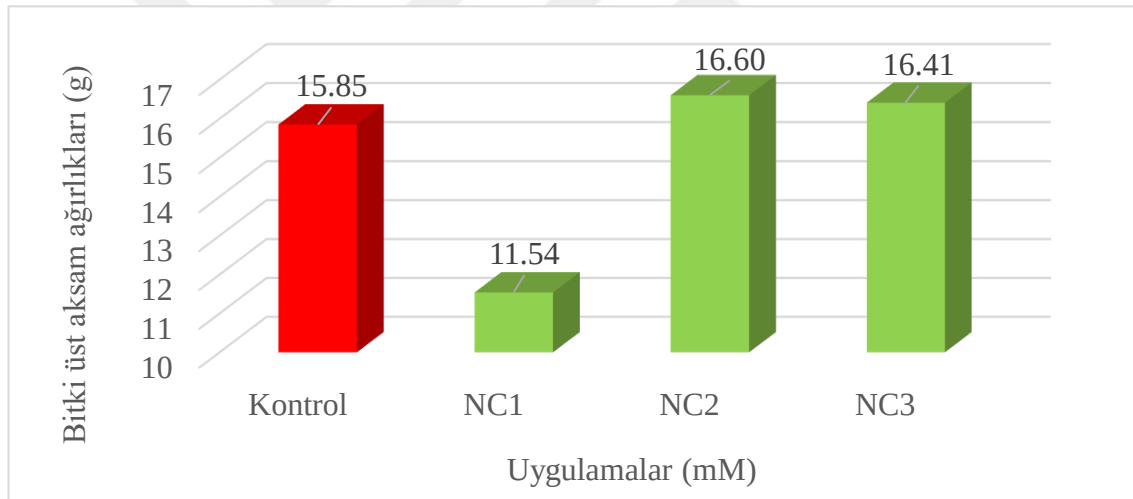
Tanımlayıcı istatistikler ortalama ile sunulmuştur. Normallik varsayımı Shapiro Wilks testi ile değerlendirilmiştir. İki den fazla grubun sayısal verileri arasındaki farkın analizinde normal dağılan veriler için tek yönlü varyans analizi (ANOVA) yapılmıştır. Uygulamalar arasındaki farklılıkların önemlilik düzeylerini belirleyebilmek amacıyla Duncan testi kullanılmıştır. Normal dağılım göstermeyen verilerin analizinde Kruskal Wallis testi kullanılmıştır. Anlamlı çıkan farkın sonucunda ikili karşılaştırmalarda Bonferroni-Dunn Prosedürü uygulanmıştır. Tüm istatistiki hesaplamalar bilgisayarda SAS 9.4 programı kullanılarak yapılmıştır. $P < 0.05$ istatistiksel olarak anlamlı kabul edilmiştir.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

Bu çalışmada, *Limonium Gmelinii* (Çardak Süpürgesi) bitkisinin, NaCl, Na₂SO₄, B uygulamalarının farklı konsantrasyonlarının uygulanmış olduğu ortamlardaki, fitoremediasyon etkisi incelenmiştir. Bu anlamda bitki boyu, kök uzunluğu, yaprak sayısı, bitki üst aksam ağırlıkları, kök ağırlıkları, membran zararlanması, yaş yaprak ve kuru yaprak tuz içeriği olmak üzere yapraklarda ayrıca K, Ca, Mg, Na, Cl, B, SO₄ değerleri ile toprakta pH, EC, toplam N, bitkiye yarıyışlı K, ekstrakte edilebilir Ca, ekstrakte edilebilir Mg, ekstrakte edilebilir Na, bitkiye yarıyışlı B, eriyebilir Cl, ekstrakte edilebilir SO₄ değerlerine tuzlu ve borlu koşulların etkisi incelenmiştir. Bu amaçla, NaCl ve Na₂SO₄ tuzlarının 0, 50, 100, 150 mM'lik konsantrasyonları ile B'un, borik asit (H₃BO₃) olarak 0, 5, 10, 15 mg/lt konsantrasyonları kullanılmıştır.

4.1. Bitki Üst Aksam Ağırlıkları

Uygulamalar bazında değerlendirme yapıldığında; NaCl uygulamaları sonucunda elde edilen bitki üst aksam ağırlıklarına ait ortalama değerler Şekil 4.1.'de verilmektedir. NaCl uygulamalarının etkisi $p=0.284>0.05$ olduğundan dolayı, uygulamalar arasında bitki üst aksam ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak fark bulunmamaktadır.

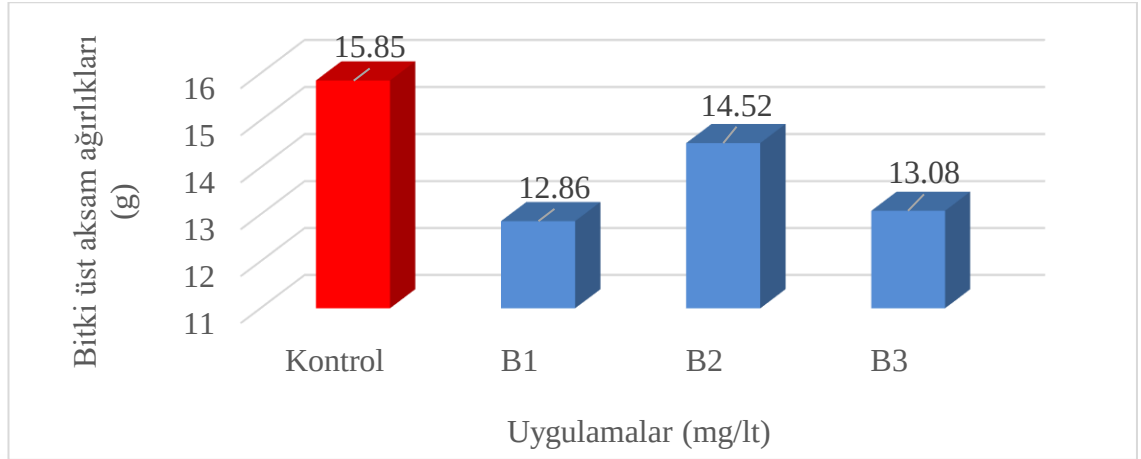


Şekil 4.1. NaCl uygulamaları sonucu bitki üst aksam ağırlık değerleri değişimi.

Bitki üst aksam ağırlık değerleri bakımından, 15,85 g olan Kontrole kıyasla en yüksek değer 2. uygulamalarda 16,60 g olarak bulunmuş olup, en düşük ağırlık değerleri ise 1. uygulamalarda 11,54 g olarak belirlenmiştir. 50 mM olan 1. uygulamalarda, Kontrole göre gelişimde bir gerileme olduğu ve bitki üst aksam ağırlığının azalma gösterdiği anlaşılmaktadır. 100 ve 150 mM'lık 2. ve 3. uygulamalarda ise Kontrole göre bitki üst aksam ağırlığında artış meydana gelmiştir. Bitki üst aksamı, 100 ve 150 mM NaCl uygulamalarında daha iyi gelişme göstermiştir.

B uygulamaları sonucunda belirlenen bitki üst aksam ortalama ağırlık değerleri Şekil 4.2. üzerinde verilmektedir. B uygulamalarının etkisi $p=0.631>0.05$ olduğundan,

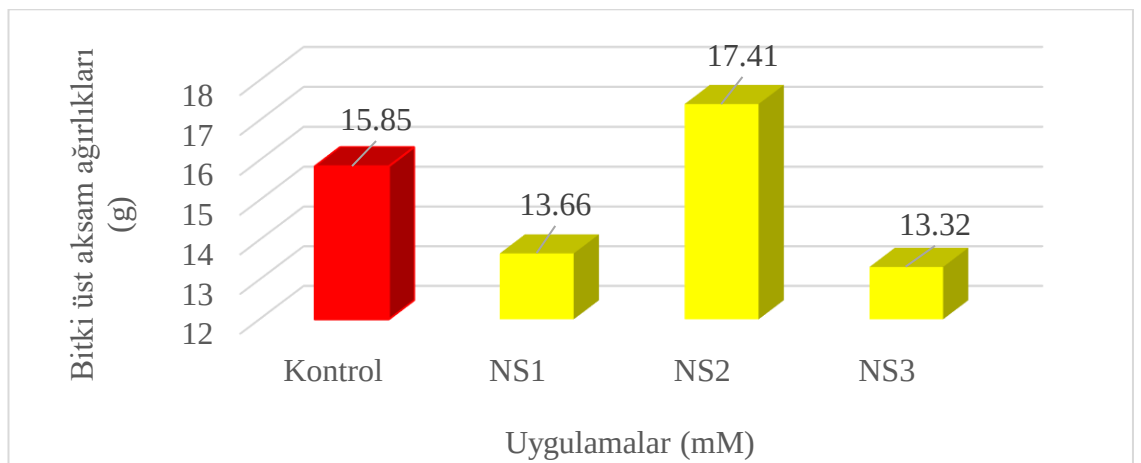
uygulamalar arasında ortalama bitki üst aksam ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak fark bulunmamaktadır.



Şekil 4.2. B uygulamaları sonucu bitki üst aksam ağırlık değerleri değişimi.

B uygulamalarında başta 1. uygulamalarda olmak üzere, Kontrole kıyasla bitki üst aksam ağırlığında azalmalar olduğu görülmektedir. Kontrole göre gerileme gösterse de, B uygulamaları arasında bitki üst aksam ağırlığının en fazla olduğu uygulamalar 2. uygulamalar olarak belirlenmiştir. Genel olarak, B uygulamalarının bitki üst aksam gelişiminde ağırlık kaybına neden olduğu anlaşılmaktadır. Kontrol ağırlığı 15,85 g iken yapılan B uygulamalarıyla ağırlıklar 12,86 g değerine kadar azalma göstermiştir.

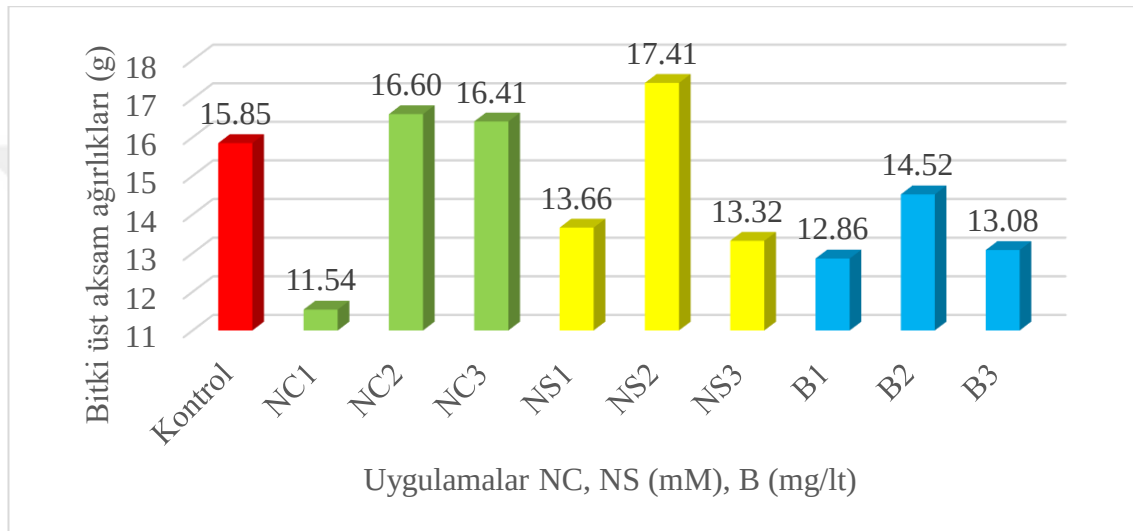
Şekil 4.3.'de Na_2SO_4 uygulamaları sonucu elde edilen bitki üst aksam ağırlıklarının ortalamaları verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının etkisi $p=0.448>0.05$ olduğundan, uygulamalar arasında ortalama bitki üst aksam ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak fark bulunmamaktadır.



Şekil 4.3. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitki üst aksam ağırlığı değerleri değişimi.

Na₂SO₄ uygulamaları sonucunda, 50 mM'lık 1. uygulama ile 150 mM'lık 3. uygulamalarda, Kontrole göre bitki üst aksam ağırlığında azalma olduğu görülmektedir. 100 mM'lık 2. uygulamalarda ise Kontrole göre bitki üst aksam ağırlığında artış meydana geldiği gözlenmiştir. Kontrol değeri 15,85 g iken 2. uygulamalar ile ağırlık değeri 17,41 g'a yükselmiştir.

Tüm uygulamalar arasında bitkilerin üst aksam ağırlık ortalamaları ise Şekil 4.4.'de verilmiştir. Uygulamaların etkisi $p=0.3819>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ortalama bitki üst aksam ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak fark bulunmamaktadır.



Şekil 4.4. Uygulamalar sonucu bitki üst aksam ağırlığı değerleri değişimi.

Şekil 4.4. incelendiğinde, Kontrole göre *Limonium gmelinii* bitkisinin üst aksam ağırlığı, 100 mM olan Na₂SO₄ 2 uygulamalarında 17.41 g ile en yüksek değere ulaşmıştır. Uygulamalar arasında ortalama ağırlık değeri olarak, Kontrole göre en düşük değer ise 50 mM olan NaCl 1 uygulamalarında 11.54 g olarak belirlenmiştir. Genel olarak uygulamalar arasında ortalama düzeylerine göre bitki üst aksam ağırlıkları bakımından bir değerlendirme yapıldığında Kontrol>NaCl>Na₂SO₄>B şeklinde bir sıralama oluşmaktadır. Bitki üst aksam ağırlığı bakımından en iyi gelişimin gözlemlendiği uygulamalar Kontrole göre, NaCl ve Na₂SO₄ uygulamaları olarak tespit edilmiştir. NaCl ve Na₂SO₄ uygulamalarının da 100 mM'lık 2. uygulama dozlarının, bitki gelişiminde daha etkili olduğu anlaşılmıştır. B uygulamalarında ise Kontrole göre bitki üst aksam gelişiminde gerileme olduğu görülmüştür.

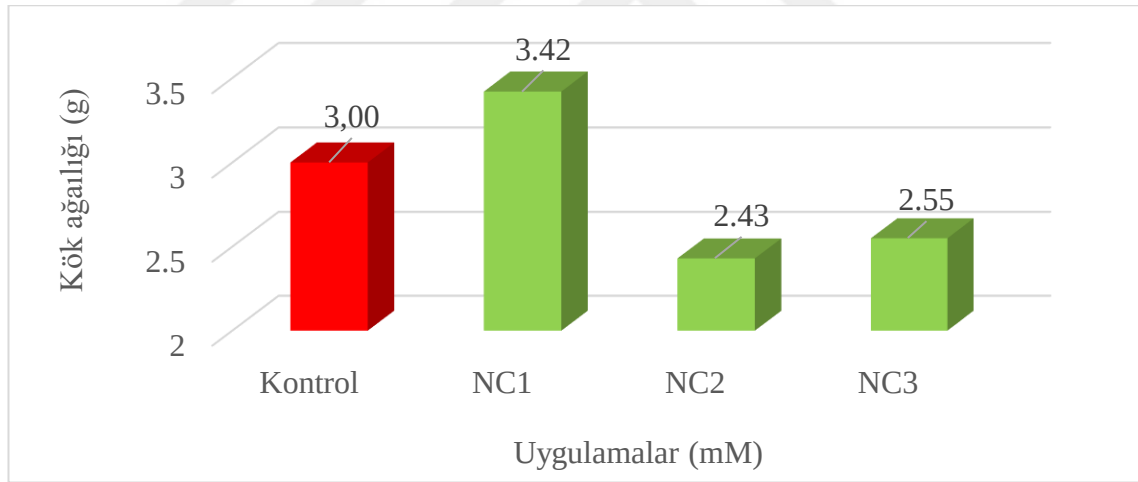
Farklı bitkiler üzerine yapılmış tuz uygulama çalışmalarında da istatistiksel olarak farklılık bulunmasa da, düşük tuz düzeyinde bitki üst aksam gelişiminin daha az olduğu, tuz uygulama dozlarının artmasıyla bitki üst aksam gelişiminin daha iyi gelişme göstermiş olduğu ifade edilmiştir.

Kulak (2011) adaçayı bitkisi üzerinde farklı tuz uygulamalarının etkilerini araştırdığı çalışmada, diğer tuz uygulamalarının aksine, artan Na_2SO_4 dozlarıyla birlikte bitki yaprak veriminde artış olduğunu, yaprak ağırlığı açısından en fazla verimin 200 mM tuz düzeyinde saptanırken, en düşük verimin 0 mM ve 50 mM tuz düzeylerinde elde edilmiş olduğunu ve 0 mM ile 50 mM tuz düzeyleri arasında istatistiksel olarak önemli bir fark bulunmadığını belirtmiştir.

Jampeetong ve Brix (2009) *Salvinia natans* bitkisinin yaprak verimine tuzlu koşulların etkisini araştırdığı çalışmada, Kontrolden hemen sonra istatistiksel olarak önemli bir azalma saptarken, 50 mM'den sonraki tuz uygulamasında bir artış gözlemlenmiş ve en yüksek yaprak ağırlığını 200 mM'de gözlemlenmiştir.

4.2. Bitki Kök Ağırlıkları

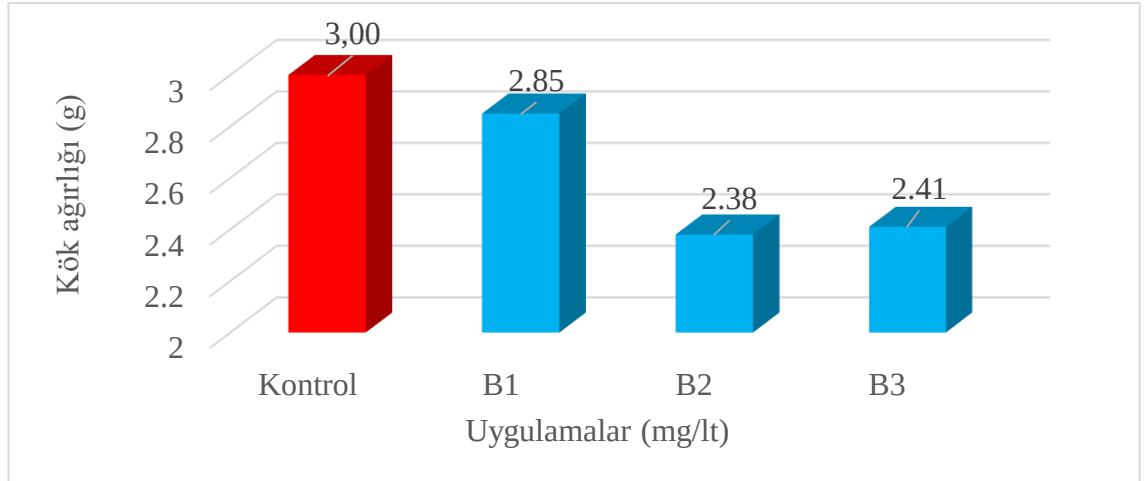
Çalışma sonucunda elde edilen bitki kök ağırlıkları, uygulamalar bazında tek tek ve tüm uygulamaların etkisi bir arada gözetilerek değerlendirilmiştir. NaCl uygulamaları sonucu elde edilen bitki kök ağırlık ortalama değerleri Şekil 4.5. üzerinde verilmiştir. NaCl uygulamalarının, bitki kök ağırlıkları üzerine etkisi $p=0.296>0.05$ olduğundan, NaCl uygulamaları arasında ortalama kök ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak fark bulunmamıştır.



Şekil 4.5. NaCl uygulamaları sonucu bitki kök ağırlığı değerleri değişimi.

Kök ağırlıkları, ağırlığı 3,00 g olan Kontrole kıyasla 1. uygulamalarda 3,42 g'a yükselirken, diğer uygulamalarda azalma göstermiştir. En düşük kök ağırlığı 2. uygulamalarda 2,43 g olarak belirlenmiştir. Doz artışıyla beraber NaCl uygulamalarının, kök gelişimi üzerine etkisinin gerileyici yönde olduğu anlaşılmıştır.

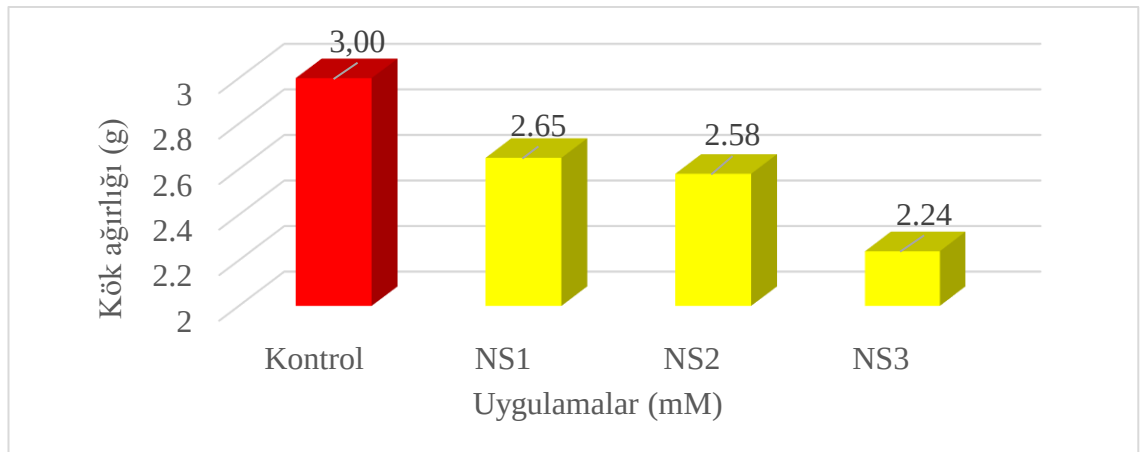
B uygulamaları sonucu kök ağırlıklarının ortalama değerleri ise Şekil 4.6.'da verilmektedir. B uygulamalarının bitki kök ağırlıkları üzerine etkisi $p=0.542>0.05$ olduğundan, B uygulamaları arasında ortalama kök ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak fark bulunmamıştır.



Şekil 4.6. B uygulamaları sonucu bitki kök ağırlığı değerleri değişimi.

B uygulamalarıyla beraber, Kontrole göre kök ağırlık ortalama değerlerinde azalmalar meydana gelmiştir. Kök ağırlığının en fazla olduğu uygulamalar, 5 mg/lt'lik olan 1. uygulamalar iken, en az olduğu uygulamalar, 10 mg/lt'lik 2. uygulamalar olarak belirlenmiştir. Yapılan B uygulamaları ile Kontrole göre kök ağırlığı 2,38 g değerine kadar gerileme göstermiştir. Genel olarak B uygulamalarının kök ağırlığı üzerine etkisi olumsuz yönde gözlenmiştir.

Şekil 4.7.'de Na_2SO_4 uygulamalarında elde edilen kök ağırlıklarının ortalamaları verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının bitki kök ağırlıkları üzerine etkisi $p=0.266>0.05$ olduğundan, Na_2SO_4 uygulamaları arasında ortalama kök ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak fark bulunmamıştır.

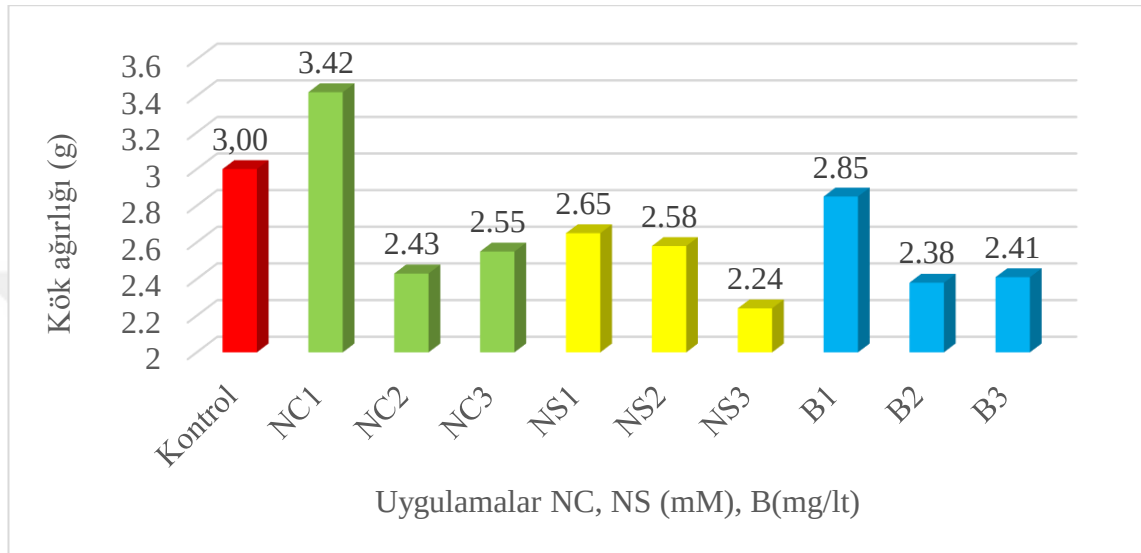


Şekil 4.7. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitki kök ağırlığı değerleri değişimi.

Kontrole göre, Na_2SO_4 uygulamaları ile kök ağırlıklarında azalma meydana gelmiştir. Kök ağırlığı 50 mM'lık 1. uygulamalarda en fazla, 150 mM'lık 3. uygulamalarda ise en düşük değerlerde bulunmuştur. Uygulama dozlarının artmasıyla,

Kontrole göre gerileme gözlenmiştir. Kontrol değerine göre belirlenen en düşük değer 2,24 g olmuştur.

Uygulamalar sonucu belirlenen kök ağırlık ortalamaları ise Şekil 4.8.'de verilmiştir. Uygulamaların bitki kök ağırlıkları üzerine etkisi $p=0.53>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ortalama kök ağırlıkları bakımından istatistiksel olarak fark bulunmamıştır.



Şekil 4.8. Uygulamalar sonucu kök ağırlığı değerleri değişimi.

Uygulamalar arasında değerlendirme yapıldığında, Kontrole göre 3.42 g değeri ile en fazla kök ağırlık ortalaması NaCl 1 uygulamalarında tespit edilmiştir. En düşük ortalama ağırlık değerleri ise Na₂SO₄ 3 uygulamalarında 2.24 g olarak belirlenmiştir. Kontrole kıyasla uygulamalar arasında sadece NaCl 1 uygulamalarında kök ağırlığı bakımından artış olduğu görülmektedir. Diğer uygulamalarda, Kontrole göre kök ağırlığı bakımından gerileme olduğu anlaşılmaktadır. Kontrole kıyasla, uygulamalar sonucu kök ağırlığında meydana gelen azalmaların ise uygulamalardaki doz artışıyla birlikte arttığı belirlenmiştir. Kontrole göre, uygulamalar arasında, kök ağırlığı bakımından en az gelişim Na₂SO₄ uygulamalarında meydana gelmiştir. Belirlenen kök ağırlıkları 2,24 g ile 3,42 g arasında değişmektedir.

4.3. Bitki Yaprak Sayıları

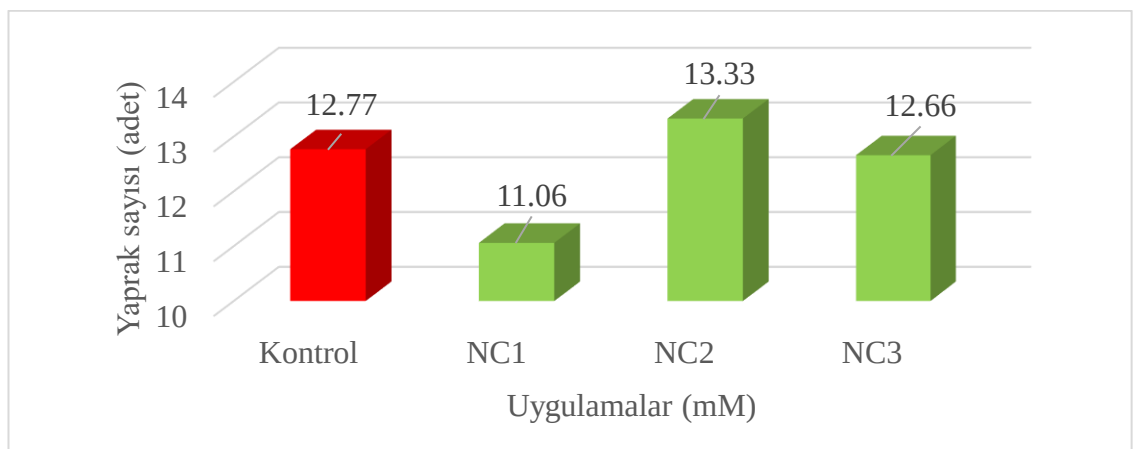
Deneme sonunda uygulama saksılarındaki bitkilerin yaprak sayıları genellikle 15-18 adet/bitki başı olarak belirlenmiştir. Kontrole göre uygulamalar arasında yaprak sayısı bakımından önemli bir farklılık gözlenmemiştir. Şekil 4.9.'da bitkinin hasat edilmeden hemen önceki yaprak görünümü verilmektedir.



Şekil 4.9. Na_2SO_4 1 ve 3 uygulamalarında hasat öncesi yaprak görünümü örnekleri.

Uygulamalar sırasında, bitki yaprakları üzerinde tuz birikimi gözlenmiş olup, oluşan tuz birikiminin bitki gelişimini olumsuz etkilemediği görülmüştür. Uygulamalı sulamaların ve rutin sulamaların devam ettiği süreler boyunca özellikle Na_2SO_4 uygulamalarının yapıldığı saksılarda yetiştirilen bitki yapraklarında, yoğun bir şekilde ve net olarak gözle görülebilecek şekilde tuz birikimlerinin olduğu gözlenmiştir. Yaprak üzerinde oluşan tuz birikimleri oldukça yoğun olmasına rağmen, yaprak sayılarında ve gelişimlerinde olumsuz bir etkileşim tespit edilmemiştir. B uygulamalarının yapıldığı saksılarda yetiştirilen bitkilerin yaprakları üzerinde herhangi bir tuz birikimi meydana gelmemiştir.

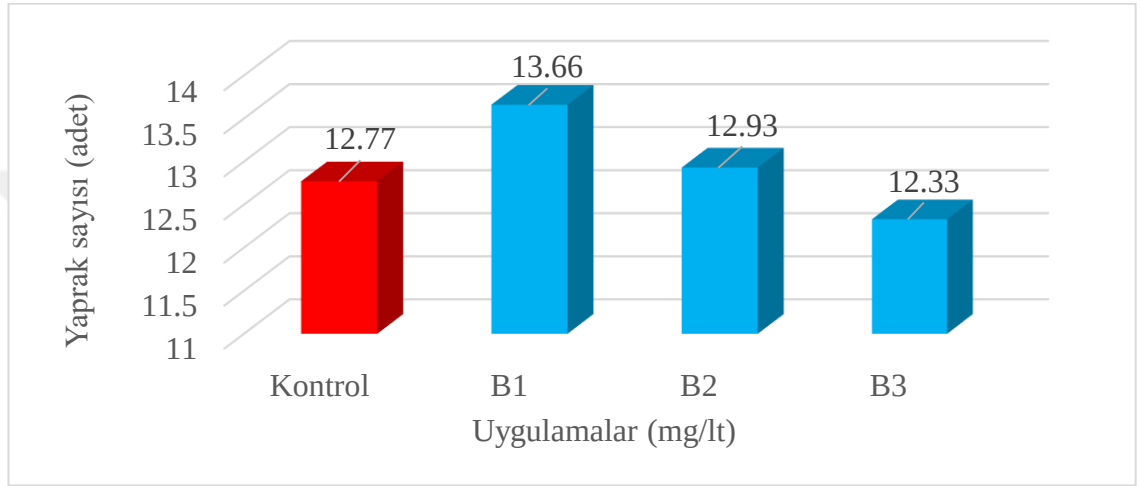
NaCl uygulamalarında elde edilen yaprak sayısı ortalama değerleri Şekil 4.10.'da verilmiştir. NaCl uygulamalarının bitki yaprak sayısı üzerine etkisi $p=0,166>0.05$ olduğundan, NaCl uygulamaları arasında bitki yaprak sayıları bakımından istatistiksel olarak bir fark bulunmamaktadır.



Şekil 4.10. NaCl uygulamaları sonucu yaprak sayı değerleri değişimi.

NaCl uygulamalarının, Kontrole göre yaprak sayısı üzerine önemli bir etkisinin pek olmadığı anlaşılmaktadır. Belirlenen değerler Kontrol seviyesine yakın alt ve üst değerlerde olmuştur. Kontrol 12,77 adet iken uygulamalar ile en fazla 13,33 adet, en az ise 11,06 adet belirlenmiştir. 2. uygulamalar ile en yüksek değer elde edildiği görülmektedir. En düşük değer ise 1. uygulamalar sonucunda bulunmuştur.

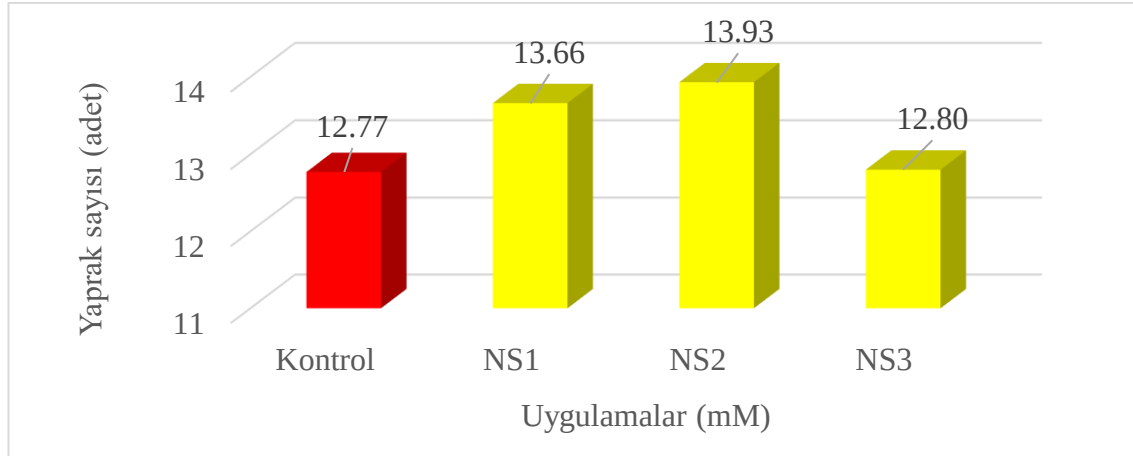
Şekil 4.11.'de B uygulamalarında elde edilen yaprak sayı değerlerinin ortalamaları verilmiştir. B uygulamalarının bitki yaprak sayısı üzerine etkisi $p=0,661>0.05$ olduğundan, B uygulamaları arasında bitki yaprak sayıları bakımından istatistiksel olarak bir fark bulunmamaktadır.



Şekil 4.11. B uygulamaları sonucu yaprak sayısı değerleri değişimi.

B uygulamalarına bakıldığında, Kontrole göre en fazla yaprak sayısı ortalama değeri 13,66 adet ile 1. uygulamalarda belirlenmiştir. Yapılan 2. uygulamalarda da, Kontrole göre yaprak sayı değerinde artış olmuştur. En yüksek dozun uygulanmış olduğu 3. uygulamalarda ise Kontrole göre en az yaprak sayısı elde edilmiştir. 5 ve 10 mg/lt B uygulamalarının, Kontrole kıyasla yaprak sayısı üzerine olumlu etkisinin olduğu görülmüştür. 15 mg/lt'lik uygulamalar ile de Kontrole göre yaprak sayılarında önemli bir azalma söz konusu değildir.

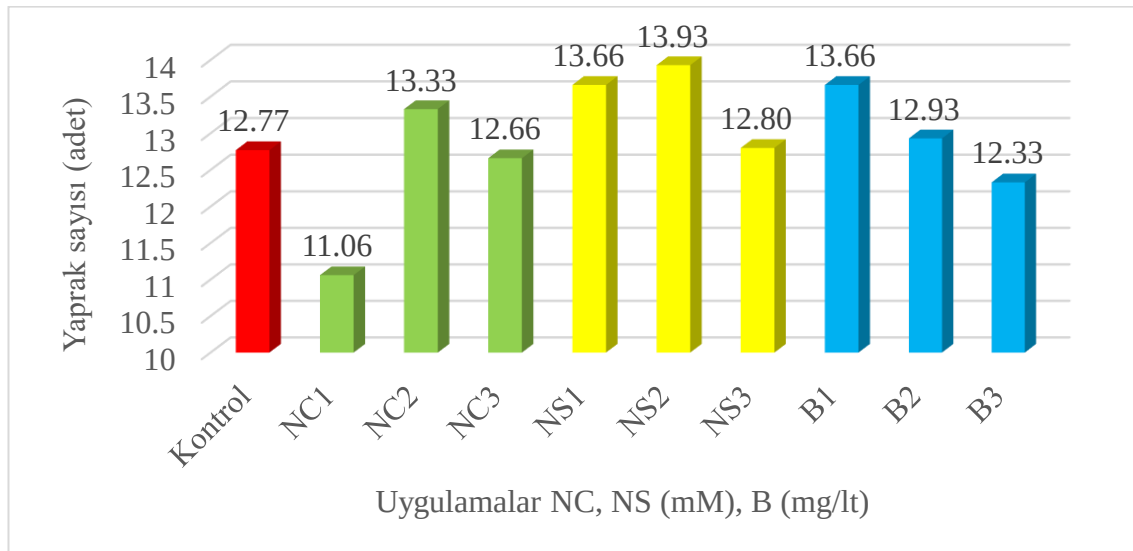
Şekil 4.12.'de Na_2SO_4 uygulamalarında yaprak sayı ortalama değerleri verilmiştir. Na_2SO_4 uygulamalarının bitki yaprak sayısı üzerine etkisi $p=0,499>0.05$ olduğundan, Na_2SO_4 uygulamaları arasında bitki yaprak sayıları bakımından istatistiksel olarak bir fark bulunmamaktadır.



Şekil 4.12. Na₂SO₄ uygulamaları sonucu yaprak sayısı değerleri değişimi.

Kontrole kıyasla, Na₂SO₄ uygulamaları değerlendirildiğinde, genel olarak yaprak sayı değerlerinde artış görülmektedir. En fazla yaprak sayı değerleri 2. uygulamalarda 13,93 adet olarak bulunmuştur. En az yaprak sayı değerleri ise 3. uygulamalarda 12,80 adet olarak belirlenmiştir. Kontrole göre, bitki yaprak sayısı bakımından en iyi gelişimin 100 mM olan uygulamalarda olduğu anlaşılmaktadır.

Uygulamalara göre bitki yaprak sayıları ortalamaları Şekil 4.13.'de verilmiştir. Uygulama konularının bitki yaprak sayısı üzerine etkisi $p=0.24>0.05$ olduğundan, uygulamalar arasında bitki yaprak sayıları bakımından istatistiksel olarak bir fark bulunmamaktadır.



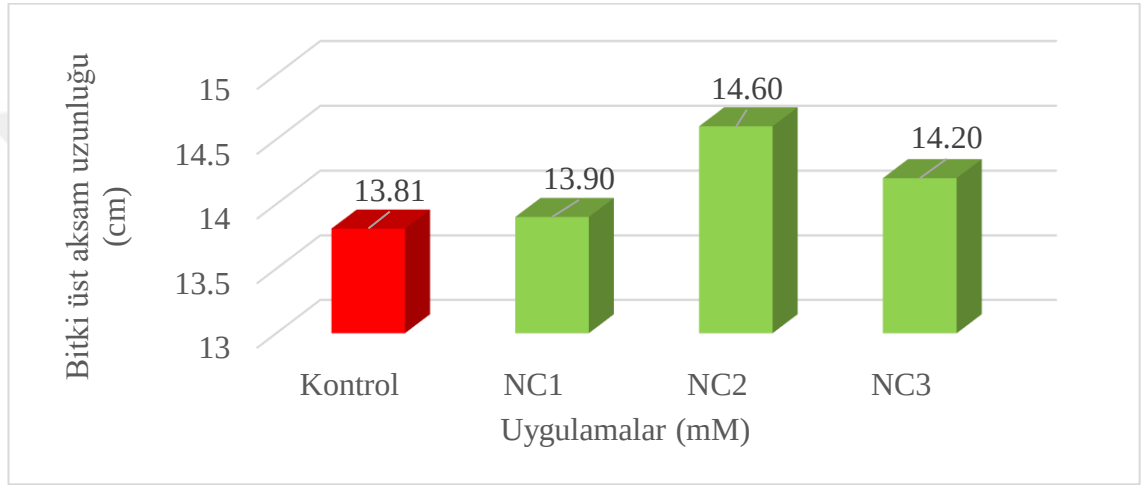
Şekil 4.13. Uygulamalar sonucu yaprak sayı değerleri değişimi.

Uygulamaların genel değerlendirilmesi yapıldığında, Kontrole göre yaprak sayılarının en çok olarak belirlendiği uygulamalar Na₂SO₄ uygulamaları olmuştur. Tüm uygulamalar arasında Kontrole göre en çok yaprak sayısı ise 100 mM'lık Na₂SO₄ uygulamalarında 13,93 adet olarak belirlenmiştir. Kontrole kıyasla Na₂SO₄

uygulamalarından sonra en fazla yaprak sayısı B uygulamalarında tespit edilmiştir. En az değerler ise NaCl uygulamalarında bulunmuştur. Kontrole göre en düşük değer 11.06 adet ile NaCl 1 uygulamalarında tespit edilmiştir.

4.4. Bitki Üst Aksam Uzunluk Değerleri

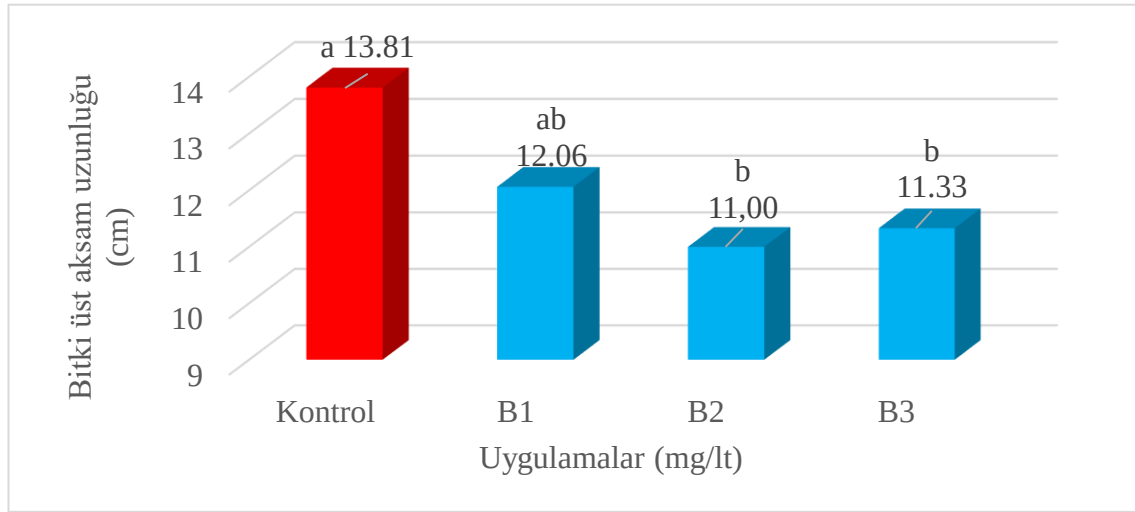
Deneme sonunda, genel olarak uygulamalarda ölçülen bitki üst aksam uzunlukları 15-20 cm civarında tespit edilmiştir. NaCl uygulama konularına göre bitki üst aksam uzunluk ortalama değerleri ise Şekil 4.14.'de verilmiştir. NaCl uygulama konularının, bitki üst aksam uzunlukları üzerine etkisi $p=0.913>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, bitki üst aksam uzunluk değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.14. NaCl uygulamaları sonucu bitki üst aksam uzunluk değerleri değişimi.

Kontrole göre, NaCl uygulamalarının bitki üst aksam uzunluğunu olumlu yönde etkilemiş olduğu görülmektedir. Yapılan 1. uygulamalarda, Kontrole göre başlayan uzunluk artışı, 2. uygulamalarda en yüksek değerlere ulaşmıştır. Kontrol değeri 13,81 cm iken 2. uygulamalarda 14,60 cm değerine yükselmiştir. Sonuç olarak NaCl uygulamalarının, özellikle 100 mM'lık doz uygulamalarının bitki üst aksamın gelişmesinde olumlu yönde etkili olduğu anlaşılmaktadır.

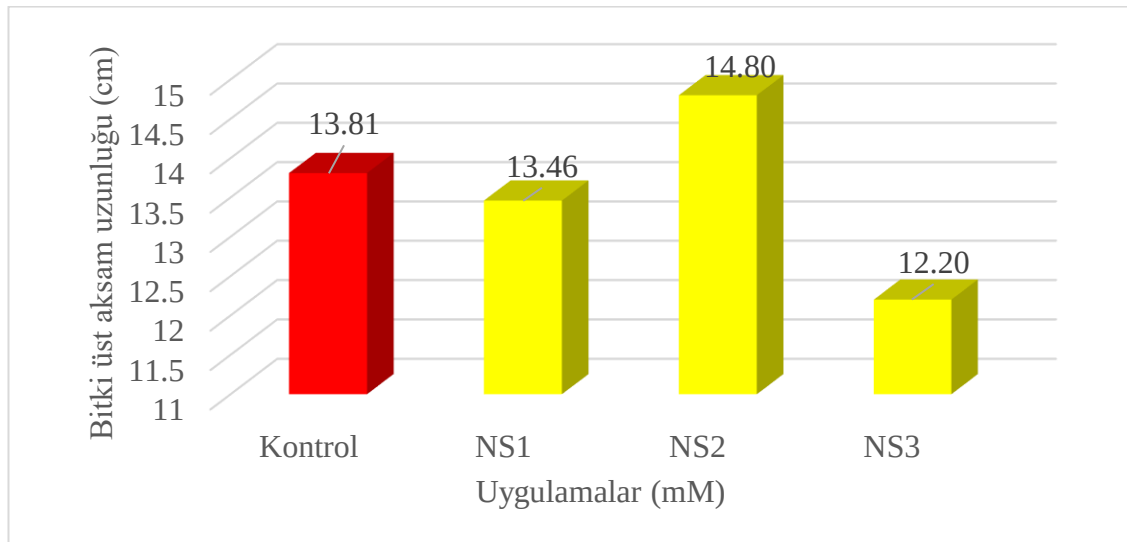
B uygulamaları sonucunda elde edilen bitki üst aksam uzunluk ortalama değerleri Şekil 4.15.'de verilmiştir. B uygulamalarının bitki üst aksam uzunlukları üzerine etkisi $p=0.046<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, bitki üst aksam uzunluk değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.15. B uygulamaları sonucu bitki üst aksam uzunluğu değerleri değişimi.

Şekil 4.15.'e bakıldığında, B uygulamaları sonucunda bitki üst aksam uzunluklarında, Kontrole göre gerileme olduğu görülmektedir. Doz artışıyla bitki üst aksam uzunluğundaki gerileme devam etmiştir. B uygulamalarının bitki üst aksam uzunluğunu olumsuz etkilediği ve üst aksam uzunluk gelişiminin gerilemesine neden olduğu anlaşılmaktadır. Kontrol değeri 13,81 cm iken uygulamalar ile 11,00 cm'e kadar azalma olduğu gözlenmiştir.

Na_2SO_4 uygulamalarında bitki üst aksam uzunluk ortalama değerleri Şekil 4.16'da verilmiştir. Na_2SO_4 uygulamalarının bitki üst aksam uzunlukları üzerine etkisi $p=0.206>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, bitki üst aksam uzunluk değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmamaktadır.

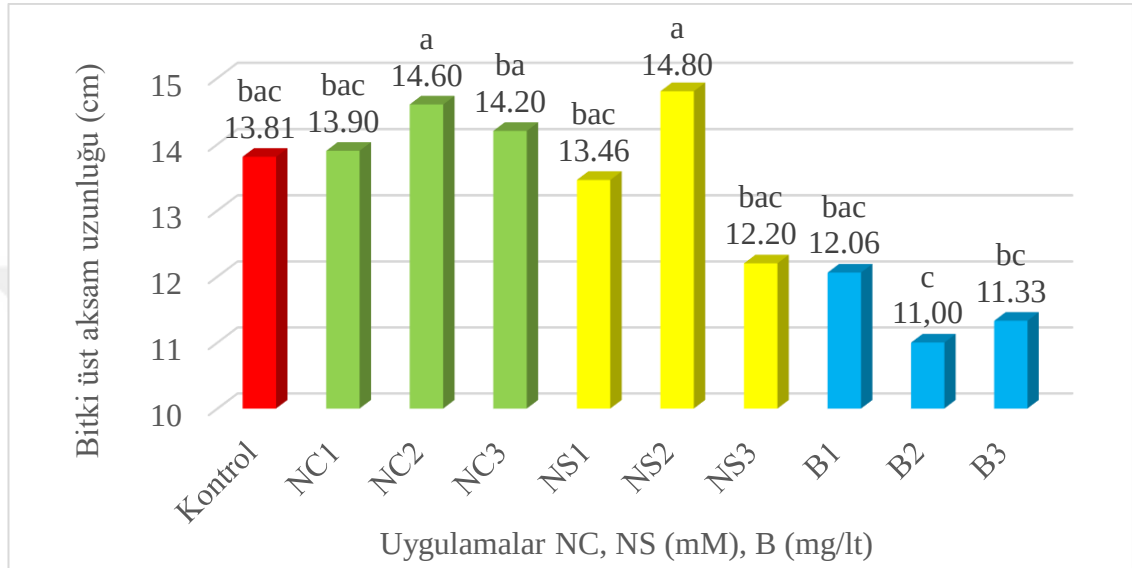


Şekil 4.16. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitki üst aksam uzunluğu değerleri değişimi.

Kontrole göre, Na_2SO_4 uygulamalarının 100 mM'lık 2. uygulamalarında bitki üst aksam uzunluğunda artış olduğu görülmektedir. En iyi bitki üst aksam gelişimi 14,80 cm

ile 2. uygulamalarda belirlenmiştir. Kontrole kıyasla 1. ve 3. uygulamalarda az da olsa bitki gelişiminde bir gerileme olduğu görülmektedir. Kontrole göre en düşük değer 12,20 cm olarak 3. uygulamalarda belirlenmiştir.

Tüm uygulamaların sonucunda belirlenmiş olan bitki üst aksam uzunluk ortalama değerleri ise Şekil 4.17.'de verilmiştir. Uygulama konularının bitki üst aksam uzunlukları üzerine etkisi $p=0.03<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, bitki üst aksam uzunluk değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.17. Uygulamalar sonucunda bitki üst aksam uzunluğu değerleri değişimi.

Bitki üst aksam uzunluğu bakımından uygulamalar arasında bir değerlendirme yapıldığında; Kontrole göre genel olarak NaCl uygulamalarında gelişimin daha iyi olduğu gözlenmektedir. Fakat en iyi gelişim Na_2SO_4 2 uygulamalarında 14.80 cm olarak belirlenmiştir. B uygulamalarında ise Kontrole kıyasla en düşük değerler elde edilmiştir. Sonuç olarak NaCl uygulamalarının ve 100 mM'lık Na_2SO_4 uygulamasının *limonium gmelinii* bitkisinin üst aksam uzunluğunu geliştirici yönde olumlu etkilerinin olduğu tespit edilmiştir. B uygulamalarının ise üst aksam uzunluğunu olumsuz yönde etkilediği anlaşılmıştır.

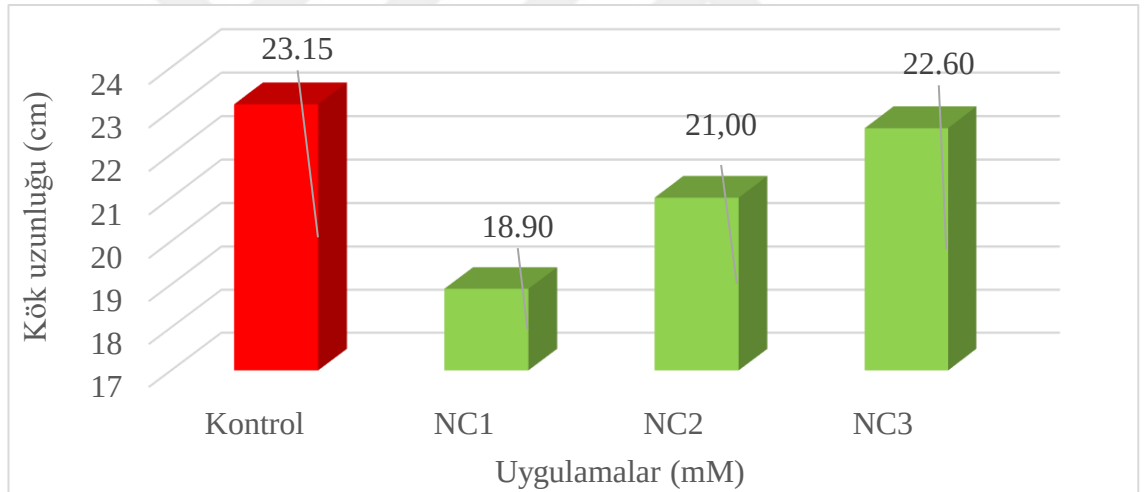
4.4. Kök Uzunluk Değerleri

Bitkinin hasat edildikten hemen sonraki kök yapısı Şekil 4.18.'de verilmektedir. Görüldüğü üzere, gövdenin kökle birleştiği yerden hemen hemen aynı uzunluklarda çok sayıda yan kökler çıkmış olduğundan, bitki kökünün saçak kök yapısında olduğu anlaşılmaktadır.



Şekil 4.18. Kök yapısı görünümü (NaCl uygulamaları örneği).

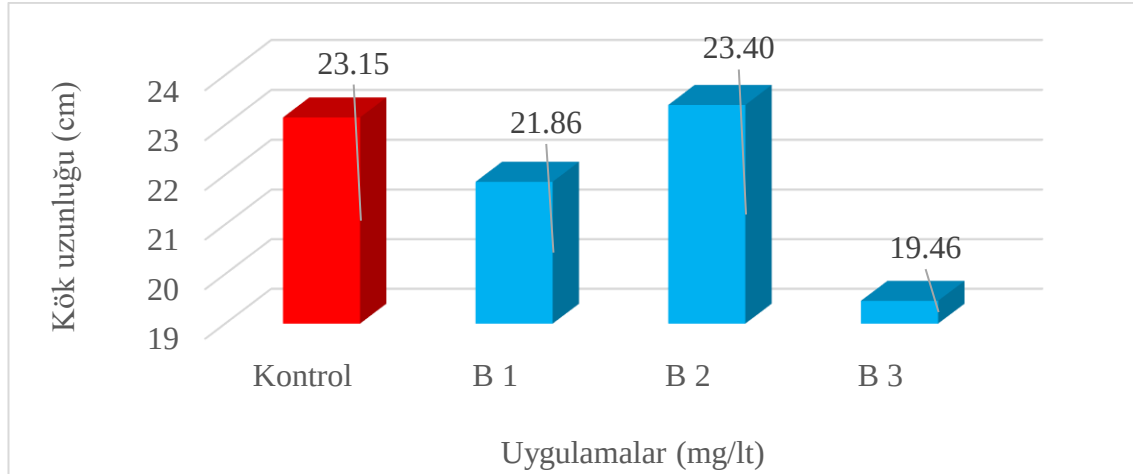
NaCl uygulamaları sonucu belirlenen bitki kök uzunluk ortalama değerleri Şekil 4.19.'da verilmiştir. NaCl uygulama konularının kök uzunluğuna etkisi $p=0.583>0.05$ olduğundan kök uzunlukları bakımından NaCl uygulamaları arasında istatistiki açıdan bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.19. NaCl uygulamaları sonucu kök uzunluğu değerleri değişimi.

Genel olarak NaCl uygulamaları ile kök uzunluğunun, Kontrole göre azaldığı görülmektedir. Kök uzunluğunun en az 1. uygulamalarda gelişim gösterdiği anlaşılmaktadır. Kontrol değeri 23,15 cm iken 1. uygulamalar ile 18,90 cm'e düşmüştür. Doz artışıyla beraber kök uzunluğunun da arttığı fakat Kontrol değerinin altında kaldığı gözlemlenmektedir. Yapılan 3. uygulamalar ile kök uzunluğunun tekrar artış göstererek 22,60 cm olarak belirlenmiş olduğu, fakat Kontrol değerinin altında kaldığı anlaşılmaktadır.

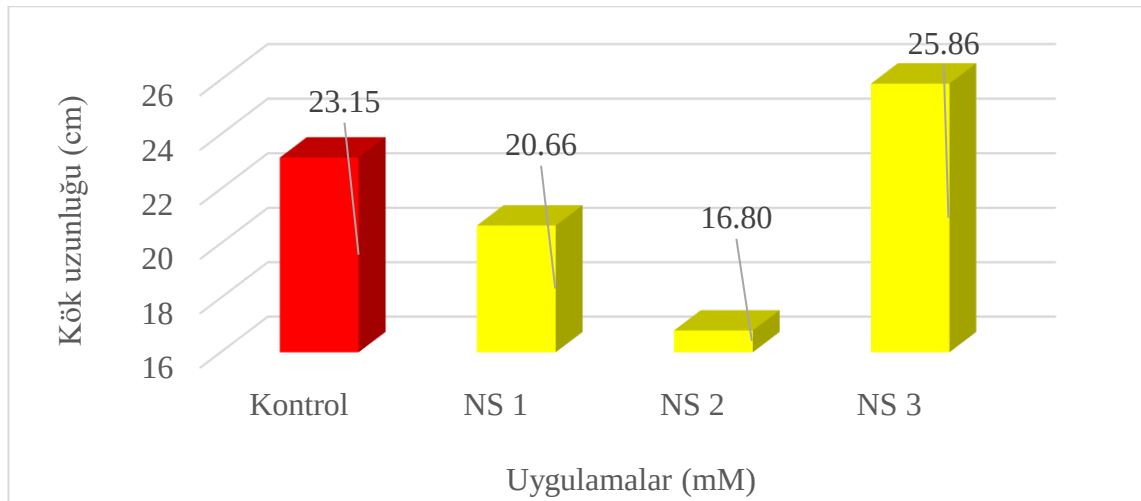
B uygulamalarına göre bitki kök uzunluk ortalama değerleri Şekil 4.20.'de verilmiştir. B uygulamalarının kök uzunluğuna etkisi $p=0.802>0.05$ olduğundan kök uzunlukları bakımından B uygulamaları arasında istatistiki açıdan bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.20. B uygulamaları sonucu kök uzunluğu değerleri değişimi.

B uygulamaları arasında, Kontrole göre en fazla kök uzunluğu 2. uygulamalarda 23,40 cm olarak ölçülmüştür. Kontrole kıyasla kök uzunluğunun en az olduğu uygulama ise 3. uygulamalar olarak bulunmuştur. Kök uzunluklarında 3. uygulamalar ile 19,46 cm değerine kadar gerileme görülmüştür.

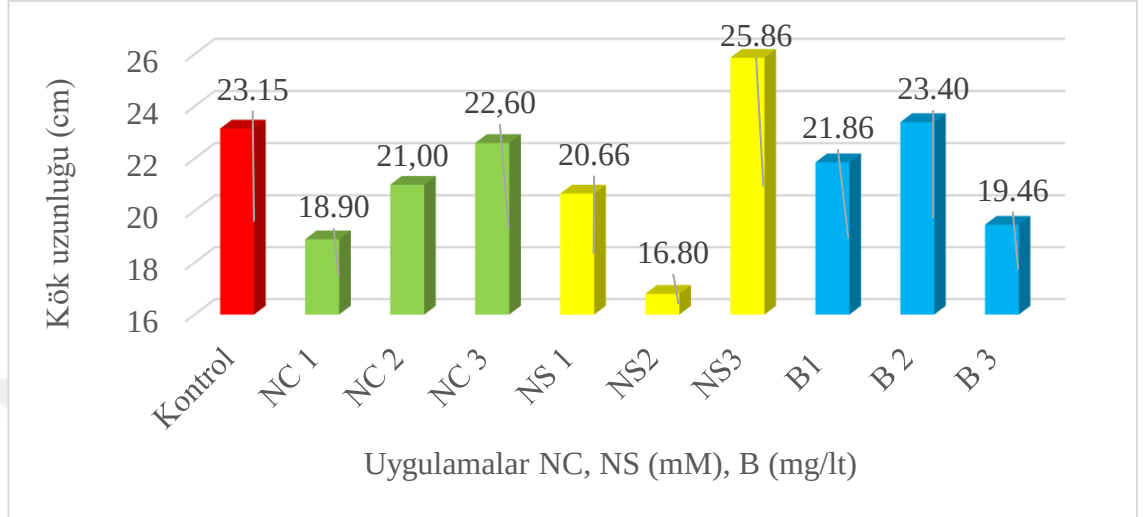
Na_2SO_4 uygulama konularına göre bitki kök uzunluk ortalama değerleri Şekil 4.21.'de verilmiştir. Na_2SO_4 uygulama konularının kök uzunluğuna etkisi $p=0.110>0.05$ olduğundan kök uzunlukları bakımından Na_2SO_4 uygulamaları arasında istatistiki açıdan bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.21. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu kök uzunluğu değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamaları ile kök uzunluğunda 1. ve 2. uygulamalarda, Kontrole kıyasla azalma olduğu görülmektedir. Kontrol değeri 23,15 cm iken 1. uygulamalar ile 20,66 cm'e ve 2. uygulamalar ile en düşük değer olan 16,80 cm değerine kadar azalma gösterdiği anlaşılmaktadır. 150 mM'lık 3. uygulamalarda ise kök uzunluğu, Kontrole göre artış göstermiş ve en iyi kök uzunluğu olan 25,86 cm değeri elde edilmiştir.

Uygulamalara göre bitki kök uzunluklarının ortalama değerleri Şekil 4.22.'de verilmiştir. Uygulama konularının kök uzunluğuna etkisi $p=0.58>0.05$ olduğundan kök uzunlukları bakımından uygulamalar arasında istatistiki açıdan bir farklılık bulunmamaktadır.

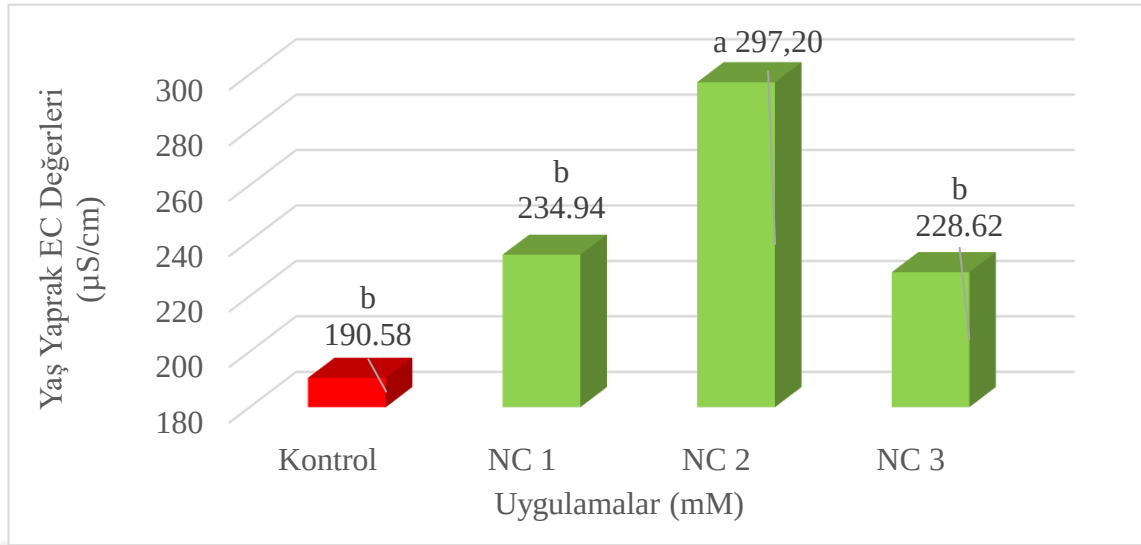


Şekil 4.22. Uygulamalar sonucu kök uzunluğu değerleri değişimleri.

Uygulamalar arasında değerlendirme yapıldığında, Kontrole kıyasla bitki kök uzunluklarının en fazla olduğu uygulama 150 mM'lık Na_2SO_4 3 uygulamaları olmuştur ve 25.86 cm olarak belirlenmiştir. Yüksek dozda Na_2SO_4 uygulamalarının kök uzunluğunu arttırdığı anlaşılmaktadır. B 2 uygulamalarında da kök uzunluğunun, Kontrole kıyasla fazla olduğu anlaşılmaktadır. Diğer uygulamalarda kök uzunluğu değerleri Kontrol değerinin altına düşmüştür. Kontrole göre, kök uzunluğu bakımından gerileme en fazla NaCl uygulamalarında meydana gelmiştir.

4.6. Yaş Yaprak EC Değerleri

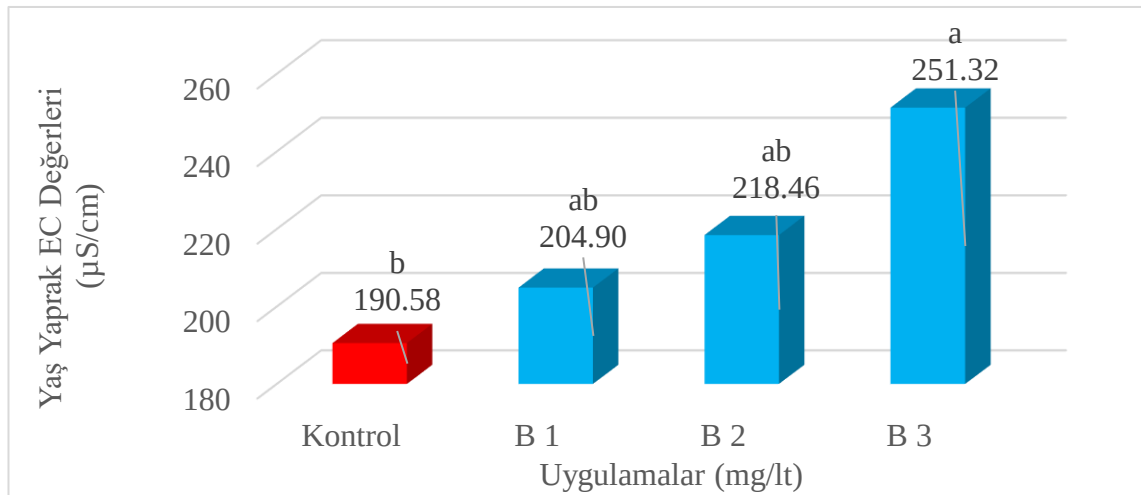
NaCl uygulama konularının, bitki yaş yaprak EC ölçüm değerleri üzerine etkisi $p=0.004<0.05$ olarak belirlenmiş olduğundan, bitki yaş yaprak EC ölçüm değerleri bakımından, istatistiki açıdan farklılık bulunmaktadır. NaCl uygulama konularına göre bitki yaş yaprak EC değerleri Şekil 4.23.'de verilmektedir.



Şekil 4.23. NaCl uygulamaları sonucu yaş yaprak EC değerleri değişimi.

NaCl uygulamalarının üçünde de, Kontrole göre EC değerlerinde artış olduğu görülmektedir. Kontrole göre en fazla artış 2. uygulamalarda olmuştur. Kontrol değeri 190,58 $\mu\text{S/cm}$ iken 2. uygulamalar ile 297,20 $\mu\text{S/cm}$ değerine yükselmiştir. Yapılan 3. uygulamalarda ise yaş yaprak EC değeri 228,62 $\mu\text{S/cm}$ olarak belirlenmiştir. Kontrole göre 3. uygulamaların değeri fazla olsa da, 2. uygulamalara göre azalmış olduğu görülmektedir. Yani yapraktaki tuz birikiminin 2. uygulamada pik yaptığı ve uygulama dozunun arttırıldığı 3. uygulama ile bünyesine gelen aşırı tuzu bünyesinden uzaklaştırdığı anlaşılmaktadır.

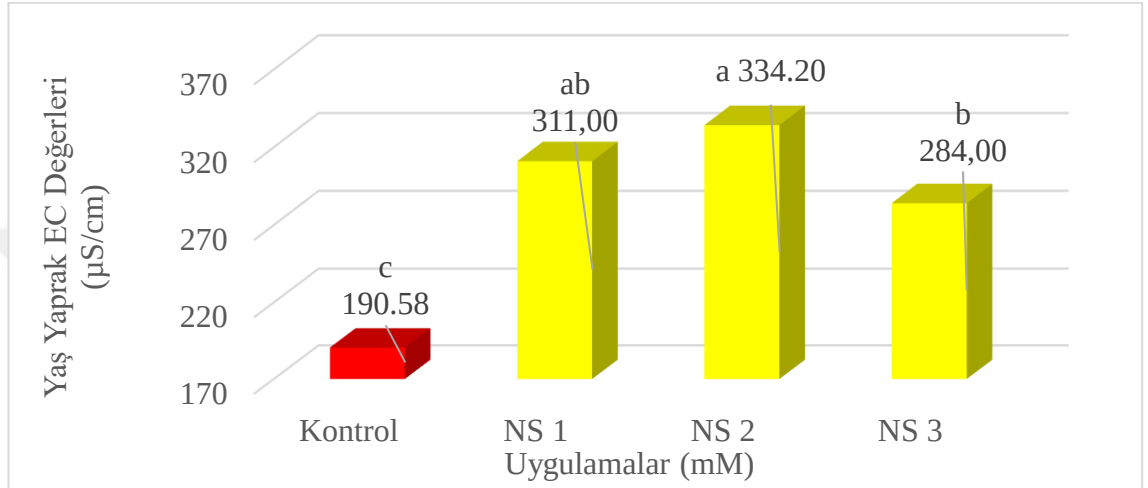
Şekil 4.24.'de B uygulamaları sonucu oluşan yaş yaprak EC değerleri yer almaktadır. B uygulama konularının, bitki yaş yaprak EC ölçüm değerleri üzerine etkisi $p=0.037<0.05$ olduğundan, bitki yaş yaprak EC ölçüm değerleri bakımından, istatistiki açıdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.24. B uygulamaları sonucu yaş yaprak EC değerleri değişimi.

B uygulamalarıyla, Kontrole göre EC değerlerinde artış olduğu görülmektedir. Kontrole kıyasla 1. uygulamalarda artış meydana gelmiş ve bu artış doz artışıyla devam etmiştir. En yüksek değerler 3. uygulamalarda belirlenmiştir. Kontrol değeri 190,58 $\mu\text{S}/\text{cm}$ iken uygulamalar ile 251,32 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerine yükselmiştir.

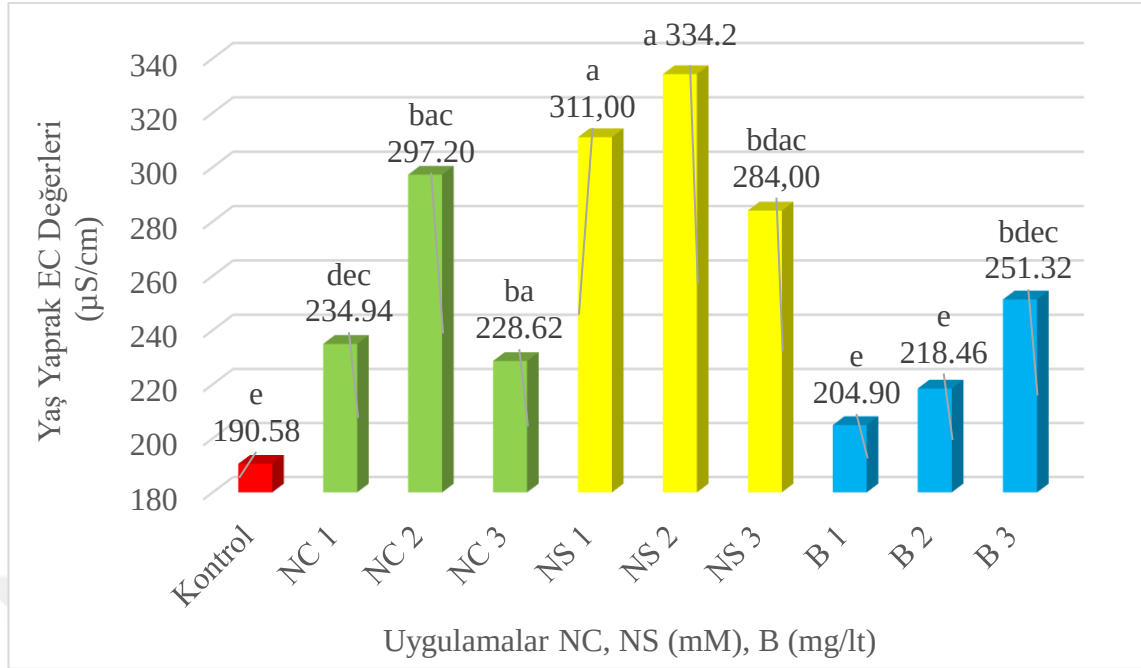
Şekil 4.25.'de Na_2SO_4 uygulama konularında elde edilen bitki yaş yaprak EC değerleri yer almaktadır. Na_2SO_4 uygulama konularının, bitki yaş yaprak EC ölçüm değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan, bitki yaş yaprak EC ölçüm değerleri bakımından, istatistiki açıdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.25. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu yaş yaprak EC değerleri değişimi.

Şekil 4.25. incelendiğinde, 1. uygulamalar ile EC değerinin Kontrole kıyasla arttığı ve 311,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 'e çıktığı görülmektedir. 100 mM olan 2. uygulamalarda EC değeri, Kontrole göre en yüksek seviyeye gelmiş ve 334,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak belirlenmiştir. EC değerinde Kontrole göre, 3. uygulamalarda artış olmuş, 284,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bulunmuştur fakat diğer uygulamalara göre değerlerde bir gerilemenin olduğu gözlenmiştir. Genel olarak üç uygulamada da Kontrol değerinin üzerinde değerler elde edilmiştir.

Şekil 4.26.'da tüm uygulama konularına göre bitki yaş yaprak EC değerleri değişimleri yer almaktadır. Uygulama konularının, bitki yaş yaprak EC ölçüm değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan, bitki yaş yaprak EC ölçüm değerleri bakımından, istatistiki açıdan farklılık bulunmaktadır.

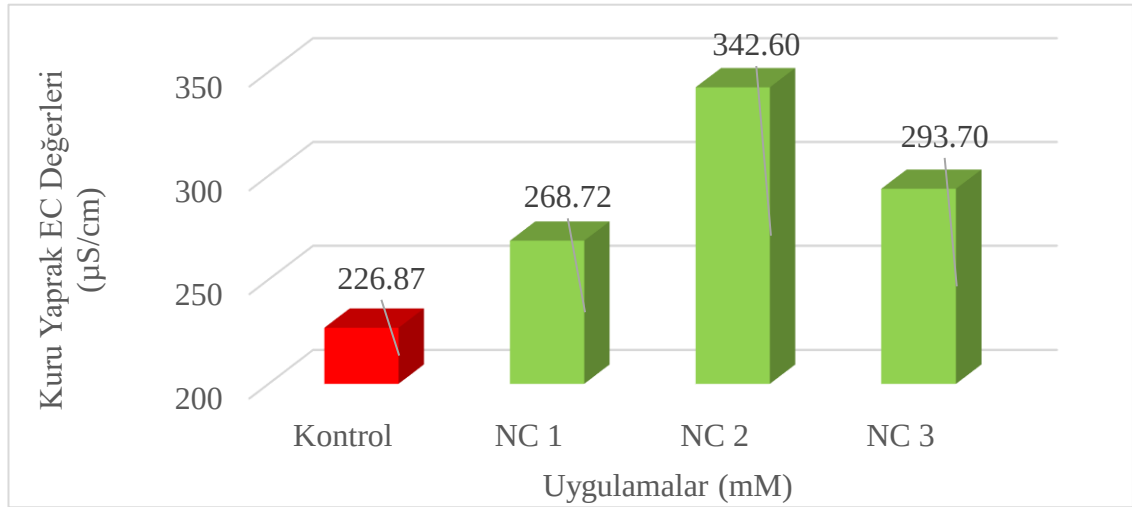


Şekil 4.26. Uygulamalar sonucu yaş yaprak EC değerleri değişimi.

Yapılan uygulamaların hepsinde belirlenen EC değerlerinin, Kontrol değerinin üzerinde olduğu görülmektedir. Uygulamalar arasında Kontrole göre yaş yaprak EC ortalaması en yüksek olan 334.20 µS/cm ile 100 mM Na₂SO₄ 2 uygulaması olmuştur. En düşük değer ise 190.58 µS/cm ile Kontrol olmuştur. Genel olarak değerlendirildiğinde, yaş yaprak EC ortalama değerleri açısından Na₂SO₄>NaCl>B>Kontrol şeklinde bir sıralama ortaya çıkmaktadır. Uygulamalar arasında en yüksek EC değerleri Na₂SO₄ uygulamalarında belirlenmiştir. Na₂SO₄ uygulamalarında elde edilen değerleri NaCl uygulamaları izlemektedir. Na₂SO₄ ve NaCl uygulamalarının 100 mM'lık dozlarında yani 2. uygulamalarda yaş yaprak EC değerlerinin daha yüksek olduğu görülmektedir. 150 mM'lık 3. uygulamalarda, Kontrole göre artış olsa da 100 mM'lık 2. uygulamalarda belirlenen EC değerlerine göre azalma söz konusudur. Yani 2. uygulamalarda EC değerlerinin pik yaptığı ve doz artışıyla 3. uygulamalarda ise fazla tuzun yapraktan uzaklaştırıldığı anlaşılmaktadır. B uygulamalarında ise Kontrole göre artış olsa da diğer uygulamalara kıyasla değerler azdır.

4.7. Kuru Yaprak EC Değerleri

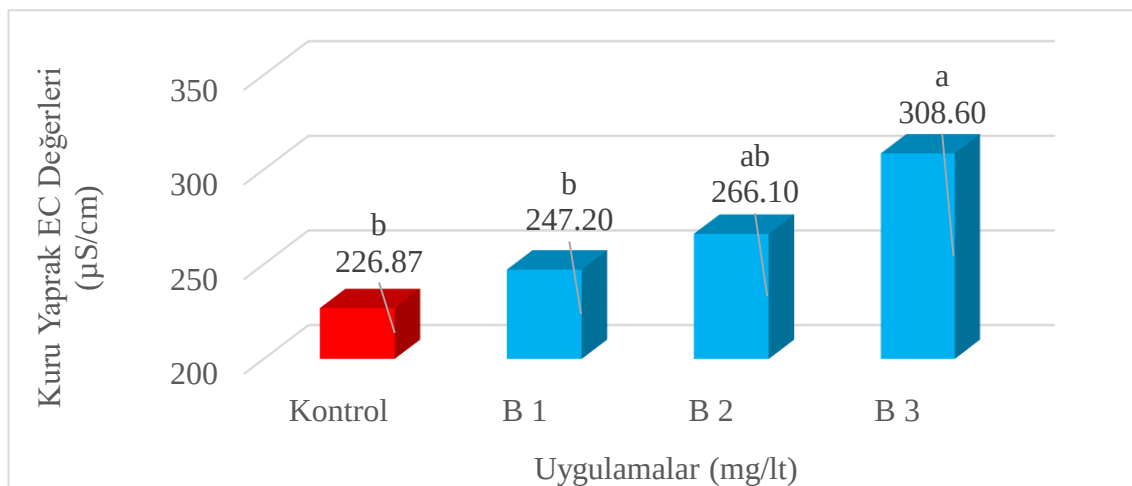
NaCl uygulama konularına göre bitki kuru yaprak EC değerlerinin değişimleri Şekil 4.27.'de yer almaktadır. NaCl uygulama konularının bitki kuru yaprak EC değerleri üzerine etkisi $p=0.063>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitki kuru yaprak EC değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.27. NaCl uygulamaları sonucu kuru yaprak EC değerleri değişimi.

Kontrole göre 1. uygulamalarda kuru yaprak EC değerinde artış görülmektedir. Kontrol değeri 226,87 $\mu\text{S}/\text{cm}$ iken 1. uygulamalar ile 268,72 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerine çıkmıştır. Yine Kontrole göre en yüksek EC değeri, 2. uygulamalarda 342,60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak belirlenmiştir. Yapılan 3. uygulamalarda da Kontrole göre artış olurken, 2. uygulamalara kıyasla EC değerinde bir düşüş söz konusudur. Yapraklarda belli bir seviyeye kadar tuz birikimi gerçekleşirken, bir noktadan sonra uygulanan tuz seviyesi arttıkça yapraklardan tuzun uzaklaştırılmaya başlandığı görülmektedir. Uygulamaların üçünde de değerler, Kontrol değerlerinin üzerinde belirlenmiştir.

Şekil 4.28.'de B uygulama konularına göre bitki kuru yaprak EC değerlerinin değişimleri yer almaktadır. B uygulama konularının bitki kuru yaprak EC değerleri üzerine etkisi $p=0.017<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitki kuru yaprak EC değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.

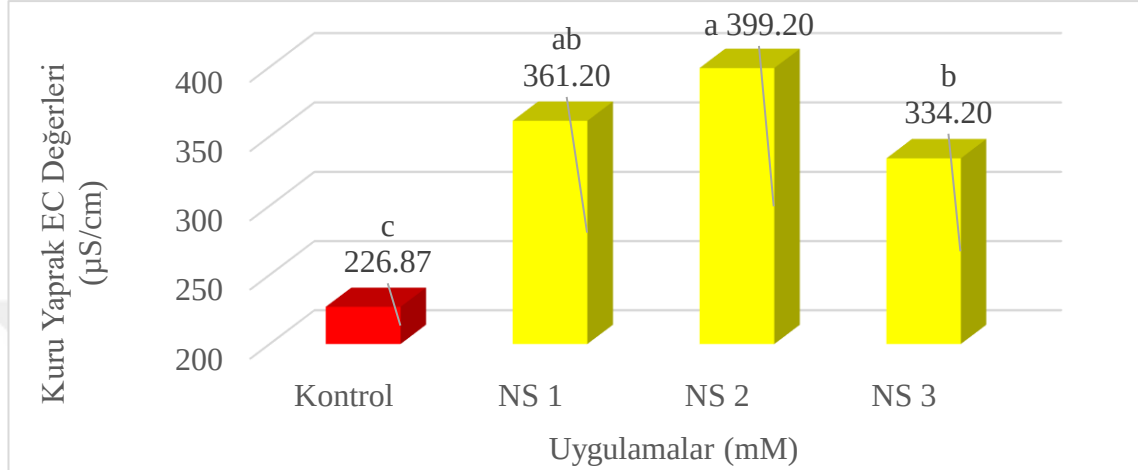


Şekil 4.28. B uygulamaları sonucu kuru yaprak EC değerleri değişimi.

B uygulamalarında doz artışıyla beraber Kontrole göre kuru yaprak EC değerlerinin yükseldiği görülmektedir. 3. uygulamalarda en yüksek EC değeri elde

edilmiştir. Kontrol değeri 226,87 $\mu\text{S/cm}$ iken uygulamalar ile 308,60 $\mu\text{S/cm}$ değerine kadar artış olmuştur.

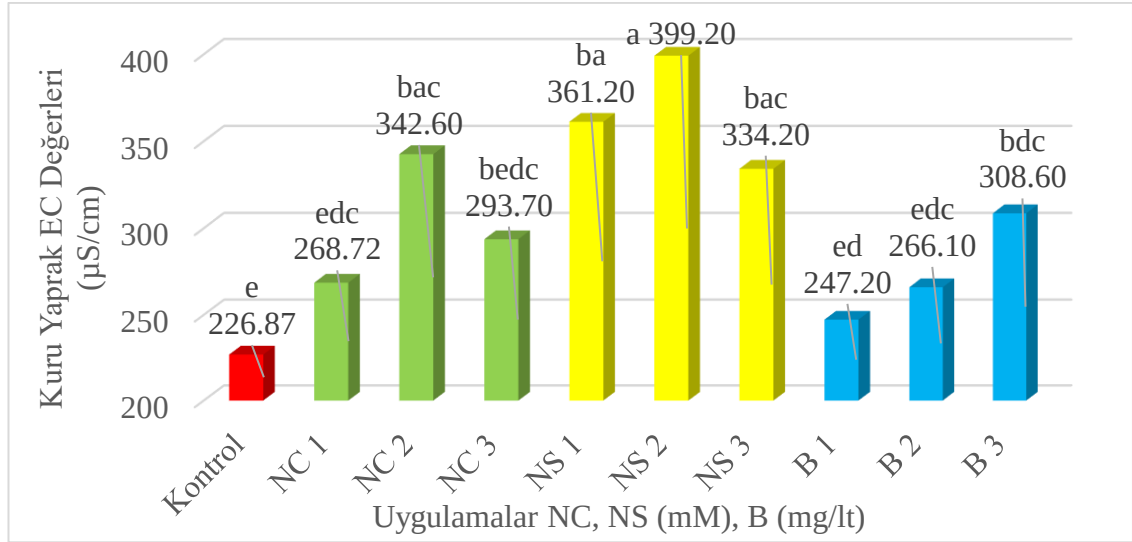
Şekil 4.29.'da Na_2SO_4 uygulama konularına göre bitki kuru yaprak EC değerlerinin değişimleri yer almaktadır. Na_2SO_4 uygulama konularının bitki kuru yaprak EC değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitki kuru yaprak EC değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.29. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu kuru yaprak EC değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamaları ile kuru yaprak EC değerlerinde, Kontrole göre artış meydana geldiği görülmektedir. Kontrole kıyasla 1. uygulamalarda oluşan EC artışı, 2. uygulamalarda en yüksek değerlere ulaşmıştır. Kontrol değeri 226,87 $\mu\text{S/cm}$ iken 2. uygulamalar ile 399,20 $\mu\text{S/cm}$ değerine yükselmiştir. Yapılan 3. uygulamalarda ise Kontrole göre EC değerinde yine artış olmuş ve 334,20 $\mu\text{S/cm}$ değeri bulunmuştur. NaCl uygulamalarında olduğu gibi 100 mM'lık uygulamalarda değerlerin en yüksek seviyelerde olduğu görülmekte ve doz artışıyla 150 mM'lık uygulamalarda elde edilen değerlerin azalma gösterdiği anlaşılmaktadır. Belli bir seviyeye kadar yaprakta meydana gelen tuz birikimi, bir seviyeden sonra yani uygulanan tuzun daha da artmasıyla gerileme göstermektedir.

Şekil 4.30.'da tüm uygulama konularına göre bitki kuru yaprak EC değerlerinin değişimleri yer almaktadır. Uygulama konularının bitki kuru yaprak EC değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitki kuru yaprak EC değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.



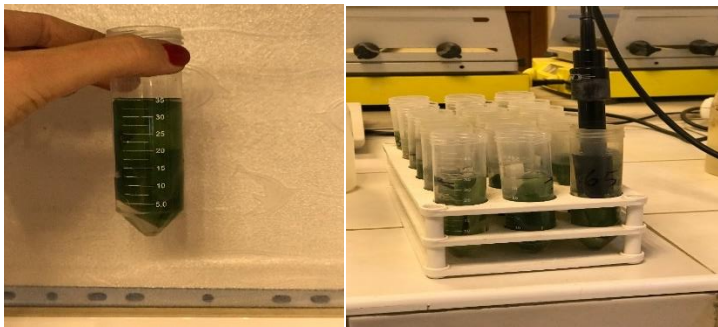
Şekil 4.30. Uygulamalar sonucu kuru yaprak EC değerleri değişimi.

Şekil 4.30. üzerinde bir değerlendirme yapıldığında, tüm uygulamalar sonucunda kuru yaprak EC değerlerinde, Kontrole kıyasla artış olduğu görülmektedir. Uygulamalar arasında en yüksek kuru yaprak EC ortalama değeri 399.20 µS/cm ile 100 mM Na₂SO₄ 2 uygulamalarında elde edilmiştir. Uygulamalar arasında en düşük kuru yaprak EC ortalama değeri ise 226.87 µS/cm ile Kontrolde bulunmuştur. Uygulamalar arasında bir sıralama yapmak gerekirse Na₂SO₄>NaCl>B>Kontrol şeklinde sıralanabilir. Na₂SO₄ uygulamalarının üçünde de en yüksek kuru yaprak EC değerlerinin tespit edildiği anlaşılmaktadır. Söz konusu değerleri, NaCl uygulamaları takip etmektedir.

Yaş ve kuru yaprak EC ortalama değerlerinde, en yüksek değer Na₂SO₄ uygulamalarında elde edilmiş olup, en düşük değerler Kontrollerde belirlenmiştir.

4.8. Yaprak Hücrelerinde Membran Zararlanması Değerleri

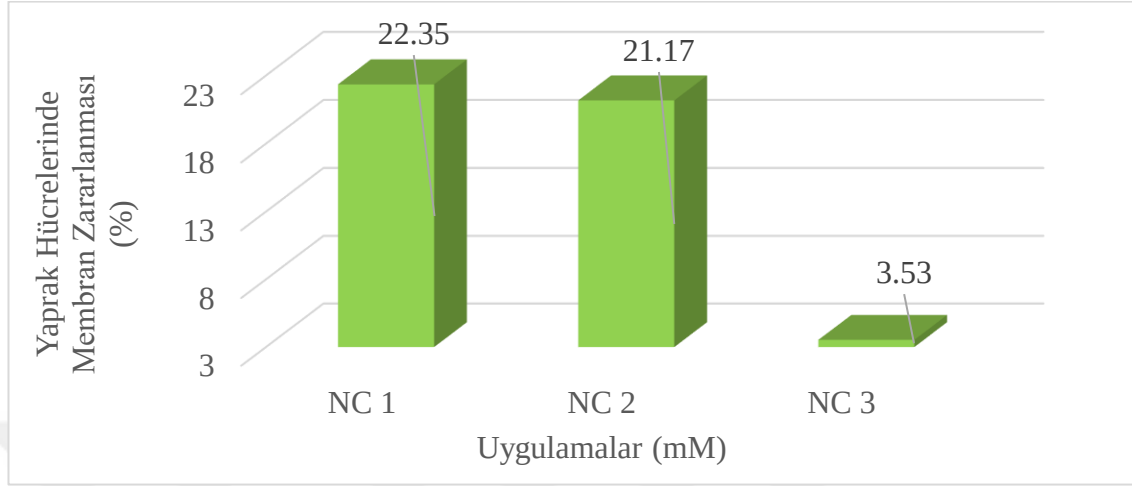
Yaprak hücrelerinde membran zararlanmasının belirlenmesi için de-iyonize su içerisinde bekletilen yaprak disklerinin, EC değeri ölçümlerine ait görüntüler Şekil 4.31.'de yer almaktadır.



Şekil 4.31. Membran zararlanmasının belirlenmesi.

Şekil 4.32.'de ise NaCl uygulamaları arasındaki yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması ortalama değerleri verilmektedir. NaCl uygulama

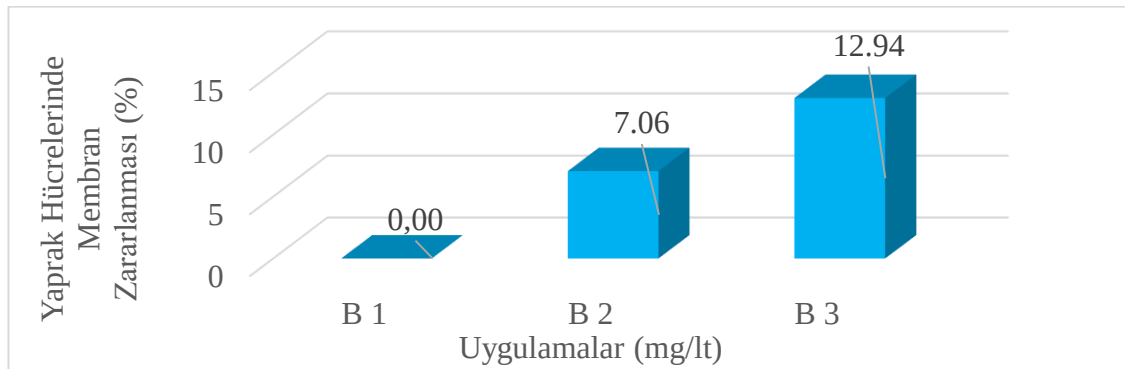
konularının, yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması üzerine etkisi $p=0.455>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması bakımından istatistiki olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.32. NaCl uygulamaları sonucu yaprak membran zararlanması.

NaCl uygulamalarının 1. dozunda yaprak membran zararlanma % değerinin daha fazla olduğu görülmektedir. Doz artışıyla membran zararlanmasında azalma meydana gelmiştir. NaCl uygulamaları arasında yaprak membran zararlanması en az 3. uygulamalarda belirlenmiştir. Membran zararlanması 1. uygulamalarda %22,35 iken 3. uygulamalar ile %3,53 değerine gerilemiştir. Sonuç olarak, *Limonium gmelinii* bitkisi üzerinde yapılan NaCl uygulamalarının önemli bir membran zararlanmasına sebebiyet vermediği, hatta uygulama dozları arttıkça membran zararlanmasının azalma gösterdiği anlaşılmaktadır.

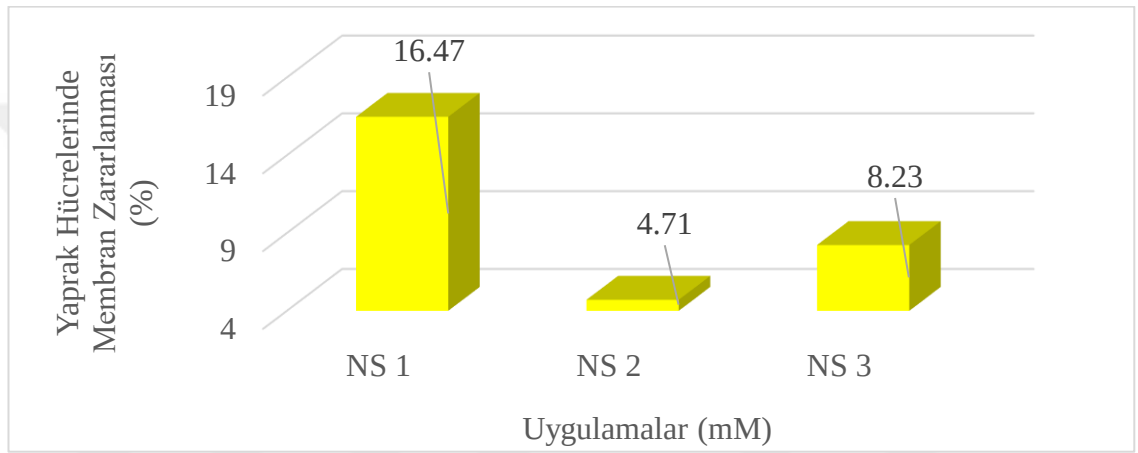
Şekil 4.33.'de B uygulamaları arasındaki yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması ortalama değerleri verilmektedir. B uygulama konularının, yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması üzerine etkisi $p=0.589>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması bakımından istatistiki olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.33. B uygulamaları sonucu yaprak membran zararlanması.

B uygulamaları sonucunda, yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanmasının yok denecek kadar az olduğu görülmektedir. Yapılan 1. uygulamalarda yaprak membran zararlanması görülmezken, doz artışıyla beraber zararlanmada az da olsa bir artış gözlenmiştir. En fazla yaprak membran zararlanması 3. uygulamalarda %12,94 olarak belirlenmiştir.

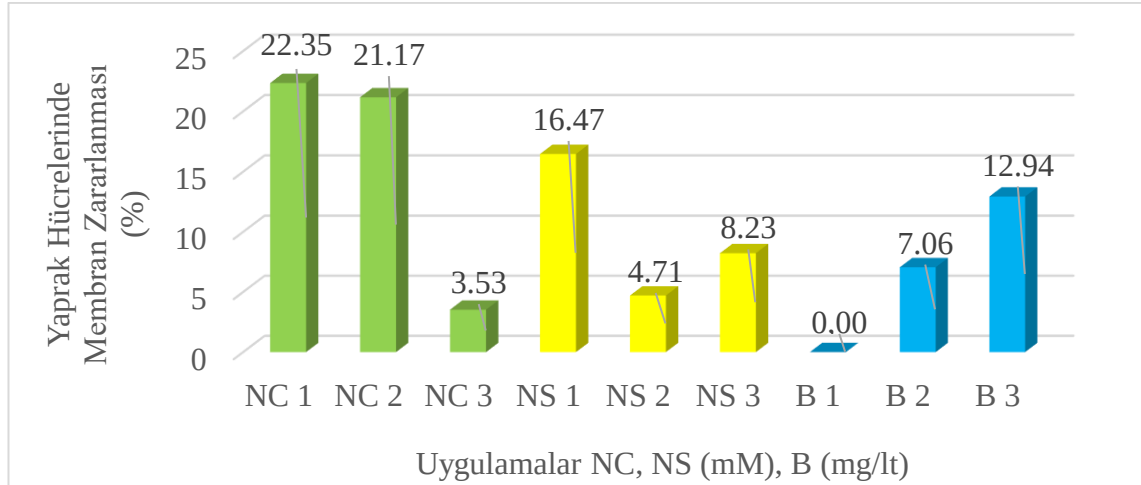
Şekil 4.34.'de Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması ortalama değerleri verilmektedir. Na_2SO_4 uygulama konularının, yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması üzerine etkisi $p=0.804>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması bakımından istatistiki olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.34. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu yaprak membran zararlanması.

Na_2SO_4 uygulamaları sonucunda en fazla zararlanmanın 1. uygulamalarda %16,47 olarak bulunduğu, en az zararlanmanın ise 2. uygulamalarda %4,71 olarak belirlendiği görülmektedir. Yapılan 3. uygulamalarda, 1. uygulamalara göre zararlanmanın daha az olduğu anlaşılmaktadır.

Şekil 4.35.'de tüm uygulamalar arasındaki yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması ortalama değerleri verilmektedir. Uygulama konularının, yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması üzerine etkisi $p=0.33>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında yaprak hücrelerinde meydana gelen membran zararlanması bakımından istatistiki olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.35. Uygulamalar sonucu yaprak membran zararlanma değerleri değişimi.

Şekil 4.35.'e göre, yaprak membran zararlanması en fazla NaCl uygulamalarında görülmektedir. NaCl 1 konusunda % 22.35 ile en yüksek değer elde edilmiştir. Daha sonra Na₂SO₄ uygulamaları gelmektedir. NaCl ve Na₂SO₄ uygulamalarının düşük dozlarında, membran zararlanma yüzde değerleri daha fazla iken doz artışıyla zararlanma yüzde değerlerinin azaldığı gözlemlenmektedir. B uygulamalarında ise diğer uygulamaların aksine düşük dozda membran zararlanmasına rastlanmazken, doz artışıyla beraber yaprak membran zararlanma yüzde değerlerinde artış meydana gelmiştir. B uygulamalarında en düşük değerler bulunmuştur. Genel olarak uygulamalar arasında, membran zararlanması bakımından değerlendirme yapıldığında NaCl > Na₂SO₄ > B şeklinde bir sıralama yapmak mümkündür.

Sonuç olarak, *Limonium Gmelinii* bitki yapraklarının NaCl, B ve Na₂SO₄ uygulamalarının farklı dozlarına karşı toleranslı olduğu, önemli bir yaprak membran zararlanmasının meydana gelmediği anlaşılmaktadır.

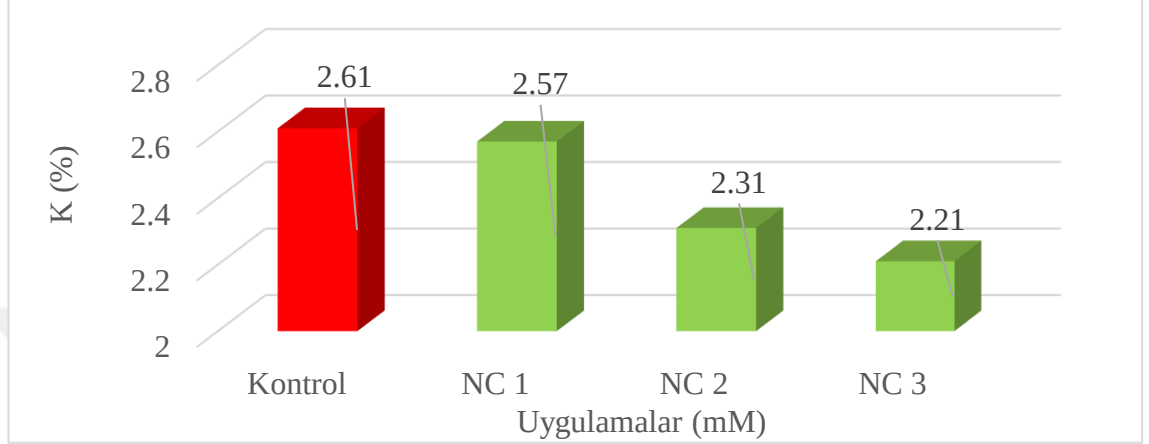
Munns (2002); Ghoulam vd. (2002) tarafından yapılan çalışmaya göre; hücrelerde stres sonrası meydana gelen zararlanma her iki stres koşulunda da benzer değerler göstermekle birlikte tuz stresinde genotiplerin ortalama % değişimi %34,25 olmasına karşın kuraklık stresinde %30,60 olarak belirlenmiştir.

Şahin (2009) sultani çekirdeksiz üzüm çeşidinin bor ve tuz stresine toleransı ile ilgili yaptığı çalışmada, Sultani çekirdeksiz üzüm çeşidinin membran stabilite indekslerinin uygulamalardan önemli oranda etkilenmediğini, 41B anacı üzerine aşılı Sultani çekirdeksiz üzüm çeşidinin membran stabilite indeksinin 25 mM tuz ve 20 mg kg⁻¹ bor uygulamasında azaldığını, 5BB anacı üzerine aşılı Sultani çekirdeksiz üzüm çeşidinden 50 mM tuz ve 20 mg kg⁻¹ bor uygulamasında en düşük membran stabilite indeksi değerinin elde edildiğini ifade etmiştir.

Perez Lopez vd. (2008) yaptıkları tuz uygulamalarıyla arpada hücre zararlanmasının stres koşullarında artış gösterdiğini belirtmişlerdir.

4.9. Bitki K Değerleri

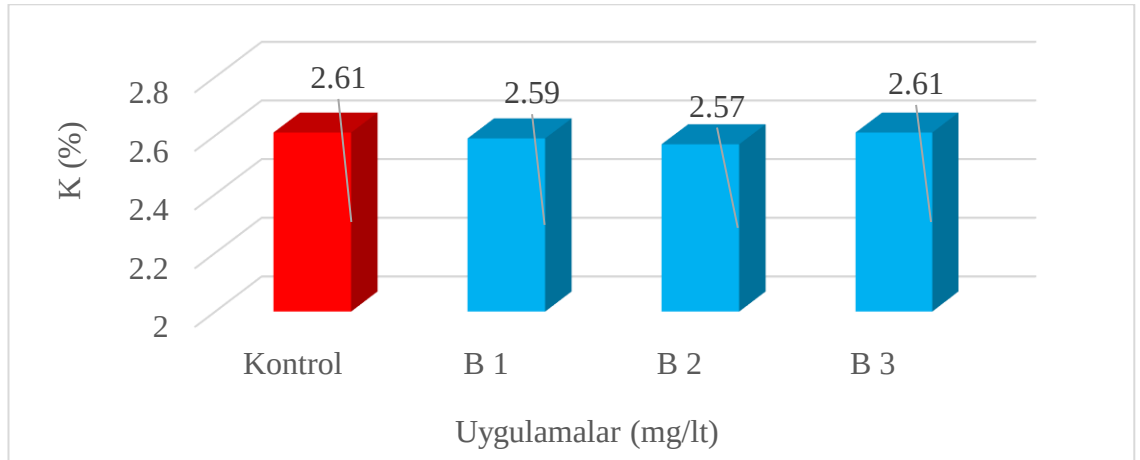
NaCl uygulamaları sonucu, bitki K değerleri üzerinde oluşan etki $p=0.114>0.05$ düzeyinde olduğundan, NaCl uygulamaları arasında bitkide K içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamıştır. NaCl uygulamaları sonucunda meydana gelen bitki K değerlerinin ortalamaları Şekil 4.36.'da verilmektedir.



Şekil 4.36. NaCl uygulamaları sonucu bitki K değerleri değişimleri.

NaCl uygulamalarında doz artışıyla birlikte, Kontrole göre bitkideki K değerlerinin azalma gösterdiği görülmektedir. Kontrol değeri %2,61 iken, yapılan uygulamalar ile K değerlerinde %2,21 değerine kadar gerileme meydana gelmiştir. Sonuç olarak, yapılan NaCl uygulamaları ile bitkideki K değerlerinin azaldığı anlaşılmaktadır.

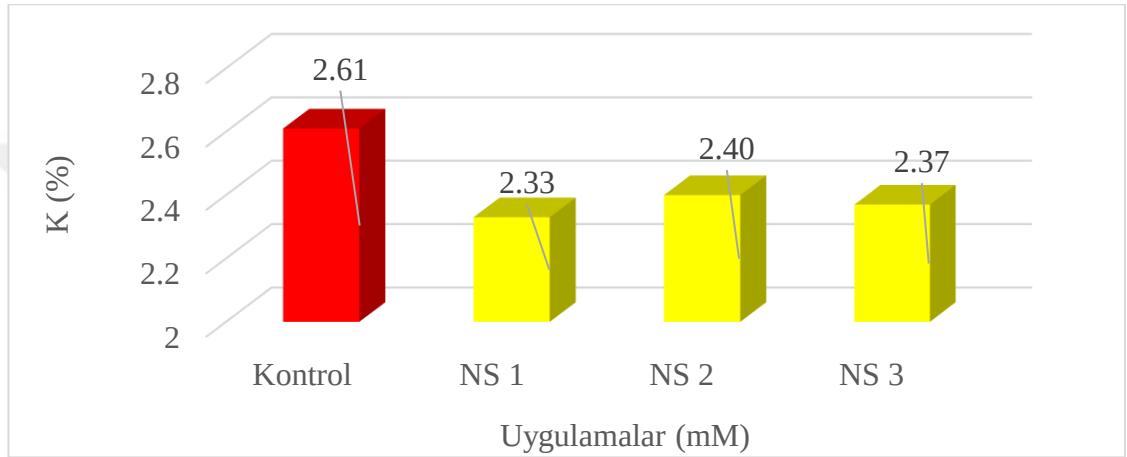
Şekil 4.37.'de B uygulamalarında belirlenen bitki K değerlerinin ortalamaları yer almaktadır. B uygulamaları sonucu, bitki K değerleri üzerinde oluşan etki $p=0.996>0.05$ düzeyinde olduğundan, B uygulamaları arasında bitkide K içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.37. B uygulamaları sonucu bitki K değerleri değişimi.

B uygulamaları sonucu, 1. uygulamalarda K değerinde, Kontrole kıyasla azalma olduğu görülmektedir. Kontrole göre, 2. uygulamalarda ise bitkideki K değerlerinin en düşük seviyede olduğu gözlenmektedir. Kontrol değeri %2,61 iken 2. uygulamalar ile %2,57 olmuştur. Bitkideki K değerleri, 3. uygulamalarda ise Kontrol seviyesinde kalmıştır.

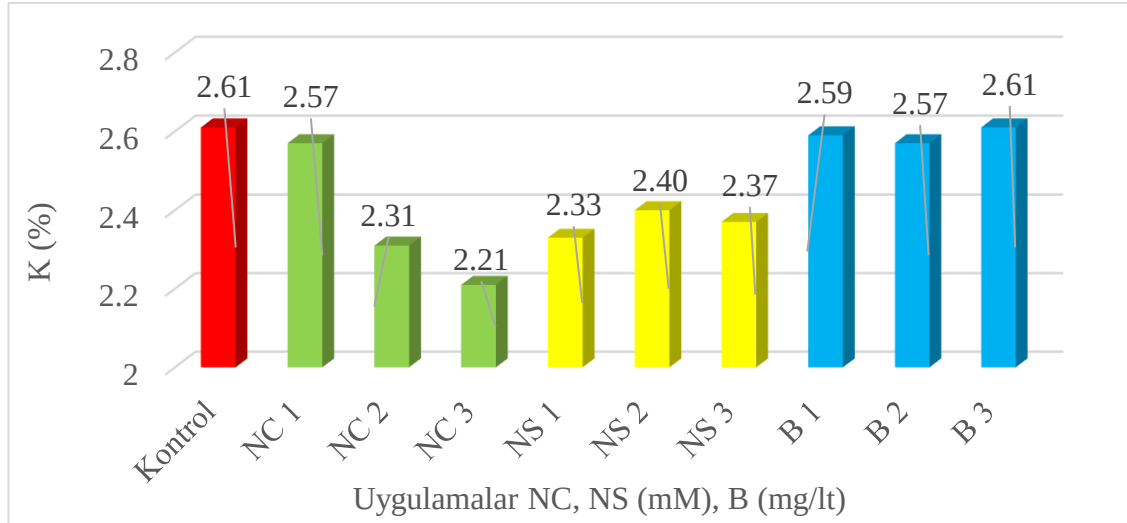
Şekil 4.38.'de Na_2SO_4 uygulamaları arasında meydana gelen bitki K değerlerinin ortalama değişimleri yer almaktadır. Na_2SO_4 uygulamalarının bitkinin K içeriği üzerine etkisi $p=0.381>0.05$ düzeyinde olduğundan, Na_2SO_4 uygulamaları arasında bitkide K içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.38. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitkideki K değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarında, Kontrol değerine göre uygulamaların üçünde de bitkideki K değerlerinde azalma olduğu görülmektedir. Uygulamalar sonucu K değerlerinde meydana gelen azalmaların, Kontrole göre hemen hemen aynı oranlarda azalma gösterdiği gözlenmektedir. Uygulamalar içinde en yüksek değerler 2. uygulamalarda belirlenmiş olup, belirlenen değerler Kontrol değerlerinin altında bulunmuştur. Kontrol değeri %2,61 iken uygulamalar ile %2,33 değerine kadar azalma göstermiştir.

Tüm uygulamalar arasında değerlendirme yapıldığında, bitkinin K içeriği üzerine etkisi $p=0.47>0.05$ düzeyinde olduğundan, uygulamalar arasında bitkide K içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamıştır. Şekil 4.39'da uygulamalar sonucu bitkideki K değerlerinde meydana gelen değişim verileri sunulmaktadır.

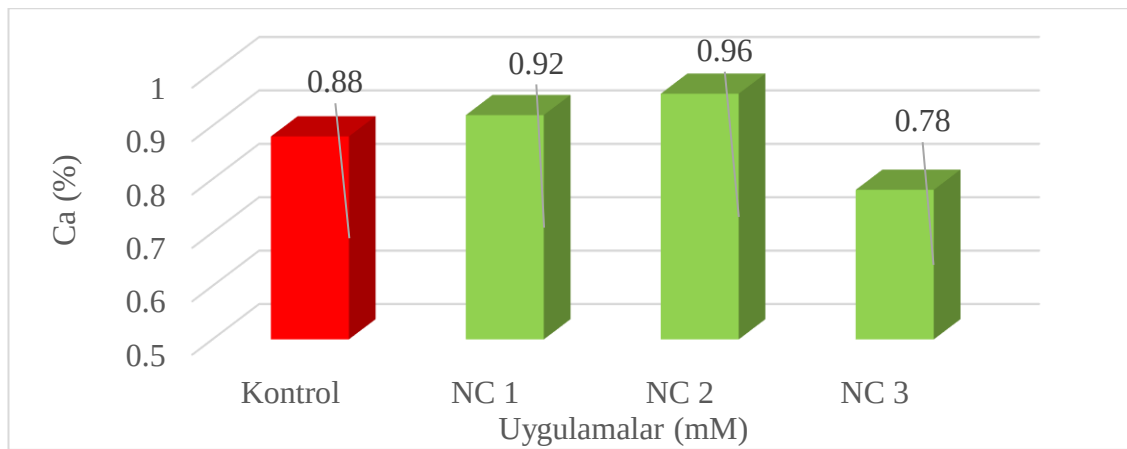


Şekil 4.39. Uygulamalar sonucu bitkideki K değerleri değişimleri.

Şekil 4.39. incelendiğinde, B uygulamaları hariç diğer uygulamalarda, bitkideki K değerlerinde Kontrole göre azalmalar olduğu görülmektedir. B uygulamalarında belirlenen K değerleri hemen hemen Kontrol değerleriyle aynı seviyelerdedir. NaCl uygulamalarında doz artışıyla birlikte elde edilen değerlerde, Kontrole kıyasla azalma devam ederken, Na₂SO₄ uygulamalarının üçünde de K değerlerinde hem diğer uygulamalara hem de Kontrole göre azalma olduğu görülmüştür. Uygulamalar arasında en fazla Na₂SO₄ uygulamaları sonucunda K değerlerinin azaldığı tespit edilmiştir. Yapılan B uygulamalarından ise bitkideki K değerlerinin olumlu ya da olumsuz pek etkilenmediği, mevcut durumun korunduğu anlaşılmaktadır.

4.10. Bitki Ca Değerleri

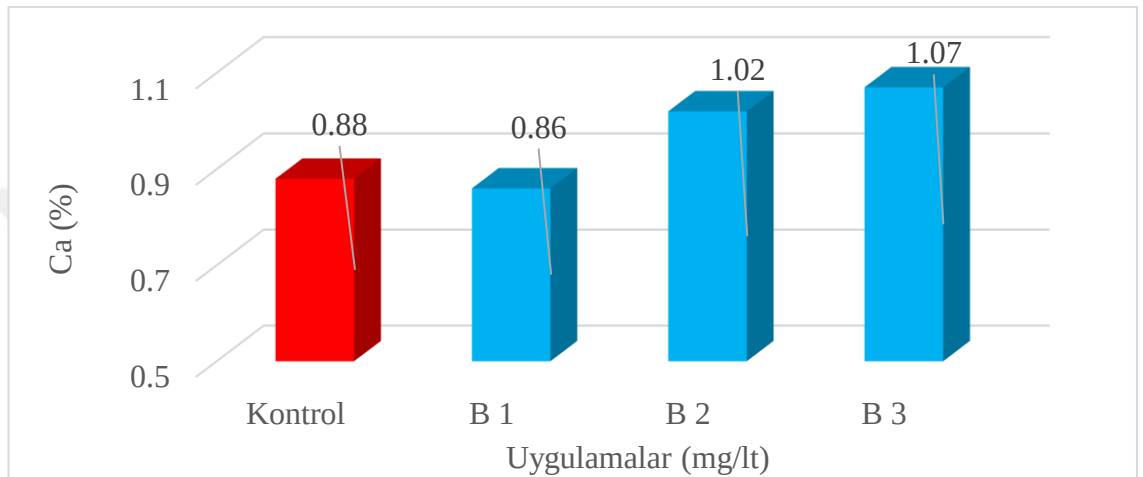
NaCl uygulamaları sonucu, bitki Ca değerleri üzerinde oluşan etki $p=0.560>0.05$ düzeyinde olduğundan, NaCl uygulamaları arasında bitkide Ca içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamaktadır. Şekil 4.40.'da NaCl uygulamaları arasında meydana gelen bitki Ca değerlerinin ortalama değişimleri yer almaktadır.



Şekil 4.40. NaCl uygulamaları sonucu bitki Ca değerleri değişimi.

NaCl uygulamalarından, 1. ve 2. uygulamalarda bitkideki Ca değerlerinde, Kontrole göre artış meydana gelmiştir. Kontrol değeri %0,88 iken 2. uygulamalarda en yüksek değer olan %0,96 belirlenmiştir. Yapılan 3. uygulamalarda ise Kontrole göre azalma meydana gelmiş ve en düşük değer olan %0,78 bulunmuştur.

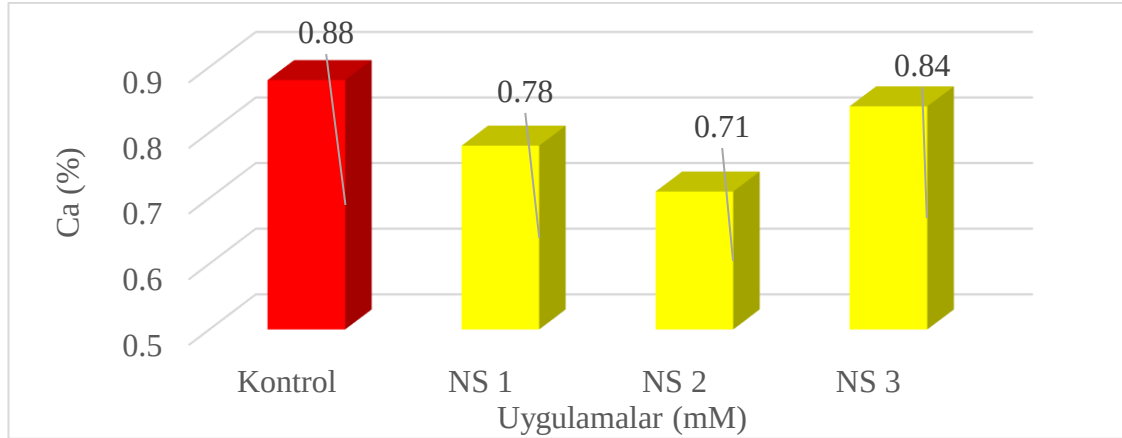
Şekil 4.41.'de B uygulamaları arasında meydana gelen bitki K değerlerinin ortalama değerleri yer almaktadır. B uygulamaları sonucu, bitki Ca değerleri üzerinde oluşan etki $p=0.235>0.05$ düzeyinde olduğundan, B uygulamaları arasında bitkide Ca içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.41. B uygulamaları sonucu bitkide Ca değerleri değişimi.

B uygulamalarında, 1. uygulamalardaki Ca değerlerinin Kontrol seviyelerinde olduğu görülmektedir. Kontrole göre, 2. uygulamalarda Ca değerinde artış olmuş ve %1,02 olarak belirlenmiştir. Kontrole göre en yüksek Ca değerleri ise 3. uygulamalarda %1,07 olarak bulunmuştur. B uygulamalarıyla, Kontrole kıyasla bitkideki Ca değerlerinde artış gözlenmiştir.

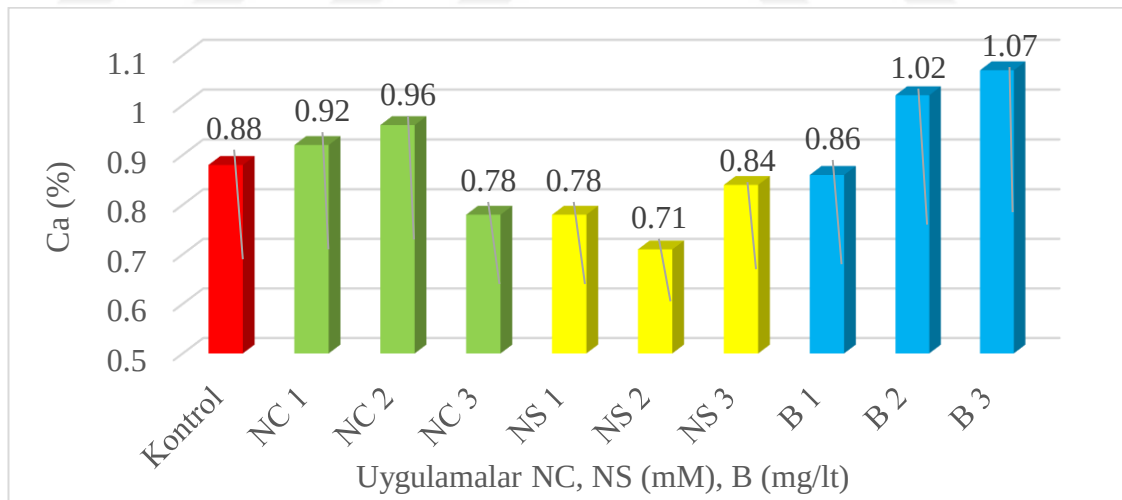
Şekil 4.42.'de Na_2SO_4 uygulamaları arasında meydana gelen bitki Ca değerlerinin ortalama değişimleri yer almaktadır. Na_2SO_4 uygulamalarının bitkinin Ca içeriği üzerine etkisi $p=0.380>0.05$ düzeyinde olduğundan, Na_2SO_4 uygulamaları arasında bitkide Ca içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.42. Na₂SO₄ uygulamaları sonucu bitkide Ca değerleri değişimi.

Bitki Ca değerleri bakımından, yapılan uygulamalar ile Kontrol değerlerinin altına inildiği anlaşılmaktadır. Kontrol değerlerine göre, 1. uygulamalarda Ca değerlerinde azalma meydana gelmiştir. Söz konusu azalma 2. uygulamalarda da devam etmiş ve en düşük değer olan %0,71 elde edilmiştir. Ca değerleri, 3. uygulamalarda ise Kontrol seviyesine yakın olup, %0,84 olarak belirlenmiştir. Genel olarak yapılan Na₂SO₄ uygulamalarının, bitkideki Ca değerlerini düşürdüğü anlaşılmaktadır.

Tüm uygulamalar birlikte ele alındığında, uygulamaların bitkinin Ca içeriği üzerine etkisi $p=0.16>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında Ca içeriği bakımından istatistiksel olarak bir farklılık bulunmamaktadır. Şekil 4.43.'de uygulamalar sonucu bitkideki Ca değerlerinin değişimi verilmektedir.



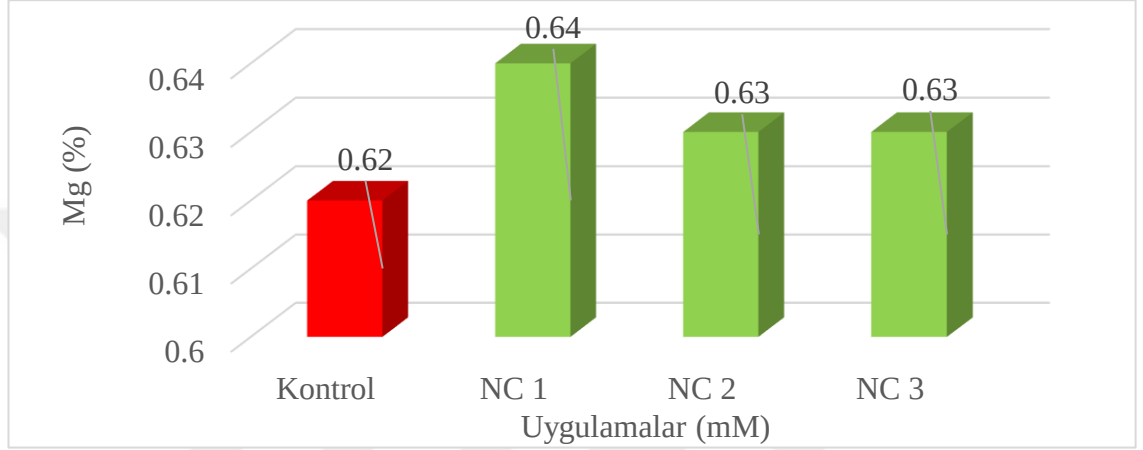
Şekil 4.43. Uygulamalar sonucu bitkide Ca değerleri değişimi.

Şekil 4.43. incelendiğinde, Kontrole göre B uygulamalarında bitkideki Ca değerlerinin doz artışıyla beraber artmış olduğu görülmektedir. NaCl uygulamalarında 2. ve 1. uygulamalarda, Ca değerleri diğer uygulamalara göre artış göstermiştir. Na₂SO₄ uygulamalarındaki Ca değerleri diğer uygulamalara kıyasla ve Kontrole göre düşük değerlerde belirlenmiştir. Sonuç olarak, B uygulamalarıyla Ca değerlerinin arttığı, Na₂SO₄ uygulamaları ile azaldığı, NaCl uygulamalarıyla ise belli bir seviyeye kadar artış

gösterdiği fakat uygulama dozlarının yüksek seviyelere çıkmasıyla Ca değerlerinde bir azalmanın olduğu anlaşılmaktadır.

4.11. Bitki Mg Değerleri

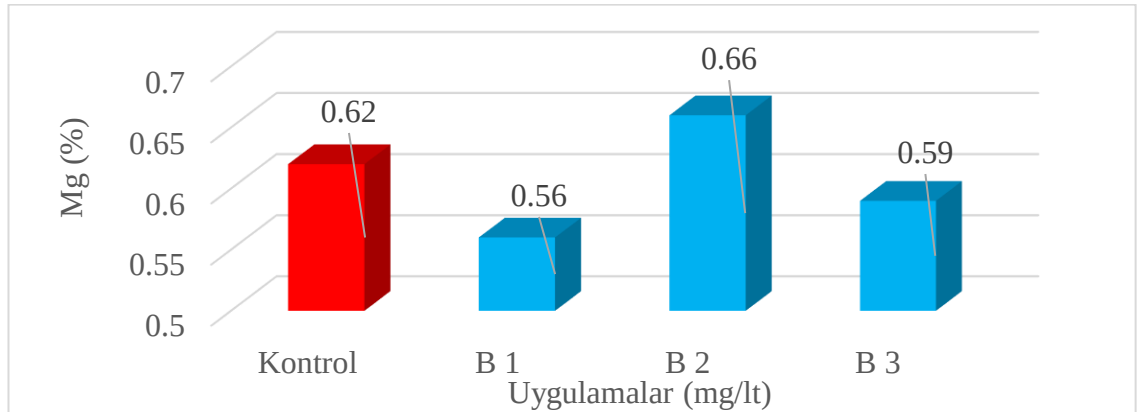
NaCl uygulamaları arasında meydana gelen bitki Mg değerlerinin ortalama değişimleri Şekil 4.44.'de yer almaktadır. NaCl uygulamaları sonucu, bitki Mg değerleri üzerinde oluşan etki $p=0.986>0.05$ düzeyinde olduğundan, NaCl uygulamaları arasında bitkide Mg içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.44. NaCl uygulamaları sonucu bitkide Mg değerleri değişimi.

NaCl uygulamalarıyla, Kontrole göre bitkideki Mg değerlerinde az da olsa bir artış olduğu görülmektedir. Uygulamaların 1. dozunda %0,64 ile en yüksek Mg değerleri bulunmuştur. Uygulamaların 2. ve 3. dozlarında ise %0,63 değeri elde edilmiştir. Yapılan NaCl uygulamalarının, bitki Mg değerleri üzerine önemli bir etkisi olmamıştır.

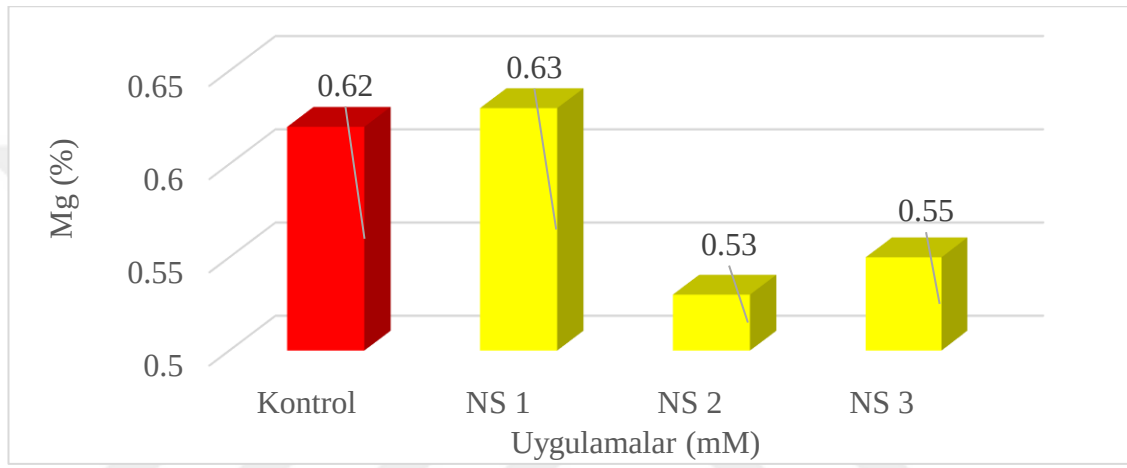
Şekil 4.45.'de B uygulamaları sonucunda meydana gelen bitki Mg değerlerinin ortalama değerleri yer almaktadır. B uygulamaları sonucu, bitki Mg değerleri üzerinde oluşan etki $p=0.568>0.05$ düzeyinde olduğundan, B uygulamaları arasında bitkide Mg içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.45. B uygulamaları sonucu bitkide Mg değerleri değişimi.

B uygulamalarına bakıldığında, Kontrole göre 2. uygulamalarda Mg değerlerinin artış gösterdiği görülmektedir. Kontrol değeri %0,62 iken 2. uygulamalarda %0,66 olarak belirlenmiştir. Mg değerlerinin, 1. uygulamalarda %0,56 ile Kontrole göre en düşük değerlere geldiği gözlenmektedir. Uygulamaların 3. dozunda da, Kontrol değerlerinin altında değerler elde edilmiştir.

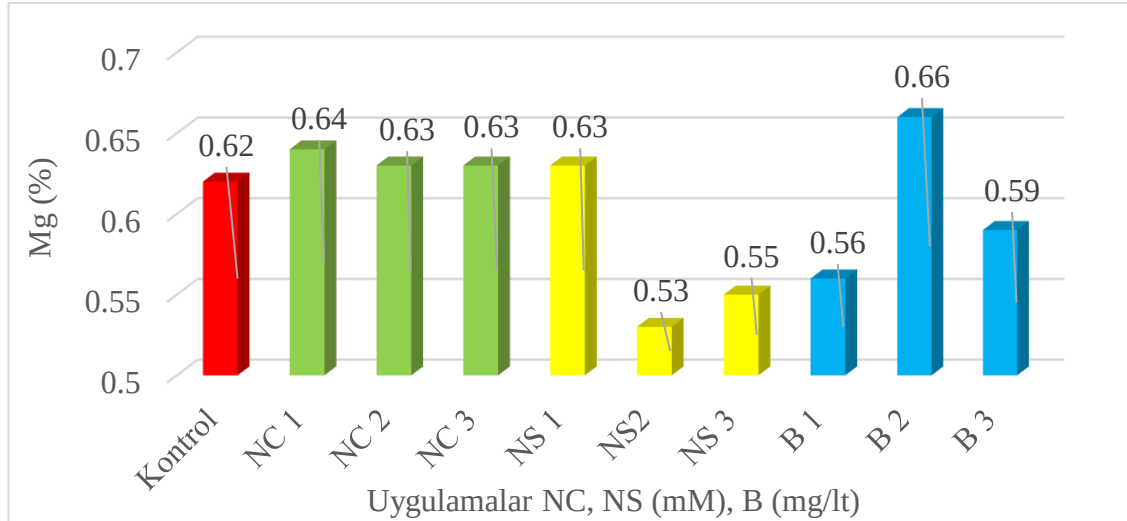
Şekil 4.46.'da Na_2SO_4 uygulamaları arasında meydana gelen bitki Mg değerlerinin ortalama değişimleri yer almaktadır. Na_2SO_4 uygulamalarının bitkinin Mg içeriği üzerine etkisi $p=0.2>0.05$ düzeyinde olduğundan, Na_2SO_4 uygulamaları arasında bitkide Mg içeriği bakımından istatistiki olarak bir farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.46. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitkide Mg değerleri değişimleri.

Na_2SO_4 uygulamaları sonucunda ise 1. uygulamalar ile Kontrol seviyesi korunurken, uygulama dozlarının artmasıyla Mg değerlerinin, Kontrol değerlerinin altına indiği görülmektedir. Kontrol değeri %0,62 iken yapılan uygulamalar ile değerler %0,53'e gerilemiştir. Yüksek Na_2SO_4 uygulamalarının, bitkide ki Mg içeriğinde azalmaya neden olduğu anlaşılmıştır.

Tüm uygulamaların, bitkinin Mg içeriği üzerine etkisi $p=0.59>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında Mg içeriği bakımından istatistiksel olarak bir farklılık bulunmamaktadır. Şekil 4.47.'de uygulamalar sonucu bitkideki Mg değerlerinde meydana gelen değişimler verilmektedir.

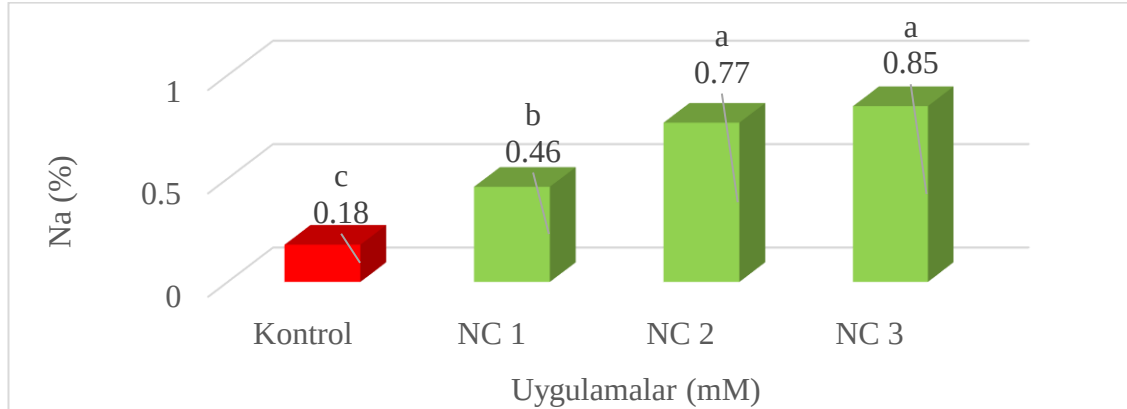


Şekil 4.47. Uygulamalar sonucu bitkide Mg değerleri değişimi.

Şekil 4.47. incelendiğinde, NaCl uygulamalarında elde edilen Mg değerleri hemen hemen Kontrolle aynı seviyelerdedir. Na₂SO₄ uygulamalarında ise doz artışıyla beraber diğer uygulamalara ve Kontrole göre Mg değerlerinde azalma olduğu belirlenmiştir. B 2 uygulamasında ise Kontrole göre en yüksek değer %0,66 olarak belirlenmiştir.

4.12. Bitki Na Değerleri

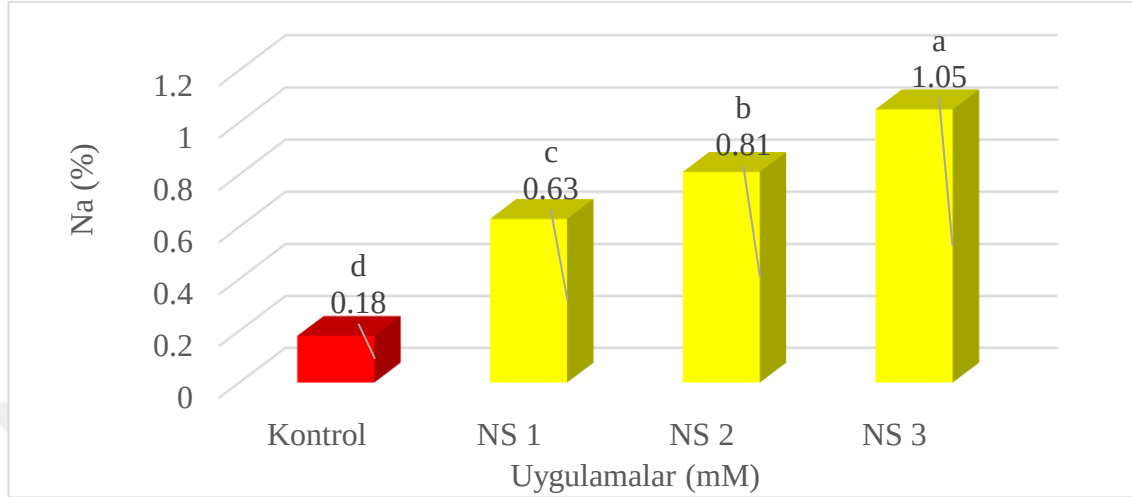
NaCl uygulamalarında bitki Na değerlerinin ortalamalarına ait değişimler Şekil 4.48.'de verilmektedir. NaCl uygulama konularının bitki Na değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitki Na değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.48. NaCl uygulamaları sonucu bitkide Na değerleri değişimi.

NaCl uygulamalarında, Kontrole göre doz artışıyla beraber bitkideki Na değerlerinde artış olduğu görülmektedir. Kontrolde %0,18 olarak belirlenmiş olan Na değeri, 1. uygulamalarda %0,46, yapılan 2. uygulamalarda %0,77 ve 3. uygulamalarda %0,85 olarak belirlenmiştir. Bitki Na değerleri bakımından, en yüksek değerler ise 150 mM'lık 3. uygulamalar sonucu elde edilmiştir. Tüm uygulamalarda değerler, Kontrol değerlerinin üstünde bulunmuştur.

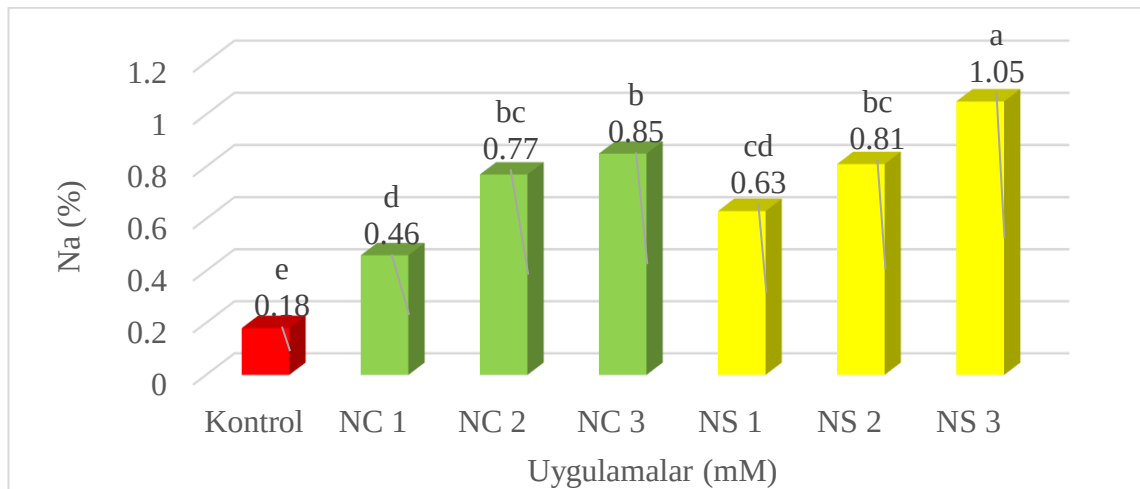
Şekil 4.49.'da Na_2SO_4 uygulamaları sonucunda belirlenen, bitki Na değerlerinin ortalamaları verilmektedir. Na_2SO_4 uygulama konularının bitki Na değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitki Na değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.49. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitkide Na değerleri değişimi.

Şekil 4.49. üzerinde inceleme yapıldığında, uygulamalar ile bitkide Na değerlerinin, Kontrol değerlerinin üstüne çıktığı görülmektedir. Uygulamalarda ki doz artışıyla beraber Na değerlerinde de artışlar devam etmiştir. Kontrol seviyesinde %0,18 olarak belirlenen Na değeri, 1. uygulamalarda %0,63 iken 3. uygulamalarda %1,05 olarak belirlenmiştir. Kontrole kıyasla en yüksek Na içeriği 3. uygulamalarda bulunmuştur. Bitkideki Na değerlerinin, Na_2SO_4 uygulamaları ile artmış olduğu tespit edilmiştir.

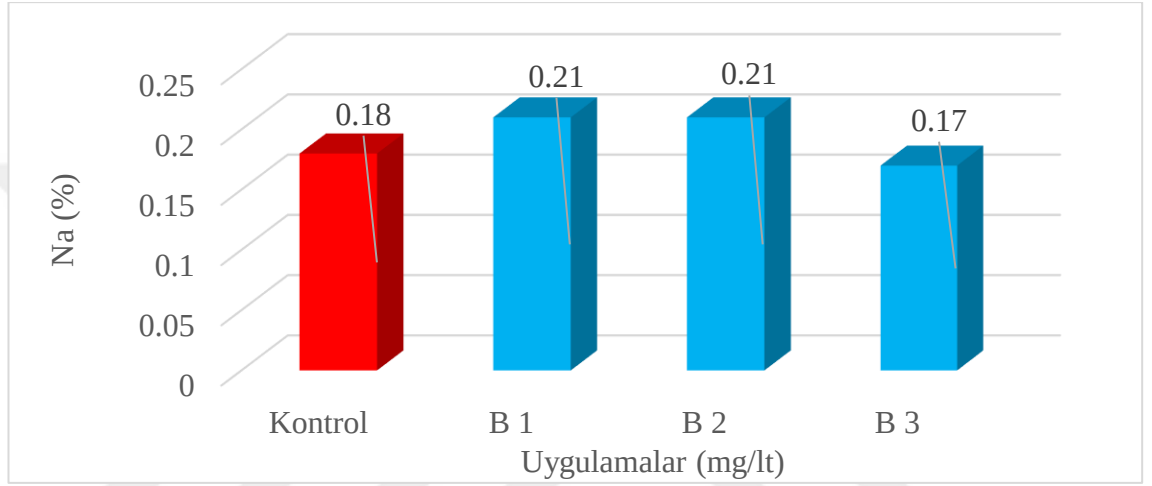
Şekil 4.50.'de NaCl ve Na_2SO_4 uygulamalarında bitki Na ortalama değerleri verilmektedir. NaCl ve Na_2SO_4 uygulama konularının bitki Na değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitki Na değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.50. NaCl ve Na_2SO_4 uygulamaları arasında bitkide Na değerleri değişimi.

Kontrole göre, uygulamalar arasında en yüksek Na değerlerinin, Na_2SO_4 3 uygulamalarında olduğu görülmektedir. Yine Kontrole göre belirlenen en az Na değerleri ise NaCl 1 uygulamalarında olmuştur. İki uygulamada da doz artışıyla beraber bitkideki Na değerleri, Kontrole kıyasla artış göstermiştir. NaCl uygulamalarına göre Na_2SO_4 uygulamalarının üçünde de bitkideki Na değerleri daha yüksek seviyelere ulaşmıştır.

Şekil 4.51.'de B uygulamalarında bitki Na ortalama değerleri verilmektedir. B uygulama konularının bitki Na değerleri üzerine etkisi $p=0.146>0.05$ olduğundan B uygulamaları arasında bitki Na değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmamaktadır.

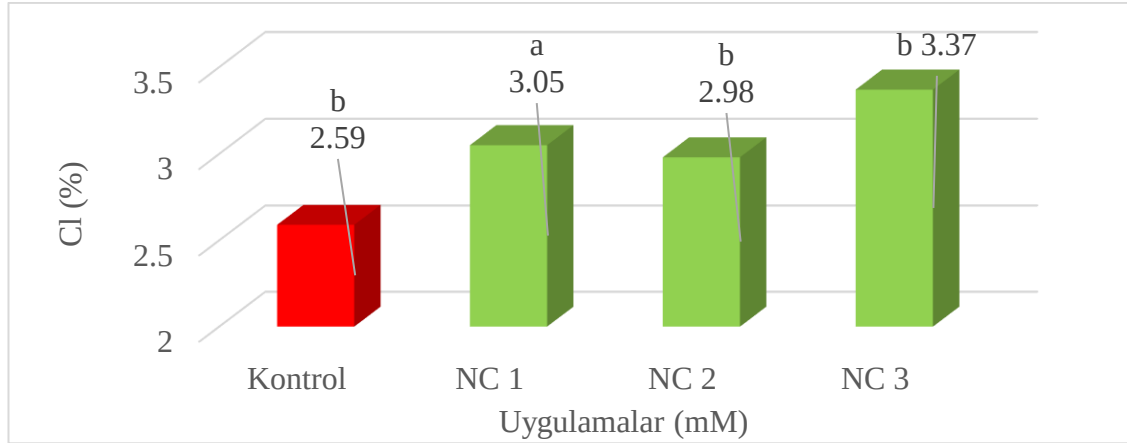


Şekil 4.51. B uygulamalarında bitki Na değerleri değişimi.

B uygulamalarında, 1. ve 2. uygulamalar ile Na değerleri bakımından, Kontrol değerlerinin üzerinde değerler belirlendiği görülmektedir. Kontrol değeri %0,18 iken 1. ve 2. uygulamalarda %0,21 olarak bulunmuştur. Yapılan 3. uygulamalar ile hemen hemen Kontrol seviyesinde değerler elde edilmiştir. Genel olarak B uygulamaları arasında, Na değerleri bakımından Kontrole göre önemli bir değişiklik söz konusu değildir.

4.13. Bitki Cl Değerleri

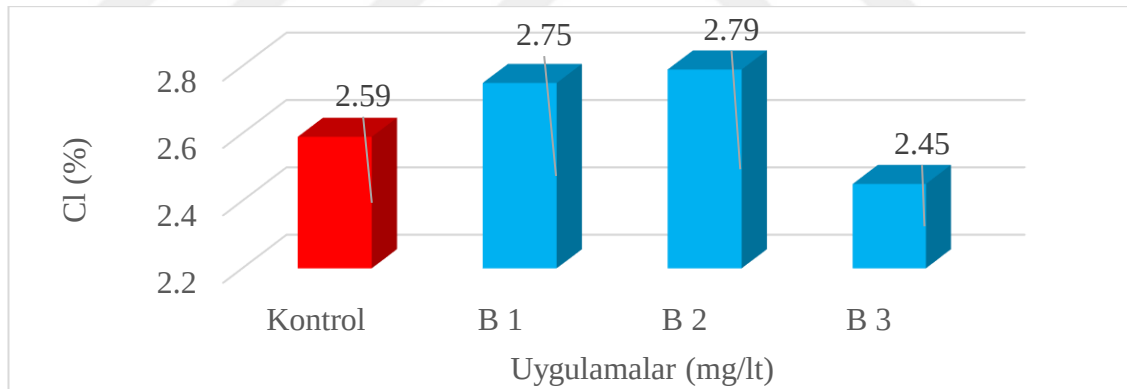
NaCl uygulamaları arasında meydana gelen bitki Cl değerlerinin ortalamaları Şekil 4.52.'de verilmektedir. NaCl uygulama konularının bitki Cl değerleri üzerine etkisi $p=0.002<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitki Cl değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.52. NaCl uygulamaları sonucu bitkide Cl değerleri değişimi.

NaCl uygulamalarıyla, Kontrole göre bitkideki Cl değerlerinin arttığı görülmektedir. Kontrole kıyasla %3,37 ile 3. uygulamalarda en yüksek Cl içeriği belirlenmiştir. Yapılan 2. uygulamalarda Cl değerleri %2,98 iken 1. uygulamalarda %3,05 olarak bulunmuştur.

Şekil 4.53.'de B uygulamaları arasında meydana gelen bitki Cl değerlerinin ortalamaları yer almaktadır. B uygulama konularının bitki Cl değerleri üzerine etkisi $p=0.358>0.05$ olduğundan B uygulamaları arasında bitki Cl değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmamaktadır.

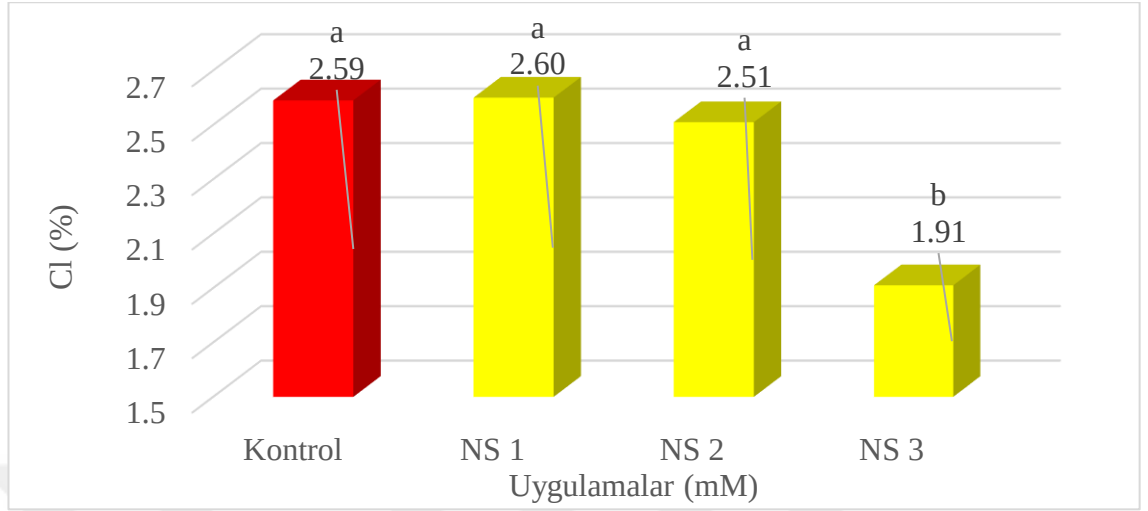


Şekil 4.53. B uygulamaları sonucu bitkide Cl değerleri değişimi.

B uygulamalarında, Kontrole göre 1. ve 2. uygulamalar sonucu elde edilen Cl değerlerinde artış gözlenirken, 3. uygulamalarda doz artışıyla bir gerilemenin olduğu görülmektedir. Cl değerleri 1. uygulamalarda %2,75 iken 2. uygulamalarda %2,79'a çıkmıştır. Uygulama dozunun artmasıyla 3. uygulamalarda, %2,59 Cl içeriği olan Kontrol değerinin altına inerek %2,45 olarak belirlenmiştir. Buradan aşırı B uygulamasının Cl değerini azalttığı anlaşılmaktadır.

Şekil 4.54.'de Na₂SO₄ uygulamaları arasında meydana gelen bitki Cl değerlerinin ortalama değerleri yer almaktadır. Na₂SO₄ uygulama konularının bitki Cl değerleri

üzerine etkisi $p=0.031<0.05$ olduğundan Na_2SO_4 uygulamaları arasında bitki Cl değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.

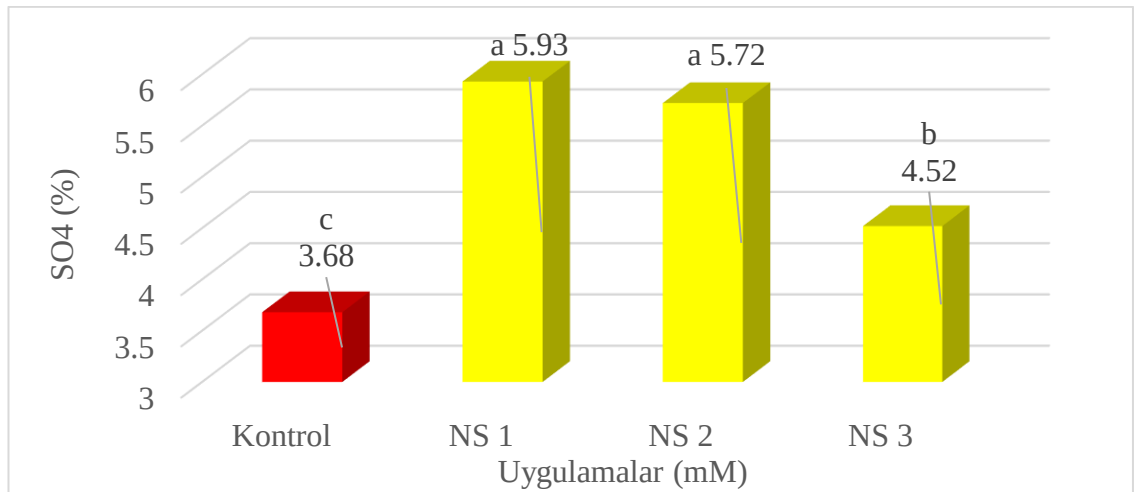


Şekil 4.54. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitki Cl değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamaları ile Kontrole kıyasla Cl değerlerinin gerileme gösterdiği görülmektedir. Yapılan 1. uygulamalarda belirlenen Cl değerleri, Kontrol seviyesinde belirlenmiştir. 2. ve 3. uygulamalarda elde edilen değerler ise doz artışıyla beraber Kontrol değerlerinin altına inmiştir. Kontrolde Cl değeri %2,59 iken en yüksek doz içeriğine sahip 3. uygulamalarda Cl içeriği %1,91'e düşmüştür.

4.14. Bitki SO_4 Değerleri

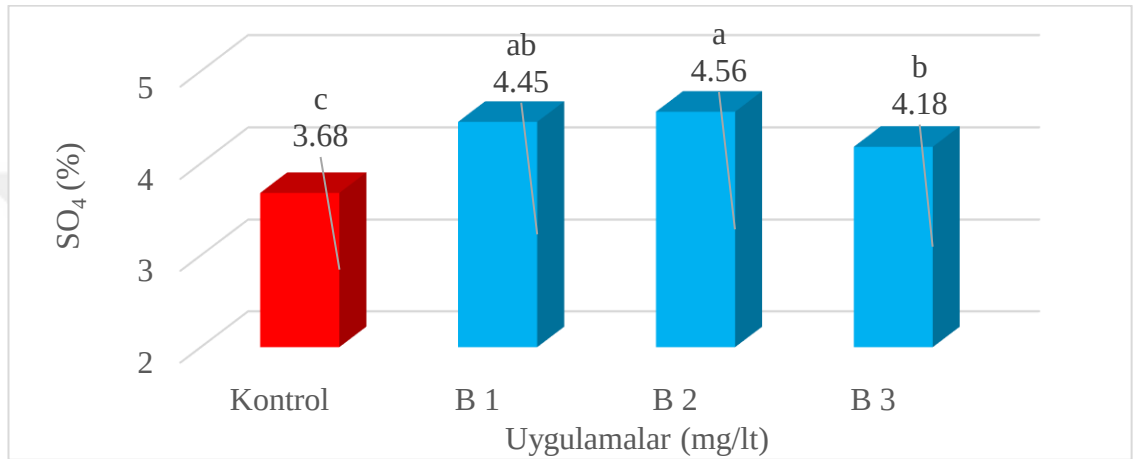
Na_2SO_4 uygulamaları arasında meydana gelen bitki SO_4 değerlerinin ortalama değerleri Şekil 4.55.'de verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının bitki SO_4 değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan Na_2SO_4 uygulamaları arasında bitki SO_4 değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.55. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitkide SO_4 değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamaları ile Kontrole göre SO_4 değerlerinde artış olduğu görülmektedir. Kontrol değeri %3,68 iken 1. uygulamada en yüksek değer olan %5,93 belirlenmiştir. Uygulama dozları arttıkça elde edilen değerlerde azalma olduğu görülse de, belirlenen değerler Kontrol değerlerinin üzerinde bulunmuştur. 3. uygulamalarda %4,52 olarak tespit edilmiştir.

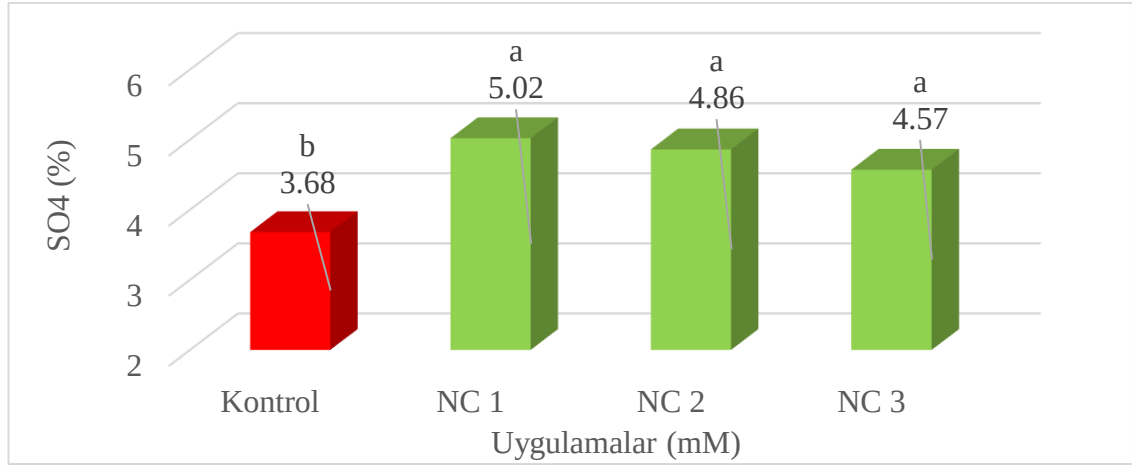
Şekil 4.56.'da B uygulamaları arasında meydana gelen bitki SO_4 değerlerinin ortalama değerleri verilmektedir. B uygulamalarının bitki SO_4 değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan, B uygulamaları arasında bitki SO_4 değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.56. B uygulamaları sonucu bitki SO_4 değerleri değişimi.

B uygulamaları sonucu, SO_4 değerlerinin Kontrol değerlerine göre yükselmiş olduğu görülmektedir. 1. uygulamalar ile başlayan artış, 2. uygulamalarda en yüksek değerlere ulaşmıştır. Kontrol değeri %3,68 iken uygulamalar ile %4,56'ya kadar artış göstermiştir. 3. uygulamalarda elde edilen değerlerde ise Kontrole göre artış olsa da, B uygulamaları arasında bir gerilemenin olduğu gözlenmektedir.

Şekil 4.57.'de NaCl uygulamaları arasında meydana gelen bitki SO_4 değerlerinin ortalama değerleri verilmektedir. NaCl uygulamalarının bitki SO_4 değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan NaCl uygulamaları arasında bitki SO_4 değerleri açısından istatistiki bakımdan farklılık bulunmaktadır.

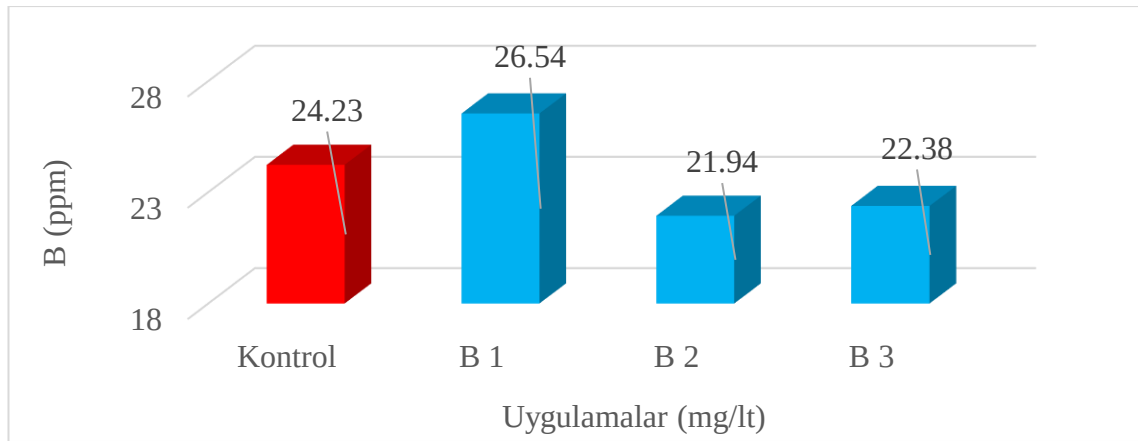


Şekil 4.57. NaCl uygulamaları sonucu bitki SO₄ değerleri değişimi.

NaCl uygulamaları sonucunda, SO₄ değerleri Kontrol seviyesinin üzerine çıkmıştır. Kontrole göre 1. uygulamalarda en yüksek değer belirlenmiş olup, doz artışıyla değerler azalmıştır. 1. uygulamalarda %5,02 iken 3. uygulamalarda %4,57 olarak belirlenmiştir.

4.15. Bitki B Değerleri

B uygulamaları arasında meydana gelen bitki B değerlerinin ortalamaları Şekil 4.58.'de verilmektedir. B uygulamalarının, bitkinin B içeriği üzerine etkisi $p=0.858>0.05$ düzeyinde olduğundan, B uygulamaları arasında bitkide B içeriği bakımından istatistiki olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.58. B uygulamaları sonucu bitkide B değerleri değişimi.

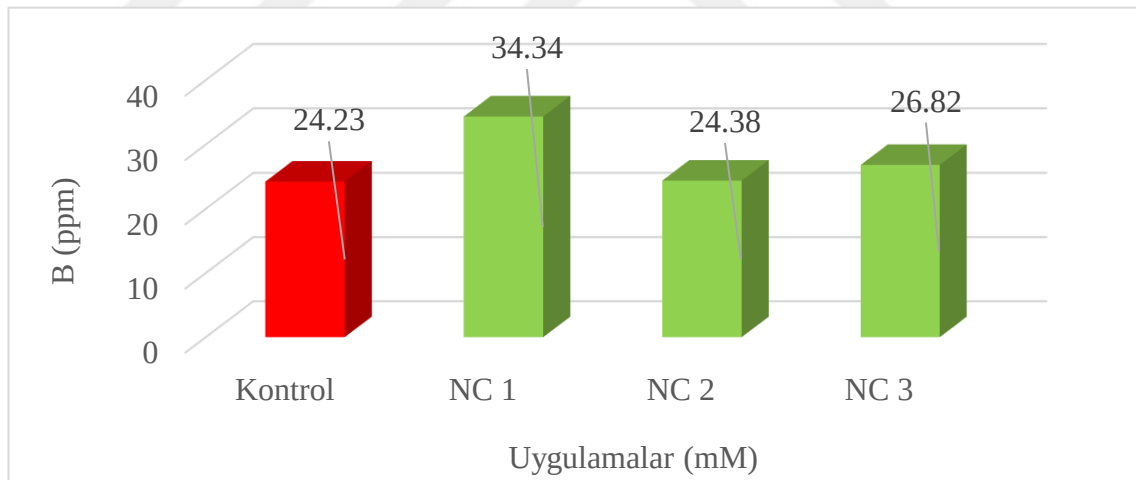
B uygulamaları sonucunda, 1. uygulamalarda Kontrole kıyasla bir artış olduğu görülmektedir. 5mg/lt doz uygulamasıyla Kontrole göre sağlanan artış, uygulama dozlarının artmasıyla azalma göstermiş, Kontrol değerinin altına inmiştir. Belli bir seviyeden sonra bitki bünyesine alınan B, bünyeden uzaklaştırılmaya başlanmıştır. 1. uygulamalarda B değeri 26,54 ppm iken 2. uygulamalarda 21,94 ppm ve 3. uygulamalarda ise 22,38 ppm olarak bulunmuştur.

Kaptan (2013), pamuk bitkisinin fitoremediasyonda kullanılabilirliği üzerine yapmış olduğu çalışmada, farklı bor içeriklerine sahip sulama suyu (0,6-1,8-5,4-16,2 mg/l) kullanmış ve artan miktarda bor uygulamalarının toprak yarayışlı bor içeriğinin toksik seviyeye ulaşmasına ve bitkide bor toksisite simptomlarının oluşmasına neden olduğunu belirtmiştir. Bor toksisite sınırının 1,8-5,4 mg/l arasında kaldığını ifade etmiştir.

Kaur vd. (2006) B toksisitesine toleranslı çin lahanasının 2 farklı çeşidi olan (WWY Sarson ve Local) ile yaptıkları çalışmada, bora en dayanıklı çeşitlerin topraktan 4.29-54 mg B kg⁻¹ kaldırdığını ve topraktan kaldırılan borun büyük kısmının gövdede biriktiğini belirtmiştir.

Palta ve Gezgin (2011) tarafından Orta Anadolu koşullarında mısırdaki yapılan bir çalışmada, mısır çeşitlerinin B toksisitesine duyarlılıkları araştırılmıştır. Çalışmada saksılara 0-40 mg B kg⁻¹ aralığında değişik miktarlarda B uygulanmıştır. Sonuçta bitkilerin B konsantrasyonları arasındaki ilişkilerden yararlanılarak mısır çeşitlerinin B toksisitesine hassasiyetleri ortaya çıkarılmış ve yüksek bora hassasiyeti düşük olan çeşitlerin yüksek olan çeşitlere göre daha fazla Bor içerdikleri saptanmıştır.

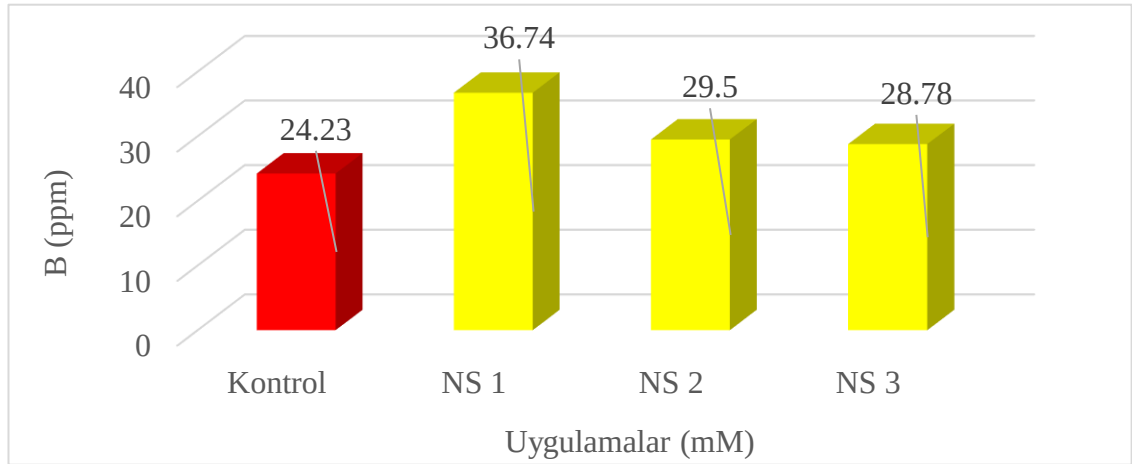
Şekil 4.59.'da NaCl uygulamaları arasında meydana gelen bitki B değerlerinin ortalama değerleri yer almaktadır. NaCl uygulamalarının, bitkinin B içeriği üzerine etkisi $p=0.232>0.05$ düzeyinde olduğundan, NaCl uygulamaları arasında bitkide B içeriği bakımından istatistiki olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.59. NaCl uygulamaları sonucu bitki B değerleri değişimi.

NaCl uygulamaları sonucu, B değerlerinde Kontrole göre artış gözlemlenmiştir. Kontrole kıyasla 1. uygulamalarda değerlerde artış olduğu görülmektedir. 2. ve 3. uygulamalar ile elde edilen değerlerin tekrar Kontrol seviyesine yaklaştığı görülmektedir.

Şekil 4.60.'da Na₂SO₄ uygulamaları sonucu, bitki B değerlerinin ortalamalarında meydana gelen değişimler yer almaktadır. Na₂SO₄ uygulamalarının, bitkinin B içeriği üzerine etkisi $p=0.114>0.05$ düzeyinde olduğundan, Na₂SO₄ uygulamaları arasında bitkide B içeriği bakımından istatistiki olarak farklılık bulunmamaktadır.

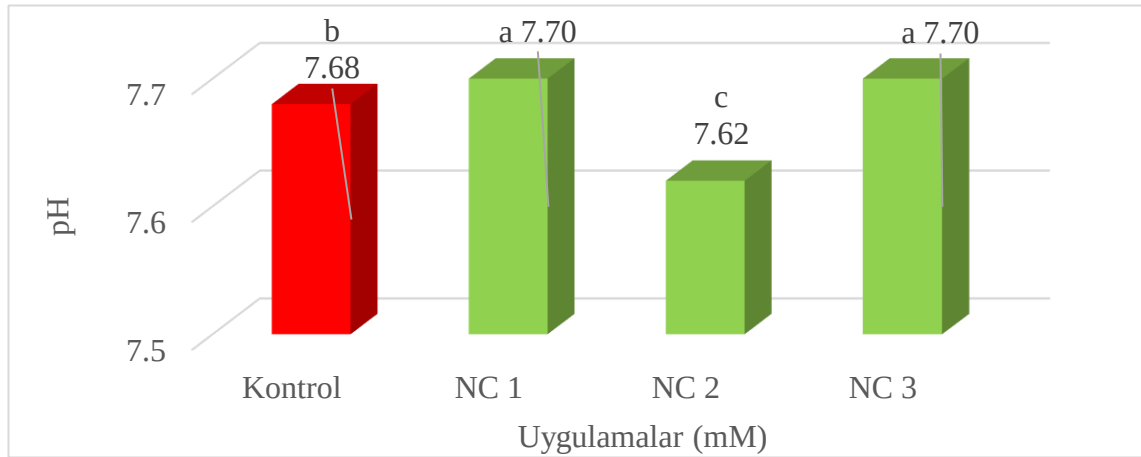


Şekil 4.60. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bitki B değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamaları sonucunda B değerleri, Kontrol değerlerinin üzerine çıkmıştır. NaCl ve B uygulamalarında gözlemlendiği gibi ilk uygulamalarda değerlerin arttığı, doz artışıyla yapılan uygulamalar sonucu elde edilen değerlerde düşüş olduğu belirlenmiştir.

4.16. Toprak pH Değerleri

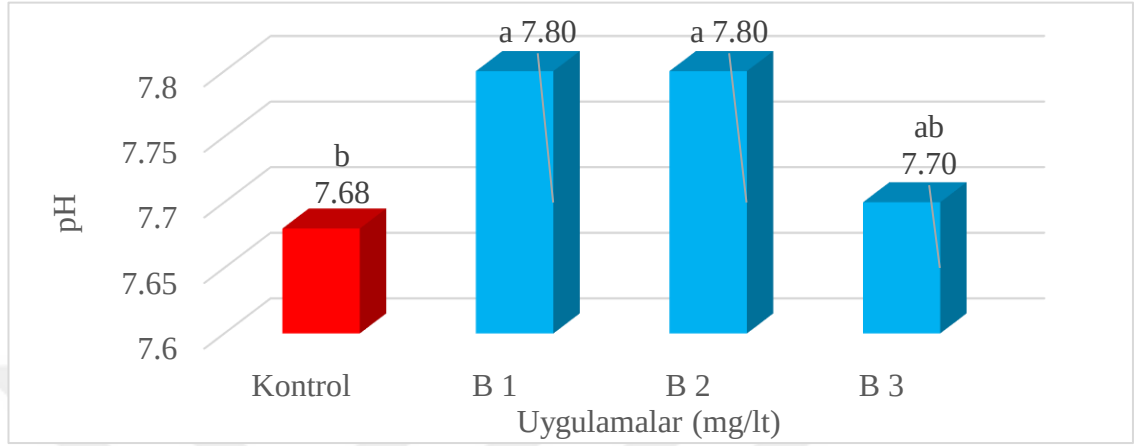
NaCl uygulamalarının toprak pH değerleri üzerine etkisi $p=0,003<0.05$ olduğundan NaCl uygulamaları arasında pH değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır. Şekil 4.61.'de NaCl uygulamalarında toprak pH değerleri verilmektedir.



Şekil 4.61. NaCl uygulamaları sonucu toprak pH değerleri değişimi.

NaCl uygulamaları ile pH değerlerinin, Kontrol değerlerinden pek bir farklılık göstermediği görülmektedir. NaCl uygulamaları arasında, pH ortalama değerleri karşılaştırıldığında, 1. ve 3. uygulamalarda pH değerlerinin alkalilik derecesinin azda olsa artmış olduğu görülmektedir. Yapılan 2. uygulamalarda ise pH değerinin alkalilik derecesi azalma göstermiştir. Kontrol ve NaCl uygulamaları pH değerleri 7.62-7,70 aralığında belirlenmiş olduğundan, orta alkali sınıfında değerlendirilmiştir.

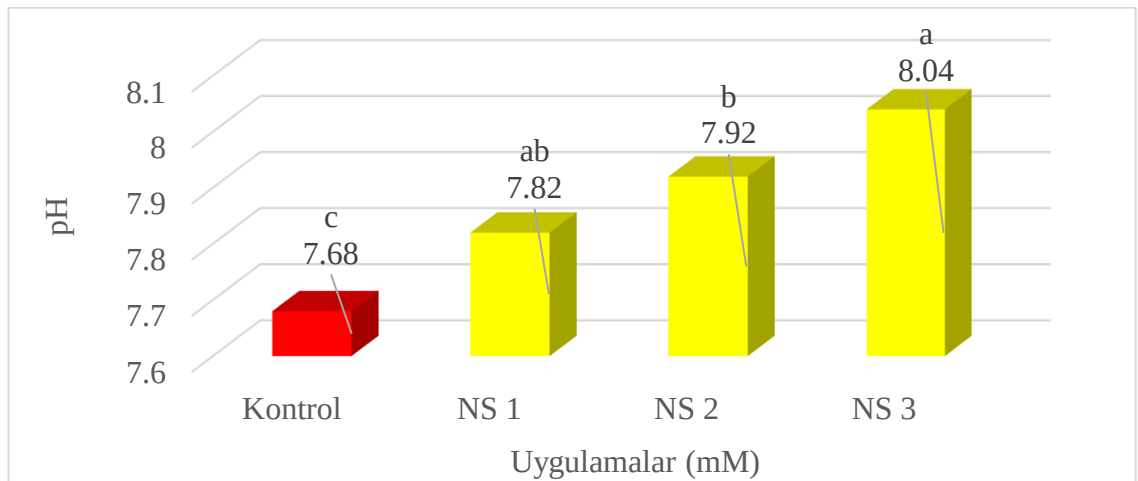
B uygulamalarının toprak pH değerleri üzerine etkisi ise $p=0,001<0.05$ olduğundan B uygulamaları arasında pH değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır. Şekil 4.62.'de B uygulamalarında belirlenen toprak pH değerlerinin ortalamaları verilmektedir.



Şekil 4.62. B uygulamaları sonucu pH değerleri değişimi.

B uygulamalarında, Kontrole göre 1. ve 2. uygulamalarda pH değeri daha fazla belirlenmiştir. 3. uygulamalarda tekrar Kontrol seviyesine değerlerin inmiş olduğu görülmektedir. B uygulamalarına ait pH değerleri 7.70-7.80 aralığında olduğundan orta alkali olarak sınıflandırılmaktadır. Kontrol pH değeri de orta alkali olarak değerlendirilse de B uygulamaları ile alkalilik derecesinin arttığı görülmektedir.

Na_2SO_4 uygulamalarının toprak pH değerleri üzerine etkisi $p=0,0001<0.05$ olduğundan Na_2SO_4 uygulamaları arasında pH değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır. Şekil 4.63.'de Na_2SO_4 uygulamalarında toprak pH değerleri verilmektedir.

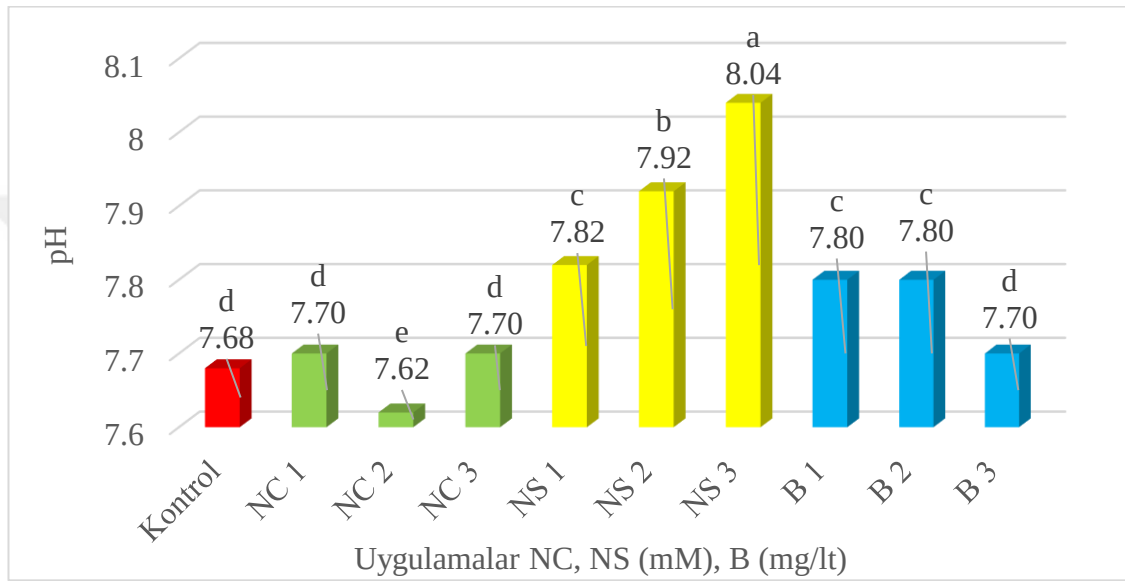


Şekil 4.63. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak pH değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarında, toprak pH değerleri bakımından değerlendirme yapıldığında; tüm uygulama dozlarında Kontrole göre artış olduğu görülmektedir.

Uygulama dozlarının artmasıyla, Kontrole kıyasla belirlenen artışın devam ettiği gözlenmektedir. Dolayısıyla Kontrole kıyasla en yüksek değer 8,02 ile 3. uygulamalarda belirlenmiştir. Uygulamalarda bulunan pH değerleri 7.82-8.04 aralığında olduğundan, orta alkali sınıfında değerlendirilmişlerdir. Uygulamalar ile Kontrole göre doz artışıyla birlikte, alkalilik derecesinin de arttığı anlaşılmaktadır.

Tüm uygulamaların toprak pH değerleri üzerine etkisine bakıldığında $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında pH değerleri bakımından istatistiki farklılık bulunmaktadır. Şekil 4.64.'de uygulamalar arasındaki pH değişimlerine ait ortalama değerler verilmektedir.

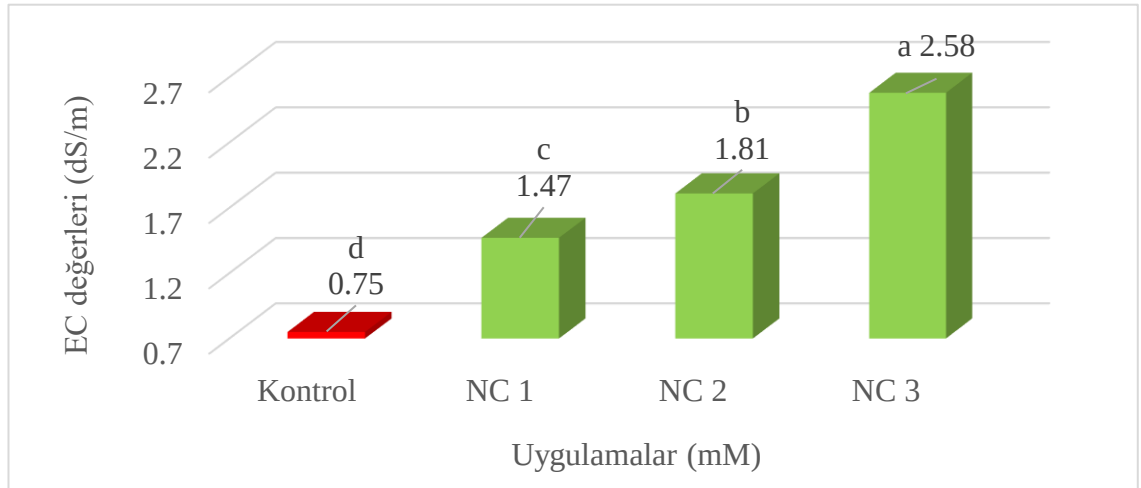


Şekil 4.64. Uygulamalar sonucu toprak pH değerleri değişimi.

Şekil 4.64. incelendiğinde, NaCl 2 uygulamaları hariç diğer tüm uygulamalarda pH değerlerinde, Kontrole göre artışlar olduğu görülmektedir. En yüksek pH değerleri Na₂SO₄ uygulamalarında belirlenmiştir. Na₂SO₄ uygulamalarından sonra B uygulamaları gelmektedir. Na₂SO₄ uygulamalarında doz artışıyla pH değerleri de artarken, B uygulamalarında doz artışıyla birlikte pH değerlerinde azalma görülmüştür. NaCl uygulamalarında diğer uygulamalara göre pH değerleri daha düşük bulunmuştur. Uygulamalar arasında en yüksek pH değeri 150 mM Na₂SO₄ uygulamasında 8.04 olarak belirlenmiş olup, en düşük pH değeri 100 mM NaCl uygulamasında 7.62 olarak belirlenmiştir. Genel olarak bakıldığında, pH değerleri 7.60 ile 8.10 arasında olduğundan örneklerin tümü orta alkali olarak değerlendirilmiştir.

4.17. Toprak EC Değerleri

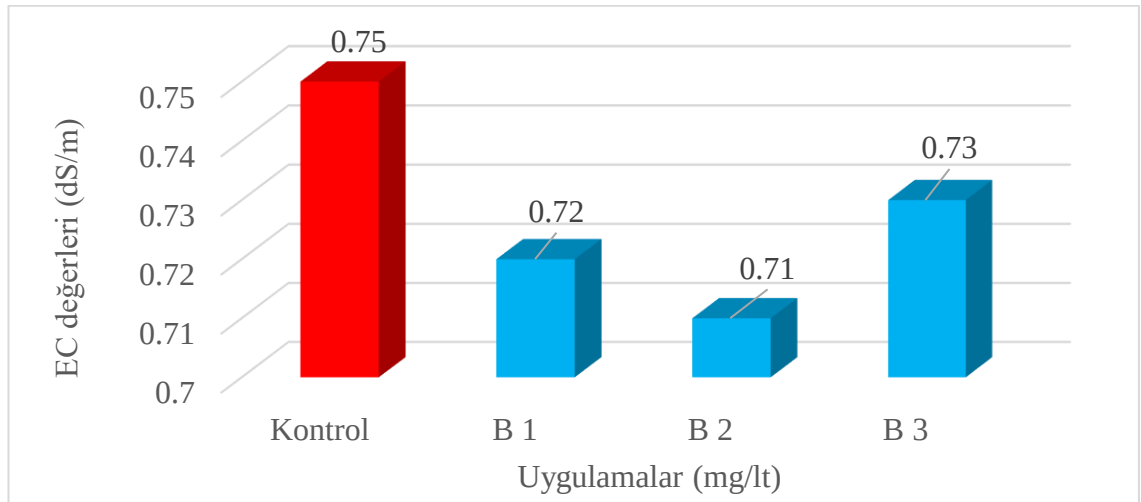
NaCl uygulamalarının toprak EC değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan, NaCl uygulamaları arasında EC değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır. Şekil 4.62.'de NaCl uygulamalarında toprak EC değerleri verilmektedir.



Şekil 4.65. NaCl uygulamaları sonucu toprak EC değerleri değişimi.

NaCl uygulamalarında doz artışıyla beraber EC değerlerinin Kontrole göre yükseldiği görülmektedir. Kontrole kıyasla 1. uygulamalar ile artan değerler, 3. uygulamalarda en yüksek değerlerde belirlenmiştir. Kontrol 0,75 dS/m değerinde iken 3. uygulamalar ile 2,58 dS/m değerine çıkmıştır. Genel olarak yapılan NaCl uygulamaları ile EC değerlerinin yükselmiş olduğu anlaşılmaktadır.

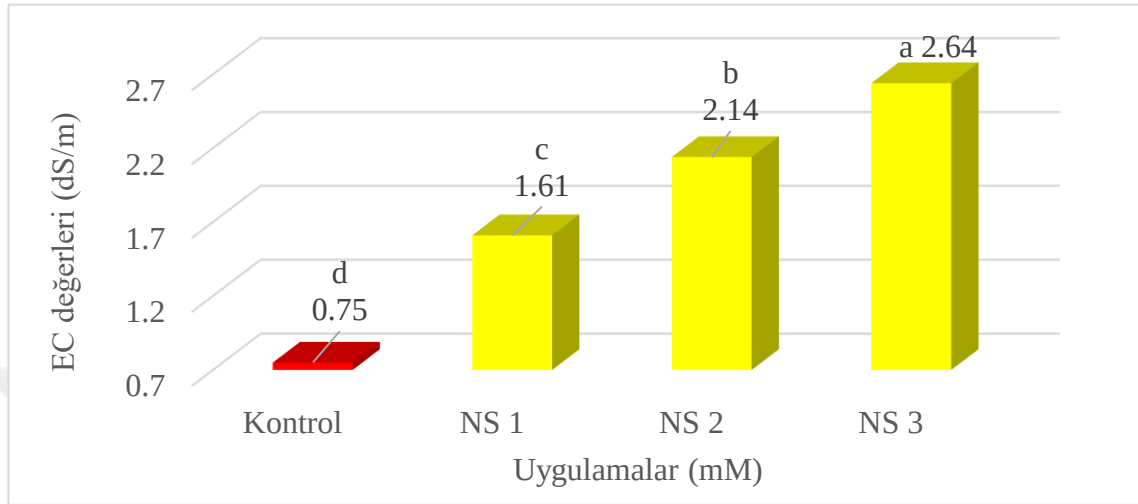
B uygulamalarının toprak EC değerleri üzerine etkisi $p=0.956>0.05$ olduğundan B uygulamaları arasında EC değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmamaktadır. Şekil 4.63.'de B uygulamalarında tespit edilen ortalama toprak EC değerleri verilmektedir.



Şekil 4.66. B uygulamaları sonucu toprak EC değerleri değişimi.

B uygulamaları ile EC değerleri az da olsa Kontrol değerlerinin altına inmiştir. Yapılan B uygulamalarının EC değeri üzerine pek etkisinin olmadığı anlaşılmaktadır. Değerler 0,71 ile 0,75 dS/m aralığında değişmektedir.

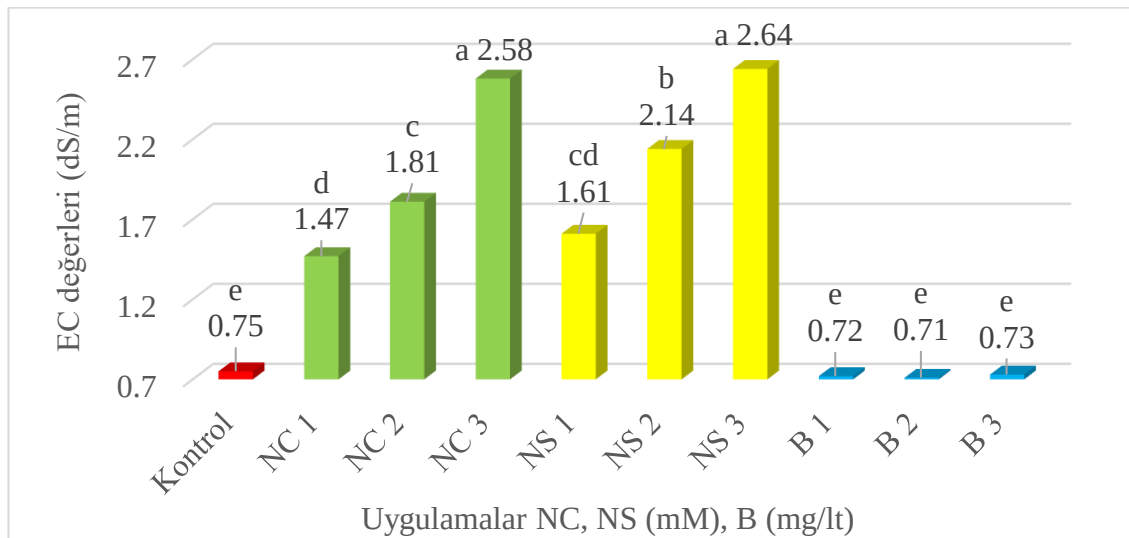
Na_2SO_4 uygulamalarının toprak EC değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan, Na_2SO_4 uygulamaları arasında EC değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır. Şekil 4.64.'de Na_2SO_4 uygulamaları sonucu topraktaki EC değerlerinin ortalamaları verilmektedir.



Şekil 4.67. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak EC değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarında topraktaki EC değerlerinin, Kontrole göre artış gösterdiği görülmektedir. Kontrol değeri 0,75 dS/m iken 1. uygulamalar ile değerler 1,61 dS/m'ye, 2. uygulamalar ile değerler daha da artarak 2,14 dS/m çıkmıştır. 3. uygulamalar sonucu ise Kontrole göre en yüksek değer olan 2,64 dS/m bulunmuştur. Genel olarak Na_2SO_4 uygulamaları ile EC değerlerinde artış sağlanmıştır.

Tüm uygulamaların toprak EC değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında EC değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır. Şekil 4.65.'de uygulamalar sonucu toprak EC değerleri değişimi verilmektedir.

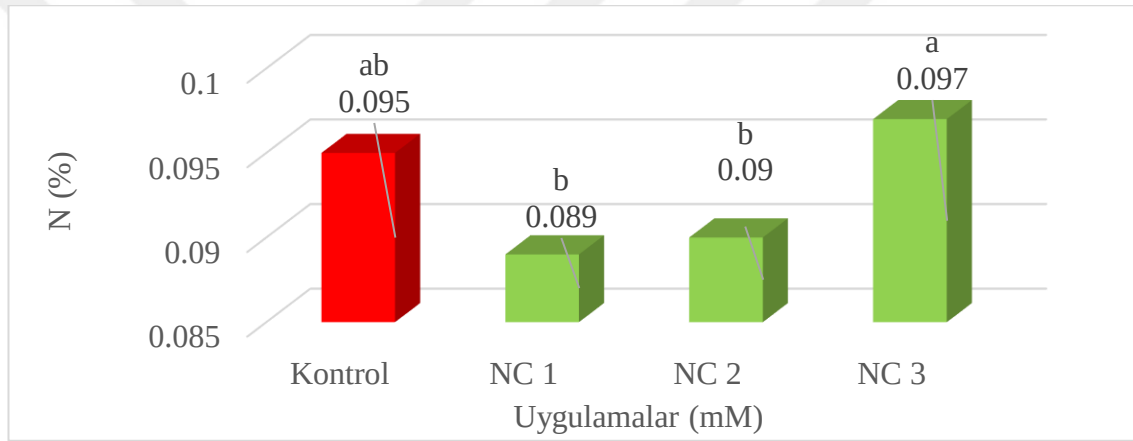


Şekil 4.68. Uygulamalar sonucu toprak EC değerleri değişimi.

Şekil 4.68.'e bakıldığında B uygulamaları hariç diğer uygulamalar sonucunda EC değerlerinin, Kontrol değerlerinin üstüne çıktığı görülmektedir. B uygulamalarının EC değerleri üzerine pek bir etkisinin olmadığı anlaşılmaktadır. NaCl ve Na₂SO₄ uygulamalarında ise uygulama dozlarının artmasıyla beraber EC değerlerinin de, Kontrol değerlerine göre artmış olduğu gözlenmektedir. Kontrole kıyasla en yüksek EC değerleri NaCl ile Na₂SO₄'ın 3. uygulamalarında belirlenmiştir. Genel olarak, Kontrole göre en fazla artış gösteren uygulamalar, Na₂SO₄ uygulamaları olarak tespit edilmiştir. Na₂SO₄ uygulamaları, NaCl uygulamalarına göre toprakta daha çok EC oluşumuna neden olmuştur.

4.18. Toprak N Değerleri

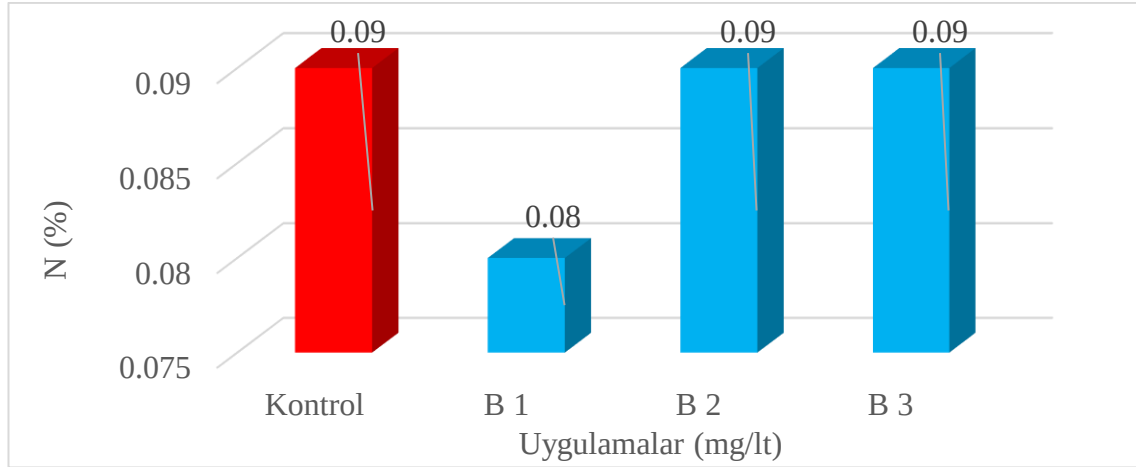
Yapılan NaCl uygulamalarının, toplam N üzerine etkisi $p=0.025<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, toplam N bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır. Şekil 4.69.'da NaCl uygulamaları sonucunda toprakta N değerlerinde meydana gelen değişimler verilmektedir.



Şekil 4.69. NaCl uygulamaları sonucu toprakta N değerleri değişimi.

Kontrole göre NaCl uygulamalarının 1. ve 2. uygulamalarında N değerleri azalma göstermiştir. Uygulanan NaCl dozunun artmasıyla 3. uygulamalarda belirlenen N değerleri tekrar Kontrol seviyelerine gelmiştir.

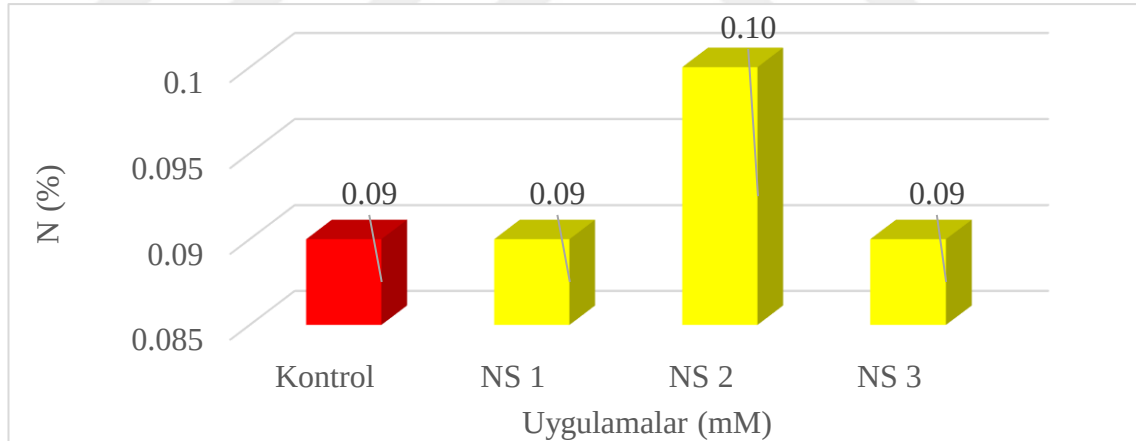
Şekil 4.70.'de B uygulamaları arasındaki ortalama toplam N % değerleri verilmektedir. B uygulamalarının toplam N üzerine etkisi $p=0.17>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, toplam N bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.70. B uygulamaları sonucu toprakta N değerleri değişimi.

B uygulamalarına bakıldığında elde edilen değerlerin, Kontrol değerleri ile aynı seviyede kaldığı görülmektedir. 1. uygulamalarda, Kontrole göre az bir düşüş gözlenmiştir. Genel olarak B uygulamalarının, topraktaki N değerleri üzerine olumlu ya da olumsuz pek bir etkisi olduğu söylenemez.

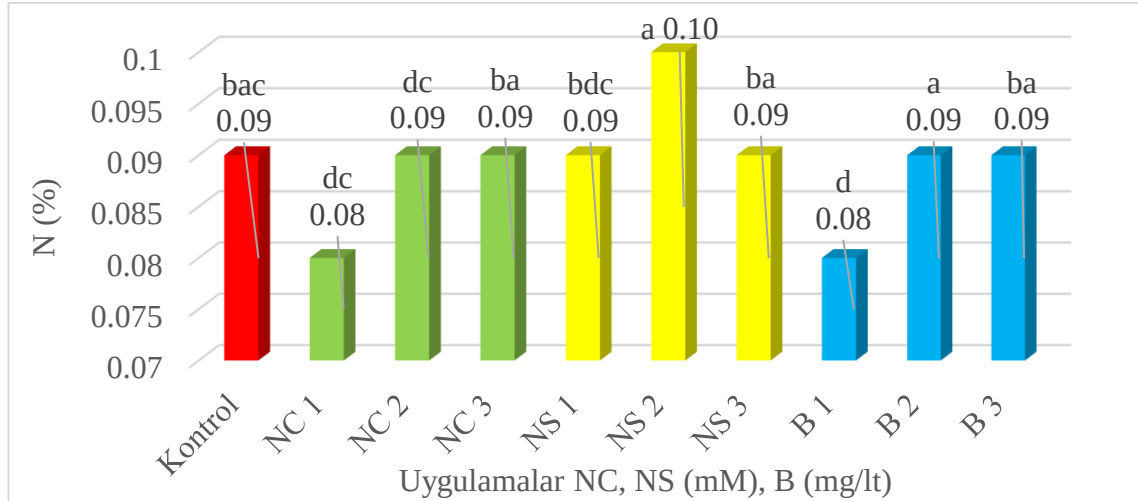
Şekil 4.71.'de Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki ortalama toplam N % değerleri verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının toplam N üzerine etkisi $p=0.044<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, toplam N bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.71. Na_2SO_4 uygulamalarında toprakta N değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamaları sonucu bulunan N değerlerinin, Kontrol değerleriyle aynı seviyelerde olduğu görülmektedir. Sadece 2. uygulamalar ile Kontrol değerinin üzerine çıkmıştır. Yapılmış olan Na_2SO_4 uygulamalarının, topraktaki N değerleri üzerine herhangi bir etkisi olmamıştır.

Şekil 4.72.'de tüm uygulamalar arasındaki ortalama toplam N % değerleri verilmektedir. Uygulamaların toplam N üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, toplam N bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



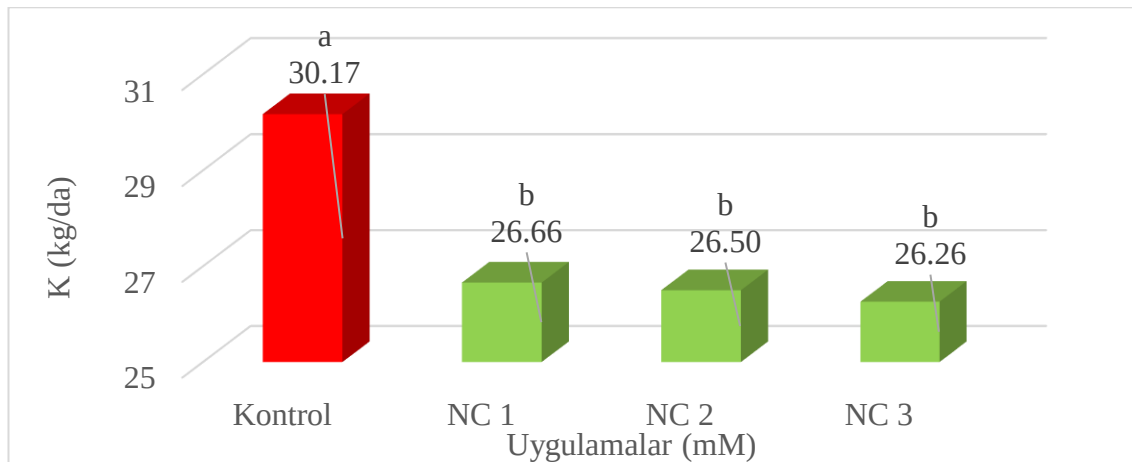
Şekil 4.72. Uygulamalar sonucu toprakta N değerleri değişimi.

Şekil 4.72.'ye göre uygulamalar arasında toprak N değerlerinin, Kontrol değerlerine yakın değerler olduğu anlaşılmaktadır. Na_2SO_4 2 uygulamalarında N değerinin arttığı, NaCl 1 ve B 1 uygulamalarında ise Kontrole göre azalma olduğu görülmektedir. Genel olarak değerler %0,045-0,09 aralığında olduğundan N değeri azdır. 0,09-0,17 aralığındaki değerlerde ise N değerleri yeterli kabul edilmektedir (FAO 1990).

Arslan vd. (2018), yapmış oldukları çalışmada; yoğun tarımsal üretim ortamı olarak kullanılan çalışma alanı topraklarının toplam azot miktarının %0.06 ile % 0.33 arasında değişim gösterdiğini, 174 toprak örneğinin toplam azot değerlerinin ortalama olarak yeterli ve fazla sınıf aralığına girdiğini belirtmişlerdir.

4.19. Toprak K Değerleri

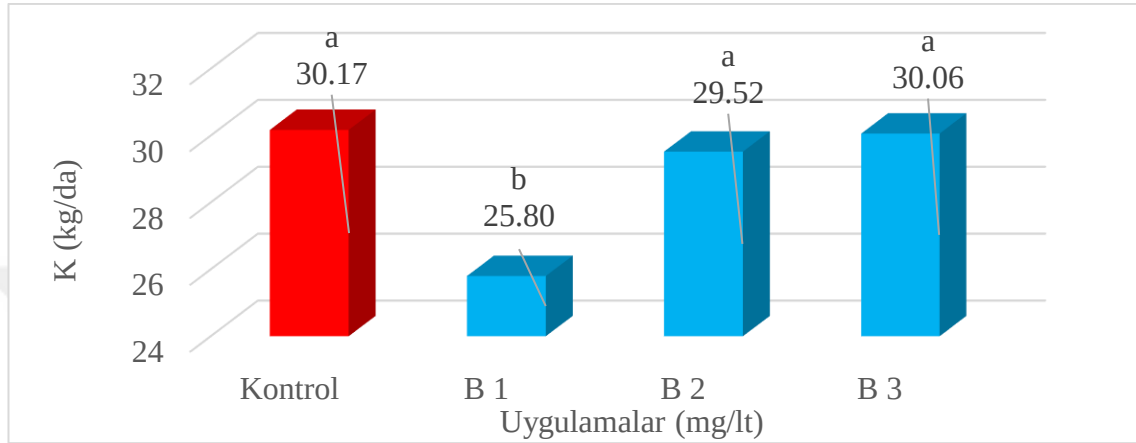
NaCl uygulamaları arasında bitkiye yararışlı K değerleri Şekil 4.73.'de verilmektedir. NaCl uygulamalarının, bitkiye yararışlı K değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitkiye yararışlı K değerleri bakımından farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.73. NaCl uygulamaları sonucu toprakta K değerleri değişimi.

NaCl uygulamaları ile Kontrole göre toptak K değerlerinin aynı oranlarda azalmış olduğu görülmektedir. Kontrol değeri 30,17 kg/da iken uygulamalar ile değerler 26,50-26,66 kg/da aralığında yer almıştır. Yapılmış olan NaCl uygulamaları, topraktaki K değerlerinin azalmasına neden olmuştur.

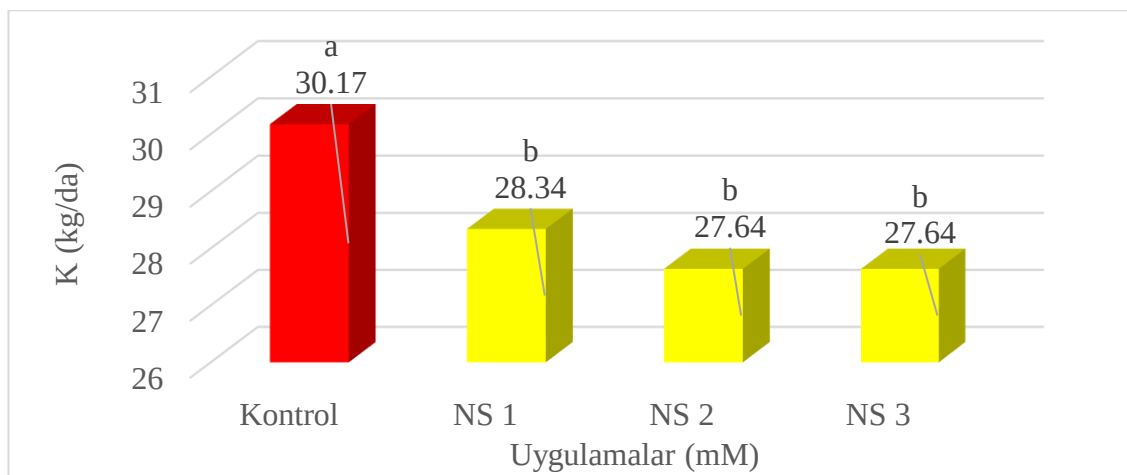
Şekil 4.74.'de B uygulamaları arasındaki ortalama K değerleri verilmektedir. B uygulamalarının toplam K değeri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, toplam K bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.74. B uygulamaları sonucu toprakta K değerleri değişimi.

B uygulamalarıyla toprakta K değerlerinin 1. uygulamalar ile azaldığı, 2. ve 3. uygulamalarda ise Kontrol değerleriyle aynı seviyelerde kaldığı görülmektedir. Yapılan B uygulamalarının, toprağın K içeriği üzerine etkisi önemli değildir.

Şekil 4.75.'de Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki ortalama K değerleri verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının toplam K değeri üzerine etkisi $p=0.002<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında, toplam K bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.

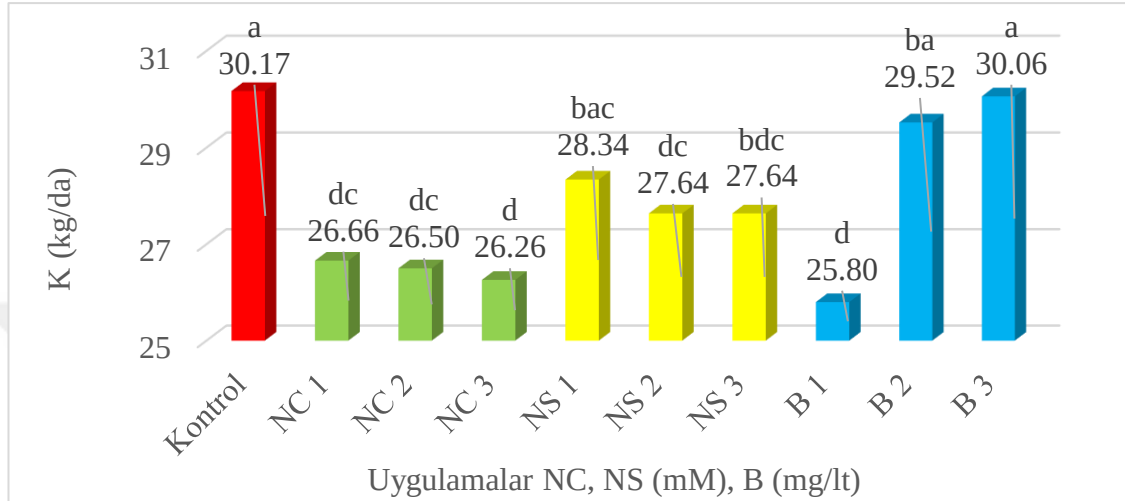


Şekil 4.75. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak K değerlerinin değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarıyla topraktaki K değerlerinin, hemen hemen aynı oranlarda Kontrol değerlerinin altına indiği görülmektedir. Kontrol değeri 30,17 kg/da iken

uygulamalar ile 27,64 kg/da değeri elde edilmiştir. Genel olarak uygulamalar ile K değerlerinde bir azalma söz konusudur.

Şekil 4.76.'da tüm uygulamalar arasında bitkiye yarıyışlı K değerleri verilmektedir. Uygulamaların, bitkiye yarıyışlı K değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında bitkiye yarıyışlı K bakımından istatistiksel farklılık bulunmaktadır.



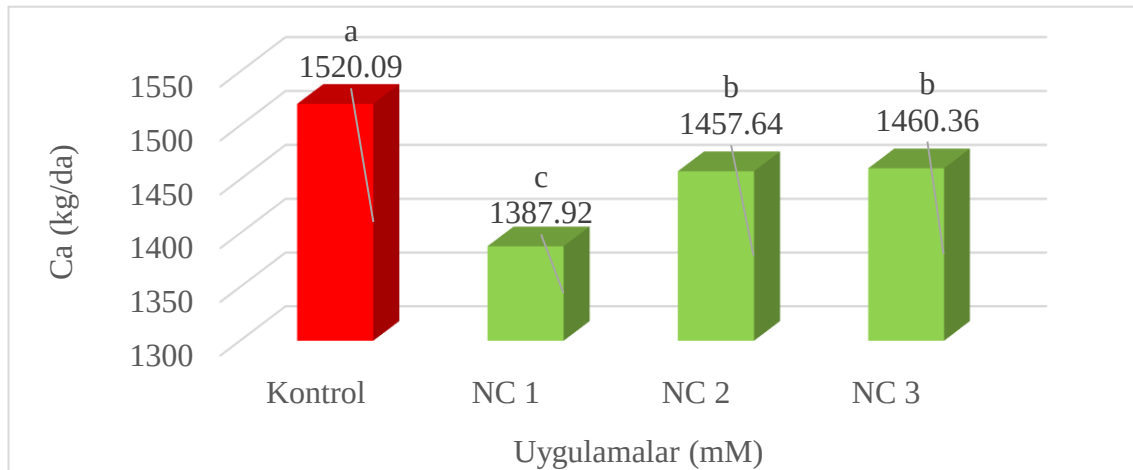
Şekil 4.76. Uygulamalar sonucu toprak K değerleri değişimi.

Uygulamalar K değerleri bakımından karşılaştırıldığında, Kontrole göre B uygulamalarının 2. ve 3. uygulamalarında K değerlerinin Kontrole yakın değerlerde kaldığı görülmektedir. Uygulamalar arasında en yüksek K içeriği B 3 uygulamalarında belirlenmiştir. Na_2SO_4 ve NaCl uygulamalarında K değerleri, Kontrol değerinin altındadır. Kontrol değerine göre en düşük değerler NaCl uygulamaları ile elde edilmiştir.

Arslan vd. (2018), çalışmalarını yürüttükleri alanda yer alan toprakların K içeriklerini 149.78 mg kg⁻¹ ile 1395.80 mg kg⁻¹ olarak belirlemiş olup, sınır aralık değerlerine göre toprakları K bakımından yeterli ve çok fazla olarak sınıflamışlardır.

4.20. Toprak Ca değerleri

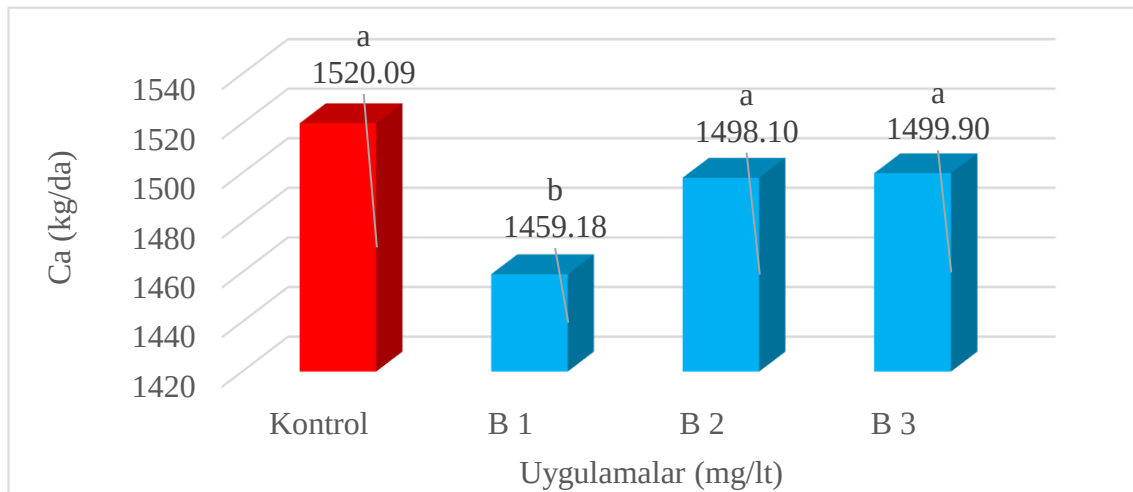
NaCl uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir Ca değerleri ortalamaları Şekil 4.77.'de verilmiştir. NaCl uygulamalarının Ca değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir Ca bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.77. NaCl uygulamaları sonucu toprak Ca değerleri değişimi.

NaCl uygulamaları ile toprak Ca değerlerinin, Kontrole göre azalma göstermiş olduğu anlaşılmaktadır. Azalmanın en fazla 1. uygulamalarda olduğu görülmektedir. Kontrol toprağındaki Ca değeri 1520,09 kg/da iken, 1. uygulamada elde edilen Ca değeri 1387,92 kg/da olarak bulunmuştur.

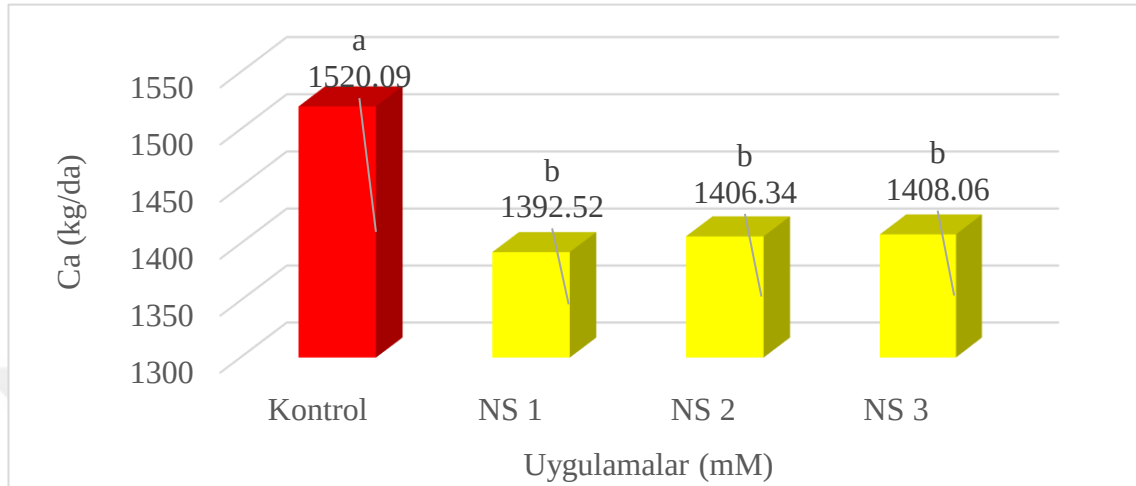
Şekil 4.78.'de B uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir Ca değerleri ortalama olarak verilmiştir. B uygulamalarının Ca değerleri üzerine etkisi $p=0.004<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir Ca bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.78. B uygulamaları sonucu toprak Ca değerleri değişimi.

B uygulamalarıyla toprak Ca değerinin, Kontrole göre azaldığı görülmektedir. NaCl uygulamalarında olduğu gibi, benzer bir şekilde 1. uygulamalarda Kontrole göre en çok gerileme gözlenmiş olup, 2. ve 3. uygulamalarda hemen hemen aynı oranlarda Kontrol seviyesinden bir gerileme olduğu görülmektedir. Topraktaki Ca değeri, 1. uygulamalar sonucunda 1459,18 kg/da olarak bulunmuştur.

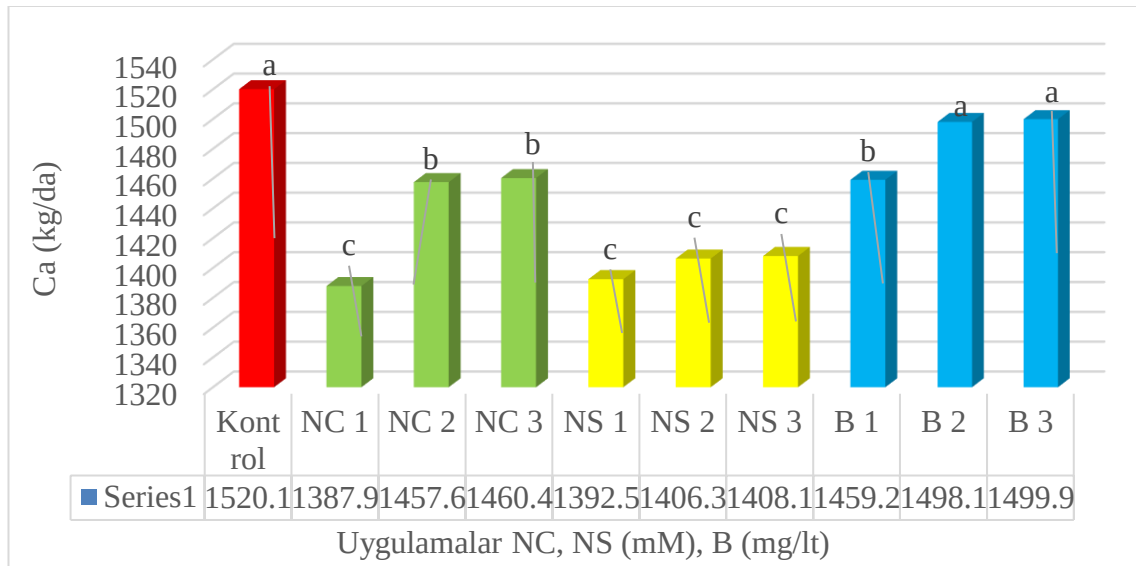
Şekil 4.79’da Na_2SO_4 uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir Ca değerleri ortalama olarak verilmiştir. Na_2SO_4 uygulamalarının Ca değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir Ca bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.79. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak Ca değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarıyla toprak Ca değerlerinin, Kontrole göre azalmış olduğu görülmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarındaki Ca değerleri birbirine yakın değerlerde belirlenmiş olup, değerler 1392,52 kg/da ile 1408,06 kg/da aralığındadır.

Şekil 4.80.’de tüm uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir Ca değerleri ortalamaları verilmiştir. Uygulamaların Ca değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir Ca bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.

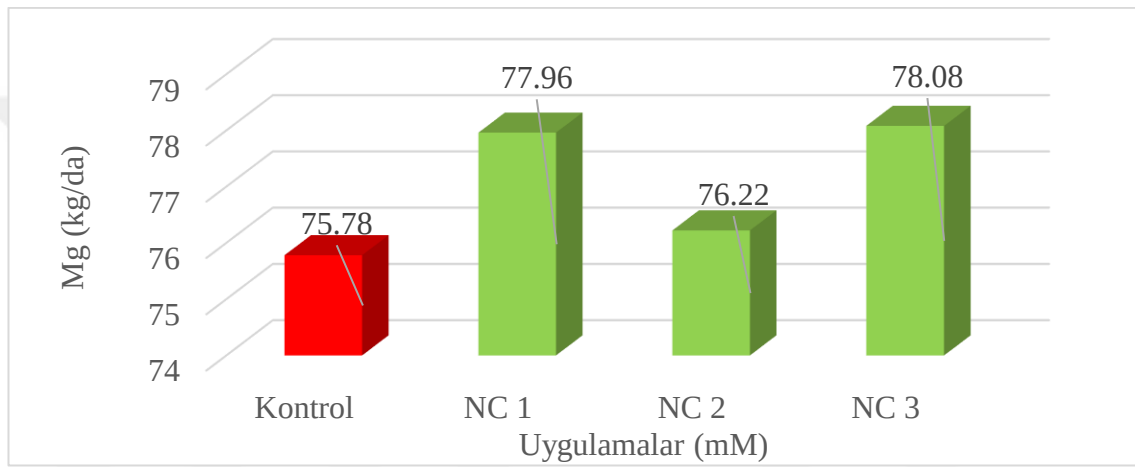


Şekil 4.80. Uygulamalar sonucu toprak Ca değerleri değişimi.

Şekil 4.80.'e bakıldığında, uygulamalar arasında, Kontrole göre Na_2SO_4 uygulamalarında Ca değerlerinin daha az olduğu görülmektedir. B uygulamalarında Ca değerleri, Kontrol seviyesine yakın kalmıştır. Tüm uygulamalarda Ca değerlerinin Kontrole göre azalmış olduğu gözlemlenmektedir. Genel olarak değerlendirildiğinde en yüksek Ca içeriği Kontrolde 1568.7 kg/da bulunmaktadır. Uygulamalar arasında Ca içeriği bakımından Kontrol>B>NaCl> Na_2SO_4 şeklinde sıralama yapılabilir.

4.21. Toprak Mg değerleri

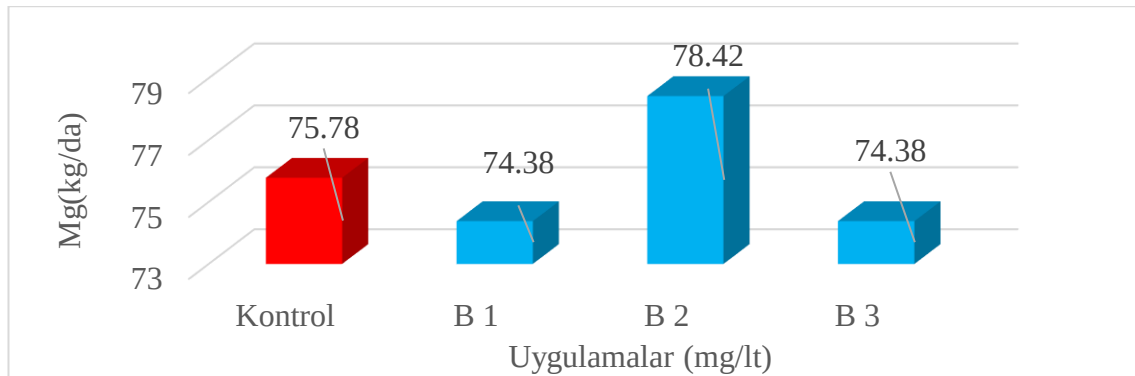
NaCl uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir Mg değerlerinin ortalamaları Şekil 4.78.'de verilmektedir. NaCl uygulamalarının ekstrakte edilebilir Mg içeriği üzerine etkisi $p=0.583>0.05$ olduğundan, uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir Mg içeriği bakımından istatistiksel bakımdan farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.81. NaCl uygulamaları sonucu toprak Mg değerleri değişimi.

NaCl uygulamaları ile toprak Mg değerlerinin, Kontrole göre artış gösterdiği görülmektedir. Kontrole kıyasla en yüksek değerler, 3. uygulamalarda bulunmuştur. Genel olarak yapılan NaCl uygulamaları ile Mg değerinde artış meydana gelmiştir.

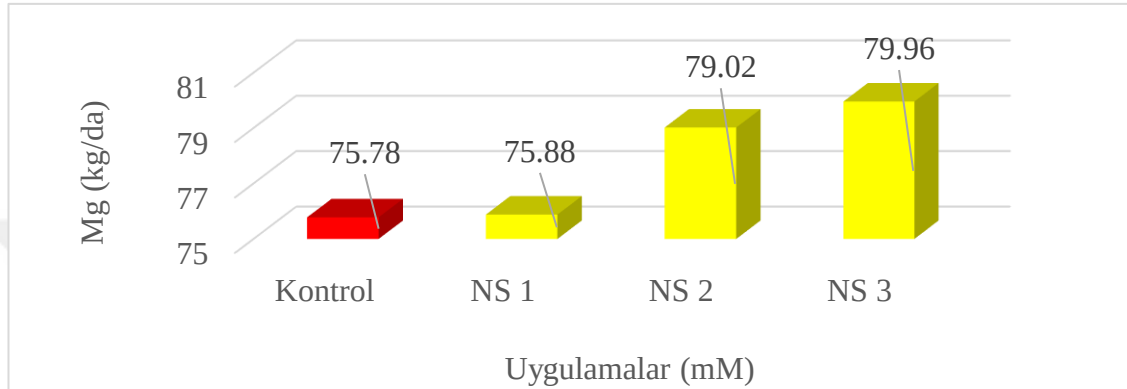
Şekil 4.82.'de B uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir Mg değerlerinin ortalamaları verilmektedir. B uygulamalarının ekstrakte edilebilir Mg içeriği üzerine etkisi $p=0.348>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir Mg içeriği bakımından istatistiksel bakımdan farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.82. B uygulamaları sonucu toprak Mg değerleri değişimi.

B uygulamalarında, Kontrole göre 2. uygulamalarda Mg değerlerinin artmış olduğu görülmektedir. Diğer uygulamalarda aynı oranlarda, Kontrole yakın değerlerde bir azalma olduğu gözlenmektedir. Belirlenen Mg değerleri 74,38 kg/da ile 78,42 kg/da aralığında değişmektedir.

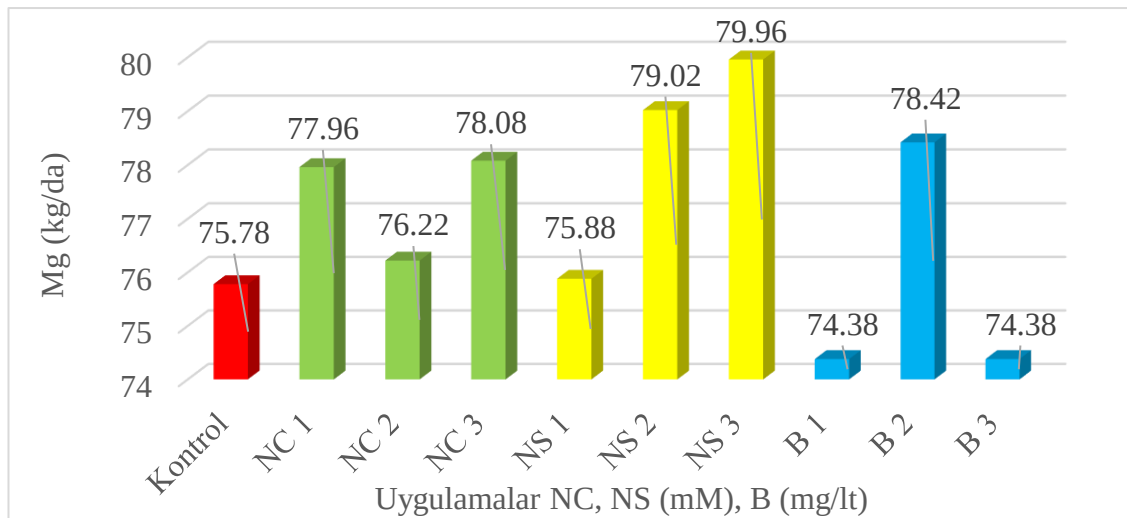
Şekil 4.83.'de Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir Mg değerlerinin ortalamaları verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının ekstrakte edilebilir Mg içeriği üzerine etkisi $p=0.447>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir Mg içeriği bakımından istatistiksel bakımdan farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.83. Na_2SO_4 uygulamalarında toprakta Mg değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarıyla, topraktaki Mg değerlerinin Kontrole göre arttığı görülmektedir. Söz konusu artış, doz artışıyla beraber devam etmiştir. Kontrole göre en yüksek Mg değerleri 3. uygulamalarda 79,96 kg/da olarak bulunmuştur.

Şekil 4.84.'de tüm uygulamalar arasındaki ekstrakte edilebilir Mg değerlerinin ortalamaları verilmektedir. Uygulamaların ekstrakte edilebilir Mg içeriği üzerine etkisi $p=0.33>0.05$ olduğundan uygulamalar arasında Mg içeriği bakımından istatistiksel bakımdan farklılık bulunmamaktadır.

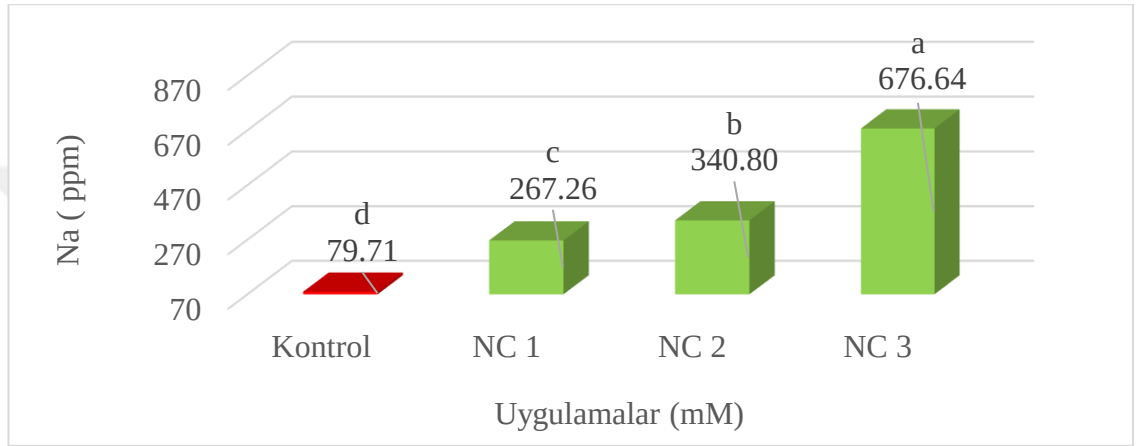


Şekil 4.84. Uygulamalar sonucu toprakta Mg değerleri değişimi.

Şekil 4.84. incelendiğinde, Kontrole göre genelde değerlerin artmış olduğu görülmektedir. Özellikle, Na_2SO_4 uygulamaları ile Mg değerlerinde artış olduğu gözlenmektedir.

4.22. Toprak Na Değerleri

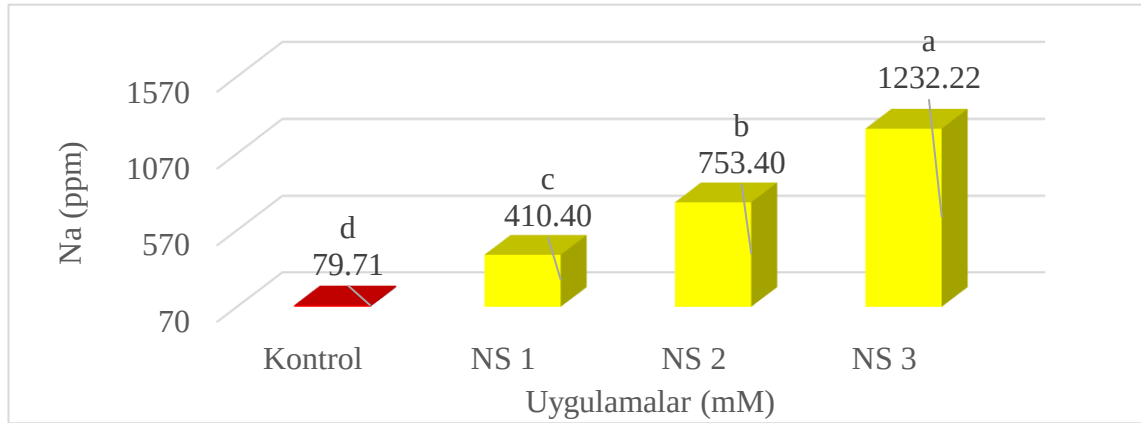
NaCl uygulamaları sonucunda elde edilen ekstrakte edilebilir Na değerlerinin ortalamaları Şekil 4.85.'de verilmektedir. NaCl uygulamalarının topraktaki ekstrakte edilebilir Na değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ düzeyinde olduğundan NaCl uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir Na değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.85. NaCl uygulamaları sonucu toprak Na değerleri değişimi.

NaCl uygulama dozlarının artmasıyla, Kontrole kıyasla Na değerlerinin artmış olduğu görülmektedir. Kontrol değeri 79,71 ppm iken 1. uygulamalarda 267,26 ppm'e yükselmiştir. 2. uygulamalar ile değerler artmaya devam ederek 340,8 ppm olarak belirlenmiştir. 3. uygulamalar ile Kontrole göre en yüksek değer olarak 676,64 ppm bulunmuştur.

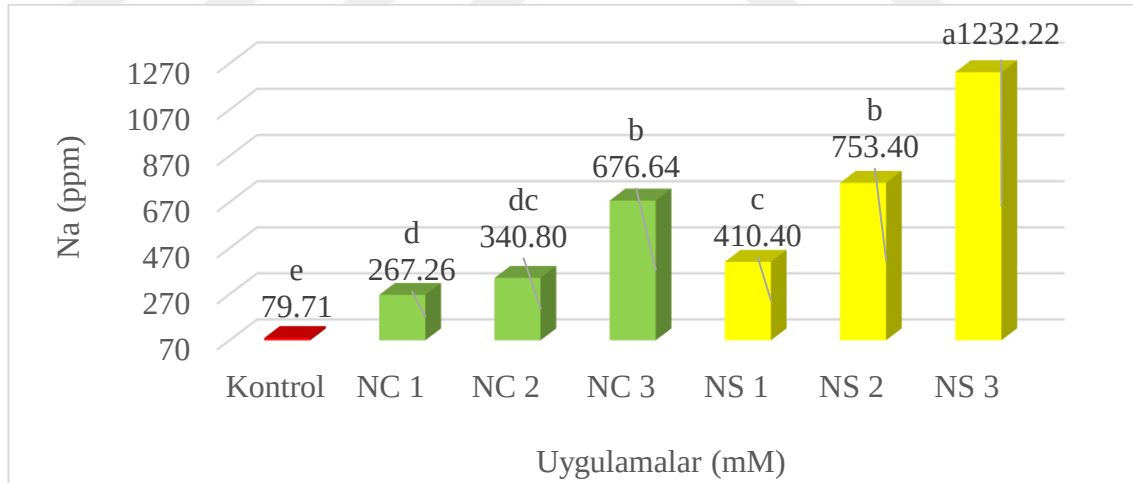
Şekil 4.86.'da Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir Na ortalama değerleri verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının topraktaki ekstrakte edilebilir Na değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ düzeyinde olduğundan NaCl uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir Na değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.86. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak Na değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarıyla, Kontrole göre toprak Na değerlerinde artış olduğu görülmektedir. NaCl uygulamalarında olduğu gibi Na değerleri, uygulama dozlarının artmasıyla artış göstermiştir. Kontrole kıyasla en yüksek Na değerleri 3. uygulamalarda 1232,22 ppm olarak belirlenmiştir.

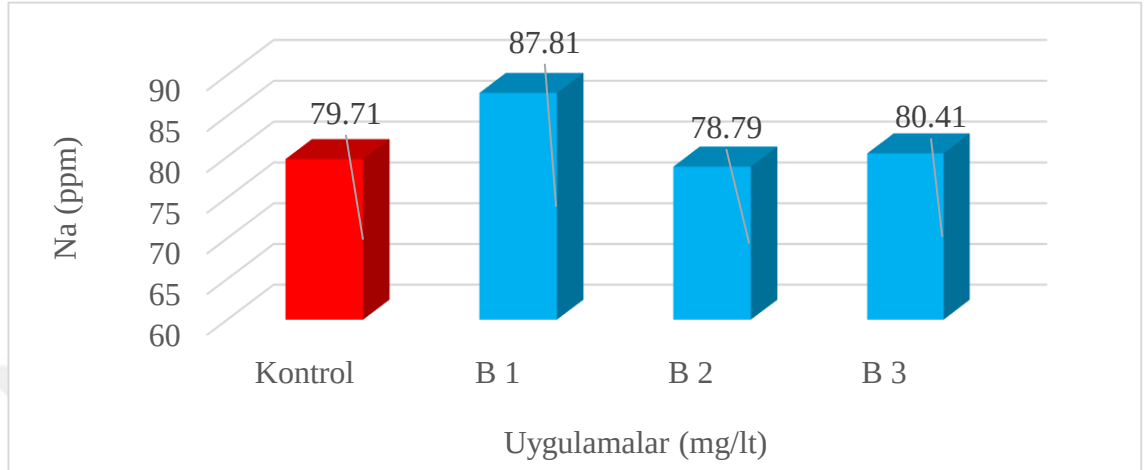
Şekil 4.87.'de NaCl ve Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir Na değerlerinin ortalamaları verilmektedir. NaCl ve Na_2SO_4 uygulamalarının topraktaki ekstrakte edilebilir Na değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ düzeyinde olduğundan NaCl uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir Na değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.87. NaCl ve Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak Na değerleri değişimi.

Şekil 4.87.'ye bakıldığında, yapılmış olan uygulamalar ile topraktaki Na değerlerinin, Kontrol değerlerinin üzerine çıkmış olduğu görülmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarında en yüksek değerler belirlenmiştir. Her iki uygulamada da, Kontrole kıyasla doz artışıyla beraber değerler artış göstermiştir. Değerler, NaCl uygulamalarının 3. uygulamasında 676,64 ppm iken Na_2SO_4 uygulamalarının 3. uygulamasında 1232,22 ppm'e yükselmiştir.

Şekil 4.88.'de B uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir Na ortalama değerleri verilmektedir. B uygulamalarının topraktaki ekstrakte edilebilir Na değerleri üzerine etkisi $p=0.634>0.05$ düzeyinde olduğundan, B uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir Na değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmamaktadır.

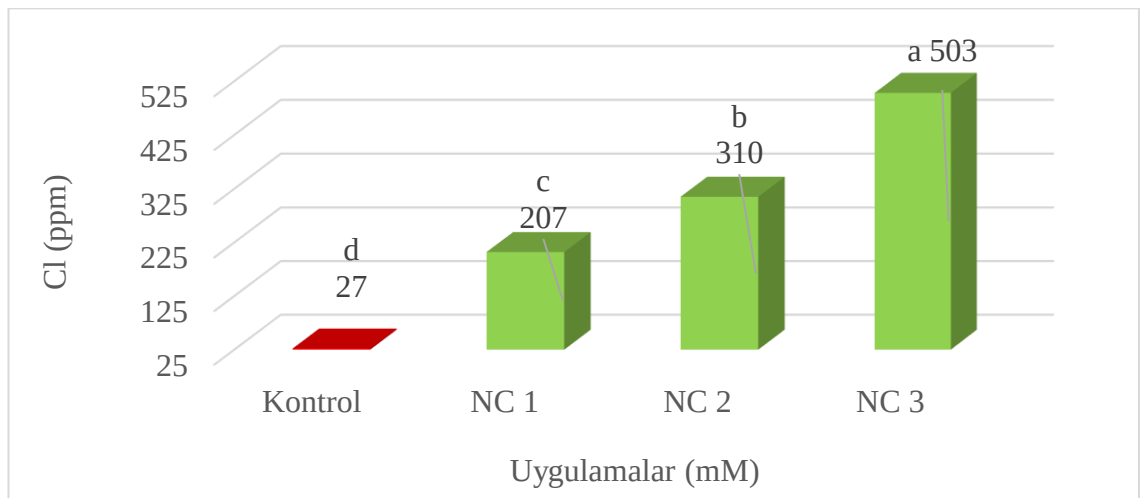


Şekil 4.88. B uygulamaları sonucu toprak Na değerleri değişimi.

B uygulamaları ile Kontrole göre 1. uygulamalarda bir artış gözlenmiştir. Elde edilen değerlerin 2. ve 3. uygulamalarda, Kontrol seviyesi civarında kaldığı görülmektedir. Uygulanan dozların artması ile topraktaki Na değerlerinde önemli bir değişiklik olmamıştır.

4.23. Toprak Cl değerleri

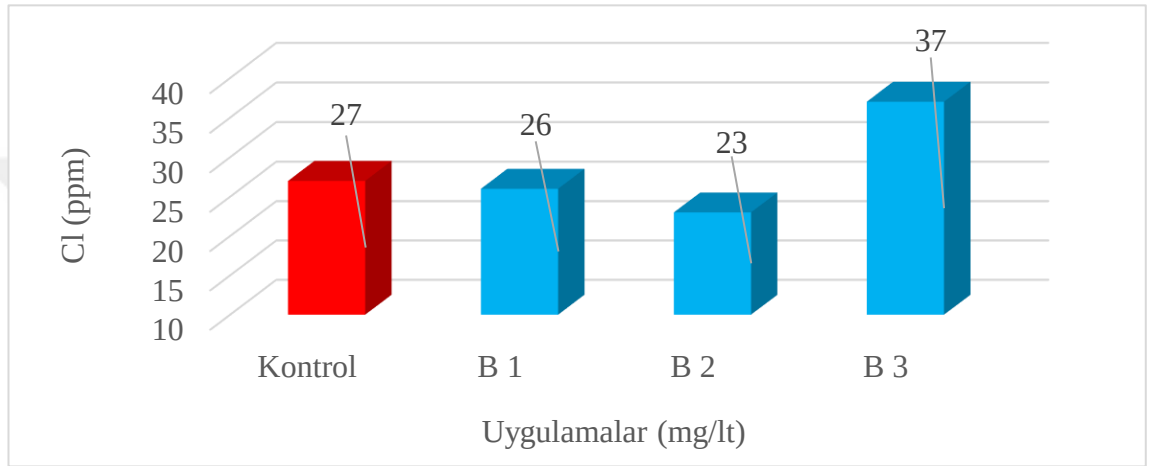
NaCl uygulamaları arasındaki eriyebilir Cl değerlerinin ortalamaları Şekil 4.89.'da verilmektedir. NaCl uygulamalarının topraktaki eriyebilir Cl değerleri üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan NaCl uygulamaları arasında toprakta eriyebilir Cl değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.89. NaCl uygulamaları sonucu toprak Cl değerleri değişimi.

NaCl uygulama dozlarının artmasıyla Cl değerlerinin arttığı görülmektedir. Tüm uygulamalarda belirlenen Cl değerleri, Kontrol değerlerinin üzerinde bulunmuştur. Kontrole göre en yüksek Cl içeriği 3. uygulamalarda 503 ppm olarak belirlenmiştir. En düşük Cl değerleri ise 1. uygulamalarda 207 ppm olarak bulunmuştur. Kontrol değeri ise 27 ppm'dir.

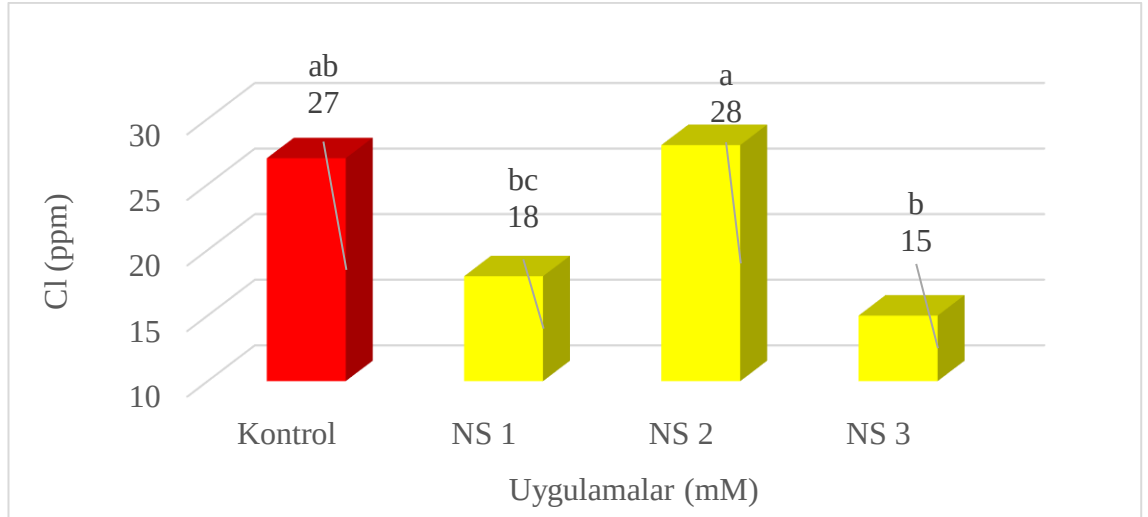
Şekil 4.90.'da B uygulamaları arasındaki eriyebilir Cl değerlerinin ortalamaları verilmektedir. B uygulamalarının topraktaki eriyebilir Cl değerleri üzerine etkisi $p=0.067>0.05$ olduğundan B uygulamaları arasında toprakta eriyebilir Cl değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.90. B uygulamaları sonucu toprak Cl değerleri değişimi.

B uygulamaları sonucu, 1. ve 2. uygulamalarda topraktaki Cl değerleri, Kontrol değerlerinin altına düşmüştür. 15 mg/lt olan 3. uygulamalarda ise Cl değerlerinde artış olduğu görülmektedir. Kontrol değeri 27 ppm iken 3. uygulamalarda 37 ppm olarak belirlenmiştir.

Şekil 4.91.'de Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki eriyebilir Cl değerlerinin ortalamaları verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının topraktaki eriyebilir Cl değerleri üzerine etkisi $p=0.013<0.05$ olduğundan Na_2SO_4 uygulamaları arasında toprakta eriyebilir Cl değerleri bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.

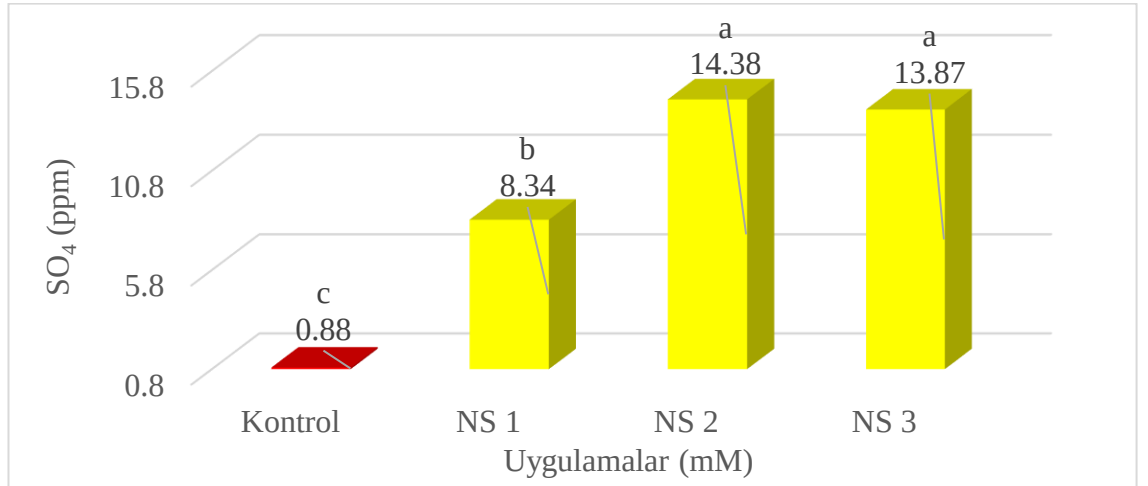


Şekil 4.91. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak Cl değerleri değişimi.

Şekile göre Na_2SO_4 uygulamaları ile 1. ve 3. uygulamalarda, Kontrole göre azalma olmuştur. Kontrol değeri 27 ppm iken 1. uygulamalarda 18 ppm, 3. uygulamalarda ise 15 ppm değerleri elde edilmiştir. Yapılan 2. uygulamalarda ise 28 ppm bulunmuş olup, belirlenen değerin hemen hemen Kontrol seviyesinde kaldığı anlaşılmaktadır.

4.24. Toprak SO_4 değerleri

Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir SO_4 değerlerinin ortalamaları Şekil 4.92.'de verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının, topraktaki ekstrakte edilebilir SO_4 içeriği üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan uygulamalar arasında ekstrakte edilebilir SO_4 değerleri açısından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.

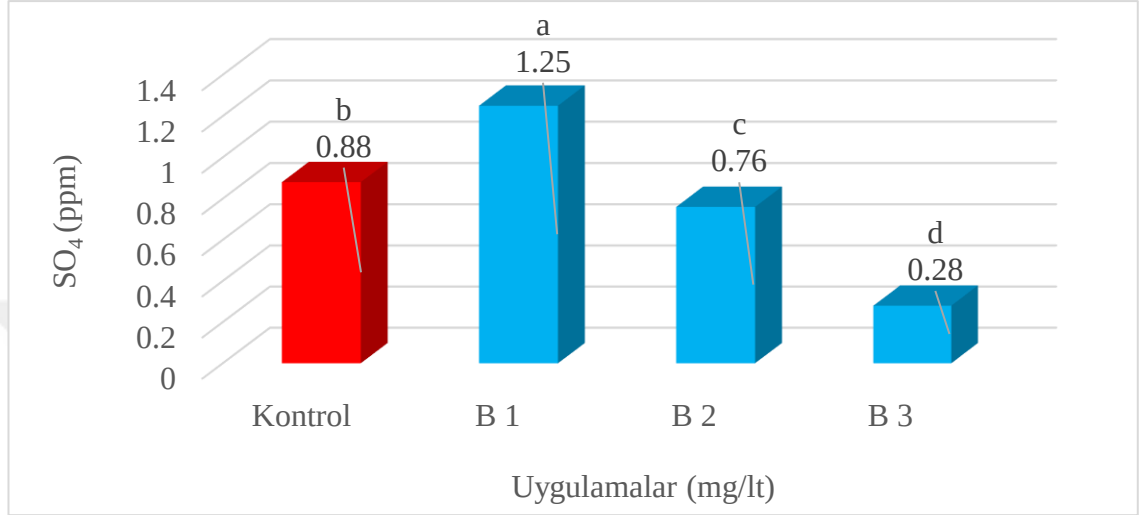


Şekil 4.92. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak SO_4 değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamaları sonucu belirlenmiş olan SO_4 değerleri, Kontrol değerlerinin üzerindedir. Uygulanan dozların artmasıyla, Kontrole göre kıyasla belirlenen değerler daha da artış göstermiştir. Kontrol değeri 0,88 ppm'dir. Uygulamalardan ilkinde 8,34 ppm, 2. uygulamalarda 14,38 ppm ve 3. uygulamalarda 13,87 ppm bulunmuştur.

Görüldüğü üzere, Kontrol değerine göre belirlenen en yüksek değer 2. uygulamalardadır. Belli bir seviyeden sonra değerde azalmanın başladığı görülmektedir.

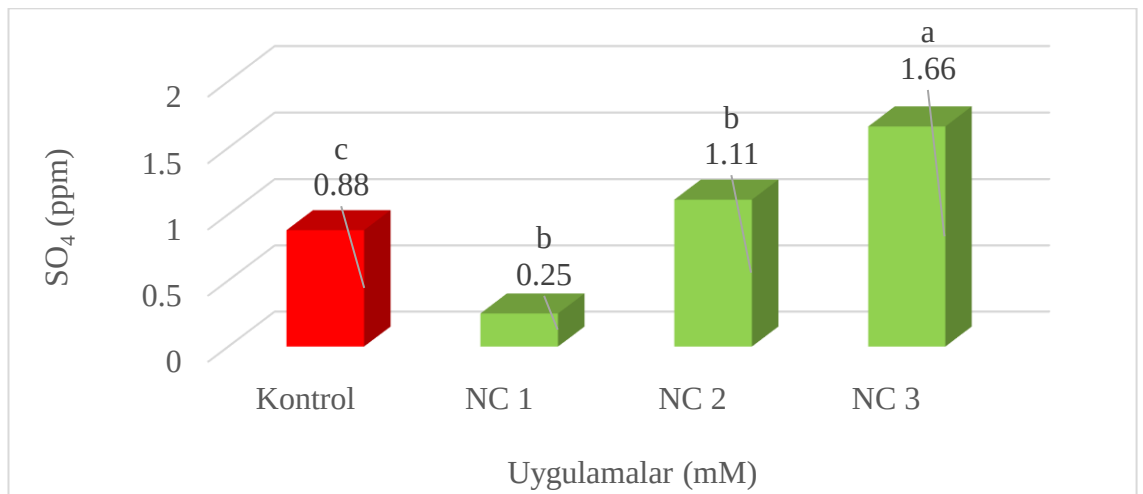
Şekil 4.93.'de B uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir SO_4 değerlerinin ortalamaları verilmektedir. B uygulamalarının, topraktaki ekstrakte edilebilir SO_4 içeriği üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan B uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir SO_4 değerleri açısından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.93. B uygulamaları sonucu toprak SO_4 değerleri değişimi.

B uygulamalarıyla toprak SO_4 değerleri, 1. uygulamalarda Kontrol değerinin üzerine çıkarken, 2. ve 3. uygulamalarda giderek azalma göstermiştir. Kontrol değeri 0,88 ppm iken 3. uygulamalar ile değerler 0,28 ppm'e kadar gerilemiştir. Yapılan uygulamaların, topraktaki SO_4 değerlerini azalttığı görülmektedir.

Şekil 4.94.'de NaCl uygulamaları arasındaki ekstrakte edilebilir SO_4 değerlerinin ortalamaları verilmektedir. NaCl uygulamalarının, topraktaki ekstrakte edilebilir SO_4 içeriği üzerine etkisi $p=0.0001<0.05$ olduğundan NaCl uygulamaları arasında ekstrakte edilebilir SO_4 değerleri açısından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.

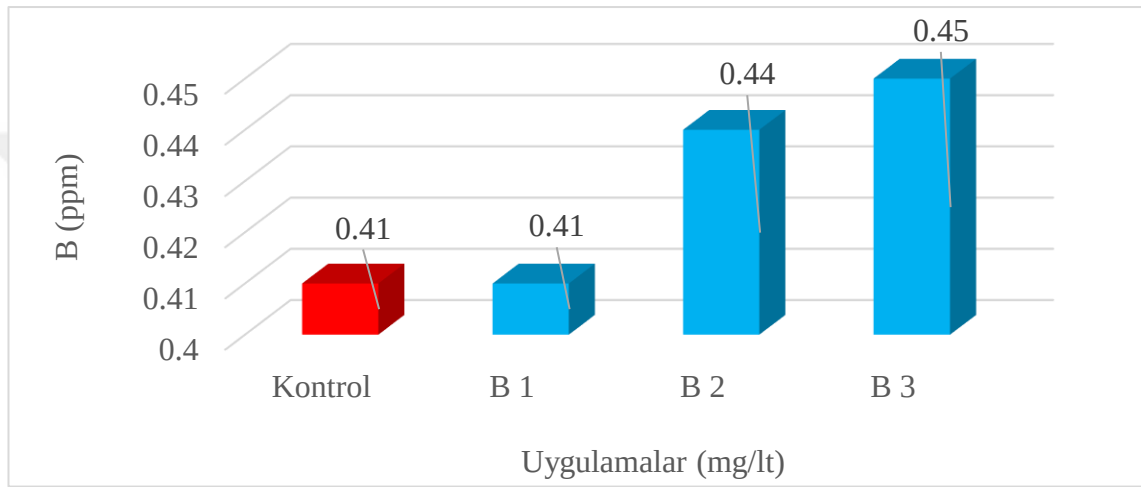


Şekil 4.94. NaCl uygulamaları sonucu toprak SO_4 değerleri değişimi.

NaCl uygulamaları sonucunda, 1. uygulamalarda Kontrol değerinin altına inildiği görülmektedir. Yapılan uygulama dozları arttıkça, belirlenen değerler Kontrol değerinin artarak üzerine çıkmıştır. Kontrol değeri 0,88 ppm iken 3. uygulama ile 1,66 ppm değerine yükselmiştir.

4.25. Toprak B Değerleri

B uygulamaları arasındaki bitkiye yarayışlı B ortalama değerleri Şekil 4.95.'de verilmektedir. B uygulamalarının bitkiye yarayışlı B içeriği üzerine etkisi $p=0.077>0.05$ olduğundan B uygulamaları arasında bitkiye yarayışlı B içeriği bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmamaktadır.



Şekil 4.95. B uygulamaları sonucu toprak B değerleri değişimi.

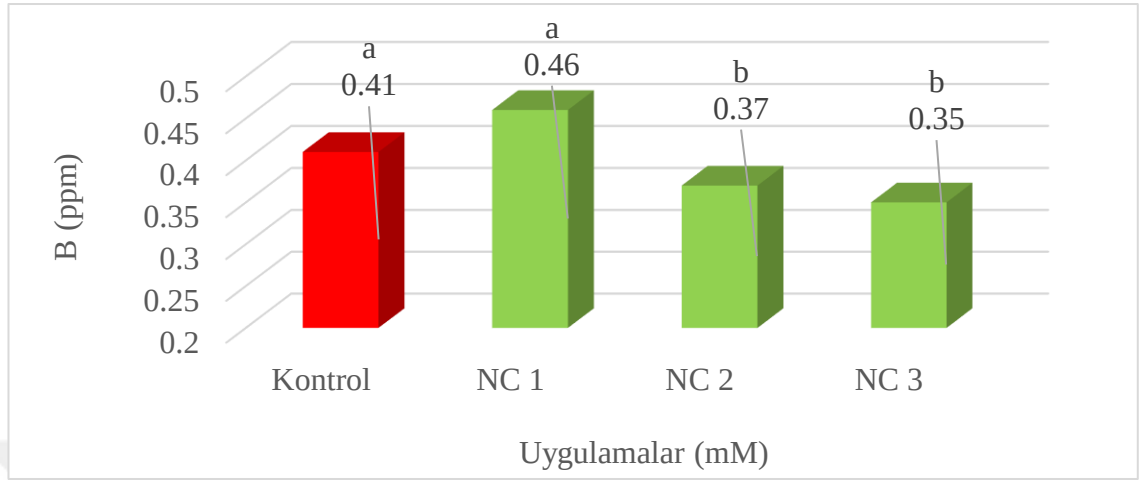
B uygulamalarının ilkinde belirlenen değerlerin, Kontrol seviyesinde kalmış olduğu görülmektedir. Yapılan 2. ve 3. uygulamalarda ise belirlenen değerlerin doz artışıyla artış gösterdiği anlaşılmaktadır. Uygulamalardan 3.'sünde belirlenen 0,45 ppm değeri, Kontrole göre belirlenmiş olan en yüksek değerdir.

Yadav vd. (1989) bor toksisitesinin, noksanlığı kadar yaygın olmasa da dünyanın kurak ve yarı kurak bölgelerinde büyük bir sorun oluşturduğunu bildirmişlerdir. Tuzluluk ve borun nohutun çimlenme, büyüme ve mineral bileşimi üzerine etkileri araştırdıkları çalışmalarında, yüksek bor içeriğine sahip tuzlu toprakların çimlenme ve büyüme üzerine olumsuz etkilerinin, tuzlu ve bor noksanlığı görülen topraklardan daha fazla olduğu belirtilmiştir.

Güneş vd. (1999) mikro besin elementi olan çinkonun B toksisitesi ile ilişkisini değerlendirmek amacıyla yaptıkları çalışmada, kontrole ek olarak 3 farklı B dozu (5-10-20 mg B kg⁻¹) ve 3 farklı Zn dozu (0-10-20 mg Zn kg⁻¹) uygulamışlardır. Çalışmada B toksisitesinin etkileri 10-20 mg B kg⁻¹ dozlarında görülmüş, çinkonun ise bor toksisitesinin olumsuz etkilerini azalttığı tespit edilmiştir.

Şekil 4.96.'da NaCl uygulamaları arasındaki bitkiye yarayışlı B ortalama değerleri verilmektedir. NaCl uygulamalarının bitkiye yarayışlı B içeriği üzerine etkisi

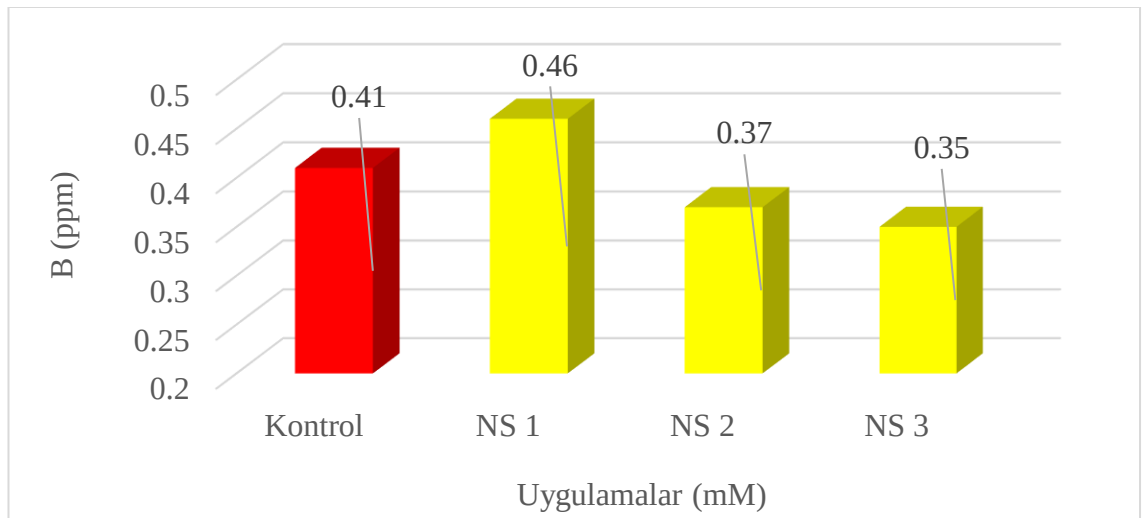
$p=0.0001<0.05$ olduğundan NaCl uygulamaları arasında bitkiye yarayışlı B içeriği bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmaktadır.



Şekil 4.96. NaCl uygulamaları sonucu toprak B değerleri değişimi.

NaCl uygulamaları sonucunda, topraktaki B değerleri 1. uygulamalarda Kontrol değerinin üstüne çıksa da, 2. ve 3. uygulamalarda Kontrol değerinin altına inmiştir. Kontrol değeri 0,41 ppm iken uygulama dozlarının artması ile 0,35 ppm değerine kadar azalma göstermiştir. Topraktaki NaCl dozlarının artması ile B değerlerinin azalma gösterdiği anlaşılmaktadır.

Şekil 4.97’de Na_2SO_4 uygulamaları arasındaki bitkiye yarayışlı B ortalama değerleri verilmektedir. Na_2SO_4 uygulamalarının bitkiye yarayışlı B içeriği üzerine etkisi $p=0.676>0.05$ olduğundan Na_2SO_4 uygulamaları arasında bitkiye yarayışlı B içeriği bakımından istatistiksel olarak farklılık bulunmamaktadır.



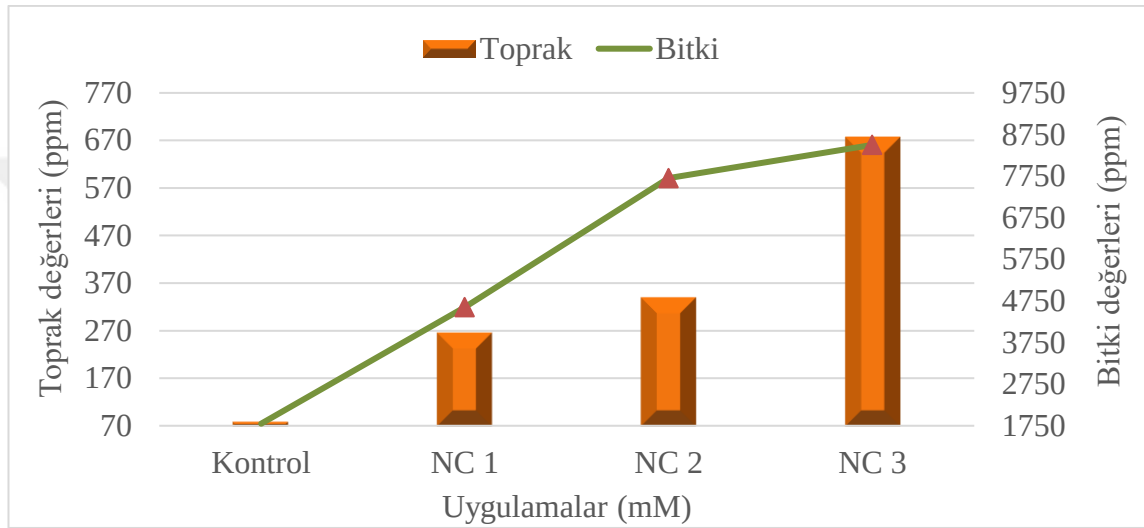
Şekil 4.97. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak B değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarının ilkinde, toprak B değerlerinin Kontrol değerlerinden fazla olduğu görülmektedir. Uygulama dozları arttıkça belirlenen değerler, Kontrol

değerlerinin altına inmiştir. Kontrole göre en düşük değerler, 3. uygulamalarda bulunmuştur.

4.26. Toprak ve Bitkide Na Değerleri Değişimi

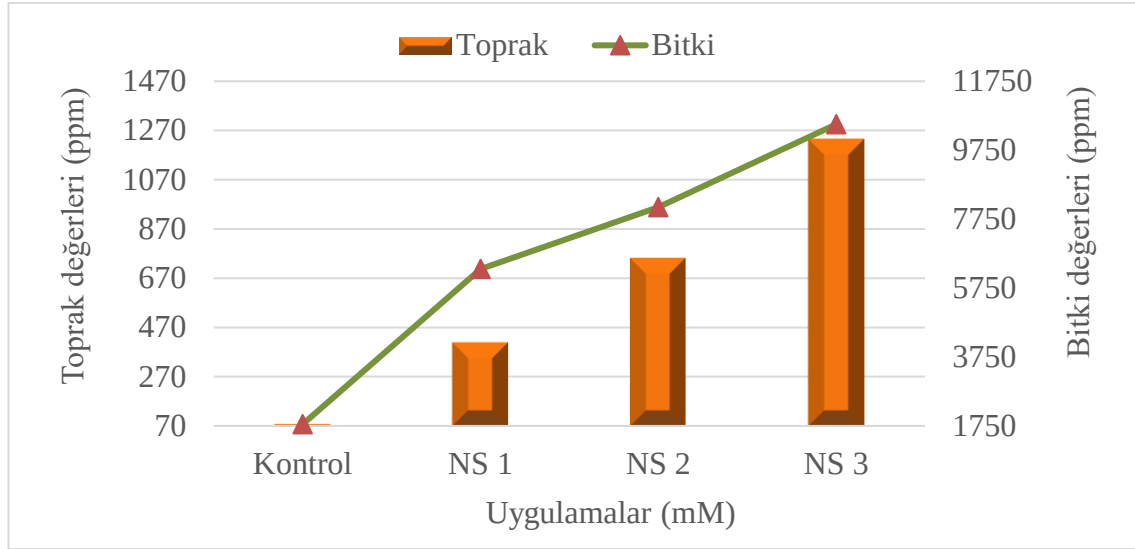
NaCl uygulamaları sonucu toprak ve bitkide bulunan Na değerlerine ait değişimler Şekil 4.98. üzerinde verilmektedir. NaCl uygulamalarında, Kontrol değerlerine göre toprakta, bitkiye kıyasla daha az Na bulunmakta olup, doz artışıyla değerlerin artmış olduğu görülmektedir. Bitkide ise Kontrole göre ve toprağa kıyasla çok daha fazla Na bulunduğu gözlenmektedir. Yapılmış olan 3. uygulamalarda, toprak ve bitkideki en yüksek Na değerleri bulunurken, 1. uygulamalarda en düşük değerler belirlenmiştir.



Şekil 4.98. NaCl uygulamaları sonucu toprak ve bitkideki Na değerleri değişimi.

Kontrol toprağında 79,71 ppm olan Na değeri, 3. uygulamalar ile 676,64 ppm değerine çıkmıştır. Kontrol bitkisinde 1800 ppm olan Na değeri, 3. uygulamalarda 8500 ppm olarak bulunmuştur. Toprağa uygulanmış olan NaCl dozlarının, topraktan çok bitkide depolanmış olduğu anlaşılmaktadır.

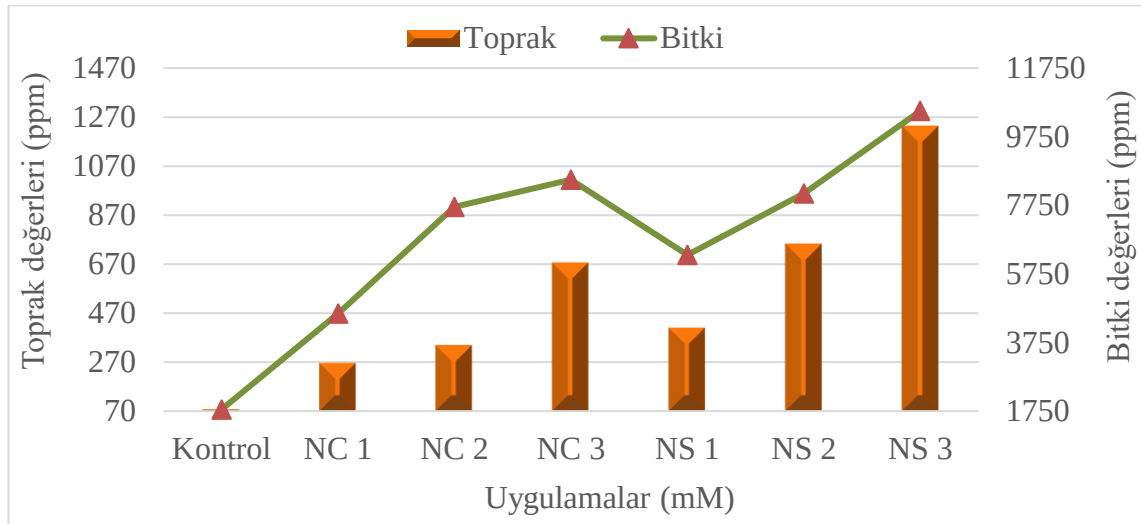
Na₂SO₄ uygulamaları sonucu tespit edilmiş olan toprak ve bitkideki Na değerleri değişimi ise Şekil 4.99. üzerinde verilmektedir.



Şekil 4.99. Na_2SO_4 uygulamaları sonucu toprak ve bitkideki Na değerleri değişimi.

Na_2SO_4 uygulamalarında, doz artışıyla toprak ve bitkideki Na değerlerinin Kontrole göre arttığı görülmektedir. Toprak ve bitkide en düşük değerler 1. uygulamalarda, en yüksek değerler ise 3. uygulamalarda bulunmuştur. Kontrol toprağında 79,71 ppm olan Na değeri, 3. uygulamalar ile 1232,22 ppm değerine yükselmiştir. Kontrol bitkisindeki 1800 ppm olan Na değeri ise 3. uygulamalar sonucunda 10500 ppm değerine çıkmıştır. Uygulamalar sonucunda elde edilen verilerden, Na birikiminin topraktan çok bitki bünyesinde olduğu anlaşılmaktadır.

Şekil 4.100. üzerinde NaCl ve Na_2SO_4 uygulamalarında toprak ve bitkideki Na değerleri değişimi verilmektedir.



Şekil 4.100. NaCl ve Na_2SO_4 uygulamalarında toprak ve bitki Na değerleri değişimi.

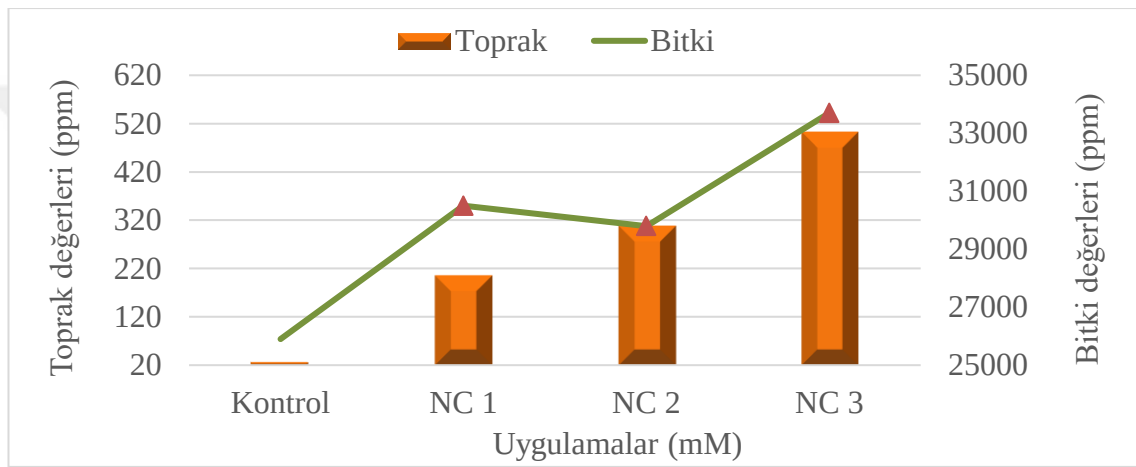
Şekil 4.100. incelendiğinde, her iki uygulamada da doz artışıyla toprak ve bitkideki Na değerlerinin arttığı görülmektedir. Toprakta olan birikimin daha az olduğu gözlenmektedir. Bitkideki Na değerlerinin daha fazla arttığı anlaşılmaktadır. Özellikle

Na₂SO₄ uygulamalarında, Na değerleri daha da yükselmiştir. Na değerleri uygulamalar arasında Na₂SO₄ 3 uygulamalarında en yüksek, NaCl 1 uygulamalarında ise en düşük değerlerde belirlenmiştir.

Limonium gmelinii bitkisinin toprağa uygulanan Na'nın çoğunu alarak, bünyesinde depoladığı ve ortalama olarak 10500 ppm Na içeriğini bünyesinde önemli bir zarar görmeden tutabildiği tespit edilmiştir.

4.27. Toprak ve Bitkide Cl Değerleri Değişimi

NaCl uygulamaları sonucu toprak ve bitkideki Cl değerlerinin değişimi Şekil 4.101.'de yer almaktadır. Şekile bakıldığında, uygulama dozlarının artmasıyla toprak ve bitkideki Cl değerlerinin de yükseldiği görülmektedir.



Şekil 4.101. NaCl uygulamalarında toprak ve bitkideki Cl değerleri değişimi.

Kontrol toprağında Cl değeri 27 ppm iken 3. uygulamalar ile 503 ppm değerine yükseldiği gözlemlenmektedir. Kontrol bitkisindeki Cl değeri ise 25900 ppm iken 33700 ppm değerine çıkmıştır. Toprak ve bitki Cl değerlerinin 3. uygulamalarda en yüksek değerlerde olduğu görülmektedir. Bitki bünyesinde, toprağa kıyasla daha fazla Cl bulunmaktadır.

Kocaman vd. (2011) tarafından belirtildiği gibi Ergene Nehri'nden sulanan veya taşkınlar sonucu kirli sulara maruz kalan tarım topraklarında tuz değerinde bir artış olmakta, ayrıca Ergene Nehri'nin yüksek miktarlarda klor ve sodyum içermesi, toprakta ciddi boyutlara varan sodyum ve klor birikimi oluşmasına neden olmaktadır.

Yapılan uygulamalara karşı toleransı yüksek olan *Limonium gmelinii* bitkisi, Ergene Nehri gibi yoğun klor ve sodyum içeren alanlarda fitoremediasyon amacıyla kullanılabilir.

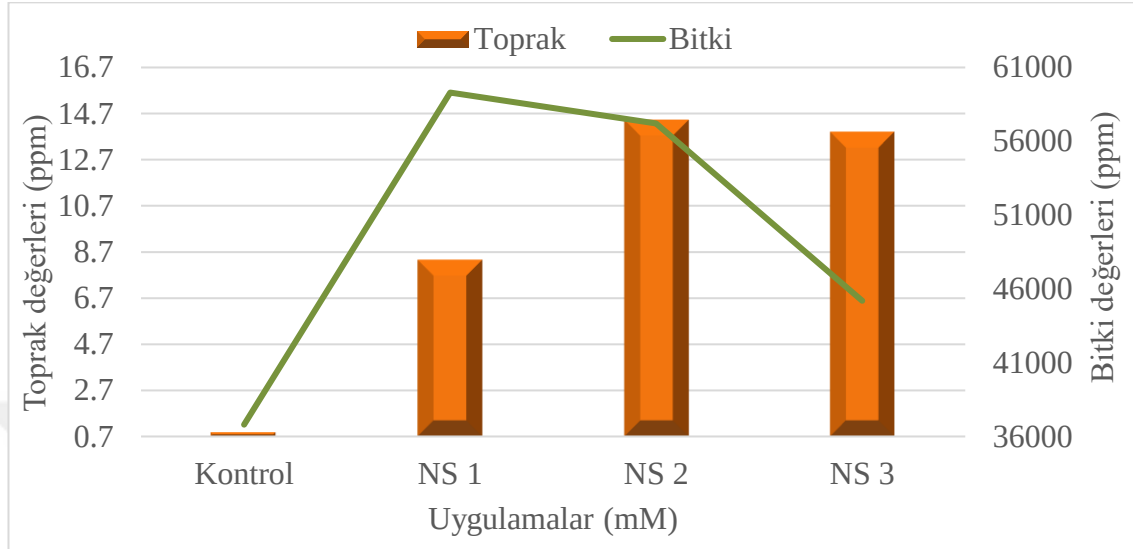
NaCl uygulamalarının yapıldığı saksılara ait görüntüler Şekil 4.102.'de verilmektedir.



şekil 4.102. NaCl uygulama saksıları.

4.28. Toprak ve Bitki SO₄ Değerleri Değişimi

Na₂SO₄ uygulamaları sonucu toprak ve bitkideki SO₄ değerleri değişimi Şekil 4.103.'de verilmektedir.



Şekil 4.103. Na₂SO₄ uygulamaları sonucu toprak ve bitki SO₄ değerleri değişimi.

Kontrole göre 1. uygulamalarda bitki SO₄ değerlerinin en fazla olduğu ve uygulama dozlarının artmasıyla değerlerde düşüşler meydana geldiği görülmektedir. En düşük bitki SO₄ değerleri, 3. uygulamalarda belirlenmiştir. Kontrol toprağına göre en yüksek değerler 2. uygulamalarda, en düşük değerler ise 1. uygulamalarda belirlenmiştir. Toprak ve bitkide uygulamaların tamamında değerler, Kontrol değerlerinin üzerinde tespit edilmiştir. Toprağına göre bitki bünyesinde daha fazla SO₄ belirlenmiştir.

Şekil 4.104.'de Na₂SO₄ uygulama saksılarına ait görüntüler yer almaktadır. Şekil 4.105., Şekil 4.106. ile Şekil 4.107.'de ise 3., 2. ve 1. uygulamalar sonucunda yaprak üzerinde oluşan tuz birikimlerinin yoğun bir şekilde gözlemlendiği görünüm verilmektedir. Şekillerde verilen görünümlerden de anlaşılacağı üzere, SO₄ birikimi toprağına kıyasla bitkide, özellikle yaprak üstlerinde olmuştur.



Şekil 4.104. Na_2SO_4 uygulama saksıları.



Şekil 4.105. Na_2SO_4 3 uygulamalarında yaprak üzerinde oluşan tuz birikimi görünümü.



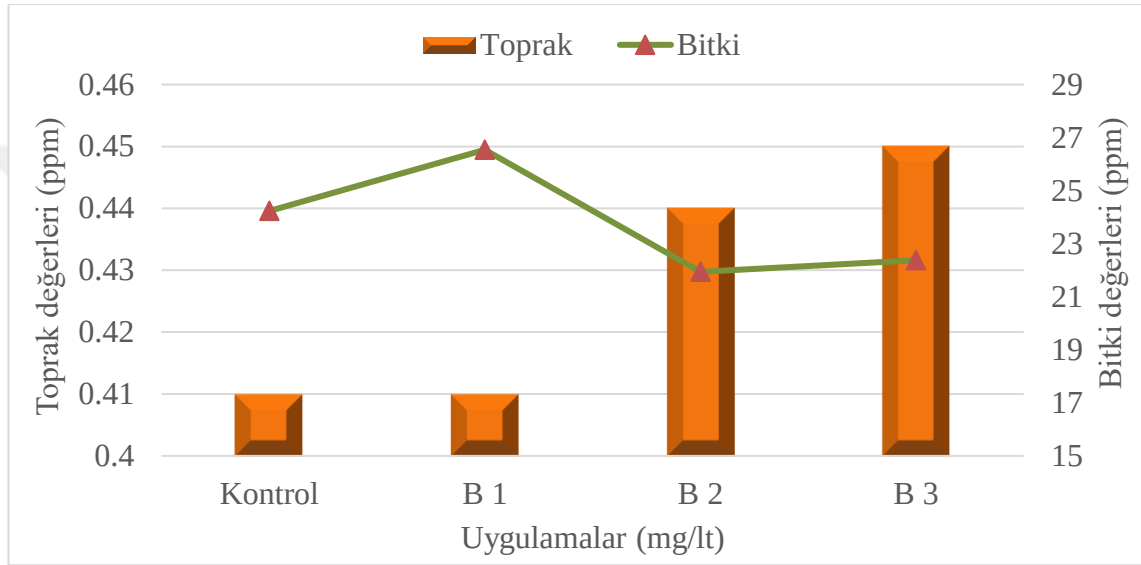
Şekil 4.106. Na_2SO_4 2 uygulamalarında yaprak üzerinde oluşan tuz birikimi görünümü.



Şekil 4.107. Na_2SO_4 1 uygulamalarında yaprak üzerindeki tuz birikimi görünümü.

4.29. Toprak ve Bitki B değerleri değişimi

B uygulamaları sonucunda belirlenen toprak ve bitki B değerleri değişimleri Şekil 4.108.'de verilmektedir. Topraktaki değerlere bakıldığında, uygulama dozlarının artmasıyla değerlerde az bir artış meydana gelirken; bitkideki değerlere bakıldığında, Kontrol bitkisine göre ilk uygulamalar ile artan değerler, uygulama dozlarının artmasıyla düşmeye başlamıştır. Topraktaki B seviyesi minimal bir artış gösterirken, bitkideki B seviyesi önce artmış sonra azalmıştır. Bitkinin, uygulama dozlarının artması ile oluşan B toksisitesi karşısında topraktan almış olduğu boru, bünyesinden uzaklaştırmış olduğu düşünülmektedir. Bu görüşü de Rozema ve arkadaşlarının yapmış olduğu çalışma desteklemektedir.



Şekil 4.108. B uygulamaları sonucu toprak ve bitki B değerleri değişimi.

Rozema vd. (1992)'a göre bor toksisitesine halofit bitkiler, glikofit bitkilerden daha toleranslıdır. Halofitik bitkiler çeşitli savunma mekanizmaları sayesinde yüksek bor konsantrasyonlarını tolere edebilmektedirler. Halofitik *Atriplex litoralis*, *Matricaria maritima* ve *Elymus sp.*'nin yapraklarında yüksek konsantrasyonlarda bor içermesine rağmen büyümelerinde herhangi bir azalma görülmez. Bunun nedeni sahip oldukları tuz salgı bezleri sayesinde yüksek bor konsantrasyonunu uzaklaştırabilmeleridir. Halofitik *Spartina anglica* bitkisi bor toksisitesine maruz bırakıldığında gövdedeki toplam borun yaklaşık %20-28'ini salgı yoluyla bitkiden atabilmektedir. Halofitik *Plantago maritima* ise borun etkili olarak bağlanabildiği sorbitol üretir ve bu sayede B toksisitesini tolere etmektedir. Borun şekerle kompleks yapması, bor toksisitesine dayanıklılık ve toksisiteyi azaltma mekanizması olarak düşünülmektedir.

Temel (2018), bitkilerin tuz stresine karşı geliştirdikleri tuza tolerans mekanizmalarını açıklarken; "Belirli halofitler hücre içinde tuz iyonlarını biriktirmeyip, özel keselerde biriktirerek, hücre dışına tuzları salgılayan bezleri bulundurmaktadır, yani tuz salgılayan bezler bulundurmaktadır." şeklinde ifade etmiştir.

Bu görüşlerden ve elde edilen verilerden yola çıkılarak, *Limonium gmelinii* bitkisinin 15 mg/lt B seviyesine kadar toleranslı olduğu, toprağa uygulanan B içeriğini

bünyesine alıp, daha sonra özel salgı bezleriyle bünyesinden uzaklaştırarak, B toksisitesini giderdiği ve tolere ettiği söylenebilir.

Şekil 4.109’da B uygulamalarına ait örnek görüntüler yer almaktadır. Şekil 4.110.’da ise bor toksisitesinden dolayı yaşlı yaprakların uç kısımlarında renk değişimleri ve içe doğru kıvrılma gibi belirtilerin ortaya çıktığı görülmektedir.



Şekil 4.109. B uygulama saksıları.



şekil 4.110. B toksisite belirtileri görünümü.

5.SONUÇLAR

Bu araştırma, çardak süpürgesi (*Limonium gmelinii*) bitkisinin, toprağa farklı dozlarda uygulanan NaCl, Na₂SO₄ ve B toksisitelerine karşı fitoremediasyonda kullanılabilirliğini belirlemek amacıyla yapılmıştır. Bu kapsamda NaCl uygulamalarında 4 farklı doz olarak 0, 50, 100 ve 150 mM, Na₂SO₄ uygulamalarında 4 farklı doz olarak 0, 50, 100 ve 150 mM, B uygulamalarında ise borikasit (H₃BO₃) formunda olmak üzere 4 farklı doz olarak 0, 5, 10 ve 15 mg/lt değerleri kullanılmıştır.

Sonuç olarak, bitki üst aksam ağırlıkları, kök ağırlıkları, bitki üst aksam uzunluğu, kök uzunluğu, yaprak sayısı, membran zararlanması üzerine 150 mM NaCl, 150 mM Na₂SO₄ ve 15 mg/lt B uygulamalarının önemli bir olumsuz etkisi olmamıştır. Bitki üst aksam ağırlıkları, kök ağırlıkları ve bitki üst aksam uzunlukları bakımından NaCl uygulamalarında bitki daha iyi gelişim göstermiştir. B uygulamalarında ise bitki üst aksam uzunluğu ile bitki üst aksam ağırlığında gerilemenin daha çok olduğu gözlemlenirken, kök uzunluğu bakımından en iyi gelişim belirlenmiştir. Na₂SO₄ uygulamaları, bitki yaprak sayısını arttırmış olup, kök ağırlığında gerilemeye neden olmuştur.

Uygulamalar neticesinde toprak bünyesine geçen Na içeriğinin büyük bir kısmı bitki bünyesinde tutulmuştur. Bitki üzerinde en fazla Na₂SO₄ 150 mM dozda olmak üzere, tüm Na₂SO₄ uygulamaları ile NaCl uygulamalarında Na birikiminin olduğu görülmektedir. *Limonium gmelinii* bitkisi, ortalama olarak 10500 ppm Na içeriğini topraktan kendi bünyesine almış ve önemli bir zarar görmeden bünyesinde tutmuştur.

NaCl uygulamaları sonucunda, Cl birikimi topraktan çok bitki bünyesinde gerçekleşmiş olup, 150 mM NaCl uygulaması ile bitki bünyesinde ortalama Cl içeriği 33700 ppm'e kadar çıkmıştır.

Na₂SO₄ uygulamaları sonucunda, toprağa göre bitkide daha fazla birikim olmuştur. En fazla birikim 50 ve 100 mM Na₂SO₄ dozlarında elde edilmiştir. Bitkinin ortalama SO₄ içeriği 59300 ppm değerine kadar çıkmıştır. Doz artışıyla bitki salgı bezleriyle fazla tuzu bünyesinden dışarı atmıştır. Bitki, 150 mM Na₂SO₄ dozuna dayanıklılık göstermiştir. Na₂SO₄ uygulamalarında, yaprak üzerinde gözle görülür bir şekilde yoğun tuz birikimi meydana gelmiştir.

B uygulamaları sonucunda, bitkinin 15 mg/lt B seviyesine kadar toleranslı olduğu, toprağa uygulanan B içeriğini bünyesine alarak, sahip oldukları tuz salgı bezleri sayesinde yüksek bor konsantrasyonunu uzaklaştırarak, B toksisitesini giderdiği ve tolere ettiği düşünülmektedir.

Yapılan çalışma ile, *Limonium gmelinii* bitkisinin, toprağa uygulanan 150 mM NaCl, 150 mM Na₂SO₄ ve 15 mg/lt B dozlarına karşı toleranslı olduğu, toprağa uygulanmış bu konuların farklı dozlarını bünyesine almak yada bünyesine alıp, dışarı atarak ortamdan uzaklaştırmak koşuluyla, topraktaki toksisiteyi önleyip, giderdiği yani ıslah ettiği belirlenmiştir. Dolayısıyla, yapılan çalışma ile elde edilen veriler ve gözlemler neticesinde *Limonium gmelinii* bitkisinin NaCl, Na₂SO₄ ve B toksisitesi ile karşı karşıya olan topraklarda, fitoremediasyon amacıyla kullanılabileceği sonucuna varılmıştır.

Araştırmanın yürütüldüğü Antalya İlinde, arazi gözlemleri neticesinde *Limonium gmelinii* bitkisinin doğal olarak var olduğu bilinmektedir. *Limonium gmelinii* bitkisinin Antalya İli dahil olmak üzere tuzluluk problemi olan, B toksisitesi olan topraklarda açık alanda yetiştirilmesi ile bu alanların herhangi bir kimyasal yada yıkama işlemine maruz kalmadan, daha ekonomik ve estetik bir görünüm ile tekrar tarımda kullanılabilir hale dönüştürülmesi sağlanabilir. Ülkemiz topraklarında yetişebilen bu bitkinin ekonomiye kazandırılması ve ülke ekonomisine katkı sağlamasına yönelik çalışmalar yapılması oldukça faydalı olacaktır.

Fitoremediasyon tekniğinin çevre dostu olması, maliyetinin düşük ve pratikte kolayca uygulanabilir olması, ayrıca elde edilen bitkilerin gıda, yem, yeşil gübre ve yakacak gibi birçok alanda kullanılabilir olması diğer ıslah yöntemlerine göre önemini oldukça artırmıştır. Bu bitkilerin kültür bitkileri ile ortak kullanılması durumunda rekabet oluşturmadığı da göz önüne alındığında yüksek bir potansiyele sahip olduğu görülmektedir.

Tuzluluk problemi olan, B toksisitesi olan toprakların ıslahı için kullanılabilecek olan *Limonium gmelinii* bitkisinin diğer kullanım alanlarının (kozmetik, ilaç, deterjan, yem, gübre vs.) belirlenmesine yönelik çalışmalar yapılarak literatür eksikliği giderilebileceği gibi, yetiştiriciliğinin yapılıp, yaygınlaştırılması ile süs bitkileri sektörü açısından bir kazanç sağlanabilir, hasat edilen bitkilerin işlenmesiyle farklı alanlarda değerlendirilmesi sağlanabilir, ülkemizde tohum satışı olmayan bu bitkinin tohum üretimi sağlanabilir ve en önemlisi kullanılamaz durumdaki toprakların tarımda kullanılabilir hale getirilmesi ile ülke ekonomisine katkı sağlanabilir.

6.KAYNAKLAR

- Adiloğlu, A., Eryılmaz Açıkgöz, F., Yeniaras T., Solmaz, Y. 2015. Labada bitkisinin fitoremediasyonda kullanım kapasitesinin araştırılması. Namık Kemal Üniversitesi, Araştırma projesi, Tekirdağ, 48 s.
- Akat, H., Özzambak, M.E. 2013. Örtüaltı tuzlu koşullarda yetiştirilen *limonium sinuatum* bitkisinde kalsiyum uygulamalarının stres parametreleri üzerine etkileri. Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi, 10(1):48-58.
- Akçin, A., Yalçın, E., Aytaş Akçin, T. 2017. *Spergularia marina* (L.) griseb. (caryophyllaceae)'da tuzluluğun prolin ve klorofil pigmentleri üzerine etkisi. Sinop Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 2(1):80-92.
- Akhter, J., Mahmood, K., Malik, K.A., Ahmed, S., Murray, R. 2003. Amelioration of a saline sodic soil through cultivation of a salt-tolerant grass *Leptochloa fusca*. Environmental Conservation. 30(2):168-174.
- Akış, A., Kaya, B., Seferov, R. Başkan, H.O. 2005. Harran Ovası ve çevresindeki tarım arazilerinde tuzluluk problemi ve bu problemin iklim özellikleriyle ilişkisi. Selçuk Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi, Konya, 1(14):21-38.
- Aksu, A. 2008. Ege Bölgesinde yaygın bağcılık yapılan alanlarda tuzluluk, bor toksisitesi problemlerinin ve beslenme durumunun belirlenmesi. Yüksek lisans tezi, Ankara Üniversitesi, Ankara, 103 s.
- Al Chami, Z., Amer, N., Al Bitar, L., Cavoski, I. 2015. Potential use of *Sorghum bicolor* and *Carthamus tinctorius* in phytoremediation of nickel, lead and zinc. Int. J. Environ. Sci. Technol. 12:3957–3970.
- Alagöz, Z., Öktüren, F., Yılmaz, E. 2006. Antalya Bölgesinde Karanfil Yetiştirilen Sera Topraklarının Bazı Verimlilik Özelliklerinin Belirlenmesi. Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi Dergisi, Antalya, 19(1):123-129.
- Alıcı, Y., Öncel, I. 2008. Buğdayda bor toksisitesi ile fosfor arasındaki etkileşimin büyüme ve çözünür karbonhidratlar ile ilişkisinin incelenmesi. Cumhuriyet Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Fen Bilimleri Dergisi, Sivas, Cilt:29, Sayı:1,18 s.
- Aliyeva, G. 2014. Fitoremediasyon yöntemi (bitki) ile sucul sistemlerin iyileştirilmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi, İstanbul, 150 s.
- Alyüz, B., Çetin, Ş., Ayberk, S. 2008. Organik kirleticilerin arıtımında fitoremediasyon yönteminin uygulanabilirliği. Çevre Sorunları Sempozyumu, Kocaeli, ss. 1469-1574.
- Amiri, B., Assareh, M.H., Jafari, M., Rasuoli, B., Arzani, H., Jafari, A.A. 2010. Effect Of Salinity On Growth, İon Content And Water Status Of Glasswort (*Salicornia Herbacea* L.). Caspian Journal of Environmental Sciences. 8(1):79-87.
- Angın, İ. 2010. Tuzlu-sodik ve sodik toprakların ıslahına farklı bir yaklaşım: yeşil ıslah (an alternative approach to the reclamation of saline-sodic and sodic soils:

- phytoremediation), Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, İzmir, 3(1):103-116.
- Anonim 1: *Limonium gmelinii*. <http://www.tubives.com.tr> (Son erişim tarihi 13.10.2019).
- Anonymous 1: *Limonium* Species. <http://www.davesgarden.com> (Son erişim tarihi 13.10.2019).
- Arslan, E., Çaycı, G., Deniz, O., Yüksel, M., Çiçek Atikmen, N. 2018. Toprakların bazı makro besin elementi içeriklerinin farklı tarımsal arazi kullanımları altında konumsal dağılımının belirlenmesi. Toprak Su Dergisi, 7(2):28-37.
- Ashraf, M. 2004. Some important physiological selection criteria for salt tolerance in plants. Flora, 199: 361-376.
- Aydemir, O. 1992. Bitki Besleme ve Toprak Verimliliği. Atatürk Üniversitesi Yayınları No: 734. Erzurum.
- Aydemir, O. 1997. Toprak Verimliliği II, Toprak-Bitki İlişkileri. Atatürk Üniversitesi, Ziraat Fakültesi Yayınları No: 192, Sayfa 115, Erzurum.
- Babourina, O., Leonova, T., Shabala, S. 2000. Effect of sudden salt stress on ion Fluxes in intact wheat suspension cell. Annals of Botany, 85:759-767.
- Baker, H.G.1953. Dimorphism and monomorphism in the *Plumbaginaceae*. II. Pollen and stigmata in the genus *Limonium* Ann. Bot. (Lond.)
- Banks, M.K., Kulakow, P., Schwab, A.P., Chen, Z. ve Rathbone, K. 2003. Degradation of Crude Oil in the Rhizosphere of *Sorghum bicolor*. International Journal of Phytoremediation, 5, 225-234.
- Banon, S., Miralles, J., Valdes, R., Conesa, E., Franco, J.A., Sanchez-Blanco, M.J. 2012. Agronomical And Physiological Response Of Geranium To Salinity And Boron Toxicity. International Symposium On Advanced Technologies And Management Towards Sustainable Greenhouse Ecosystems: Greensys 2011 Book Series: Acta Horticulturae, 952: 959-965.
- Banuelos, G.S. 2000. Phytoextraction of Se from Soils Irrigated with Selenium-Laden Effluent. Plant and Soil, 224, 251-258.
- Baysal Furtana, G., Tıprıdamaz, R. 2010. Physiological and antioxidant response of three cultivars of cucumber (*Cucumis sativus* L.) to salinity. Tubitak Turk J Biol, 34:287- 296.
- Bektaş, T.E., Öztürk, N. 2005. 1. Ulusal Bor Çalıştayı Bildiriler Kitabı, Ankara, 460 s.
- Black, C.A. 1965. Methods of Soil Analysis. Part 2, American Society of Agronomy, Wisconsin, pp.1372-1376.
- Bouyoucos, G. J. 1955. A Recalibration Of The Hydrometer For Making Mechanical Analysis Of Soils. Agronomy J.43: 434-443.
- Bradshaw, A. D. 1952. Population of agrostis tennis resistant to lead and zinc poisoning. Nature 169:1098.
- Carter, C. T., Grieve, C. M., Poss, J. A. 2005. Salinity effects on emergence, survival and ion accumulation of *limonium perezii*. Journal of Plant Nutrition, 28:1243-1257.

- Cartwright, B., Zarcina, B.A., Spouncer, L.A. 1986. Boron toxicity in south Australian barley crops. *Australian Journal of Agricultural Research*, 37: 351-359.
- Chaney, W.R., Pope, P.E. and Byrnes, W.R. 1995. Tree survival and growth after twelve years on mined land reclaimed in accord with the 1977 Surface Mining Control and Reclamation Act. *Journal of Environmental Quality*, 24:630-634.
- Chen, H.M., Zheng, C.R., Tu, C. and Shen, Z.G. 2000. Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals, *Chemosphere*, 41, 229-234.
- Clemens, S., Palmgren, M.G. ve Kramer, U. 2002. A Long Way Ahead: Understanding and Engineering Plant Metal Accumulation. *Trends in Plant Science*, 7, 309-315.
- Çiftçi, A. 2016. Çoklu metal (kadmiyum, kurşun ve çinko) ile kirlenmiş bir toprağın arıtımında yabani hint yağı (*Ricinus communis*) ve aspir (*Carthamus tinctorius*) bitkilerinin fitoremediasyon kapasitesinin araştırılması, Mersin Üniversitesi, Yüksek lisans tezi, Mersin, 95 s.
- Çolak Esetlili, B. 2016. Farklı bünyeli topraklarda yetiştirilen ayçiçeği ve yonca bitkilerinin ağır metal absorpsiyonları. *Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, İzmir, 53(3):333-341.
- Dhankhar, D.P., Dahiya, S.S. 1980. The effect of different levels of boron and soil salinity on the yield of dry matter and its mineral composition in Ber (*Zizyphus rotundifolia*). *Int. Symp. on Salt Affected Soils*, Karnal, India, pp: 396-403.
- Dhawan, C.L., Bhatnagar, B.B.L., Ghai, P.D. 1958. Role of green manuring in reclamation. *Proc. Natl. Acad. Sci. India vol. 27*, pp.168-175.
- Dikilitaş, M. 2012. Bitkilerde strese karşı yeni yöntemler: mikroorganizmalar ve halofit bitkiler. *KSÜ Doğa Bilim Dergisi*, 15(4), 64-65.
- Dlugokecka, E., Kacperska-Palacz, A. 1978. ReExamination of Electrical Conductivity Method for Estimation of Drought Injury. *Biologia Plantarum (Prague)*, 20: 262-267.
- Duman, F. 2005. Sapanca ve Abant Gölü su, sedimant ve sucul bitki örneklerinde ağır metal konsantrasyonlarının karşılaştırmalı olarak incelenmesi. Ankara Üniversitesi, Doktora tezi, 253 s.
- Durdu, İ. 2007. Farklı tuz konsantrasyonlarına maruz bırakılan bazı halofit bitkilerde (*salicornia europaea* L., *puccinellia distans* (jacq.) parl ve *atriplex olivieri* moq.) meydana gelen fizyolojik parametrelerin araştırılması. Yüzüncüyıl Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi, 109 s.
- Dursun, S. A., Mikailsoy, F. 2015. Borlu toprakların ıslahında kükürtün etkisi. *NWSA-Ecological Life Sciences*, 10(2):1-10.
- Dushenkov, D. 2003. Trends in Phytoremediation of Radionuclides. *Plant and Soil*, 249, 167-175.
- EPA, 1995. Contaminants and remedial options at selected metal contaminated sites, Office of research and development, EPA/540/R-95/512, USA.

- EPA, 2000. Introduction to Phytoremediation, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, EPA/600/R-99/107, USA.
- Eroğlu, İ. 2007. Tuz stresinin bazı fasulye (*phaseolus vulgaris* L.) kültür çeşitlerinde tohum çimlenmesi ve fide gelişimi üzerine etkileri. Ege Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi, 93 s.
- Evliya, H. 1960. Kültür Bitkilerinin Beslenmesi. Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayınları, Ankara, 36:292-296 s.
- Fan, S., Blake, T. 1994. Absciscic acid induced electrolyte leakage in woody species with contrasting ecological requirements. *Physiologia Plantarum*, 90: 414-419.
- FAO, 1990. Micronutrient. Assessment at the country level: an international study. FAO soil bulletin by Mikko Sillanpaa. Rome.
- Favas, P.J.C., Pratas J., Varun M., D'Souza R., Poul M.S. 2014. Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flore, Environmental Risk Assessment of Soil Contamination (Hernandez-Soriano M.C., Ed.), InTech Press, ss.485-517.
- Gezgin, S., Hamurcu, M. ve Apaydın, M. 2001. Bor uygulamasının şeker pancarının verim ve kalitesine etkisi. *Turk J. Agriculture and Forestry*. 25:89-95.
- Gezgin, S., Gökmen, F., Dursun, N., Babaoğlu, M., ve Hakkı, E.E. 2005. I. Ulusal Bor Çalıştayı Bildiriler Kitabı, Ankara, P. 460.
- Ghosh, M. ve Singh, S.P. 2005. A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of its Byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3, 1-18.
- Ghoulam, C., Foursy, A. and Fores, K. 2002. Effects of salt stress on growth inorganic ions and proline accumulation in relation to osmotic adjustment in five sugar beet cultivars, *Enviromental and Exp. Botany*, 47:39-50.
- Grieve, C.M., Poss, J.A., Grattan, S.R., Shouse, P.J., Lieth, J.H., Zeng, L. 2005. Productivity and mineral nutrition of *limonium* species irrigated with saline wastewaters. *HORTSCIENCE*, 40(3):654-658.
- Gupta, A. 1993. Üçüncü Dünya Ülkelerinde Çevre ve Kalkınma. Çev. Alpogut, Ş., 1. Basım, İstanbul: Kabalcı Yayınları.
- Güneş, A., Alpaslan, M., Çikili, Y., Özcan, H. 1999. Effect of zinc on the alleviation of boron toxicity in tomato. *J. Plant Nutrition*, 22: 1061-1068.
- Hamurcu, M., Gezgin, S., Topal, A., Babaoğlu, M., Hakkı, E. E. 2008. Ekmeklik buğdayda bor toksisitesine dirençlilik kazandırabilecek genetik kaynakların belirlenmesi. *Selçuk Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, Konya, 22(46):43-47.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A. B., Cansaran Duman, D., Aras, S. 2012. Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları. *Türk hijyen ve deneysel biyoloji dergisi*, Sayı:4, Cilt: 69, Ankara, ss. 235-253.

- Hannink, N., Roser S.J., French, C.E., Basran, A., Murray, J.A.H. Nicklin, S. ve Bruce, N.C. 2001. Phytoremediation of TNT by Transgenic Plants Expressing A Bacterial Nitroreductase. *Nature Biotechnology*, 19, 1108-1172.
- Hatipoğlu, A., Gülgün, B. 1999. Tek ve Çok Yıllık Mevsimlik Çiçekler. Kent Matbaası, İzmir, 208 s.
- Hohla, M., Diwald, W., Kırally, G. 2015. *Limonium gmelinii*-eine steppenpflanze an österreichischen autobahnen sowie weitere neuigkeiten zur flora österreichs. *STAPFIA* 103:127-150.
- İrik, H. A. 2013. Develi Ovası toprak tuzluluğunun belirlenmesi ve coğrafi bilgi sistemleri kullanılarak haritalanması. Yüksek lisans tezi, Selçuk Üniversitesi, Konya, 57 s.
- Jackson, M.L. 1967. Soil Chemical Analysis. Prentice-Hall of India Private Limt.NewDelhi.
- Jampeetong, A., Brix, H. 2009. Nitrogen nutrition of *Salvinia natans*: Effects of inorganic nitrogen from on growth, morphology, nitrate reductase ectivity and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Aquatic botany*, 67-73.
- Kacar, B. 1972. Bitki ve Toprağın Kimyasal Analizleri. III. Toprak Analizleri. Ankara Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Eğitim Araştırma ve Geliştirme Vakfı Yayın No:3, Ankara.
- Kacar, B., Katkat, A.V. 2006. Bitki Besleme. Nobel Yayın Dağıtım, Ankara.
- Kacar, B. 2009. Toprak Analizleri. Nobel Yayın Dağıtım, Ankara.
- Kacar, B., İnal, A. 2008. Bitki Analizleri. Nobel Yayın Dağıtım, Ankara.
- Kahyaoğlu, G. B. 2014. Fitoremediasyon. Sağlık Çevre Kültürü, Zeytinburnu Tıbbi Bitkiler Bahçesi ve Sağlık Araştırmaları Merkezi Yayını, sayı:7, ss. 24-25.
- Kanber, R., Kırdı, C., Tekinel, O. 1992. Sulama Suyu Niteliği ve Sulamada Tuzluluk Sorunları. Çukurova Üniversitesi, Ziraat Fakültesi Genel Yayın No:21, Ders Kitapları Yayın No:6, Adana.
- Kaptan, M.A. 2013. Pamukta (*Gossypium hirsutum L.*) bor toksisitesi ve humik madde uygulamasının etkileri. Doktora tezi, Adnan Menderes Üniversitesi, Aydın, 219 s.
- Kara, F.B. 2013. Lokal endemik *Thermopsis turcica* kıt tan, Vural&Küçüköçük'nın büyüme parametreleri, lipid peroksidasyonu, prolin ve klorofil içerikleri üzerine tuz stresinin etkileri. Selçuk Üniversitesi, Yüksek lisans tezi, 59 s.
- Karakaş, S. 2013. Farklı tuz seviyelerindeki topraklarda yetiştirilen domatesin gelişimi ve bazı fizyolojik özellikleri ile toprak iyileştirilmesi üzerine arkadaş bitkilerin ekileri. Doktora tezi, Harran Üniversitesi, Şanlıurfa.
- Karakaş, S., Çullu, M.A., Dikilitaş, M. 2015. In vitro koşullarda halofit bitkilerden *salsola soda* ve *portulaca oleracea*'nın NaCl stresine karşı çimlenme ve gelişim durumları. *Harran Tarım ve Gıda Bilimleri Dergisi*, 19 (2), 66-74.

- Karakaş, S., Çullu, M.A., Dikilitaş, M. 2017. "Comparison of two halophyte species (*Salsola soda* and *Portulaca oleracea*) for salt removal potential under different soil salinity conditions", Turk J Agric For, vol. 41, pp.183-190.
- Karaömerlioğlu, B. 2011. *Medicago Sativa L. ve Vicia Sativa L.* bitkileri, kullanılarak topraktan bor gideriminin araştırılması. Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi, Adana, 77s.
- Kaur, S., Nicolas, M.E., Ford, R., Norton, R. M., Taylor, P.W.J. 2006. Selection of *Brassica rapa* genotypes for tolerance to boron toxicity. Plant Soil, 285: 115-123.
- Keskin, H. 2010. Arpa çeşitleri (*hordeum vulgare*) ile çorak çiminde (*puccinellia distans*) bor toksisitesinin temel fizyolojik ve biyokimyasal özelliklere etkisinin belirlenmesi. Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi, Konya.
- Khan, A.G., Kuek, C., Chaudhry, T.M., Khoo, C.S., Hayes, W.J. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. Chemosphere, 41:197-207.
- Kocaer, F. ve Başkaya, H.S. 2003. Metallerin kirlenmiş toprakların temizlenmesinde uygulanan teknolojiler. Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi, Cilt:8, Sayı:1, ss. 121-131.
- Kocaman, H., Koldere Akın, Y., Oğuzhan, A. 2011. Trakya'da Ergene Nehri kirliliğinin tarım üretimine olan etkisi: Edirne örneği. Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi, 2(5):89-104.
- Köseoğlu, C. 2007. Atık çamurun iyileştirilebilmesi için phytoremediation'ın kullanım olanaklarının araştırılması, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi, Adana.
- Kulak, M. 2011. Farklı tuz uygulamalarının adaçayı (*salvia officinalis L.*)'nın gelişmesi üzerine etkisi. Kilis 7 Aralık Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji Anabilim Dalı, Yüksek lisans tezi, Kilis, 71 s.
- Kurt, L. 2009. Tuz Gölü, kuraklığa dayanıklı bitkilerin gen bankası. <https://www.timeturk.com/tr> (Son erişim tarihi:07.10.2019).
- Kuşutun, F. 2017. Hiperakümülatör bitkilerin önemi. Apelasyon Dergisi, sayı: 39.
- Malko, A. 2002. 'Untersuchung zum wirkstoffgehalt, zur cadmiumaufnahme und rotwelkeanfälligkeit von *hypericum perforatum L.*', Dissertation Justus-Liebig-Universität Gießen, Germany, 163 pp.
- Marin, C.M.D.C., Oron, G., 2007. Boron removal by the duckweed *Lemna gibba*: A potential method for the removal of boron-polluted waters. Water Research, 41, 4579-4584.
- McIntyre, T. 2003. Phytoremediation of heavy metals from soils. In: D.T. Tsao (Ed.) Phytoremediation, Springer, Berlin, Germany, pp. 97-124.
- Meagher, R.B., Rugh, C.L., Kandasamy, M.K., Gragson, G. ve Wang, G. 2000. Engineered Phytoremediation of Mercury Pollution in Soil and Water Using Bacterial Genes. In: Terry, N. ve Banuelos, G. (eds.). Phytoremediation of Contaminated Soil and Water. Lewis, Boca Raton, pp. 201-219.

- Memişoğlu Bingöl, A. 2008. Bor ile kirlenmiş toprakların yeşil ıslah (phytoremediation) yöntemi ile arıtılması. Atatürk Üniversitesi, Doktora tezi, 149 s.
- Munns, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell&Environment* 25, 239-250.
- Nable, R.O., Banuelos, G.S., Paull, J.G. 1997. Boron toxicity. *Plant and Soil*, 193: 181-198.
- Newman, L.A., Reynolds, C.M. 2004. Phytodegradation of organic compounds. *Current Opinion in Biotechnology*, 15: 225–230.
- Oster, J.D., Kaffka, S.R., Shannon, M.C., Grattan, S.R. 1999. Salinesodic drainage water: a resource for forage production? *Proceedings of the 17th International Congress on Irrigation and Drainage*, pp.67–79.
- Ouyang, S.Q., Liu, Y.F., Liu, P., Lei, G., He, S.J., Ma, B., Zhang, W.K., Zhang, J.S., Chen, S.Y. 2010. Receptor-like kinase OsSIK1 improves drought and salt stress tolerance in rice (*Oryza sativa*) plants. *Plant Journal*, 62: 316-29.
- Örçen, N. 2017. Kum-perlit karışım oranı ve tuz (NaCl) seviyesinin *sarcocornia perennis* (mil.) a. j. scott'in büyüme ve gelişimi üzerine etkisi. *Ege Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences*, İzmir, 34 (2): 203-209.
- Özay, C., Mammadov, R. 2013. Ağır metaller ve süs bitkilerinin fitoremediasyonda kullanılabilirliği. *Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 15(1):68-77.
- Özbek, K. 2011. Hiper toplayıcı bitkilerle kadmiyumlu toprakların iyileştirilmesi ve gübre, humik asit ve şelat uygulamalarının etkinliği. *Ankara Üniversitesi, Doktora tezi*, 109 s.
- Özgül, Ş. 1974. Tuzluluk ve Sodiklik. *Uluslararası Sulama ve Drenaj Komisyonu Türk Milli Komitesi, Teknik Rehber:04,02-02, Neşriyat No:2*, 18-34.
- Özkan, K. 2018. Ziraat, Orman ve Su Ürünlerinde Akademik Araştırmalar. *Gece Kitaplığı Yayınları*, Ankara, 192 s.
- Palta, Ç., Gezgin, S. 2011. Orta anadolu koşullarında yaygın olarak yetiştirilen melez mısır çeşitlerinin bor toksisitesine duyarlılığı. *Selçuk Tarım ve Gıda Bilimleri Dergisi*, 25:1-8.
- Pandey, V.C. 2013. Suitability of *Ricinus communis* L. Cultivation for phytoremediation of fly ash disposal sites. *Ecological engineering*, 57, 336-341.
- Perez Lopez, U., Robredo, A., Lacuesta, M., Mena-Petite, A., Munoz-Rueda, A. 2008. The impact of salt stress on the water status of barley plants is partially mitigated by elevated CO₂. *Environmental and Experimental Botany*, 66 (3): 463-470.
- Pivetz, B.E. 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites” U.S Environmental Protection Agency EPA, 540/S–01/500, 36.

- Pratt, P.F. 1965. Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Ed. C. A. Black. Amer. Soc. Agr. Inc. Pub. Agron. Series No: 9, Madison, Wisconsin, USA.
- Pulford, I.D., Watson, C. 2003. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees: A Review. *Environment International*, 29, 529-540.
- Qadir, M., Oster, J.D., Schubert, S., Noble, A.D., Sahrawat, K.L. 2007. Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. *Advances in Agronomy*. 96, 197-247.
- Rabhi, M., Hafsi, C., Lakhdar A. 2009. Evaluation of the capacity of three halophytes to desalinize their rhizosphere as grown on saline soils under nonleaching conditions. *African Journal of Ecology*, 47(4):463– 468.
- Ravindran, K.C. Venkatesan, K. Balakrishnan, V. Chellappan, K.P., Balasubramanian, T. 2007. Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10):2661–2664.
- Rees, R., Robinson, B.H., Menon, M., Lehmann, E., Gunthardt-Goerg, M.S., Schulin, R. 2011. Boron accumulation and toxicity in hybrid poplar (*populus nigra* x *euramericana*). *Environmental Science & Technology*, 45:10538-10543.
- Robinson, B.H., Green, S.R., Chancerel, B., Mills, T.M., Clothier, B.E. 2007. Poplar for the phytomanagement of boron contaminated sites. *Environmental Pollution*, 150: 225-233.
- Rozema, J., De Bruin, J., Broekman, R.A. 1992. Effects of boron on the growth and mineral economy of some halophytes and non-halophytes. *New Phytology*, 121: 249-256.
- Schneider, M., Marquard, R. 1995. ‘Untersuchung zur schwermetallaufnahme von *hypericum perforatum* l. mit besonderer berücksichtigung der cadmiumakkumulation’, *Herba Germanica* 3:104-115.
- Schneider, M., Marquard, R. 1996. ‘Aufnahme und akkumulation von cadmium und weiterer Schwermetalle bei *Hypericum perforatum* L. und *Linum usitatissimum* L.’, *Z. Arznei-und Gewürzpflanzen*, 1:111-116.
- Shi, G., Liu, C., Cai, Q., Liu, Q., Hou, C. 2010. Cadmium accumulation and tolerance of two safflower cultivars in relation to photosynthesis and antioxidative enzymes, *Bull Environ Contam Toxicol*, 85(3): 256–263.
- Singh, N.T. 1998. Historical perspective. In *Agricultural Salinity Management in India*, (N. K. Tyagi and P. S. Minhas, Eds.), Central Soil Salinity Research Institute, Karnal, India, pp.9–19.
- Sönmez, B. 2004. Türkiye’de Çorak Islahı Araştırmaları ve Tuzlu Toprakların Yönetimi. *Sulanan Alanlarda Tuzluluk Yönetimi Sempozyumu Bildiriler Kitabı*, 20-21 Mayıs, 2004, Ankara, s.157-162.
- Şahin, Ö. 2009. Farklı asma anaçları üzerine aşılı sultanî çekirdeksiz (*Vitis vinifera* L.) üzüm çeşidinin bor ve tuz stresine tolerans mekanizmalarının stresle ilgili

- fizyolojik parametreler ve antioksidan enzimlerle belirlenmesi. Ankara Üniversitesi, Yüksek lisans tezi, 164 s.
- Taban, S., Erdal, İ. 2000. Bor uygulamasının değişik buğday çeşitlerinde gelişme ve toprak üstü aksamda bor dağılımı üzerine etkisi. Turk. J. Agric. For., 24, 255-262.
- Taner, S., Sade, B., Kaya, Y., Çeri, S., Gezgin, S. 2003. Bor miktarı yüksek topraklarda yetiştirilen makarnalık buğday (*triticum durum l.*) çeşitlerine uygulanan borun verim ve bazı verim öğelerine etkisi. Tarla Bitkileri Merkez Araştırma Enstitüsü Dergisi- DergiPark, 12(1-2):10-21.
- Temel, S., Şimşek, U. 2011. Iğdır Ovası topraklarının çoraklaşma süreci ve çözüm önerileri. Alinteri, 21(B):53-59.
- Temel, S., Keskin, B., Şimşek, U., Yılmaz, İ.H. 2015. Bazı çok yıllık yem bitkisi türlerinin m²'deki bitki çıkışına halomorfik toprak koşullarının etkisi. Tekirdağ Ziraat Fakültesi Dergisi, 12(1):46-54.
- Temel, S. 2018. Tuzlu-alkali meralarda yaygın olarak yetişen çorak çimi (*puccinellia distans*) ve sahil ayrığı (*aeluropus littoralis*) bitkilerinin farklı gelişme dönemlerindeki besin içeriklerinin belirlenmesi. Uluslararası Tarım ve Yaban Hayatı Bilimleri Dergisi, 4(2):237-246.
- Terzi, H., Yıldız, M. 2011. Ağır metaller ve fitoremediasyon: fizyolojik ve moleküler mekanizmalar. Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, Afyonkarahisar, 11:1-22.
- Terzi, H., Yıldız, M., Altuğ, Ü. 2017. Halofit *salsola crassa*'nın tohum çimlenmesi üzerine tuzluluk, sıcaklık ve ışığın etkileri. Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi, 17:1-9.
- Thorne, D.W. Peterson, H.B. 1954. Irrigated Soils. Their Fertility and Management. Blakiston Comp. Inc. Toronto.
- Tiryaki, İ. 2018. Bazı tarla bitkilerinin tuz stresine gösterdikleri adaptasyon mekanizmaları. Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Tarım ve Doğa Dergisi, 21(5):800-808.
- Turan, M., Angin, I. 2004. Organic Chelate assisted phytoextraction of B, Cd, Mo and Pb from contaminated soils using two agricultural crop species. Acta Agr. Scand., Sec. B, Soil Plant Sci., 54: 221-23.
- Turhan, H., Başer, İ. 2001. Toprak tuzluluğu ve bitki gelişimi. Akdeniz Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi, 14(1):171-179.
- Türkan, Y. 2006. Buğdayda bor toksisitesi ile fosfor arasındaki etkileşimin büyüme ve çözünür karbonhidratlar ile ilişkisinin incelenmesi. A.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek lisans tezi, Ankara.
- Türkoğlu, B. 2006. Toprak kirlenmesi ve kirlenmiş toprakların ıslahı. Yüksek lisans tezi, Çukurova Üniversitesi, Adana, 145 s.
- Uppal, H.L. 1955. Green manuring with special reference to *Sesbania aculeata* for treatment of alkali soils. Indian J. Agric. Sci. 25: 211-235.

- Uysal, E., Şen, O.F., Daş Kılıç, Ö.B., Candan, N., Uzun, N., Üner, K., Albayrak, B., Bıyıklı, M., Üglü, G., Rahmanoğlu, N. 2017. Türkiye'nin önemli sanayi domatesi üretim alanları topraklarının bitkiye elverişli bor ve domatesin bor beslenme durumunun belirlenmesi. *Bor Dergisi*, 2(3):161-167.
- Vanlı, Ö. 2007. Pb, Cd, B elementlerinin topraklardan şelat destekli fitoremediasyon yöntemiyle giderilmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Yüksek lisans tezi, 88 s.
- Yadav, H.D., Yadav, O.P., Dahankar, O.P., Oswal, U. 1989. Effect of chloride salinity and boron on germination mineral composition of chickpea. (*Cicer arietinum L.*) *Arial Zone*, 28: 63-67.
- Yakupoğlu, T., Özdemir, N. 2007. Tuzluluk ve alkaliliğin toprağın bazı fiziksel özellikleri üzerine etkileri. *Ondokuz Mayıs Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, 22(1):132-138.
- Yıldız, S. 2008. Nişasta sanayi atık sularının bitkisel iyileştirme (fitoremediasyon) kapasitesine mikorizal simbiyozun etkilerinin araştırılması. Çukurova Üniversitesi, Yüksek lisans tezi, 83 s.
- Yılmaz, E., Alagöz, Z. 2008. Toprak bozulması. Selçuk Üniversitesi, Ziraat Fakültesi Dergisi, 22(45):58-65.
- Zhang, C. 1995. Exploration of *limonium* interspecific breeding possibility. Massey University, Master thesis, New Zealand, pp. 98.
- Zheljaskov, V.D., Nielsen, N.E. 1996. Effect of heavy metals on peppermint and cornmint. *SpingerLink, Plant and Soil*. 178:59-66.
- Zhu, J.K., Bie, Z.L. 2007. Effects of NaCl stress on photosynthetic characteristics of three cucumber rootstock seedlings, *Acta Horticulturae Sinica*, 34(6):1418-1424.

ÖZGEÇMİŞ

Adı-Soyadı: Gül ARAS ÇINAR**E-mail:** gularas1983@hotmail.com

ÖĞRENİM BİLGİLERİ

Doktora 2010-	Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Ana Bilim Dalı, Antalya
Yüksek Lisans 2005-2010	Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Tarımsal Yapılar ve Sulama Bölümü, Antalya
Lisans 2000-2004	Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bölümü, Antalya

MESLEKİ VE İDARİ GÖREVLER

Ziraat Yüksek Mühendisi 2015-Halen	İl Tarım ve Orman Müdürlüğü, Arazi Topplulaştırma ve Tarımsal Altyapı Şube Müdürlüğü, Antalya
Ziraat Yüksek Mühendisi 2014-2015	Batı Akdeniz Tarımsal Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Toprak Bölümü, Antalya
İnsan Kaynakları Birim Sorumlusu 2012-2014	Tekirdağ Bağcılık Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Tekirdağ
Ziraat Yüksek Mühendisi 2011-2014	Tekirdağ Bağcılık Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Tekirdağ

Araştırma Görevlisi 2010-2011	Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Ana Bilim Dalı, Antalya
Araştırma Görevlisi 2005-2010	Akdeniz Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Tarımsal Yapılar ve Sulama Bölümü, Antalya

Aldığı Eğitimler:

Netcad 5.2 GIS Arazi Toplulaştırma ve Damla Sulama Eğitim Programı (Antalya) (18-21 Şubat 2011)

Türkiye Ulusal Fotogrametri ve Uzaktan Algılama Birliği VI. Teknik Sempozyumu (Antalya) (23-26 Şubat 2011)

ArcGIS Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS) Temel Eğitimi Kursu (Tekirdağ) (2-6 Mayıs 2011)

"Bağ Tesisi, Telli Terbiye Şekilleri ve Budama" Hizmet İçi Eğitim Kursu (Tekirdağ) (04-08 Nisan 2011)

Proje Döngüsü Yönetimi Eğitimi (Tekirdağ) (2011)

"Bağcılık" Hizmet İçi Eğitim Kursu (Tekirdağ) (25-29 Temmuz 2011)

Nitrat Direktifi İyi Tarım Uygulamaları Kodu Eğitimi (Antalya) (4-8 Aralık 2017)

Toprak Analiz Laboratuvarları Yetkilendirme ve Denetleme Komisyon Üyelerinin Eğitimi (Antalya) (4-8 Nisan 2018)

İletişim Eğitimi, İl Tarım ve Orman Müdürlüğü (Antalya) (1-2 Temmuz 2019)

Bitirdiği Projeler:

Cibre ve Pirinanın Kalecik Karası ile Narince Üzüm Çeşitlerinde Toprak Özellikleri, Verim, Gelişme, Kalite Üzerine Etkileri (Yardımcı araştırmacı), TAGEM/TSKAD/14/A13/P04/05

Mikro Bitki Besin Maddeleri Karışımının Üzümlerde Verim ve Kalite Üzerine Etkilerinin Belirlenmesi (Proje yürütücüsü), Tekirdağ Bağcılık Araştırma Enstitüsü, Tekirdağ.

Gibberellik Asit Etken Maddeli Bazı Kimyasalların Çekirdeksiz Sofralık Üzümlerde Verim ve Kalite Üzerine Etkilerinin Belirlenmesi (Proje Kurucusu/Yardımcı Araştırmacı), Tekirdağ Bağcılık Araştırma Enstitüsü, Tekirdağ.

Aksu Ovası Taban Suyu Derinlik ve Tuzluluk Haritalarının Coğrafi Bilgi Sistemleri Kullanılarak Hazırlanması ve Değerlendirilmesi (Yüksek Lisans Tezi).

Başarı Belgeleri:

“2013 Yılı En İyi Üçüncü Sunu” Cibre ve Pirinanın Kalecik Karası ile Narince Üzüm Çeşitlerinde Toprak Özellikleri, Verim, Gelişme, Kalite Üzerine Etkileri. Tarım ve Orman Bakanlığı, Tarımsal Araştırmalar ve Politikalar Genel Müdürlüğü, Bitki Besleme ve Toprak Araştırmaları Program Değerlendirme Toplantısı, 25 Şubat-1 Mart 2013, Antalya.

Üyelikler:

2014-2023 yıllarını kapsayan TR21 Trakya Bölge Planı Özel İhtisas Komisyon Üyesi, Trakya Kalkınma Ajansı, Tekirdağ, 2014.

Kirlenmiş Saha Değerlendirme ve İzleme Komisyon Üyesi, Çevre ve Şehircilik İl Müdürlüğü, Antalya, 2018-

Toprak Analiz Laboratuvarları Yetkilendirme ve Denetleme Komisyon Üyesi, İl Tarım ve Orman Müdürlüğü, Antalya, 2018-