



T.C.

SELÇUK ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

KADMİYUM KİRLİLİĞİNİN KORDES GÜLÜNÜN GELİŞİMİ VE AĞIR METAL ALIM KAPASİTESİNE ETKİSİ

Haya ABUSALIH

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Ağustos-2019
KONYA
Her Hakkı Saklıdır

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

KADMİYUM KİRLİLİĞİNİN KORDES GÜLÜNÜN GELİŞİMİ VE AĞIR METAL ALIM KAPASİTESİNE ETKİSİ

Haya ABUSALIH

Selçuk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü

Toprak Bilimi ve Bitki Besleme Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Ayşen AKAY

2019, 97 Sayfa

Jüri
Danışman Prof. Dr. Ayşen AKAY
Prof. Dr. Cevdet ŞEKER
Dr. Öğr.Üyesi. Ahmet DEMİRBAŞ

Bu çalışmanın amacı, Cd ile kirlenmiş topraklarda yetiştirilen Cubana Kordes gülünün yetiştirme ortamına farklı dozlarda leonardit uygulamasının; bitki Cd alımı ile Cd ^{x} leonardit etkileşimi altında bitki gelişiminde görülecek farklılıkları tespit etmek, toksisite belirtilerini gözlemlemek ve Cd'nin bitkiye geçme derecesini belirlenmektir. Denemede *Cubana Kordes* gül çeşiti üzerinde çalışılmıştır. Yetiştirme toprağına leonardit 3 dozda (% 0, % 3, % 6) uygulanıp toprak ile karıştırılmış ve Cd 5 dozda (0, 25, 50, 100, 200 mg Cd kg^{-1}) $3CdSO_4.8H_2O$ formunda uygulanmıştır. Kadmiyum uygulamasından sonra yetiştirme ortamı 30 gün süreyle Cd ile inkübasyona tabi tutulmuştur. Daha sonra gül fideleri dikilmiş ve 4 ay boyunca gelişimleri takip edilmiştir. Deneme sera şartlarında gerçekleştirilmiştir.

Denemenin sonuçlarına göre ortalama bitki boyu 20.12-28.47 cm, SPAD değeri 52.09-55.78, dal sayısı 3.75-8.00 adet, çiçek sayısı 6.00-12.50 adet ve sürgün sayısı 13.50-26.50 adet arasında değişmiştir. Çiçekte Cd konsantrasyonu 0.24-4.65 mg kg^{-1}, yaprakta 0.65-8.5 mg kg^{-1}, gövdede 0.77-115.04 mg kg^{-1} ve köklerde ise Cd konsantrasyonu 1.16-449.53 mg kg^{-1} arasındadır ve artan Cd dozları arasında önemli farklılıklar ($p<0.01$) bulunmuştur.

Bitkinin yaprak, çiçek, gövde ve kök aksamları tarafından kaldıran Cd miktarı artan Cd dozlarıyla artmıştır ($p<0.01$). Ancak çiçeklerde 50 mg Cd kg^{-1} dozu uygulandığında 25 mg Cd kg^{-1} dozundan daha az Cd kaldırılmıştır. Yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarı 0.85-12.34 µg kg^{-1}, çiçek tarafından 0.09-3.00 µg kg^{-1}, gövde tarafından 1.42-255.76 µg kg^{-1} ve kök tarafından ise kaldırılan Cd miktarı 7.15-2593.49 µg kg^{-1} arasında değişmiştir.

Sonuç olarak; 200 mg Cd kg^{-1} değerine kadar güllere kadmiyum verilmesine rağmen bitkilerde hiçbir toksisite belirtisi gözlenmemiştir. Bitki yüksek kadmiyuma dayanmış ve görselliğinde bozukluk olmamıştır. Dolayısıyla bu bitki hem peyzaj hem de fitoremediasyon amacıyla kullanılabilir. Ağır metal kirliliği olan topraklarda bitki tarafından Cd alımı ve fitoremediasyon amacıyla *Cubana Kordes* güllerinin kullanımında ; % 3 oranında leonarditin toprağa karıştırılmasının faydalı olabileceği gözlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Ağır metal, fitoremediasyon, hiperakümülatör, kadmiyum, kordes, süs bitkileri.

ABSTARCT

M.S. THESIS

THE EFFECT OF CADMIUM POLLUTION ON DEVELOPMENT OF KORDES ROSE AND HEAVY METAL UPTAKE CAPACITY

Haya ABUSALIH

The Graduate School of Natural and Applied Science of Selçuk University

The Degree of Master of Science in Soil Science and Plant Nutrition Department

Advisor: Prof. Dr. Ayşen AKAY

2019, 97 Pages

Jury
Advisor Prof. Dr. Ayşen AKAY
Prof. Dr. Cevdet ŞEKER
Dr. Öğr.Üyesi. Ahmet DEMİRBAŞ

The aim of this study was to investigate the application of different doses of leonardite to *Cubana Kordes* rose grown in soil contaminated with Cd; to determine differences in plant growth under the interaction of Cd ^{x} leonardite and plant Cd uptake, to observe the signs of toxicity and to determine the degree of Cd's penetration into the plant. *Cubana Kordes* rose species was studied in this experiment. Leonardite to the cultivation soil was applied in 3 doses (0 %, 3 %, 6 %) and mixed with soil and Cd was applied in 5 doses (0, 25, 50, 100, 200 mg Cd kg^{-1}) in the form of $3CdSO_4.8H_2O$. After cadmium treatment, the growth medium was incubated with Cd for 30 days and then rose seedlings were planted and their growth was monitored for 4 months. The experiment was carried out under greenhouse conditions.According to the results of the experiment, average plant height was 20.12-28.47 cm, SPAD value was 52.09-55.78, a number of branches were 3.75-8.00, a number of flowers were 6.00-12.50 and number of shoots was between 13.50-26.50. Flower Cd content was 0.24-4.65 mg kg^{-1}, 0.65-8.5 mg kg^{-1} in the leaf, 0.77-115.04 mg kg^{-1} in the stem and 1.16-449.53 mg kg^{-1} in the roots, and significant differences were found between increasing doses of Cd ($p<0.01$).

The amount of Cd removed by leaf, flower, stem and root parts of the plant increased with increasing Cd doses ($p <0.01$). However, when a dose of 50 mg Cd kg^{-1} applied to the flowers, less than 25 mg Cd kg^{-1} dose Cd was removed. The amount of Cd removed by the leaf varied between 0.85-12.34 µg kg^{-1}, 0.09-3.00 µg kg^{-1} by the flower, 1.42-255.76 µg kg^{-1} by the stem and the amount of Cd removed by the root ranged from 7.15-2593.49 µg kg^{-1}.

As a result; although cadmium was given to roses up to 200 mg Cd kg-1, no signs of toxicity were observed in plants. The plant was based on high cadmium and it had not visual impairment. Therefore, this plant can be used for both landscaping and phytoremediation purposes. In the use of *Cubana Kordes* roses for Cd uptake and phytoremediation by plants in soils with heavy metal pollution; it was observed that mixing % 3 leonardite into the soil could be beneficial.

Keywords: Cadmium, heavy metals, hyper-accumulator, kordes, ornamental plants, phytoremediation.

ÖNSÖZ

Ağır metallerle kirlenmiş toprak ve sular, etkili ve uygun bir teknolojik çözüme ihtiyaç duyan büyük bir çevresel sorun teşkil etmektedir. Ağır metaller biyolojik olarak toprakta bozulmazlar ve ağır metallerin topraktan uzaklaştırılması amacıyla bitkilerin kullanımı son 20 yıllık süreçte başlamıştır. Bu teknoloji fitoremediasyon olarak adlandırılmıştır. Süs bitkilerinin birçok çalışmada ağır metallere karşı dayanıklı olduğu belirlenmiştir. Süs bitkileri besin zincirindekilerden ayrı olan yüksek bitkilerin önemli bir türüdür ve hiperakümülatör özelliğe sahip olanlar çok önemlidir ve kirlenmiş toprakların iyileştirilmesi için uygulanabilirler. Fitoremediasyonda süs bitkilerinin kontamine olmuş bir ortamın iyileştirilmesi için kullanılması ekoturizm ortamını da değiştirecektir. Yapılan bu çalışmada *Cubana Kordes* gülünün Cd 'nin fitoremediasyon kapasitesinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Bu teze konu olan kadmiyum; en önemli kirletici ağır metallerden biridir, gıda zincirine kolayca aktarılır ve insan sağlığına zarar verebilir, bu da birçok ciddi hastalığa ve hatta ölüme neden olabilir. Bitkiler tarafından alınan ve bitki bünyesinde biriktirilen kadmiyum, protein sentezi, azot ve karbonhidrat metabolizması, enzim (nitrat redüktaz) aktivasyonu, fotosentez ve klorofil sentezi gibi birçok metabolik aktivitenin bozulmasına neden olmaktadır. Bitki bünyesinde kadmiyum biriktirilmesinin sonucunda verim ve kalite azalmakta, dolayısıyla önemli düzeyde ürün kaybı meydana gelmektedir.

Kadmiyum kirliliğinin giderilmesinde kordes gülünün kullanılabilirliği ile gelişimi ve ağır metal alım kapasitesine etkisini belirtmek amacıyla bu çalışma yapılmıştır.

Yüksek lisans çalışmamın her aşamasında bana yardımcı olan, beni her konuda yönlendiren, bilimsel bilgi ve tecrübeleriyle beni aydınlatan değerli hocam, tez danışmanım Sayın Prof. Dr. Ayşen AKAY'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Yüksek lisans eğitimim boyunca maddi ve manevi desteklerini esirgemeden sürekli yanımda olan aileme ve arkadaşlarıma sonsuz teşekkür ederim.

Ayrıca bu araştırmanın gerçekleştirilmesine destek sağlayan Selçuklu Belediyesi Park ve Bahçeler Müdürlüğünü ve Selçuk Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü yetkililerine teşekkür ederim.

Haya ABUSALIH
KONYA-2019

İÇİNDEKİLER

ÖZET ..... **iii**

ABSTARCT ..... **iv**

ÖNSÖZ ..... **v**

ÇİZELGE LİSTESİ ..... **ix**

EK LİSTESİ ..... **x**

ŞEKİL LİSTESİ ..... **xi**

SİMGELER ve KISALTMALAR ..... **xii**

1. GİRİŞ **1**

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI **5**

2.1. Ağır Metaller ve Kadmiyum 5

2.2. Ağır Metal Kirliliğinin Bitkilerle Gidermesi 8

2.3. Süs Bitkilerinin Ağır Metal Gideriminde Kullanımı 8

2.4. Leonardit Uygulamalarının Ağır Metal İçeren Topraklardaki Etkileri 17

3. MATERYAL VE YÖNTEM **20**

3.1. Materyal 20

3.1.1. Araştırmada kullanılan toprak materyali 20

3.1.2. Bitki materyalinin özellikleri 20

3.1.3. Ağır Metal 20

3.1.4. Leonardit 21

3.2. Yöntem 21

3.2.1. Toprak hazırlığı 21

3.2.2. Saksı denemesi ve yürütülmesi 21

3.2.3. Toprak analizleri 22

3.2.3.1. Toprak tekstürü 22

3.2.3.2. Toprak reaksiyonu (pH) 22

3.2.3.3. Elektiriksel iletkenlik (EC) 22

3.2.3.4. Kireç tayini 22
3.2.3.5. Organik madde miktarı 22
3.2.3.6. Fosfor tayini 23
3.2.3.7. Bitki tarafından alınabilir mikro element ve ağır metallerin tayini . 23
3.2.4. Leonardit analizleri 23
3.2.4.1. Leonardit reaksiyonu (pH) 23
3.2.4.2. Elektiriksel iletkenlik (EC) 23
3.2.4.3. Humik fulvik asit tayini 23
3.2.4.4. Bitki tarafından alınabilir mikro element ve ağır metallerin tayini . 23
3.2.5. Bitki analizleri 23
3.2.5.1. Bitki yaş ve kuru ağırlığı 23
3.2.5.2. Bitki boyu ve uzunluğu 24
3.2.5.3. SPAD değeri 24
3.2.5.4. Çiçek sayısı ve ağırlığı 24
3.2.5.5. Dal sayısı 24
3.2.5.6. Yaprak, çiçek, kök ve gövdede element konsantrasyonları 24
3.2.5.7. Yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarı 24
3.2.5.8. Çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarı 24
3.2.5.9. Gövde tarafından kaldırılan Cd miktarı 25
3.2.5.10. Kök tarafından kaldırılan Cd miktarı 25
3.2.6. Fitoremediasyon Parametreleri 25
3.2.6.1. Fitoekstraksiyon kapasitesi (FK) 25
3.2.6.2. Taşıma faktörü (TF) 25
3.3. İstatistiksel Değerlendirme 25
4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA 26
4.1. Bitki Boyu 28
4.2. Klorofil 31

4.3. Dal Sayısı 33
4.4. Çiçek Sayısı 34
4.5. Sürgün Sayısı 38
4.6. Yaprak kuru ağırlığı 40
4.7. Çiçek kuru ağırlığı 42
4.8. Gövde kuru ağırlığı 44
4.9. Kök kuru ağırlığı 46
4.10. Yapraklarda Cd konsantrasyonu 48
4.11. Çiçeklerde Cd konsantrasyonu 51
4.12. Gövdede Cd konsantrasyonu 54
4.13. Köklerde Cd konsantrasyonu 57
4.10. Yaprak tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarı 60
4.11. Çiçek tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarı 63
4.12. Gövde tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarı 66
4.13. Kök tarafından kaldırılan Cd miktarı 69
4.14. Toprakta elverişli Cd miktarı 72
4.15. Fitoekstraksiyon kapasitesi 75
4.16. Taşınma faktörü 78
5. SONUÇ ve ÖNERİLER 84
ÖZGEÇMİŞ 90
KAYNAKLAR 91

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 4. 1. Denemede kullanılan toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri 26
Çizelge 4. 2. Denemede kullanılan leonardit fiziksel ve kimyasal özellikleri 27
Çizelge 4. 3. Cubana Kordes gülünün bitki boy uzunluğuna ait varyans analiz sonuçları 28
Çizelge 4. 4. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes bitki boyu, klorofil miktarı, biyomas, ve dal sayısına etkisi ($p<0.05$) 30
Çizelge 4. 5. Cubana Kordes gülünün SPAD değerine ait varyans analiz sonuçları 31
Çizelge 4. 6. Cubana Kordes gülünün dal sayısına ait varyans analiz sonuçları..... 33
Çizelge 4. 7. Cubana Kordes gülünün çiçek sayısına ait varyans analiz sonuçları 34
Çizelge 4. 8. Cubana Kordes gülünün sürgün sayısına ait varyans analiz sonuçları..... 38
Çizelge 4. 9. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes yaprak kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları..... 40
Çizelge 4. 10. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülünün yaprak kuru ağırlığına etkisi 41
Çizelge 4. 11. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes çiçek kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları..... 42
Çizelge 4. 12. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü çiçek kuru ağırlığına etkisi 43
Çizelge 4. 13. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes gövde kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları..... 44
Çizelge 4. 14. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü gövde kuru ağırlığına etkisi 45
Çizelge 4. 15. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes kök kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları..... 46
Çizelge 4. 16. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü kök kuru ağırlığına etkisi 47
Çizelge 4. 17. Cubana Kordes gülünün Yapraklarında Cd konsantrasyonu ait varyans analiz sonuçları. 48
Çizelge 4. 18. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü yaprakta Cd konsantrasyonuna etkisi..... 50
Çizelge 4. 19. Cubana Kordes gülünün çiçeklerinde Cd konsantrasyonu ait varyans analiz sonuçları 51
Çizelge 4. 20. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü çiçek Cd konsantrasyonuna etkisi..... 53
Çizelge 4. 21. Cubana Kordes gülünün gövdesinde Cd konsantrasyonu ait varyans analiz sonuçları 54
Çizelge 4. 22. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü gövdede Cd konsantrasyonuna etkisi..... 56
Çizelge 4. 23. Cubana Kordes gülünün köklerinde Cd konsantrasyonu ait varyans analiz sonuçları..... 57
Çizelge 4. 24. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü kökte Cd konsantrasyonuna etkisi..... 59
Çizelge 4. 25. Cubana Kordes gülünün yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları..... 60
Çizelge 4. 26. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülünün yaprak tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarına etkisi 62
Çizelge 4. 27. Cubana Kordes gülünün çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları..... 63

Çizelge 4. 28. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi 65
Çizelge 4. 29. Cubana Kordes gülünün gövde tarafından kaldırılan Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları 66
Çizelge 4. 30. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü gövde tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi 68
Çizelge 4. 31. Cubana Kordes gülünün kök tarafından kaldırılan Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları 69
Çizelge 4. 32. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü kök tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi 71
Çizelge 4. 33. Toprakta elverişli Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları 72
Çizelge 4. 34. Leonardit ve Cd uygulamalarının toprakta kalan elverişli Cd miktarına etkisi 74
Çizelge 4. 35. Cubana Kordes gülünün fitoekstraksiyon kapasitesine ait varyans analiz sonuçları 75
Çizelge 4. 36. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü fitoekstraksiyon kapasitesine etkisi 77
Çizelge 4. 37. Cubana Kordes gülünün taşınma faktörüne ait varyans analiz sonuçları 78
Çizelge 4. 38. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü taşınma faktörüne etkisi 80
Çizelge 4. 39. Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülü yaprak, çiçek, gövde ve kökte Cd konsantrasyonuna etkisi ($p<0.01$) 81
Çizelge 4. 40. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülü yaprak, çiçek, kök ve gövde tarafından kaldıran Cd miktarına etkisi ($p<0.01$) 82
Çizelge 4. 41. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülü yaprak, çiçek, gövde ve kök kuru ağırlığına etkisi ($p<0.01$) 83

EK LİSTESİ

Ek 1. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülünü bitki boyu, klorofil miktarı, dal sayısı, çiçek sayısı, sürgün sayısı, fitoekstraksiyon kapasitesi ve taşınma faktörüne ait varyans analiz ortalama sonuçları 87
Ek 2. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülünü yaprak, çiçek, gövde ve kökte Cd konsantrasyonuna ait varyans analiz ortalama sonuçları 87
Ek 3. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülünü yaprak, çiçek, gövde ve kök tarafından kaldıran Cd miktarına ait varyans analiz ortalama sonuçları .. 88
Ek 4. Denemeye ait Cubana Kordes farklı çiçek rengi görüntüleri 89

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 3. 1 Deneme planı 22

Şekil 4. 1. Cd ve Leonardit uygulamasının Cubana Kordes güllerinin bitki boyuna etkisi 29
Şekil 4. 2. Leonardit'nin bitki boy uzunluğuna etkisi 29
Şekil 4. 3. Kadmiyumun bitki boy uzunluğuna etkisi 29
Şekil 4. 4. Kadmiyum ve leonardit uygulamasının Cubana Kordes gülleri SPAD değerine etkisi 32
Şekil 4. 5. Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana kordes güllerinin dal sayısına etkisi 33
Şekil 4. 6. Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana kordes güllerinin çiçek sayısına etkisi 35
Şekil 4. 7. Denemeye ait bir hasatta elde edilen Cubana Kordes çiçeği görüntüleri **(A)** % 6 Leonardit uygulaması, **(B)** % 3 Leonardit uygulaması, **(C)** % 0 Leonardit uygulaması. 36
Şekil 4. 8. Denemeye ait Cubana Kordes tomurcuk görüntüleri 37
Şekil 4. 9. Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana kordes güllerinin sürgün sayısına etkisi 38
Şekil 4. 10. Denemeye ait Cubana Kordes çiçek görüntüleri 39
Şekil 4. 11. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların yaprak kuru ağırlığına etkisi 40
Şekil 4. 12. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların çiçek kuru ağırlığına etkisi 42
Şekil 4. 13. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların gövde kuru ağırlığına etkisi 44
Şekil 4. 14. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların kök kuru ağırlığına etkisi 46
Şekil 4. 15. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların yaprakta Cd konsantrasyonuna etkisi 49
Şekil 4. 16. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların çiçeklerde Cd konsantrasyonuna etkisi 52
Şekil 4. 17. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların gövdede Cd konsantrasyonuna etkisi 55
Şekil 4. 18. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların kökte Cd konsantrasyonuna etkisi 58
Şekil 4. 19. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi 61
Şekil 4. 20. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi 64
Şekil 4. 21. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların gövde tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi 67
Şekil 4. 22. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların kök tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi 70
Şekil 4. 23. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların toprakta kalan elverişli Cd miktarına etkisi 73
Şekil 4. 24. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların fitoekstraksiyon kapasitesine etkisi 76
Şekil 4. 25. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların taşınma faktörüne etkisi 79

SİMGELER ve KISALTMALAR

Simgeler

As	Arsenik
B	Bor
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
$Cd(OH)_2$	Kadmiyum hidroksit
$CdCO_3$	Kadmiyum karbonat
$CdSO_4$	Kadmiyum sülfat
Co	Kobalt
Cr	Krom
Cu	Bakır
Fe	Demir
Hg	Cıva
Mg	Magnezyum
Mn	Mangan
Mo	Molibden
Ni	Nikel
P	Fosfor
Pb	Kurşun
Zn	Çinko

Kısaltmalar

µg	Mikrogram
BCF	Biyolojik konsantrasyon faktörü
CAT	Katalaz
dm^{-3}	Kübik desimetre
EDTA	Etilendiamintetraasetik asit
EGTA	Etilen glikol tetraasetik asit
g	Gram
HA	Humik asit
ha	Hektar
KA	Kuru ağırlık
kg	Kilogram
MDA	Malondialdehyde
mg	Milligram
POD	Peroxidase
ROS	Reaktif oksijen türleri
SOD	Superoxide dismutases
SPAD	Soil plant analytical division
TA	Turgor ağırlığı
TF	Taşıma faktörü
YA	Yaş ağırlık

1. GİRİŞ

Ağır metallerin birçoğu bitkiler, hayvanlar ve insanlar için temel mikro besin maddeleridir; ancak yüksek konsantrasyonlarda fitotoksisiteye neden olabilir ve biyolojik olarak parçalanamayan doğası nedeniyle insan sağlığına zarar verebilir. Bu da dokularda ve canlı organizmalarda kolayca birikmeye neden olabilir (Tchounwou ve ark., 2012; Asati ve ark., 2016; Rodríguez-Eugenio ve ark., 2018).

Ağır metaller yeryüzünde doğal olarak bulunur ve insan faaliyetlerinin bir sonucu olarak yoğunlaştırılmış hale gelir. İnsanlar yiyecek, su, hava ve ticari ürünler yoluyla az miktarda ağır metallere maruz kalabilir. Ana antropojenik ağır metal kaynakları sanayi bölgeleridir, maden atıkları, yüksek metal atıklarının bertaraf edilmesi, kurşunlu benzin ve boyalar, gübrelerin kullanımı, hayvan gübreleri, atık çamur, tarım ilacı, atık suyla sulama yapılması, kömür yanma artıkları, petrokimyasalların dökülmesi ve çeşitli kaynaklardan atmosferik birikimlerdir (Bradl, 2005; Nagajyoti ve ark., 2010; Sherameti ve Varma, 2010; Alloway, 2013).

Ağır metaller, doğada en kalıcı ve karmaşık kirletici maddelerdir. Sadece atmosferin, su kütlelerinin ve gıda mahsullerinin kalitesini düşürmekle kalmaz, aynı zamanda hayvanların ve insanların sağlığını ve refahını tehdit ederler. Metaller canlı organizmaların dokularında birikmektedir; çünkü çoğu organik bileşikten farklı olarak metabolik bozulmaya maruz kalmazlar. Ağır metaller arasında Zn, Ni, Co ve Cu bitkiler için nispeten daha toksiktir ve As, Cd, Pb, Cr ve Hg daha çok hayvanlar için toksiktir (Rodríguez-Eugenio ve ark., 2018).

Kadmiyum ağır metallerden biri olup en önemli kirleticilerden biridir. Kayalarda bulunan kadmiyum konsantrasyonu çok değişkendir, topraklarda 0.1 ila 1 mg g^{-1}, fosfatlı kayalarda ise 100 mg g^{-1} arasında değişmektedir (Hutton, 1983; Pinot ve ark., 2000). Ortamdaki en yüksek kadmiyum bileşikleri tortul kayaçlar içinde birikir ve deniz fosfatları yaklaşık 15 mg Cd kg^{-1} içerir (FAO, 1987; Tchounwou ve ark., 2012). Dünyanın birçok yerinde toprakları 0.07 ile 1.1 μg g^{-1} arasında ortalama Cd içeriğine sahiptir. İngiliz Çevre Bakanlığı tarafından yapılan 1981 tarihli bir anketine göre; ev tozundaki (elektrikli süpürgeden toplanan) Cd miktarı topraktaki miktarın yaklaşık altı katıdır (Culbard ve ark., 1988). Kadmiyum kontaminasyonunun çoğu dört insan ekonomik faaliyetinden kaynaklanmaktadır: sıvı ve katı yakıtların yakılması, eritme ve dökümhane işleri, Cd'de yüksek olan atık çamuru ve gübreler dâhil toprağa uygulanan kimyasallar (Seregin ve Ivanov, 2001; Sherameti ve Varma, 2010). Kadmiyum bitki

kökleri tarafından kolayca alınabilmesi ve bitkilerin üst kısımlarına taşınmasına rağmen, canlı organizmalar üzerindeki herhangi bir olumlu etkisinin olduğu bugüne kadar kanıtlanmamıştır (Seregin ve Ivanov, 2001).

Kadmiyum gıda zincirine kolayca aktarılır ve insan sağlığına zarar verebilir; bu da birçok ciddi hastalığa ve hatta ölüme neden olabilir. 1960'lı yıllarda Japonya'da meydana gelen (Itai-Itai) hastalığı, topraktaki Cd'nin insanların sağlığı için büyük bir tehlike olduğunu göstermiştir (Brown ve ark., 1994; Gouia ve ark., 2000; Pereira ve ark., 2002; Zhang ve ark., 2005; Sawidis, 2008; Tkalec ve ark., 2008; Sim ve ark., 2009; Wang ve ark., 2012).

Kadmiyum toprakta oldukça hareketli bir elementtir. Bitki de kolayca taşınır ve daha sonra tüm bitki organlarına dağıtılır. Bitkilerde Cd içeriğinin normal sınırları 0.2-0.8 mg kg^{-1} arasındadır ve kadmiyumun toksik konsantrasyonları 5-30 mg kg^{-1} olarak tanımlanmıştır (Gruenhage ve Jager, 1985; Schulze ve ark., 2005; Kabata-Pendias, 2010). Fitoremediasyon, çevreyi kirleten maddeleri uzaklaştırmak veya zararsız hale getirmek için yeşil bitkilerin kullanımı olarak tanımlanmaktadır (Cunningham ve Berti, 1993; Raskin ve ark., 1994; Salt ve ark., 1995; Salt ve ark., 1998). Bu teknoloji, bitkilerin ve bunların mikrobiyal rizosfer florasının organik ve inorganik kirleticileri bozduğu ve ayırdığı doğal olarak meydana gelen işlemlerden faydalanır.

Fitoekstraksiyon, ağır metallerin ve metaloitlerin kirli topraklardan, çökeltilerden veya sudan uzaklaştırılmasında kullanılan en temel ve en faydalı fitoremediasyon tekniğidir (Cluis, 2004; Cherian ve Oliveira, 2005; Milić ve ark., 2012). Ticari uygulama için ise en umut verici tekniğidir (Sun ve ark., 2011). Fitoekstraksiyonun etkinliği; ağır metallerin toprakta biyoyararlanımı, toprak özellikleri, ağır metallerin ve ilgili bitki türlerinin özellikleri gibi birçok faktöre bağlıdır. Fitoekstraksiyona uygun bitkiler ideal olarak bazı özelliklere sahip olmalıdır; yüksek büyüme oranı, yer üstü biyokütle üretimi, yaygın şekilde dağıtılmış ve çok dallanmış bir kök sistemi, hedef ağır metallerin topraktan daha fazla birikmesi, birikmiş ağır metallerin köklerden sürgünlere translokasyonu, hedef ağır metallerin toksik etkilerine tolerans, hakim çevre ve iklim koşullarına iyi adaptasyon, patojen ve zararlılara karşı direnç, kolay ekim ve hasat olan bitkidir (Mejáre ve Bülow, 2001; Tong ve ark., 2004; Sakakibara ve ark., 2011; Shabani ve Sayadi, 2012).

Bu çalışmanın konu olan leonardit, yüzeye yakın madencilikle ilişkili, yüksek oranda oksitlenmiş olgunlaşmamış kömürdür. Leonardit hümik asitleri (%40-80) yüksek düzeyde içerir (Tan, 2014).

Leonardit 'in ticari üretimi, linyit kömür yatağında yüksek düzeyde hümik asit bulunduğundan bu yana çarpıcı bir şekilde artmıştır. Leonardit, 70 milyon yıl süren bir nemlendirme sürecinin sonucudur. Diğer organik hümik asit kaynaklarından farklı olarak, leonardit, genel humus bileşenlerinden beş kat daha fazla moleküler yapıları nedeniyle biyolojik olarak etkindir. Böylece, bir kilogram leonardit yaklaşık beş kilogram diğer organik hümik asit kaynağına karşılık gelir. Leonardit bir gübre değil. Bitkiler için toprak düzenleyici, biyokatalizör ve biyolojik uyarıcı görevi görür. Diğer organik ürünlere kıyasla, leonardit özellikle bitki büyümesini (biyokütle üretimi) ve toprak verimliliğini arttırır (Zeledon-Toruno ve ark., 2007; Özkan, 2008; Tan, 2014; Anonymous, 2019d). Türkiye bir tarım ülke olduğu için toprakları sürdürülebilir kullanımı devam ettirilmesi gerekmektedir. Bu nedenle aşırı kimyasal gübre tüketilmesin azaltması, organik atıklardan değerlendirilmesi ve bitkilerin besin ihtiyaçları karşılanması gerekmektedir. Böylelikle gübrelerden gelen Cd gibi kirleticilerin topraklarda zamanla birikiminin önüne geçilebilir. Ülkemizdeki fosforlu gübrelerin ağır metal içeriklerinin belirlendiği çalışmada fosfat kayasının en yüksek Cd içeriğine (358 mg kg^{-1}) sahip olduğu; fosforik asidin 95-128 mg L^{-1} Cd içerdiği; DAP, TSP ve kompoze gübrelerin % 87'sinde 8 mg Cd kg^{-1} gübre sınır değerine yakın (7.5 mg kg^{-1}) ya da 2- 5 kat daha fazla olduğu saptanmıştır (Köleli ve Kantar, 2005).

Bu tez çalışmasında kullanılan gül bitkisi bir süs bitkisidir. Süs bitkileri dört kategoriye ayrılabilir: kesme çiçekler, açık ve kapalı süs bitkileri ve doğal çiçek soğanı. Dünyada 145 ülke ticari olarak süs bitkileri üretmektedir ve bu ülkelerdeki üretim alanı 223 105 ha'dır (Gursan ve Erkal, 1998). Kesme çiçeklerin ana ithalatçıları ABD, Almanya, Fransa, İngiltere, İsviçre, İsveç, Norveç, Hollanda, Danimarka, Belçika, İtalya, Avustralya ve Japonya'dır. Almanya (% 14) şu anda en büyük ithalatçı konumundadır; ardından İngiltere (% 12), Hollanda (% 11) ve Rusya (% 5.1) gelmektedir (Anonymous, 2016). Kesme çiçek ihracatçıları arasında Hollanda (% 44) önde gelmekte olup, ardından Columbia (% 16), Ekvador (% 9.5) ve Kenya (% 8.3) onu izlemektedir (Anonymous, 2016). Rabobank'ın tahminlerine göre, süs bitkisi sektörünün geliri 50 milyar doların üzerindedir. Bunlar içinde kesme çiçekler 24.7 milyar dolar ile ilk sırada yer almaktadır. Ardından iç mekân süs bitkileri 14.3 milyar dolar, dış mekân süs bitkileri 7.6 milyar dolar, doğal çiçek soğanı 0.9 milyar dolar ve 1.6 milyar dolar ile diğer üretim bitkileri gelmektedir (Anonymous, 2019e).

Türkiye'de süs bitkileri üretimi 1940'lı yıllarda kesme çiçek üretimine ile başlamıştır (Baris ve Uslu, 2009; Zencirkiran ve Gürbüz, 2009). Çiçek üretimi İstanbul ve adalarında başlamış, ardından Yalova'da gelişmiştir. 1970'li yılarda, sebze üretimine alternatif olarak İzmir'de çiçek üretimi başlamış aynı zamanda, gülücüğün gelişmesiyle de Antalya'da kesme çiçek üretimi başlamıştır (Ozkan ve ark., 2003).

Türkiye'deki ana üretim şehirleri İzmir, Sakarya, Antalya, Yalova, Bursa ve İstanbul'dur. Dış mekân bitkileri Sakarya, Yalova ve İstanbul bölgesinde üretilmektedir. Kesme çiçekler Antalya, İzmir ve Isparta gibi farklı illerde üretilmektedir (Anonymous, 2018).

Gül süs bitkisi yetiştirildiğinde ekonomik açıdan en önemli türlerden biridir ve ekim alanı ülkemizde genişlemeye devam etmektedir. Güzelliği ve kokusuyla antik çağlardan beri hayranlık uyandıran gülün birçok kullanımı vardır: kesilmiş çiçekler, peyzaj bitkileri, parfüm için yağı çıkarılan türler (gülün attarı) ve mutfak kullanımı (gül suyu) .

Rosa cinsi 100'den fazla tür içermekte olup Avrupa, Asya, Orta Doğu ve Kuzey Amerika'da yaygın olarak yer almaktadır (Ercisli, 2005; 2007; Hummer ve Janick, 2009). Bu bitkiler çiçek ve meyveleri için bahçelerde yaygın olarak yetiştirilir. Bitkiler sert çevre koşullarına (kayalık, eğimli yerler, fakir topraklar ve sınırlı suya) karşı güçlü direnç gösterirler (Ercisli, 2007).

Türkiye gül türleri için en önemli gen kaynakları merkezlerinden biridir. Gül türlerinin yaklaşık % 25'inin Türkiye'de bugüne kadar yetişebildiği bildirilmiştir (Ercisli ve Güleryüz, 2004).

Bu çalışmanın amacı; Cd ile kirlenmiş topraklarda yetiştirilen Cubana Kordes gülünün yetiştirme ortamına farklı dozlarda leonardit uygulamasının, bitki Cd alımı, Cd ^{x} leonardit etkileşimi altında bitki gelişiminde görülecek farklılıkları tespit etmek, toksisite belirtilerini gözlemlemek ve Cd'nin bitkiye geçme derecesinin belirlenmesini oluşturmaktadır.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Ağır Metaller ve Kadmiyum

Ağır metaller önemli çevresel kirleticilerdir ve toksisiteleri nedeniyle ekolojik, evrimsel, beslenme ve çevresel sorunlardan dolayı artan önemi olan bir problemdir. "Ağır metaller" terimi, göreceli olarak yüksek yoğunluğu olan ve düşük konsantrasyonda bile zehirli olan metalik elementleri ifade eder (Lenntech, 2004), ayrıca atom yoğunluğu 4 g cm^{-3} 'ten büyük veya sudan 5 kat ya da daha fazla olan metal ve metaloid grubu için geçerlidir (Hawkes, 1997). Bununla birlikte, ağır metallerin kimyasal özellikleri yoğunluklarına göre en etkili faktörlerdir (Nagajyoti ve ark., 2010). Ağır metaller arasında kurşun (Pb), kadmiyum (Cd), nikel (Ni), kobalt (Co), demir (Fe), çinko (Zn), krom (Cr), demir (Fe), arsenik (As), gümüş (Ag) ve platin sayılabilir.

Ağır metaller büyük oranda dağılmış halde kaya oluşumlarında bulunur. Sanayileşme ve kentleşme, ağır metallerin biyosferdeki antropojenik katkısını arttırmıştır (Asati ve ark., 2016). Ağır metaller yerkabuğunda nispeten nadirdir ancak modern yaşamın birçok alanında mevcuttur (Callender, 2003).

Ağır metallerin birçoğu bitkiler, hayvanlar ve insanlar için temel mikro besin maddeleridir. Ancak yüksek konsantrasyonlarda fitotoksisiteye neden olabilir ve biyolojik olarak parçalanamayan doğası nedeniyle; insan sağlığına zarar verebilir ve bu da dokularda ve canlı organizmalarda kolayca birikmelerine neden olabilir (Tchounwou ve ark., 2012; Asati ve ark., 2016; Rodríguez-Eugenio ve ark., 2018).

Ağır metaller yeryüzünde doğal olarak bulunur ancak insan faaliyetlerinin bir sonucu olarak yoğunlaştırılmış hale gelirler. İnsanlar yiyecek, su, hava ve ticari ürünler yoluyla az miktarda ağır metallere maruz kalabilir. Antropojenik atmosferik emisyonlar; 1970'lerden 1980'lere kadar Pb, Zn ve Cu'ın önemli ölçüde azaldığı, Cd ve Cr'un aynı kaldığı, 1980'li yıllarda Ni emisyonlarının arttığı belirlenmiştir (Tablo 2.1). Ayrıca madencilik ve eritmenin atmosfere yönelik antropojenik emisyonlara önemli katkı sağladığı belirlenmiştir (Nriagu, 1988; Callender, 2003).

Bazı ağır metaller insan sağlığı için önemlidir (Fe, Co ve Zn gibi) ancak daha büyük miktarlarda veya belirli şekillerde toksik olabilirler. Gerekli ağır metaller (Cu, Zn, Fe, Mn ve Mo) bitkilerde ve hayvanlarda biyokimyasal ve fizyolojik fonksiyonlara sahiptir (Callender, 2003; Nagajyoti ve ark., 2010; Chibuike ve Obiora, 2014; Rodríguez-Eugenio ve ark., 2018). Potansiyel ağır metal kaynakları arasında madencilik, atıklar, endüstriyel atıklar, tarımsal akış, kurşun asit piller, yaşlanan su tedarik sistemleri, mesleki maruziyet, boyalar ve işlenmiş kereste bulunmaktadır.

Ağır metaller, doğada en kalıcı ve karmaşık kirletici maddelerdir. Sadece atmosferin, su kütlelerinin ve gıda mahsullerinin kalitesini düşürmekle kalmazlar, aynı zamanda hayvanların ve insanların sağlığını ve refahını tehdit ederler. Metaller canlı organizmaların dokularında birikirler, çünkü çoğu organik bileşikten farklı olarak metabolik bozulmaya maruz kalmazlar. Ağır metaller arasında bulunan Zn, Ni, Co ve Cu bitkiler için nispeten daha toksiktir ve As, Cd, Pb, Cr ve Hg ise daha yüksek hayvanlar için nispeten daha toksiktir (Rodríguez-Eugenio ve ark., 2018).

Tablo 2.1. Küresel Temel Üretim ve Altı Ağır Metal Emisyonunun 1970'lerde ve 1980'lerdeki durumu (Nriagu, 1988; Callender, 2003).

Metal	**Metal üretimi (Bin ton)**		**Havaya Emisyonlar (Bin ton)**	**Toprağa Emisyonlar (Bin ton)**	**Suya Emisyonlar (Bin ton)**
	1970'ler	**1980'ler**	**1980'ler**	**1980'ler**	**1980'ler**
Cd	17	15	7.6	22	9.4
Zn	5500	5200	132	1372	226
Pb	3400	3100	332	796	138
Cr	6000	11250	30	896	142
Cu	6000	7700	35	954	112
Ni	630	760	56	325	113

Bu çalışmaya konu olan kadmiyumun (Cd), atom numarası 48, atom ağırlığı 112.40 ve yoğunluğu 8.65 g cm^{-3} 'tür. Bazı yönlerden Cd, Zn'ye benzer (periyodik tablodaki Zn'nin bir komşusu); mineral birikintilerinde ve toprakta her zaman Zn ile ilişkilidir. Kadmiyum yumuşaktır, gümüş beyazı, hafif mavimsi renktedir. Erime noktası 321°C ve kaynama noktası 765°C'dir. Periyodik tablodaki elementlerin IIb grubuna aittir. Üç oksidasyon durumunda görünür: Cd^0, Cd^+ ve Cd^{+2} ve sulu çözeltide stabil +2 oksidasyon durumuna sahiptir. Kadmiyum; yer kabuğunda 0.1 mg g^{-1} konsantrasyonlu nadir bir elementtir ve Zn gibi kuvvetli bir kalkolfiliktir. Ortamdaki en yüksek kadmiyum bileşikleri tortul kayalarda birikir ve deniz fosfatları yaklaşık 15 mg Cd kg^{-1} içerir. Cd^{+2}, pH 8'in altındaki baskın olan formudur, $CdCO_3$, pH 8-10 arasında hâkim formudur ve $Cd(OH)_2$, pH 10'un üzerinde baskından formudur. Cd'nin çözünürlüğü pH 9.5'te minimumdur (Hem, 1972; Callender, 2003; Tchounwou ve ark., 2012).

Kadmiyum, çeşitli endüstriyel faaliyetlerde sıklıkla kullanılır. Bunlar ulaşım araçları, makine ve kabartma emayeler, fotoğrafçılık ve televizyon fosforları dâhil metal

kaplama işlemleridir. Ayrıca nikel-kadmiyum güneş pili ve pigmentlerinde de kullanılır. Akülerdeki kadmiyum kullanımı son yıllarda önemli bir artış göstermiş olmasına rağmen, ticari kaygıları gelişmiş ülkelerde çevresel kaygılara cevap olarak azalmıştır (Anonymous, 2019a).

Elektroliz teknolojisinin gelişmesiyle birlikte; Cd kirliliği, geçen yüzyılın 1920'lerinden bu yana uluslararası bir sorun haline gelmiştir. Toprak ortamında Cd kirliliği dünya çapında giderek daha önemli bir konu haline gelmiştir. Tüm dünyada mahsul veriminde azalma ve kaliteyi düşüren bitkilerde yüksek toksik etkiye sahip olmasının yanı sıra, Cd gıda zincirine kolayca aktarılır ve insan sağlığına zarar verebilir, bu da birçok ciddi hastalığa ve hatta ölüme neden olabilir.

Tarımsal topraklarda kadmiyumun (Cd) sınır değeri 100 mg kg^{-1} topraktır (Salt et al. 1995).Bitkiler eşzamanlı olarak çeşitli kirleticilere maruz kalır ve bu nedenle bütünleşik etkileri yalnızca Cd etkisinden farklıdır. Hem bitkilerden alınan elementte hem de biyokimyasal rollerde Cd ile etkileşime giren birkaç element bilinmektedir. Cd ve Zn etkileşimi pekçok çalışmada gözlenmiştir; tüm bulgularda, Zn'nin hem kök hem de yaprak sistemleri tarafından Cd'nin alımını azalttığı rapor edilmiştir. Cd-Cu etkileşimleri de karmaşıktır. Cu'nın Cd absorpsiyonu üzerindeki inhibitör etkisi çeşitli çalışmalarda rapor edilmiştir. Cd-Fe etkileşimleri fotosentetik mekanizmadaki bozukluklarla ilgilidir. Sadece orta seviye üstünde Fe olduğu durumda; Cd'a maruz kalan bitkiler üzerinde detoksifikasyon etkisi görülür iken, daha yüksek dozlarda toksisite gözlenir (Babich ve Stotzky, 1978; Chaney ve Hornick, 1978; Siedlecka ve Krupa, 1996; Kabata-Pendias, 2010).

Cd-Fe etkileşiminin fotosentez üzerindeki etkileri büyük olasılıkla dolaylı niteliktedir. Cd-Ca ilişkisinin toprak pH'ındaki değişkenlik ile yüksek oranda çapraz bağlantılı olduğu görülmektedir. Bununla birlikte, Cd^{+2} katyonunun taşıyıcı mekanizmada Cd^{+2} 'nın yerini alabilmesi mümkün değildir ve bu nedenle bitkiler tarafından Cd absorpsiyonu Cd^{+2} iyonlarının fazlalığı tarafından inhibe edilebilir. Cd alım ve taşınma mekanizmalarında; K,N ve Al gibi diğer elementlerin ortamda bulunması durumunda bitki etkilenebilir,fakat bu konuda alınan sonuçlar tam olarak açık değildir; bazı ikincil faktörlerin etkisiyle de alakalı olabilir. Cd'nin diğer birkaç temel element ile (örneğin, Mg, Mn) etkileşimleri olduğu gözlemlenmiştir ve bu durum bitki organları içinde alımlarını ve taşınmalarını bozan hücre zarındaki Cd'nin bozulmuş olmasıyla ilişkili olabilir. Cd'nin bitkilerin P absorpsiyonu üzerindeki antagonistik

etkisi, bitki gelişimi ve tarım uygulamaları için önemlidir. Bitkiler tarafından P alımı kontrol değerlerine göre % 40' a kadar azaltılabildiği bildirilmiştir (Babich ve Stotzky, 1978; Chaney ve Hornick, 1978; Siedlecka ve Krupa, 1996; Kabata-Pendias, 2010).

2.2. Ağır Metal Kirliliğinin Bitkilerle Gidermesi

Fitoremediasyon, çevreyi kirleten maddeleri uzaklaştırmak veya zararsız hale getirmek için yeşil bitkilerin kullanımı olarak tanımlanmaktadır (Cunningham ve Berti, 1993; Raskin ve ark., 1994; Salt ve ark., 1995; Salt ve ark., 1998).

Chaney ve ark. (1997) göre, hiperakkümülasyon ve hipertolerans, fitoektrasyonda yüksek biyokütleden daha önemlidir. Hem metal geri kazanımı hem de güvenli şekilde imha edilmesi durumunda hiperakümülatör bitkilerin kullanılması; ekonomik, kullanılması kolay olan, metal açısından zengin ve düşük hacimli bir biyokütle üretilmiş olacaktır. Öte yandan akümülatör olmayan bitkilerin kullanılması; metallerin geri kazanılmasında güvenli bir şekilde elden çıkarmak için ekonomik olmayan, metal bakımından fakir, büyük hacimli bir biyokütle sağlayacaktır (Chaney ve ark., 1997; Ali ve ark., 2013). Hiperakümülatör bitkiler; Cd için 100 mg kg^{-1} kuru ağırlık ' dan daha fazla, Ni, Cu ve Pb için 1000 mg kg^{-1} kuru ağırlık ‘dan daha fazla, Zn ve Mn için ise 10.000 mg kg^{-1} kuru ağırlıktan daha fazla miktarda bu ağır metalleri biriktiren bitki türleri olarak tanımlanmaktadır (Baker ve Brooks, 1989).

2.3. Süs Bitkilerinin Ağır Metal Gideriminde Kullanımı

Ramana ve ark. (2013) ’nın gül bitkisi ile yaptıkları çalışmada; 0, 25, 50 mg Cr kg^{-1} toprak dozlarında krom bitkilere uygulanmıştır. Çalışma sonunda güllerin iyi büyüdüğü ve 50 mg kg^{-1}'e tolerans gösterdiği, ancak kök ve sürgünlerin kuru ağırlığında bir azalma olduğu tespit edilmiştir. Köklerin kuru ağırlığı; 25 mg Cr kg^{-1} dozunda % 18 ve 50 mg Cr kg^{-1} dozunda % 43 azalmıştır. Ayrıca, uygulanan kromun, 25 mg kg^{-1} dozuna kadar, çiçeğin boyutunu etkilerken, 50 mg Cr kg^{-1}'dozunda bitki daha küçük boyutlu çiçekler üretmiştir. Kökteki Cr konsantrasyonu, sırasıyla 25 ve 50 mg kg^{-1} Cr dozlarında 760 ve 1.985 µg g^{-1} kuru ağırlık; sürgünlerdeki Cr konsantrasyonu sırasıyla 25 ve 50 mg kg^{-1} Cr dozlarında 338 ve 448 µg g^{-1} kuru ağırlık; çiçeklerde Cr konsantrasyon ise sırasıyla 25 ve 50 mg kg^{-1} Cr dozlarında 6 ve 8 µg g^{-1} kuru ağırlık olarak tespit edilmiştir. Çalışmada gül bitkisinin, orta düzeyde krom ile kontamine olmuş toprakların fitostabilize edilmesinde kullanılma potansiyelinin olduğu sonucuna varılmıştır.

Wu ve ark. (2011)'in çalışmasında *Osmanthus fragrans var. thunbergii* süs bitkisine farklı dozlarda Cd (0, 25, 50, 100, 200 mg Cd kg^{-1} kuru toprak) uygulanmış ve bir tarla denemesi yürütülmüştür. Çalışmada Cd uygulama dozları arttıkça biyokütlede azalma eğilimi gözlenmiş; ancak düşük Cd dozları ile Cd uygulanmayan muameleler arasında farklılıklar önemsiz çıkmıştır. Cd dozları arttıkça bitkide Cd ve Pb konsantrasyonları artış göstermiş; buna karşın bitkide Zn ve Cu konsantrasyonları, Cd uygulama dozlarının artmasıyla birlikte azalma göstermiştir. Cd uygulamasından dolayı bitkilerde Cd birikimi artmış, ancak en yüksek Cd birikimi 25 mg kg^{-1} dozunda gözlenmiştir. *Osmanthu* bitkisindeki Pb birikimi, 25 mg kg^{-1} dozunda diğer muamelelerden daha yüksek bulunmuştur. Ancak, Zn ve Cu birikimleri Cd artışıyla azalmıştır. Cd uyguladığında bitki yüksek Cd ve Pb transfer verimleri göstermiş, ancak Zn ve Cu transferi sınırlı olmuştur. Sonuç olarak *Osmanthus* bitkisinin metalle kirlenmiş ortamlarda kullanım potansiyeline sahip olduğu belirlenmiştir.

Zeng ve ark. (2018) 5 ayrı süs bitkisinde (*Osmanthus fragrans* (OF), *Ligustrum vicaryi L.* (LV), *Cinnamomum camphora* (CC), *Loropetalum chinense var. rubrum* (LC), ve *Euonymus japonicas cv. Aureomar* (EJ))yürüttükleri sera denemesinde; Cd ile kirlenmiş toprakların fitostabilizasyonunu çalışmışlardır. OF, LV, CC, LC ve EJ fidelerinde başlangıçtaki Cd içeriği sırasıyla 1.12, 0.48, 0.72, 0.88 ve 0.52 mg kg^{-1} olarak belirlenmiştir. $Cd(NO_3)_2.4H_2O$ formunda uygulanan Cd farklı dozlarda (0, 6, 21 mg kg^{-1}) bitkilere uygulanmıştır. Sonuçlara göre; bu beş süs bitkisinin toprak Cd içeriği 24.6 mg kg^{-1}'den az olduğunda normal şekilde büyüyebileceği belirlenmiştir. Cd esas olarak Cd ile kirletilen topraklarda yetişen OF, LV, LC ve EJ köklerinde birikmiştir ve maksimum Cd içeriği sırasıyla 15.76, 19.09, 20.59 ve 32.91 mg kg^{-1}'e ulaşmıştır. Sonuçlar süs bitkilerinin Cd ile kirlenmiş toprağın fitostabilizasyonu için umut verici bitkiler olabileceğini göstermiştir.

Esringu ve ark. (2015)'nın yaptığı çalışmada; Erzurum il merkezinde yetişen hem gül (*Rosa gallica*) hem de topraklarındaki kurşun (Pb), nikel (Ni), kadmiyum (Cd), ve çinko (Zn) gibi bazı ağır metallerin seviyesi değerlendirilmiştir. Sonuçlara göre; gül yapraklarında ağır metal (Pb, Ni, Cd ve Zn) birikiminin köklerden önemli ölçüde daha yüksek olduğu gözlenmiştir. Ağır metallerin topraklardaki dağılımı şu şekildedir: Pb> Zn> Ni> Cd. Elde edilen verilere göre; trafik sıkışık kesişme noktalarında taşıtlardan kaynaklanan ağır metal emisyonlarının güllerin kökleri yerine yapraklarda birikebildiğini göstermiştir. Bu nedenle güller peyzaj amacıyla ve aynı zamanda da ağır

metallerle kirlenmiş toprakların fitoremediasyon ile temizlenmesinde; önemli bir bitki olabileceğini göstermiştir.

Goswami ve Das (2015) yaptığı bir çalışmada, Hint hardalı (*Brassica juncea*)'nın Cd fitoremediasyon yeteneğini araştırmıştır. Çalışmada 25, 50, 100, 200 ve 400 mg kg^{-1} $CdCl_2$ bitkilere uygulanmıştır. Elde edilen verilere göre bitkiler 400 mg kg^{-1}'e kadar Cd toleransı göstermiştir; ancak kök ve gövde uzunluğu, doku biyokütlesi, yaprak klorofil ve karotenoid içeriğinde genel bir düşüş bulunmuştur. Çalışmada bitkilerin tolerans indeksi (TI) değişken olarak hem kök hem de gövde uzunluğu alınarak hesaplanmış; Cd toksisitesine maksimum tolerans (TI sürgünü = % 87.4 ve TI kökü = % 89.6) 25 mg kg^{-1} dozunda gözlenmiştir ve tölerans Cd dozunun artışıyla azalmıştır. 200 mg kg^{-1} Cd uygulamasında Cd birikimi en yüksek sürgünlerde (10791 µg g^{-1} kuru ağırlık) ve köklerde (9602 µg g^{-1} kuru ağırlık) görülmüştür. Yaprakta maksimum Cd birikimi, 100 mg kg^{-1} Cd dozunda (10071.6 µg g^{-1} kuru ağırlık) elde edilmiştir. Zenginleştirme katsayısı ve kökten sürgünlere translokasyon faktörü hesaplanmış olup Cd' u topraktan uzaklaştırmak için Hint hardalının uygunluğuna dikkat çekilmiştir.

Wang ve ark. (2012) 'nın çalışmasında; Cd stresi altında *Chlorophytum comosum* süs bitkisinde büyüme, fizyolojik indeksler ve Cd birikimi saksı denemesiyle incelenmiştir. Çalışmanın sonuçlarına göre; *C. Comosum* 'un tolerans indeksinin (TI) 100 mg kg^{-1} Cd konsantrasyonunda 100'ün üzerinde olduğu gözlenmiş, O^{-2} üretim hızı ve *C. Comosum* 'un elektriksel iletkenliği (EC), Cd ekleme konsantrasyonuyla pozitif yönde ilişkiliyken, MDA içeriği artmış ve kontrol ile önemli farklılıklar göstermiştir. SOD, CAT ve POD aktivitelerinin tümü düşük Cd konsantrasyonunda önemli ölçüde artmıştır ve bunların Cd eşiği sırasıyla 10, 50 ve 20 mg kg^{-1} civarında bulunmuştur. *C. comosum* kökü ve yer üstü bölümündeki Cd içeriği; 200 mg kg^{-1}'e kadar olan toprağın Cd konsantrasyonunda sırasıyla 1.522 ve 865.5 mg kg^{-1}'e ulaşmıştır.

2005 ve 2006 yıllarındaki ilkbahar-yaz mevsimlerinde üç süs bitki türü ayçiçeği (*Helianthus annuus 'Pacino'*), kızıl adaçayı (*Salvia splendens 'Fuego'*), tagetes erecta (*Tagetes erecta 'Inca Yellow'*)) ile yapılan çalışmada; bitkiler kadmiyum ile kirlenmiş bir substrat içine ekilmiştir. Denemede uygulanan kadmiyum dozları farklı kirlilik derecelerini temsil etmiştir (1 mg Cd dm^{-3} dozunda bitkideki Cd normal kirlilik derecesi, 5 mg Cd dm^{-3} az kirlenme, 10 mg Cd dm^{-3} fazla kirlenme derecesi gösterilmiştir). Tüm bitkilerde Cd en çok yapraklar ve sürgünlerde, daha sonra da çiçeklerde birikirmiştir. En yüksek Cd içeriği; *Tagetes erecta*'nın köklerinde, *Salvia splendens* 'nin yaprak ve sürgünlerinde ve *Helianthus annuus*'un çiçeklerinde

bulunmuştur. İncelenen süs bitki türleri arasında, *Tagetes erecta* bitkileri en yüksek kadmiyum alımı ile karakterize edilmiştir (Bosiacki, 2008).

Shukla ve ark. (2011) beş odunsu bitki türünün (*Terminalia arjuna, Prosopis juliflora, Populus alba, Okaliptüs tereticornis ve Dendrocalamus strictus*) fitoremediasyon kapasitesini ölçmek için yaptıkları çalışmada; Hindistan, Unnao (Uttar Pradesh), Ortak Atıksu Arıtma Tesisi (CETP) tabakhane çamur döküntülerinde bitkiler yetiştirmiştir. Çalışmada tabakhane çamurunda Fe-1667 > Cr-628 > Zn-592 > Pb-427 > Cu-354 > Mn-210 > Cd-125 > Ni-76 mg kg^{-1} kuru ağırlık 'ta toksik metallerin yoğunlaştığı görülmüştür. Bitkiler hepsinin iyileştirme sırasında dokularında önemli miktarda toksik metal biriktirme kabiliyetine sahip olduğu; bitkilerde biriken metallerin oranının Fe > Cr > Mn > Pb > Zn > Cu > Cd > Ni sırasını takip ettiği belirlenmiştir. Tüm odunsu bitkilerde; Fe > Cr > Mn > Ni > Cd > Pb > Zn > Cu sırasına göre farklı metaller için yüksek biyolojik konsantrasyon faktörü göstermiştir. Bir yıllık bitki gelişim döneminden sonra; toksik metallerin seviyesi tabakhane çamurunda sırasıyla % 70.22 Cr, % 59.21 Ni, % 58.4 Cd, % 49.75 Fe, % 30.95 Mn, % 22.80 Zn, % 20.46 Cu ve % 14.05 Pb oranlarında olduğu belirlenmiştir.

Dai ve ark. (2006) yaptıkları bir saksı denemesinde; bazı süs bitki türlerine (*Begonia semperflorens, Ophiopogon japonicus, Viola tricolor, Antirrhinum majus, Buxus radicans, Ligustrum lucidum, Viburnum macrocephalum, Osmanthus fragrans, Loropetalum chindense var. rubrum, Dendranthema morifolium* ve *Cinnamomum camphora*) Cd, Zn, Cu ve Ni konsantrasyonları yüksek olan arıtma çamurunun etkilerini araştırmışlardır. Çalışmanın sonucunda 8 süs bitki türünün (*B. semperflorens; O. japonicus; L. chindense var. rubrum; D. morifolium; B. radican; V. macrocephalum; O. fragrans; C. camphora*) kontrole göre daha iyi gelişme gösterdiği belirlenmiştir. En yüksek Ni, Cu, As, Pb, Cd ve Cr konsantrasyonunun özellikle *D. morifolium* türünde saptandığı görülmüştür. Tüm bitki örneklerinde Cu konsantrasyonunun bitkiler için toksik sınır olan 20 mg kg^{-1}'dan daha yüksek olduğu belirlenmiştir.

Wu ve ark. (2018a)'nın yaptığı çalışmada; kadmiyum (Cd) akümülatörleri veya hiperakümülatörleri tanımlamak için süs bitkilerinde artan Cd konsantrasyonunun (0, 5, 15, 30, 60 ve 100 mg kg^{-1}) etkisi araştırılmıştır. *Malva rotundifolia*; gövde biyokütlesi, kök biyokütlesi, bitki boyu ve tolerans indeksi (TI) bakımından Cd 'a karşı yüksek tolerans göstermiştir. *Malva crispa, Sida rhombifolia, Celosia argentea* ve *Celosia cristata* orta tolerans, *Althaea rosea* ve *Abutilon theophrasti* ise Cd 'ye diğer bitkilerden daha hassastır. *M. Rotundifolia* bitkisinin köklerinde >200 mg kg^{-1} Cd ve sürgünlerinde

900 mg Cd kg^{-1} biriktirdiği; BCF ve TF değerinin >1.0 olduğu ve bu sonuçlardan dolayı *M. rotundifolia*'nın model bir hiperakümülatör olarak sınıflandırılabileceği tespit edilmiştir.

Catharanthus roseus bitkisi ile yapılan çalışmada; kurşun ve nikelin (1000 ppm dozunda) fitoremediasyonunu belirlemek amacıyla bir saksı denemesi kurulmuştur. Çalışmadan elde edilen sonuçlara göre; kurşun ve nikel, gövde ve yapraktan çok kökler tarafından biriktirilmiştir. Çalışma sonunda 20. güne kadar kurşun içeriğinin köklerde yüksek, yapraklarda düşük olduğu; gövdede 67.31 mg Pb kg^{-1} biriktiği görüşmüştür.40. günde ise gövdede 68.09 mg Pb kg^{-1} ve kökte 88.74 mg Pb kg^{-1} biriktiği gözlemlenmiştir. Sonuç olarak, 60 günlük deney süresi sonunda; kök birikiminin gövde ve yapraklara göre daha yüksek olduğu sonucuna varılmıştır (Subhashini ve Swamy, 2013).

Hint hardalı ve *Marigold* bitkilerinin kontamine olmuş Buriganga nehir yatağı çökeltilerinden ağır metal alımının değerlendirildiği çalışmada; Buriganga nehir yatağı çökeltilerinde ortalama krom, kurşun, bakır ve çinko konsantrasyonunun sırasıyla 141.5, 34.9, 38.7 ve 287.5 mg kg^{-1} olduğu bulunmuştur. Çalışma sonucunda hem *Hint hardalı* hem de *Marigold* bitkilerinin; bu ağır metalleri bitkinin farklı kısımlarında biriktirdiği görülmüştür ve kirlenmemiş topraktakilerine kıyasla % 90'dan fazla bir büyüme oranını koruyabilmişlerdir. Sonuç olarak, *Hint hardalının* son büyüme aşamasında ağır metalleri hızlı şekilde fitoekstrakte ettiği, ancak *Marigold*' un başlangıçtaki büyüme aşamasında fitoekstrakte ettiği gözlenmiştir. *Hindistan hardalı* bitkisinin 12 haftadaki toplam krom, kurşun, bakır ve çinko alımı sırasıyla 102.6, 28.9, 53 ve 1861.5 mg kg^{-1} bitki kuru ağırlığı' dır; *Marigold* bitkisinin ise sırasıyla 112.3, 104.25, 82.5 ve 716.75 mg kg^{-1} bitki kuru ağırlığıdır. *Marigold*, krom, kurşun ve bakır için daha yüksek alım etkisi göstermiş; *Hint hardalı* ise çinko alımında daha etkili bulunmuştur. Bu bitkilerin her ikisinin de ağır metalle kirlenmiş depolama alanlarının arıtılması için çevre dostu bir yaklaşımda kullanılabileceği tavsiye edilmiştir (Ahmad, 2015).

Başka bir çalışmada süs bitkisi olarak *Abelmoschus manihot,* kadmiyumu biriktirme kabiliyetine ve kadmiyum toleransının fizyolojik mekanizmalarına göre fitoremediasyon amacıyla incelenmiştir. Kadmiyuma (100 mg Cd kg^{-1}) maruz kalma halinde bitkide hasar belirtileri görülmeden bitki büyümesinde artış gözlenmiştir. Sürgünlerin (saplar veya yapraklar) ve köklerin kadmiyum konsantrasyonu, 100 mg kg^{-1} kritik değerinden fazladır ve sırasıyla 126.17, 185.26 ve 210.24 mg kg^{-1}'e ulaşmıştır. *A. manihot* bitkilerinin BCF değerleri, tüm Cd muamelelerinde referans değer 1.0 'ı

aşmıştır ve TF değerleri 15-60 mg kg^{-1} Cd muamelesinde 1'den büyüktür. Ayrıca elde edilen sonuçlara göre; 60 mg kg^{-1} veya daha düşük kadmiyum konsantrasyonlarının, bitkide net fotosentetik hız (AN), stoma iletkenliği (Gs), transpirasyon hızı (T), fotosentetik pigmentler ve maksimum photosystem II veriminde (Fv/Fm) önemli bir artışa neden olduğunu göstermiştir. Bu parametreler daha yüksek konsantrasyonlarda (100 mg kg^{-1}) hafifçe azalmıştır. ROS üretimi (O^{-2}, H_2O_2), SOD, CAT ve POD dâhil antioksidan tepkiler, kadmiyumu arttırmak suretiyle önemli ölçüde arttırılmıştır. Bu çalışmanın sonucunda *A. manihot*'un bir Cd-hiperakümülatör olarak kabul edilebileceği ve Cd ile kirlenmiş topraklarının iyileştirilmesinde hormetik etkilerin dikkate alınabileceği sonucuna varılmıştır (Wu ve ark., 2018b).

Javed ve ark. (2007) 'nın çalışmasında gül atık biyokütlesinin Pb (II) ve Co (II) iyonlarının sentetik atıklardan çıkarılması için biyosorpsiyon potansiyelini değerlendirilmesini incelenmişlerdir. Çalışmada ağır metal iyonlarının biyosorpsiyonu (>% 90) 30 dakikada dengeye ulaşmış. Pb (II) ve Co (II) 'nin maksimum çıkarılması sırasıyla pH 5 ve 6 'da gerçekleşmiştir. Pb (II) ve Co (II) 'nin etkin alımı için biyosorbent dozu her iki metal için 0.5 g L^{-1} idi. Biyosorbent büyüklüğü Pb (II) ve Co (II) biyosorpsiyon oranını ve kapasitesini etkilemiştir. Gül atık biyokütlesi, Pb (II) ve Co (II) 'nin sentetik atıklardan; 10 - 640 mg L^{-1} konsantrasyon aralığında uzaklaştırılmasında etkili bulunmuştur. İki metal iyonunun alım kapasiteleri; Pb (II) ve Co (II) için sırasıyla 156 ve 27.15 mg g^{-1} olarak bulunmuştur.

Ansari ve ark. (2011) 'nın yaptığı çalışmada *Rosa centifolia* ve *Rosa gruss an teplitz* damıtma atıkları biyokütlesi, çeşitli deneysel koşullar altında sulu çözeltilerden Pb (II) alımı için sodyum aljinat kullanılarak immobilize edilmiştir. Maksimum Pb (II) adsorpsiyonu, pH 5'te meydana gelmiştir. İmmobilize edilmiş gül atıkları biyokütlesi, Pb (II) uzaklaştırılmasını arttırmak için fiziksel ve kimyasal olarak değiştirilmiştir. Adsorbe edilmiş metal, hareketsizleştirilmiş biyokütlenin farklı kimyasal reaktiflerle (H_2S0_4, HC1 ve H_3P0_4) ve sülfürik asitle (% 95.67) muamele edildiğinde geri kazanılan maksimum Pb (II) ile muamele edilmesiyle geri kazanılmıştır. Bu çalışmanın sonuçlarından, gül atığının sulu akışlardan Pb (II) alımı için etkili bir şekilde kullanılabileceği sonucuna varılabilmişlerdir. Elde edilen sonuçlar, immobilize edilmiş *Rosa centifolia* ve *Rosa gruss an teplitz* atık biyokütlesinin Pb (II) emme kapasitesinin, bir düşüş gözlendikten sonra 200 mg L^{-1}'ye kadar arttığını göstermiştir.

Liu ve ark. (2009) 'nın çalışmasında *Althaea rosea Cav.* bitkisinde; etilendiamin triasetik asit (EDTA), etilenglüatarotriasetik asit (EGTA) ve sodyum dodesil sülfatın

(SDS) Cd fitoremediasyon kapasitesine etkileri incelenmiştir. Deneysel koşullar altında, *Althaea rosea Cav.* ‘nın toprak Cd toksisitesine karşı güçlü toleransı olduğu ve Cd ile kirlenmiş topraklarda büyüdüğünde yüksek Cd biriktirme kabiliyetine sahıp olduğu tespit edilmiştir. Bununla birlikte, farklı şelatörler ve yüzey aktif cisimleri, türlerin hiperakümülasyon özelliklerini etkilemede büyük bir fark yaratmıştır. EGTA ve SDS muameleleri altında, sürgünlerde ve köklerde sırasıyla maksimum Cd birikimi, toprakta Cd 30 mg kg^{-1} iken 131.9 ve 67.5 mg kg^{-1} ve toprak Cd 100 mg kg^{-1} dozunda 178.5 ve 135.6 mg kg^{-1} olmuştur. Bu nedenle, *Althaea rosea Cav.* bitkisi kimyasal güçlendirme ile potansiyel bir Cd-hiperakümülatörü olarak kabul edilmiştir.

Jadia ve Fulekar (2008) yaptığı çalışmada Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn gibi ağır metallerin ayçiçeği (*Helianthus annuus*) büyümesi üzerindeki fitotoksik etkisini belirlemek için bir saksı deneme yürütülmüştür. Tohum çimlenmesi, kök / gövde büyümesi ve toprak vermikompost ortamındaki metallerin alımı üzerinde etkiler araştırılmıştır. Seçilen metaller, toprak-vermikompost ortamında (3:1) ayrı ayrı 0, 5, 10, 20, 40 ve 50 mg kg^{-1} aralığındaki çeşitli konsantrasyonlarda uygulanmıştır. Metallerde 40 ve 50 mg kg^{-1} ’dan daha yüksek konsantrasyonlarda; tohum çimlenmesi, kök ve gövde büyümesi, önemli ölçüde etkilenmiştir. Bununla birlikte; 5 ila 20 mg kg^{-1} arasındaki dozlrda kök ve gövde uzunluğunun uyarıldığı (stimulating) ve ayçiçeği bitkisinin biyokütlesini arttırdığı gözlemlenmiştir. Ayçiçeği bu çalışmada değerlendirilen tüm Zn konsantrasyonlarında, çimlenmiş ve verimli bir şekilde büyümüştür. Bitki; 5, 10, 20, 40 ve 50 mg kg^{-1} konsantrasyonlarında ağır metal alınımında artış göstermiştir. Ayçiçeği aşırı kirlenmiş alanlarda; topraktan toksik metallerin (Cu, Zn, Pb, Hg, As, Cd, Ni) fitoremediasyonu için kullanılabilecek olan yüksek biyokütle üreten ve çok hızlı büyüyen bir endüstriyel yağ bitkisi olduğu bildirilmiştir.

Liu ve ark. (2010) ’nın çalışmasında popüler süs bitkisi *Calendula officinalis L.*, kadmiyum (Cd) ile kirlenmiş toprakların fitoremediasyon potansiyel kullanımı için incelenmiştir. Toprağa sodyum dodesil sülfat (SDS), etilendiamintriasetik asit (EDTA) ve etilengluatarotriasetik asit (EGTA) uygulanarak Cd birikimindeki gelişmeler incelenmiştir. Bu kimyasallar ile olarak geliştirilmiş işlemler altında, EDTA'nın bitkiler için toksik olduğu ve gecikmiş büyümeye yol açtığı gözlenmiştir. Bununla birlikte, SDS ve / veya EGTA uygulamasının, bitki biyokütlesinde önemli ölçüde artışa yol açtığı görülmüştür ($p < 0.05$). Kimyasal işlemlerin çoğu; kök Cd konsantrasyonunun sürekli olarak gövde Cd konsantrasyonundan daha yüksek olmasına, gövde ve kök Cd

konsantrasyonlarında artışlara neden olmuştur. SDS veya/ve EGTA içeren kimyasal işlemlerin hemen hemen tamamının bitkilerde toplam Cd içeriğinde artışa yol açtığı gösterilmiştir ($p<0.05$). Yalnızca EGTA'nın uygulanması, % 217'ye kadar gözlenen toplam Cd artışına yol açmıştır. Bu araştırma, Cd ile kirlenmiş bölgelerin fitoremediasyon uygulamaları için denemede kullanılan kimyasal uygulamaların önemli bir verimlilik oluşturduğunı ve buna bağlı olarak *Calendula officinalis L.* potansiyelini arttırdığını ortaya koymuştur.

Turan ve Ercisli (2007); Türkiye'nin doğusundaki Erzurum ilindeki bir toplama bahçesinden, aynı yaştaki 6 gül türünün (*Rose canina, Rosa dumalis subsp. boissieri, Rosa dumalis subsp. antalyensis, Rosa villosa subsp. villosa, Rosa pisiformis* ve *Rosa pulverulenta*) meyve etinin ve tohumlarının ağır metal alım kapasitesini araştırmıştır. Bitkilerin farklı kısımlarında (tohum ve meyve) ölçülen farklı ağır metal konsantrasyonları (Cd, Al, Si ve Ni) istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur. Tohumlardaki ağır metal konsantrasyonları meyvenin kısmına göre yaklaşık 4-6 kat daha yüksek bulunmuştur. Bu sonuçlar, rosa meyvelerinde fazla yenmeyen tohum parçalarının, bütün türlerde yenilebilir meyve etlerinden daha ağır metal alımına sahip olduğunu göstermiştir. Kuşburnu tohumlarının hayvancılık için toksik olduğuna inanıllır. Bu durum yüksek ağır metal içeriğinden dolayı olabilir. Sonuçlar, türler ve meyve parçaları arasında ağır metal alımı bakımından önemli farklılıklar bulunduğunu göstermiştir. Test edilen türler arasında *Rosa pulverulenta* Cd, Al ve Si alımı için daha etkili olduğunu göstermiştir, ve *Rosa dumalis subsp. boissieri*, Ni alımı için daha etkili bulunmuştur. Elde edilen sonuçlara göre; *Rosa pulverulenta*, ağır metallerin Cd, Al ve Si ile kirlenmiş alanlarda yapılacak olan fitoremediasyon uygulamalarında yararlı olabileceği bilirdirilmiştir.

Marigold'un (*Tagetes erecta L.*) seçilmiş çeşitlerinin belirli organlarının verimi üzerine uygulanan kadmiyum ve kurşun dozlarının (toprak kirliliği) etkisinin araştırıldığı ve bu bitkilerin söz konusu metallerle kirlenmiş topraklara ekilmeye uygun olup olmadıklarının belirlendiği çalışmada; denemesinde kullanılan bitkiler, plastik tüneller içinde ayrı ayrı akışsız kaplara ekilmiştir. Çalışılan Marigold çeşitleri, yapay olarak kadmiyum (0, 1, 5, 10 mg dm^{-3}) ve kurşun (0, 100, 500, 1000 mg dm^{-3}) ile kirlenmiş toprağa ekilmiştir. Çalışma sonunda tüm substratlarda yetiştirilen belirli çeşitlerin ortalama toplam veriminin analizinde en yüksek toplam verime ‘Titania’ çeşidinde, ikinci sırada reached Hawaii’de ulaşıldığını ve en düşük verime Mann im Mond’dan alındığını göstermiştir. 'Mann im Mond' çeşidi, içeriği yüksek olan (1 mg Cd

dm^{-3} ve 100 mg Pb dm^{-3}) substratlarda en yüksek verime ulaşmıştır. En düşük verim, kadmiyum ve kurşun ile orta derecede kirlenmiş substratlarda bulunmuştur (10 mg Cd dm^{-3} ve 1000 mg Pb dm^{-3}). üzerinde çalışılan metallerin (5 mg Cd dm^{-3} ve 500 mg Pb dm^{-3}) küçük kirletici olan alt tabakalarda "Hawaii" çeşitinde en yüksek verime ulaşılırken; en düşük toplam verime kadmiyum ve kurşun ile orta derecede kirlenmiş olan alt tabakalarda 10 mg Cd dm^{-3} ve 1000 mg Pb dm^{-3} dozlarında ulaşılmıştır (Bosiacki, 2009a).

Bosiacki yaptığı başka çalışmada Bitki Gübrelemesi Bölümünde, Poznan'daki Yaşam Bilimleri Üniversitesi'nde, alt tabakanın yapay olarak kadmiyum ve kurşun ile kontamine olduğu ve üç *Tagetes erecta L.* Çeşidinin ' Mann im Mond ',' Hawaii 've' Titania ' ekildiği bitki vejetasyon deneyi (plastik tünelde) yapılmıştır. Kullanan topraklar Cd (0, 1, 5, 10 mg dm^{-3}) ve Pb (0, 100, 500, 1000 mg dm^{-3}) dozları ile kirlenmiştir. Çalışılan tüm çeşitlerde, en yüksek kadmiyum içeriği yapraklarda bulunurken, saplarda daha küçük miktarlar görülürmüş, çiçeklerde ise en düşük Cd miktarları bulunmuştur. Tüm çeşitlerde en yüksek miktarda Pb saplarda sonra yapraklarda ve en az miktarda çiçeklerde görülmüştür. Kadmiyum ve kurşunun en fazla içeriği "Hawaii" çeşidinin her ikisi de yapraklarda, saplarda ve çiçeklenmelerde bulunmuştur. Ağır metallerin kirlettiği toprakların ıslahı için *Tagetes erecta* çeşitleri kullanılabileceği belirtilmiştir (Bosiacki, 2009b).

Başka bir çalışmada Cd'un, Afrikalı kadife çiçeği (*Tagetes erecta*), kızıl adaçayı (*Salvia splendens*) ve tatlı ebegümeci (*Abelmoschus manihot*) üzerindeki ekotoksikolojik etkileri araştırılmıştır. Bu bitkilerin tohumları beş farklı konsantrasyonda Cd'ye (0 - 50 mg L^{-1}) maruz bırakılmıştır. Sonuçlar Cd'nin üç bitkinin tohum çimlenmesi üzerinde çok az etkisi olduğunu ($p > 0.05$) kök uzaması üzerinde önemli ($p < 0.05$) inhibitör etkisi olduğunu Afrika ve kadife çiçeği marigoldunun (*T. erecta*) süürgün uzamasında etkili olduğunu göstermiştir. Kızıl adaçayı ebegümenin (*S. splendens*) Cd'ye en duyarlı iken, tatlı ebegümeci (*A. manihot*) en az hassastır. Kuru ağırlıkları göre Afrika kadife çiçeği (*T. erecta*) en az hassas ve kızıl adaçayı (*S. splendens*) Cd'ye en fazla hassas olandır. Tohum çimlenmesinin IC50'sine (IC50; %50 bitki inhibisyonu gösterdiğinde Cd konsantrasyonu) dayanarak, tatlı ebegümeci (*A. manihot*), 428.0 g L^{-1} kadar yüksek bir IC50 değerine sahip en duyarsız bitkidir. Aynı Cd konsantrasyonu altında Cd-tolerans indekslerine göre, tatlı ebegümeci (*A. manihot*) en dayanıklı bitki iken, en hassas olanı kızıl adaçayı (*S. splendens*)'dır (Wang ve Zhou, 2005).

Finlandiya'daki bir madencilik alanından toplanan Cu ve Zn kirlenmiş topraklarda yetişen dört *Salix* çeşidinin bitki büyümesi ve bakır ve çinko alımı ve fitoekstraksiyon için uygunlukları gelişmişler ve test edilmiştir. Çeşitler deney boyunca Cu ve Zn ile ağır şekilde kirlenmiş topraklarda tolerans göstermişlerdir. Bütün çeşitlerde yapraklar, sürgünler ve köklerdeki toplam Cu konsantrasyonları ortalama 163 ila 474 mg kg^{-1} arasında ve Zn konsantrasyonları 776 ila 1823 mg kg^{-1} arasında değişmiştir. Elde edelen sonuçlara göre Kireç ve odun külü ilavesi kuru biyokütle büyümesi (% 25–43), klorofil floresans (Fv / Fm) değerleri (% 3-6), translokasyon faktörü (TF) (Cu için % 15–60, Zn için % 10-25), biyo konsantrasyon faktörü (BCF) (Cu için % 40–85; Zn için % 70–120) ve metal alımı (Cu için % 55–70; Zn için % 50-65) tüm çeşitler arasında, kontrol muamele ile karşılaştırıldığında artış göstermiştir. Elde edilen sonuçlar *Salix* çeşitlerinin önemli miktarda Cu ve Zn alma ve biriktirme potansiyeline sahip olduğunu ortaya koymuştur. Çeşit Klara, (*Salix viminalis* × *S. schwerinii* × *S. dasyclados*) diğer üç çeşite göre daha fazla kuru biyokütle üretimi, Fv / Fm, TF, BCF değerleri ve alım yüzdesi oranları gösterdiği için fitoekstraksiyon için en etkili çeşit olarak belirlenmiştir (Salam ve ark., 2019).

2.4. Leonardit Uygulamalarının Ağır Metal İçeren Topraklardaki Etkileri

Kolay ve ark. (2016) 'nın çalışmasında, sulanabilir koşullarda buğday bitkisine farklı miktarlarda leonardit (0, 50, 100, 150, 200 ve 250 kg da^{-1}) uygulanmıştır. Hasat sonrası tüm parsellerde; farklı miktarlarda uygulanan leonarditin toprakta organik madde, toprak nemi ve hacim ağırlığı üzerine etkisinin olmadığı, penetrasyon direnci üzerine ise etkili olduğu görülmüştür. Toprak penetrasyon direnci leonardit uygulaması ile azalmıştır.

Çanakkale koşullarında yetiştirilen *Albion* çeşidi çileğe leonardit uygulamasının; stolon sayısı, çiçek sayısı, bitki kuru ağırlığı, stolon uzunluğu, yaprak sayısı, kök uzunluğu, kök ağırlığı ve bitki yaş ağırlığı üzerine olumlu etkileri olduğu bulunmuştur. *Sweet Ann* çeşidine leonardit uygulaması; stolon sayısı, çiçek sayısı, kök uzunluğu, bitki yaş ağırlığı, meyve boyu artışı üzerine olumlu etkide bulunurken; stolon uzunluğu, yaprak sayısı, kök ağırlığı ve bitki kuru ağırlığı üzerine etkili olmamıştır. Her iki çilek çeşidinde de leonardit önemli düzeyde verim artışına neden olmuştur (Çay, 2018).

Moreno ve ark. (2003) 'nın çalışmasında, 0-8000 mg kg^{-1} toprak aralığında Cd veya Ni içeren topraklarda; üreaz, fosfataz, β-glukozidaz ve proteaz-BAA aktiviteleri, ölçülmüştür. Üreaz ve fosfataz aktiviteleri; Cd ve Ni için ekolojik doz değerlerinde

toprağa atık çamurun uygulanmasından sonra artmıştır; Cd ve Ni toksisitesinde ise bir düşüş olduğu gözlenmiştir. ise; Cd veya Ni kontaminasyonunda β-glukozidaz ve proteaz-BAA değerlerinin daha az değiştiği belirlenmiştir.

Ağır metallerle (Zn, Cu, Ni, Pb ve Cd) zenginleştirilmiş çamurla muamele edilen toprakta yetiştirilen tütünün; % 2 oranında uygulanan hümik asit ile bitki gövde dokusunda ağır metal konsantrasyonu artarken, bitki büyümesi azalmıştır. Sonuçlar, hümik asitin toprağa eklenmesinin; ağır metallerin kullanılabilirliğini ve hareketliliğini azaltmak ve ağır metalle kirlenmiş toprakların fitoekstraksiyonunu artırmak için alternatif bir yaklaşım olarak değerlendirilebileceğini göstermiştir (Topcuoglu, 2012).

Leonardit uygulamasının (0, 2, 4 ve 6 kg ha^{-1}) arnika (*Arnica montana L.*) bitkisinin verim ve kalitesi ile toprağın enzimatik aktivitesi (dehidrojenazlar, asit fosfataz, üreaz ve proteaz) ve bazik kimyasal özellikleri üzerindeki etkisi incelenmiştir. Araştırma sonunda; leonardit ilavelerine *A. montana*'nın pozitif ve güçlü bir reaksiyonu olmuş, artan leonardit dozlarıyla bitki başına çiçeklenme ve toplam çiçek sayısında önemli bir artış gözlenmiştir. Leonardit uygulaması, toprak organik maddesinin mineralizasyonunu katalize eden enzimlerin aktivitesini olumlu yönde etkilemiştir (Sugier ve ark., 2013).

Madencilikten etkilenen sularda ve topraklarda metal tutumunda leonardit ve biochar kullanmanın etkisini belirlemek amacıyla yapılan araştırmada; biocharın sentetik sudan % 95 Cd, % 90 Zn ve % 88 Pb'ye çıkardığını; % 74'lük bir Cd azalması ile tortu içeren kolonlardan çinkonun % 18 oranında sızdığı belirlenmiştir (Stewart ve Janin, 2014).

Leonardit uygulamasında ise sentetik suda % 93 Pb % 38 Cd ve % 29 Zn adsorbe edilmiştir ve daha yüksek Cd ve Pb konsantrasyonları ile kolon sızıntısı olduğu belirlenmiştir. Leonarditin atıklardaki Cd ve Zn'yu mobilizeetmesinden dolayı pH 'da düşüşe neden olduğu belirlenmiştir. Değiştirilmiş atıklarda iki farklı kuzey yerli bitki türünün (*Lupinus arcticus* ve *Hedysarum alpinum*) yer altı ve yer üstü gelişimi incelenmiştir. Sonuçlar yalnızca leonardit ve kireç muamelesinde yeraltı biyokütlesinin arttığı ve büyüme üzerinde çok az etkiye sahip olduğu görülmüştür. Her iki bitki türünde de yüksek Cd, Zn ve Pb seviyeleri bulunmuştur. Biochar'ın Cd ve Zn biyoyararlanımını ve leonardit Pb biyoyararlanımının azaltılmasına yardımcı olabileceği belirlenmiştir (Stewart ve Janin, 2014).

Lao ve ark. (2005) 'nın çalışmasında Cd (II) ve Pb (II) 'nin sulu çözeltilerden düşük maliyetli bir sorbent (Leonardit) ile sorpsiyonu araştırılmıştır. İki metalin

sorpsiyonunun pH ‘ya bağımlı olduğu (optimum aralık 5-6), sorbatın varlığında Cd (II) adsorpsiyonunun Pb (II) 'den daha fazla olduğu bulunmuştur.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

Bu çalışmada Cd ile kirletilmiş toprakta yetiştirilen *Cubana Kordes* gülünün gelişime ve fitoremediyasyon kapasitesi üzerine farklı oranlarda leonardit uygulamasının etkisi araştırılmıştır.

3.1.1. Araştırmada kullanılan toprak materyali

Sera koşullarında yapılan denemede Konya Büyükşehir Belediyesinden temin edilen toprak kullanılmıştır.

3.1.2. Bitki materyalinin özellikleri

Araştırmada deneme bitkisi olarak *Cubana Kordes* gülü kullanılmıştır. Bu bitkinin daha önce yapılan bir yüksek lisans tez çalışmasında; farklı yetiştirme ortamlarında ve atık metallerin bulunduğu ortamlarda gelişim durumları incelenmiş, ağır metal ile kirli olan ortamda gelişebildiği gözlenmiştir (Kılıç ve Şeker, 2018). Yapılan bu tez çalışması dikkate alınarak tarafımızdan pepita kordes gülleri üzerinde bir ön deneme çalışması yapılmış; Konya Büyükşehir Belediyesi'nin ana yolların orta refüjlerinde kullandığı bu bitkiden farklı noktalardan örnekler alınmıştır. Elde edilen ön çalışma sonuçlarında; kordes gülünün ağır metal içeriği yüksek olan toprakta gelişebildiği tespit edilmiştir. Bunun üzerine bu tez çalışmasının kordes güllerinde yapılmasına karar verilmiştir.

Cubana kordes Almanya'da 2001 yıllında W. Kordes & Sons tarafından getirilmiştir. Kanada'da Palatine Roses tarafından 2007'de '*Cubana*' olarak tanıtılmıştır. Avustralya'da ise Treloar Roses Pty Ltd tarafından 2009 yılında 'Merry Maker' olarak tanıtılmıştır (Anonymous, 2019c). *Cubana Kordes* gülü en iyi toprak örtüsü, uzun süreli çiçeklenme özelliği sahiptir. Hastalıklara çok dayanıklıdır ve kuru iklimleri iyi ve tolere edebilir. Tek bir renk tonuna sahip olmadığından, çiçeklenme sırasında kayısı-sarı-pembe renkten solma özelliğine sahiptir ve 5 cm çapında olup parfümlü özelliği olmayan bir çeşittir (tüm yer örtülü güller gibi). Sağlıklı ve dayanıklı bir yeşillikliye sahiptir. Gül bitki boyu 50-70 cm yüksekliğe ulaşır; bahçeler ve teraslar için çok ilgi gören bir çeşit zemin örtüsüdür (Anonymous, 2019b). Denemede kullanılan Cubana Kordes gülü Konya Büyükşehir Belediyesi aracılığı ile özel bir firmadan temin edilmiştir.

3.1.3. Ağır Metal

Denemede toprağa Cd ($3CdSO_4.8H_2O$ formunda) 5 dozda (0, 25, 50, 100, 200 mg kg^{-1}) uygulanmıştır.

3.1.4. Leonardit

Bu çalışmada kullanılan Leonardit özel firmadan temin edilmiş ve 3 dozda (% 0, % 3, % 6) uygulanmıştır.

3.2. Yöntem

3.2.1. Toprak hazırlığı

Denemede kullanılan yetiştirme ortamı olan ince dere kumu Konya Büyükşehir Belediyesinden temin edilmiştir. Kumun içinde taş ve çakıllar ayıklandıktan sonra serada kurutulmuştur. Daha sonra saksı denemesinde kullanmak üzere 4 mm'lik elekten geçirilmiştir. Yetiştirme ortamının bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerinin belirlenmesi için alınan örnek ise 2 mm'lik elekten geçirilerek aşağıda belirtilen analizler tabi tutulmuştur.

3.2.2. Saksı denemesi ve yürütülmesi

Deneme Selçuk Üniversitesi Ziraat Fakültesine ait 5 nolu serada yürütülmüştür. Deneme tesadüf parselleri faktöriyel deneme desenine göre yürütülmüş olup; 3 leonardit dozu, 5 Cd uygulaması ve 5 tekerrürlü olarak 75 adet saksıda kurulmuştur. Materyali her saksıya 6 kg toprak olacak şekilde hesaplanmış ve leonardit dozları fırın kuru toprak esasına göre hesaplanıp saksılarda kum ile karıştırılmıştır. Son ağırlık 6 kg olmuştur. Daha sonra deneme desenine göre saksılara artan dozlarda Cd (0-25-50-100-200 mg kg^{-1}) $3CdSO_4.8H_2O$ kullanarak sıvı stok çözelti hesaplanıp uygulanmıştır. Yaklaşık 30 günlük inkübasyondan sonra gül fideleri saksılara her saksıda 1 adet olarak dikilmiştir. Deneme boyunca bitkiler dözenli olarak sulanmış ve bitkilere her hafta Hogland çözeltisi uygulanmıştır.

Deneme süresinde saksılara düzenli ve eşit bir şekilde gübre verilmişti. Hoagland gübre çözeltisi sulama suyuyla uygulanmıştır. Çözelti içeriği (Fe-EDTA, H_3B0_4, $MnS0_4$, $CuS0_4.5H_20$, Zn-EDTA, (NH_4) $6M0_7O_{24}.4H_2O$, $CaNO_3$, KH_2P0_4, KNO_3, $MgS0_4$ (16.50, 2.86, 1.29, 0.393, 1.33, 0.018, 590, 219.5, 443.5, 492 mg L^{-1}).



Şekil 3. 1 Deneme planı

3.2.3. Toprak analizleri

3.2.3.1. Toprak tekstürü

Toprak tekstürü Bouyoucos hidrometre yöntemiyle belirlenmiştir (Bouyoucos, 1951).

3.2.3.2. Toprak reaksiyonu (pH)

Toprak pH'sı 1:2.5 toprak:saf su çözeltisindeki H+ iyonu konsantrasyonu cam elektrotlu pH metre ile potansiyometrik olarak belirlenmiştir (McLean, 1982).

3.2.3.3. Elektiriksel iletkenlik (EC)

1:2.5 toprak:saf su çözeltisinde elektriksel iletkenlik EC ölçer (kondaktivimetre) ile belirlenmiştir (Rhoades, 1982).

3.2.3.4. Kireç tayini

1:3'lük HCI ile karıştırılan topraktan kalsiyum karbonatın parçalanması ile açığa çıkan CO_2 hacmi Scheibler kalsimetresi ile belirlenmiştir. CO_2 gazının hacminden yararlanılarak toprağın kireç içeriği hesaplanmıştır (Nelson, 1982).

3.2.3.5. Organik madde miktarı

Organik madde içeriği Smith – Weldon yöntemiyle belirlenmiştir (Nelson ve Sommers, 1996).

3.2.3.6. Fosfor tayini

Alınabilir fosfor miktarı (Olsen, 1954) tarafından geliştirilen metoda göre belirlenmiştir.

3.2.3.7. Bitki tarafından alınabilir mikro element ve ağır metallerin tayini

Elverişli Cd, bakır, demir, mangan, bor, kurşun, nikel, kobalt, ve krom konsantrasyonları DTPA ile ekstrakte topraktan elde edilen süzüklerde İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometre (ICP-OS) 5100'de okunmak suretiyle belirlenmiştir (Lindsay ve Norvell, 1978).

3.2.4. Leonardit analizleri

Denemede kullanılan leonardit'te aşağıdaki analizleri yapılmıştır.

3.2.4.1. Leonardit reaksiyonu (pH)

Toprak pH'sı 1:10 Leonardit:saf su çözeltisindeki H+ iyonu konsantrasyonu cam elektrotlu pH metre ile potansiyometrik olarak belirlenmiştir (McLean, 1982).

3.2.4.2. Elektiriksel iletkenlik (EC)

1:10 leonardit:saf su çözeltisinde elektriksel iletkenlik EC ölçer (kondaktivimetre) ile belirlenmiştir (Rhoades, 1982).

3.2.4.3. Humik fulvik asit tayini

Toplam (Humik+Fulvik) asit tayini TS 5869 ISO 5073/Ocak 2003 metodu ile belirlenmiştir (Özkan, 2008).

3.2.4.4. Bitki tarafından alınabilir mikro element ve ağır metallerin tayini

Elverişli Cd, bakır, demir, mangan, bor, kurşun, nikel, kobalt, ve krom konsantrasyonları DTPA yöntemine göre ekstrakte edilen süzüklerde İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometre (ICP-OS) 5100'de okunmak suretiyle belirlenmiştir (Lindsay ve Norvell, 1978).

3.2.5. Bitki analizleri

3.2.5.1. Bitki yaş ve kuru ağırlığı

Cubana Kordes gülü 4 aylık gelişme süresinden sonra güllerin yoğun açmasının sonrasında hasat edilmiş kökleri birlikte ayrı ayrı kese kağıtları içerisinde laboratuvar ortamına getirilmiştir. Hasat işleminde başlangıçta 5 tekerrür olarak deneme başlamasına rağmen bazı bitkilerinin köklenmesi olmadığından hasattan alınan tekerrür sayısı dörttür. Getirilen örneklerden kök, gövde, yaprak ve çiçek kısımları ayrı ayrı kesilip yaş ağırlıkları hassas terazide tartılarak tespit edilmiştir. Daha sonra örnekler tamamen temizleninceye kadar musluk suyu ile yıkanarak, 0.1 N HCI çözeltisi ve iki

defa da saf su ile yıkanmıştır ve filtre kâğıdı üzerinde fazla suları alınmıştır. Bitkiler kese kâğıtları içerisine ayrı ayrı alındıktan sonra 65^0 C'de sabit ağırlığa gelinceye kadar kurutulmuştur. Kurutulduktan sonra bitkiler hassas terazide tekrar tartılarak kuru ağırlıkları kaydedilmiştir.

3.2.5.2. Bitki boyu ve uzunluğu

Hasattan önce tüm saksılardaki bitkilerin bitki boyu ölçümü için; (tesadüfen seçilen 4 dal kullanılarak) saksının toprak yüzeyinden bitkinin en üst kısmına kadar metre yardımıyla ölçülmüştür. Daha sonra bu ölçüm değerlerinin aritmetik ortalaması alınmıştır.

3.2.5.3. SPAD değeri

Cubana kordes gülünün dikilmesinden itibaren 83 gün sonra klorofil metre cihazı Soil Plant Analytical Division (SPAD 502) ile SPAD değeri ölçümü yapılmıştır.

3.2.5.4. Çiçek sayısı ve ağırlığı

Her bir saksıdaki bitkinin çiçekleri ayrı ayrı sayılmış, ağırlıkları alınmış ve sonra toplam değerler belirlenmiştir.

3.2.5.5. Dal sayısı

Her bir saksıdaki bitki başına üretilen toplam yanal bazal dal sayısı kaydedilmiştir.

3.2.5.6. Yaprak, çiçek, kök ve gövdede element konsantrasyonları

Öğütülen yaprak, çiçek, kök ve gövde örneklerinden 0.2 g tartılarak 10 ml HNO_3 ile yüksek sıcaklıkta (200^0C) yaş yakma işlemi yapılmıştır. Örnekler soğuduktan sonra sulandırılıp 50 ml'lik balon jojelere aktarılmış v 50 ml'ye tamamlanmıştır. Bu süzükler filtre kâğıdı (Whatman No: 42) ile süzülerek falkon tüplerine aktarılmış ve süzükteki Cd konsantrasyonu 5100 model İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometre (ICP-OES) cihazı ile belirlenmiştir. Yapılan element analizlerindeki okumaları doğrulamak için STD IPE 952 standart sertifikalı bitki örneği kullanılmıştır.

3.2.5.7. Yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarı

Yaprak tarafından kaldırılan Cd ($\mu g\ kg^{-1}$) = ((yaprak Cd konsantrasyonu ($mg\ kg^{-1}$) ^{x} yaprak kuru ağırlığı ($gr\ saksı^{-1}$))/Saksıdaki toprak ağırlığı (kg))*1000

3.2.5.8. Çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarı

Çiçek tarafından kaldırılan Cd ($\mu g\ kg^{-1}$) = (çiçek Cd konsantrasyonu ($mg\ kg^{-1}$) ^{x} çiçek kuru ağırlığı ($gr\ saksı^{-1}$)) / Saksıdaki toprak ağırlığı (kg))*1000

3.2.5.9. Gövde tarafından kaldırılan Cd miktarı

Gövde tarafından kaldırılan Cd (µg kg^{-1}) = ((gövde Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1}) x gövde kuru ağırlığı (gr $saksı^{-1}$))/Saksıdaki toprak ağırlığı (kg))*1000

3.2.5.10. Kök tarafından kaldırılan Cd miktarı

Kök tarafından kaldırılan Cd (µg kg^{-1}) = ((kök Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1}) x kök kuru ağırlığı (gr $saksı^{-1}$))/Saksıdaki toprak ağırlığı (kg))*1000

3.2.6. Fitoremediasyon Parametreleri

3.2.6.1. Fitoekstraksiyon kapasitesi (FK)

Bir hasat döngüsü boyunca bir saksıdan bitki tarafından alınan toplam kirletici miktarı Cd için hesaplanmıştır.

FK (µg $saksı^{-1}$) =(MÇ x VÇ) + (MG x VG)

MÇ = Çiçek metal konsantrasyonu (mg kg^{-1})

VÇ = Çiçek verim (g $saksı^{-1}$)

MG = Gövde metal konsantrasyonu (mg kg^{-1})

VG = Gövde verim (g $saksı^{-1}$)

3.2.6.2. Taşıma faktörü (TF)

Taşınma faktörü (TF) toprak solüsyonunda bulunan metal konsantrasyonlarının bitki tarafından alınabilme yeteneği için kullanılan bir kriter olup, hiperakümülatör bitkilerin bu özellikleri bakımından değerlendirilmesinde kullanılmaktadır (Lubben ve Sauerbeck, 1991).

TF=(MÇ+MG)/TEM

MÇ = Çiçek metal konsantrasyonu (mg kg^{-1})

MG = Gövde metal konsantrasyonu (mg kg^{-1})

TEM =Hasat dönemi sonrası toprağın elverişli metal konsantrasyonu (mg kg^{-1})

3.3. İstatistiksel Değerlendirme

Araştırma sonucu elde edilen değerler Minitab 18 istatistik paket programı ile istatistiki analize tabi tutulmuştur. Tüm veriler de yapılan muameleler arasındaki farklılıkların istatistiksel önemini belirlemek için Tukey çoklu karşılaştırma testi yapılmıştır. Grup ortalamaları, $p \leq \%1$ ve $p \leq \%5$ olan en düşük fark seçeneğiyle karşılaştırılmış ve tablolarda harflendirme ile gösterilmiştir.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Sera koşullarında yürütülmüş olan denemede başlangıç topraklarının bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları Çizelge 4.1' de verilmiştir. Denemede kullanılan toprak hafif alkalin pH'ya sahip olup, tuzsuz sınıfındadır. Deneme toprağının organik madde miktarı az olmakla birlikte, az kireçli toprak sınıfında yer almaktadır ve kumlu tekstüre sahiptir. Toprak örneğinin değişebilir Fe içeriği yüksek, elverişli Zn, Mn ve B içeriği çok düşük seviyededir. Bakır konsantrasyonu yeterli iken Pb, Ni, Cr, Co ve Cd konsantrasyonu normal düzeydir (Lindsay ve Norvell, 1978; Kabata-Pendias ve Pendias, 1984; Motsara ve Roy, 2008).

Çizelge 4. 1. Denemede kullanılan toprağın fiziksel ve kimyasal özellikleri

Özellik	Birim	Değer	Yorum
pH		8.28	Orta derecede alkalin
EC	($\mu S\ cm^{-1}$)	75	Tuzsuz
$CaCO_3$	%	0.984	Çok az
Organik Madde	%	0.12	Çok az
Tekstür			Kumlu
Elverişli Fe	$mg\ kg^{-1}$	4.81	Yüksek
Elverişli Zn	$mg\ kg^{-1}$	0.19	Çok az
Elverişli Cu	$mg\ kg^{-1}$	0.32	Yeterli
Elverişli B	$mg\ kg^{-1}$	0.34	Çok az
Elverişli Cd	$mg\ kg^{-1}$	0.59	Normal
Elverişli Mn	$mg\ kg^{-1}$	2.67	Çok az
Elverişli Ni	$mg\ kg^{-1}$	0.06	Normal
Elverişli Pb	$mg\ kg^{-1}$	0.94	Normal
Elverişli Co	$mg\ kg^{-1}$	18.89	Normal
Elverişli Cr	$mg\ kg^{-1}$	8.64	Normal

Konya Büyükşehir Belediyesi gülerin toprak istekleri olarak belirtiği kimyasal özellikleri şu şekildedir; pH 6-6.5, tuz %0.2-0.3, N 20-30 mg $100gr^{-1}$ kuru toprak, P_2O_5 50-80 mg $100gr^{-1}$ kuru toprak, K_2O 80-150 mg $100gr^{-1}$ kuru toprak, MgO 15-25 mg $100gr^{-1}$ kuru toprak, Mn ise 150-200 mg $100gr^{-1}$ kuru toprak.

Denemede kullanan leonardit'in bazı fiziksel ve kimyasal analiz sonuçları Çizelge 4.2' de verilmiştir.

Çizelge 4. 2. Denemede kullanılan leonardit fiziksel ve kimyasal özellikleri

Özellik	Birim	Değer
pH		3.58
EC	($\mu S\ cm^{-1}$)	1385
Humik fulvik asit		29.08
Elverişli Fe	$mg\ kg^{-1}$	188.27
Elverişli Zn	$mg\ kg^{-1}$	7.93
Elverişli Cu	$mg\ kg^{-1}$	0.17
Elverişli B	$mg\ kg^{-1}$	1.56
Elverişli Cd	$mg\ kg^{-1}$	0.07
Elverişli Mn	$mg\ kg^{-1}$	46.94
Elverişli Ni	$mg\ kg^{-1}$	0.49
Elverişli Pb	$mg\ kg^{-1}$	0.05
Elverişli Co	$mg\ kg^{-1}$	917.57
Elverişli Cr	$mg\ kg^{-1}$	42.32

4.1. Bitki Boyu

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün hasat öncesi bitki boy uzunluğuna ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.3'te verilmiştir. Kadmiyum, uygulamaları ile leonardit^{x}Cd interaksiyonu istatistiki olarak önemsiz bulunmuş, leonardit uygulamaları bitki boyu üzerine etkisi $p<0.01$ seviyesinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.3).

Çizelge 4. 3. Cubana Kordes gülünün bitki boy uzunluğuna ait varyans analiz sonuçları

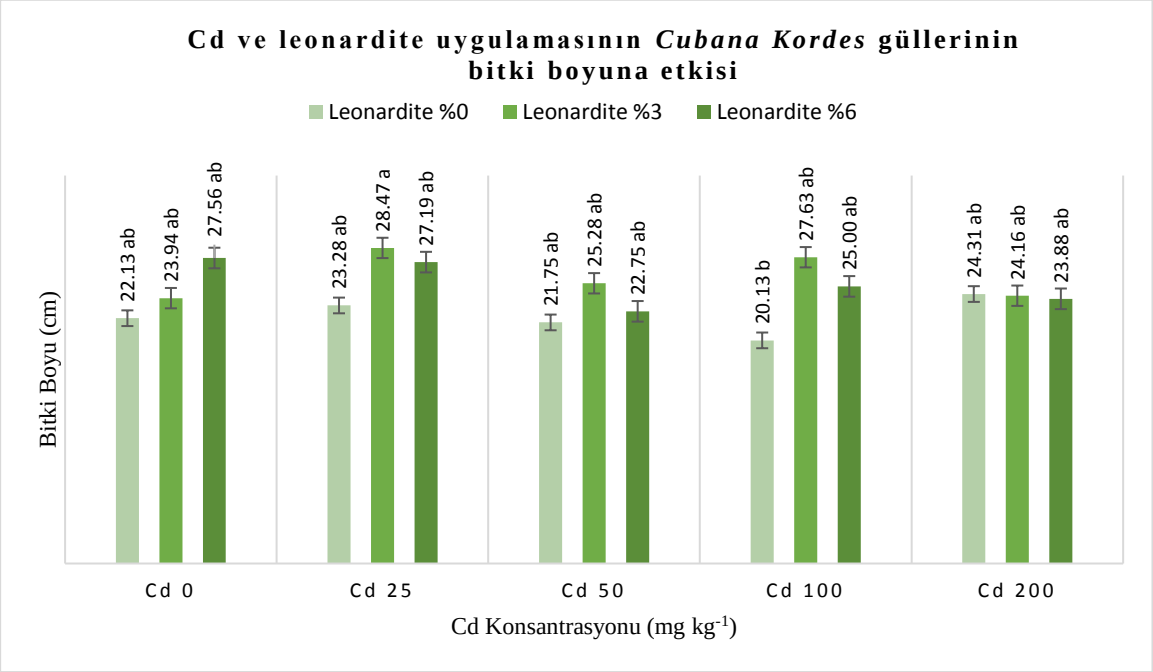
Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	146.02	73.01	7.05	0.002
Cd	4	60.41	15.10	1.46	0.230
Leonardit*Cd	8	116.49	14.56	1.41	0.220
Hata	45	465.70	10.35		

Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 25 mg Cd kg^{-1} uygulamasının %3 leonardit uygulamasında boy uzamasını en iyi şekilde etkilediği gözlemlenmiştir. Sonuçlara göre; bitki boyu kadmiyum uygulamalarından etkilenmemiş, ancak leonardit uygulamaları arasında istatistiksel olarak önemli fark bulunmuştur ($P <0.01$). Bitki boyu değerleri 20.13 ile 28.47 cm arasında değişmiştir (Şekil 4.1. ve çizelge 4.4). % 3 leonardit uygulamasında diğer uygulamalara göre kontrol dozu hariç bitki boyu üzerinde en iyi sonuçlar alınmıştır.

Süs bitkiler üzerinde yapılan çalışmalardan biri 2018 yılında *Malva rotundifolia* bitkisine yapılmıştır. Bu çalışmada Cd 6 dozda uygulanmış (0, 5, 15, 30, 60 ve 100 mg kg^{-1}); bitki boyu dikkate alındığında bitkinin Cd'ye karşı yüksek tolerans gösterdiği belirlenmiştir (Wu ve ark., 2018a).

Denemeye ait leonardit uygulamalarının bitki boyu üzerinde etkisi görsel olarak Şekil 4.2.'de sunulmuştur. Şekilde ki gösterildiği gibi leonardit uygulamaları aralarında bitki boyunda küçük farklılık bulunmaktadır.

Denemeye ait Cd uygulamalarının görsel olarak bitki boyu üzerinde etkisi Şekil 4.3.' te sunulmuştur. Şekilde görüldüğü gibi Cd uygulamaları aralarında bitki boyu farklılıklar bulunmamaktadır.



Şekil 4. 1. Cd ve Leonardit uygulamasının Cubana Kordes güllerinin bitki boyuna etkisi



Şekil 4. 2. Leonardit'nin bitki boy uzunluğuna etkisi



Şekil 4. 3. Kadmiyumun bitki boy uzunluğuna etkisi

Çizelge 4. 4. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes bitki boyu, klorofil miktarı, biyomas, ve dal sayısına etkisi ($p<0.05$)

Leonardit (%)	Cd (mg kg^{-1})	Bitki Boyu (cm)	Klorofil Miktarı (SPAD Birimi)	Dal sayısı	Çiçek sayısı	Sürgün sayısı
0	0	22.13 ± 4.460 ^{ab}	52.33 ± 2.784 ^{a}	3.75 ± 0.500 ^{b}	7.75 ± 4.500 ^{a}	13.75 ± 1.708 ^{b}
	25	23.28 ± 3.717 ^{ab}	54.31 ± 1.350 ^{a}	6.00 ± 0.816 ^{ab}	8.00 ± 2.828 ^{a}	26.50 ± 2.082 ^{a}
	50	21.75 ± 2.264 ^{ab}	52.17 ± 2.607 ^{a}	6.25 ± 0.500 ^{ab}	10.25 ± 3.594 ^{a}	23.75 ± 3.594 ^{ab}
	100	20.13 ± 5.085 ^{b}	53.57 ± 3.455 ^{a}	6.75 ± 1.258 ^{ab}	6.00 ± 2.000 ^{a}	22.75 ± 7.890 ^{ab}
	200	24.31 ± 1.712 ^{ab}	54.86 ± 1.771 ^{a}	5.25 ± 0.957 ^{ab}	8.50 ± 4.796 ^{a}	25.75 ± 2.986 ^{a}
3	0	23.94 ± 2.719 ^{ab}	52.09 ± 3.461 ^{a}	8.00 ± 1.826 ^{a}	7.25 ± 3.304 ^{a}	26.25 ± 2.217 ^{a}
	25	28.47 ± 4.248 ^{a}	53.08 ± 1.096 ^{a}	6.00 ± 0.816 ^{ab}	7.50 ± 1.915 ^{a}	24.50 ± 7.141 ^{ab}
	50	25.28 ± 2.420 ^{ab}	54.69 ± 0.985 ^{a}	4.75 ± 1.258 ^{ab}	7.00 ± 3.162 ^{a}	18.75 ± 5.058 ^{ab}
	100	27.63 ± 2.046 ^{ab}	52.62 ± 2.803 ^{a}	6.750 ± 2.363 ^{ab}	6.25 ± 3.862 ^{a}	13.50 ± 2.646 ^{b}
	200	24.16± 2.637 ^{ab}	55.78 ± 1.795 ^{a}	5.50 ± 1.291 ^{ab}	6.25 ± 2.754 ^{a}	13.50 ± 5.066 ^{b}
6	0	27.56 ± 3.184 ^{ab}	53.88 ± 1.119 ^{a}	5.75 ± 2.363 ^{ab}	8.00 ± 3.651 ^{a}	16.75 ± 8.261 ^{ab}
	25	27.19 ± 4.575 ^{ab}	54.66 ± 1.693 ^{a}	8.00 ± 1.633 ^{a}	12.50 ± 6.758 ^{a}	15.75 ± 0.957 ^{ab}
	50	22.75 ± 0.736 ^{ab}	55.19 ± 1.712 ^{a}	6.25 ± 1.500 ^{ab}	9.00 ± 3.559 ^{a}	15.50 ± 2.380 ^{ab}
	100	25.00 ± 3.482 ^{ab}	52.64 ± 3.049 ^{a}	6.50 ± 1.291 ^{ab}	9.00 ± 2.449 ^{a}	16.75 ± 2.062 ^{ab}
	200	23.88 ± 1.199 ^{ab}	53.01 ± 1.854 ^{a}	6.25 ± 1.708 ^{ab}	7.75 ± 4.272 ^{a}	17.50 ± 2.646 ^{ab}

4.2. Klorofil

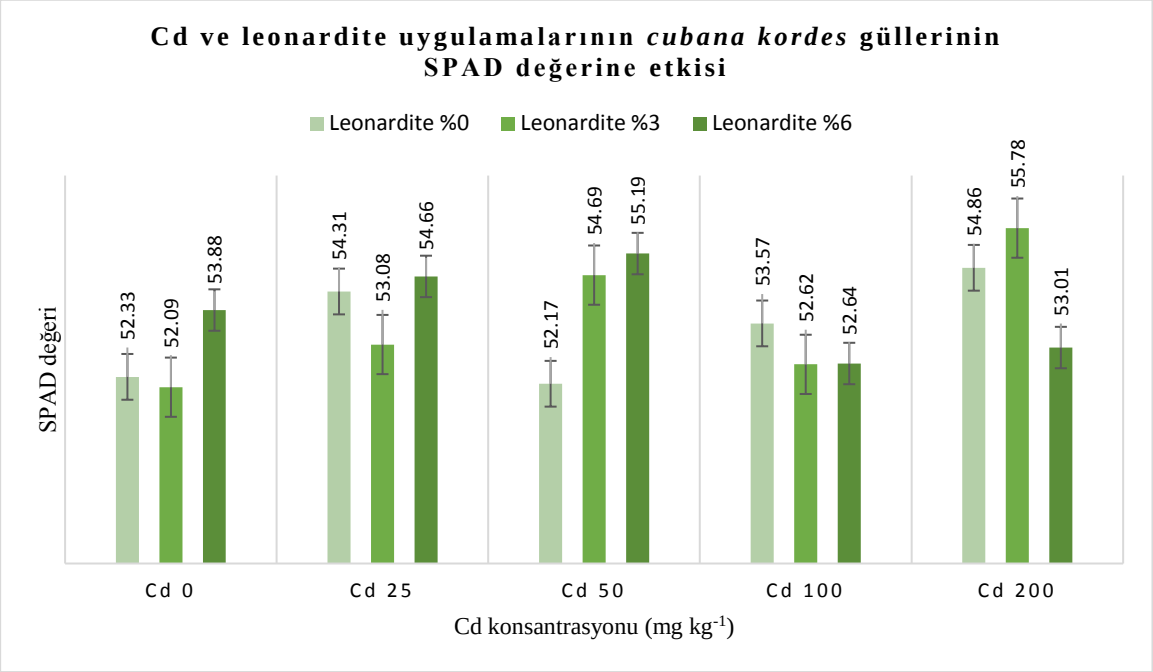
Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün hasat öncesi bitki SPAD değerine ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.5'te verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonunun SPAD değerine etkisi istatistiki yönden önemsiz bulunmuştur. (Çizelge 4.5).

Çizelge 4. 5. Cubana Kordes gülünün SPAD değerine ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	1.851	0.9253	0.18	0.835
Cd	4	28.202	7.0505	1.38	0.255
Leonardit*Cd	8	50.327	6.2909	1.23	0.302
Hata	45	229.359	5.0969		

Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde Cd 200 mg kg^{-1} dozu ve % 3 leonardit uygulamasının 55.78 SPAD değeri diğer uygulamalara göre en yüksektir. En düşük SPAD değeri ise Cd 50 mg kg^{-1} ve % 3 Leonardit uygulamasında 52.09 SPAD değeri olarak bulunmuştur. Denemenin sonuçlarına göre gül yapraklarının ortalama SPAD değerleri 52.09-55.78 arasında değişmiştir (Şekil 4.4.).

SPAD değeri üzerine leonardit ve Cd uygulamalarının anlamlı bir etkisi olmamıştır. 2012 yılında *Helianthus annuus* üzerinde yapılan bir çalışmanın klorofili olumsuz etkilediği (Nehnevajova ve ark., 2012); bizim çalışmamızda ise *Cubana kordes'*in olan olumsuz yönde etkilenmediği ve SPAD değerleri arasında farklılık bulunmadığı belirtilenmiştir.



Şekil 4. 4. Kadmiyum ve leonardit uygulamasının Cubana Kordes gülleri SPAD değerine etkisi

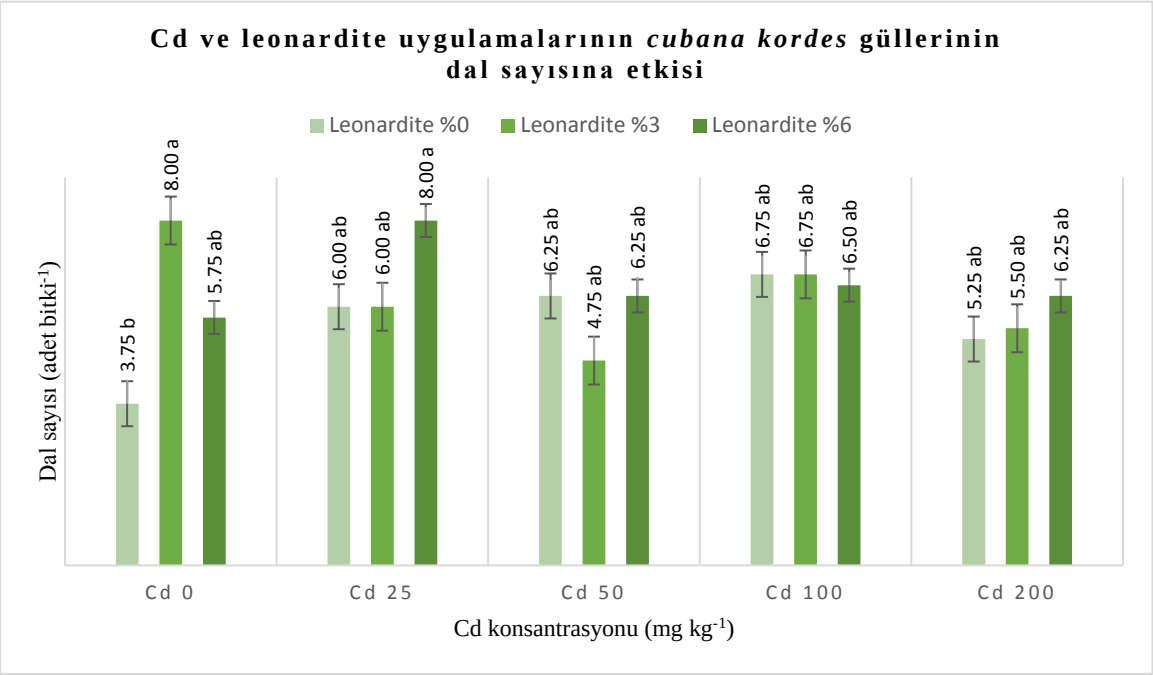
4.3. Dal Sayısı

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün hasat öncesi bitki dal sayısına etkisine ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.6'da verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamalarının bitkide dal sayısı üzerine etkisi istatistiki olarak önemsiz iken; leonardit^{x}Cd interaksiyonunun etkisi $p<0.05$ düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.6).

Çizelge 4. 6. Cubana Kordes gülünün dal sayısına ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	9.233	4.617	2.19	0.123
Cd	4	12.267	3.067	1.46	0.231
Leonardit*Cd	8	45.933	5.742	2.73	0.015
Hata	45	94.750	2.106		

Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde Cd kontrol % 3 leonardit ve Cd 25 mg kg^{-1} % 6 leonardit uygulamasından dal sayısı, diğer uygulamalara göre en iyi ve eşit bir şekilde etkilenmiştir. Denemenin sonuçlarına göre Cubana Kordes gülün dal sayısı 3.75–8.00 arasında değişmiştir (Şekil 4.5.).



Şekil 4. 5. Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana kordes güllerinin dal sayısına etkisi

4.4. Çiçek Sayısı

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün hasat öncesi bitki çiçek sayısına etkisini gösteren varyans analiz sonuçları Çizelge 4.7'de verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit*Cd interaksiyonunun bitkide çiçek sayısı üzerine etkisi istatistiki olarak önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.7).

Çizelge 4. 7. Cubana Kordes gülünün çiçek sayısına ait varyans analiz sonuçları

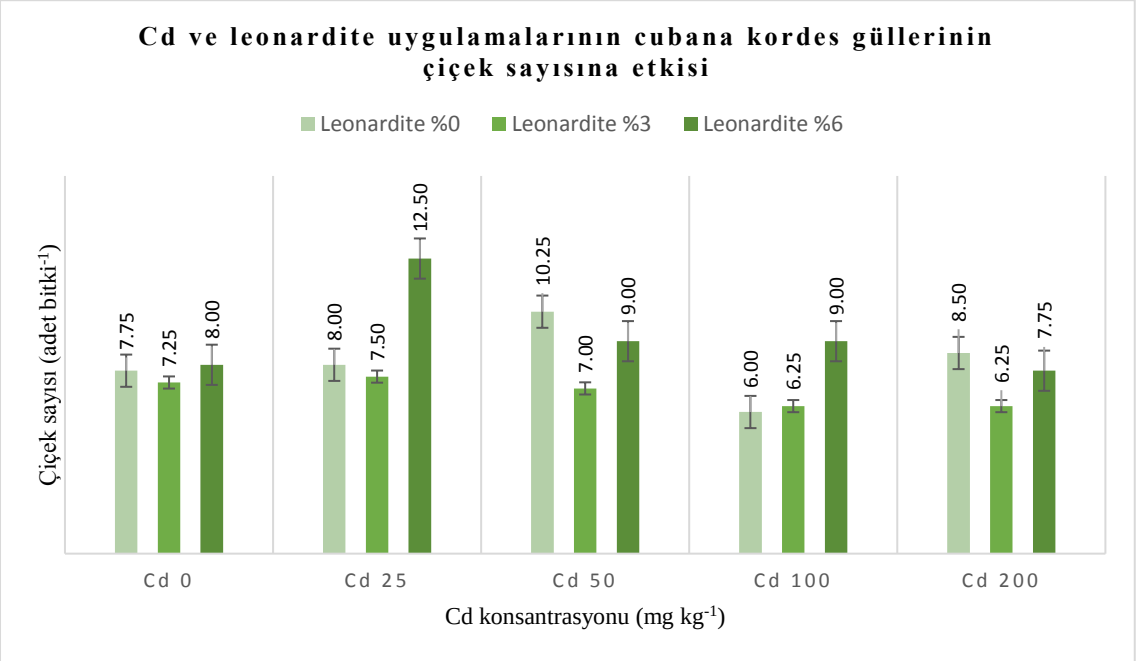
Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	57.63	28.817	2.05	0.141
Cd	4	42.23	10.558	0.75	0.563
Leonardit*Cd	8	58.37	7.296	0.52	0.836
Hata	45	633.50	14.078		

Leonardit*Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 25 mg Cd kg^{-1} ve % 6 leonardit uygulamasında çiçek sayısı en yüksek (12.50 adet) elde edilmiştir. Denemenin sonuçlarına göre çiçek sayısı bitki başına 6.00-12.50 adet arasında değişmiştir (Şekil 4.6.).

Rose familyası üzerinde yapılan bir çalışmada çilek bitkisinin iki türüne (Albion ve Sweet Ann) leonardit uygulanmıştır. Uygulamalarda çiçek sayısında artışa neden olduğu bulunmuştur (Çay, 2018).

Sonuçlar değerlendirildiğinde % 6 leonardit uygulamalarında çiçek sayısında en iyi sonuçlar alınmıştır; ardından 0 ve 3 dozları sırayla gelmektedir; ancak bu sonuçlar istatistik olarak önemsizdir.

Farklı leonardit ve Cd uygulamalarının etkisini görsel olarak vermek amacıyla yapılan bir hasatta elde edilen *Cubana Kordes* çiçeği görüntüleri Şekil 4.7. 'de gösterilmiştir. Şekildeki gösterildiği gibi çiçek renginde Cd ve leonardit uygulamaları arasında görsel olarak önemli farklılıklar bulunmamaktadır. Bitkinin çiçek açması sırasında çiçek rengi kayısı pembe ton ile başlayıp ve gün geçtikçe beyaz rengine dönüştüğü yapılan gözlemlerden anlaşılmıştır.



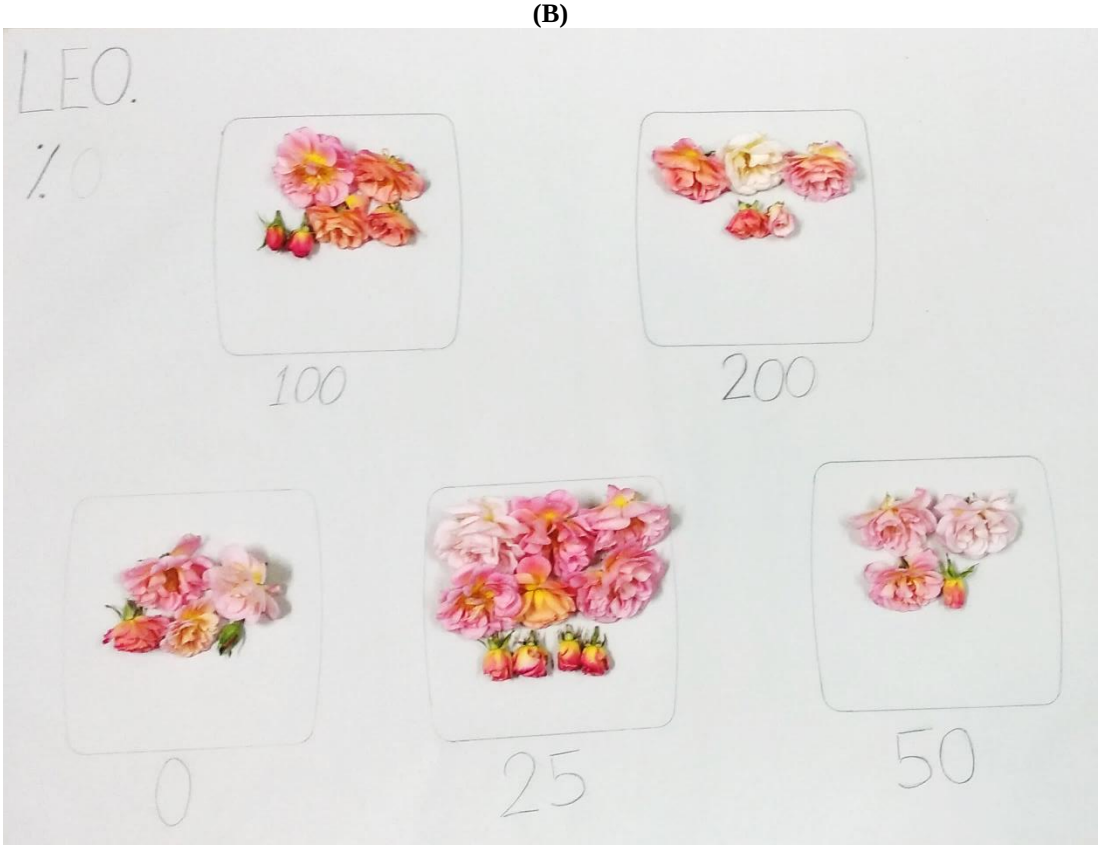
Şekil 4. 6. Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana kordes güllerinin çiçek sayısına etkisi



(A)

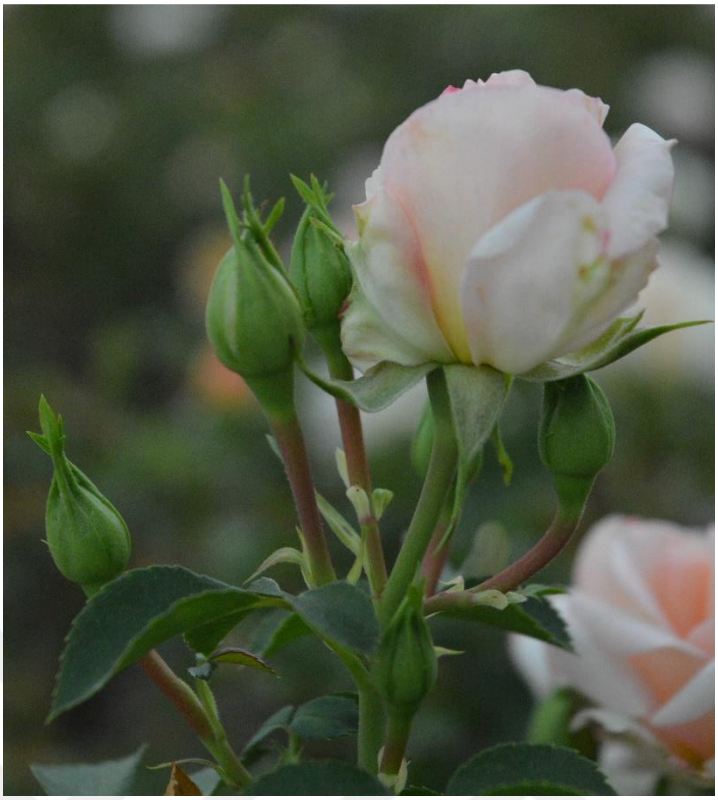


(B)



(C)

Şekil 4. 7. Denemeye ait bir hasatta elde edilen Cubana Kordes çiçeği görüntüleri **(A)** % 6 Leonardit uygulaması, **(B)** % 3 Leonardit uygulaması, **(C)** % 0 Leonardit uygulaması.



Şekil 4. 8. Denemeye ait Cubana Kordes tomurcuk görüntüleri

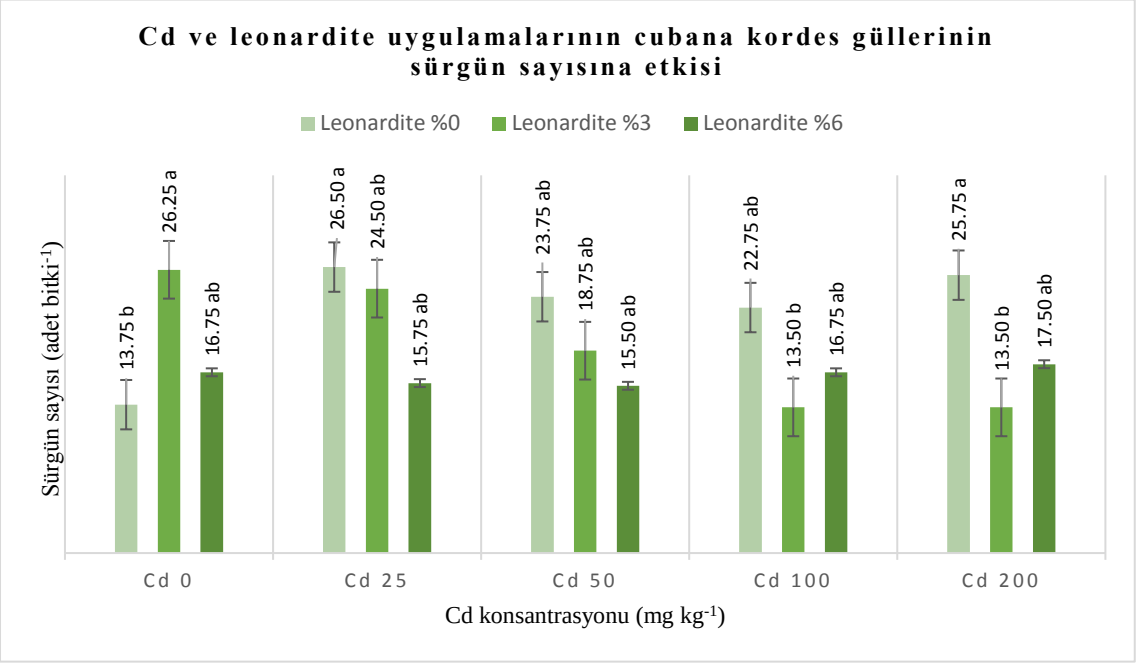
4.5. Sürgün Sayısı

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün hasat öncesi sürgün sayısına etkisini gösteren varyans analiz sonuçları Çizelge 4.8'de verilmiştir. Leonardit uygulamaları ve leonardit*Cd interaksiyonunun bitkide sürgün sayısı üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli iken; Cd uygulamaları önemsiz bulunmuştur (Çizelge 4.8).

Çizelge 4. 8. Cubana Kordes gülünün sürgün sayısına ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	366.4	183.22	9.43	0.000
Cd	4	139.2	34.79	1.79	0.148
Leonardit*Cd	8	862.2	107.78	5.54	0.000
Hata	45	874.8	19.44		

Leonardit*Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 25 mg Cd kg^{-1} ve % 0 Leonardit uygulamasında en çok sürgün sayısı elde edilmiştir. Bununla birlikte, Cd 0 ve leonardit % 3, Cd 200 ve leonardit % 0 dozları ile aralarında istatistik olarak fark yoktur. Bitkilerin sürgün sayıları 13.50-26.50 adet $bitki^{-1}$ arasında değişmiştir (Şekil 4.9.). Leonardit uygulamalarının sonuçlarına baktığımızda artan dozları ile bitki başına sürgün sayısı olumsuz etkilenmiştir (Çizelge 4.4).



Şekil 4. 9. Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana kordes güllerinin sürgün sayısına etkisi



Şekil 4. 10. Denemeye ait Cubana Kordes çiçek görüntüleri

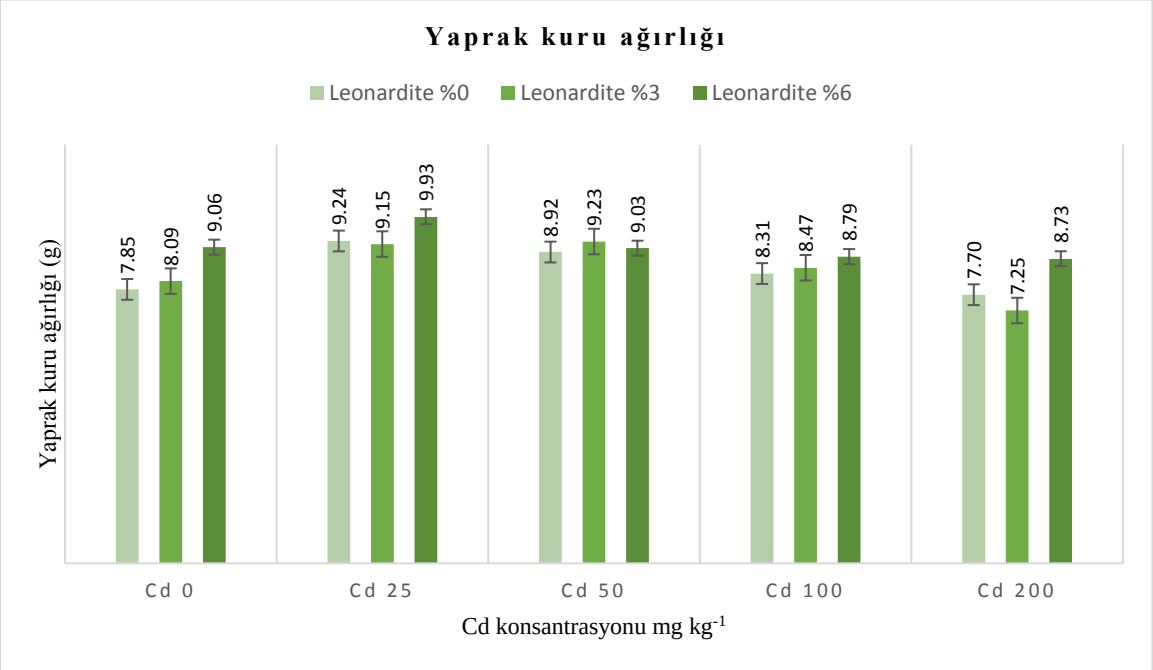
4.6. Yaprak kuru ağırlığı

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün yaprak kuru ağırlığını etkisini gösteren varyans analiz sonuçları Çizelge 4.9'da verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonunun yaprak kuru ağırlığını üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemsiz bulunmuştur. (Çizelge 4.9).

Çizelge 4. 9. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes yaprak kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	6.343	3.1717	1.78	0.181
Cd	4	17.810	4.4525	2.49	0.056
Leonardit*Cd	8	3.706	0.4633	0.26	0.976
Hata	45	80.405	1.7868		

Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 25 mg Cd kg^{-1} dozu ve % 6 leonardit uygulamasında yaprak kuru ağırlığı en yüksek bulunmuştur. Denemenin sonuçlarında yaprak kuru ağırlığı 7.24-9.93 µg kg^{-1} arasında değişmiştir.



Şekil 4. 11. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların yaprak kuru ağırlığına etkisi

Çizelge 4. 10. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülünün yaprak kuru ağırlığına etkisi

Yaprak kuru ağırlığı (g)						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	7.85 ± 0.46	9.24 ± 0.41	8.92 ± 0.46	8.31 ± 1.18	7.70 ± 0.89	8.41 ± 0.90
3	8.09 ± 0.77	9.15 ± 1.72	9.23 ± 0.62	8.47 ± 1.46	7.25 ± 0.62	8.44 ± 1.26
6	9.06 ± 2.73	9.93 ± 1.99	9.03 ± 1.47	8.79 ± 1.70	8.73 ± 1.05	9.11 ± 1.73
Ortalama	8.34 ± 1.60	9.44 ± 1.44	9.06 ± 0.88	8.52 ± 1.34	7.89 ± 1.02	8.65 ± 1.36

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

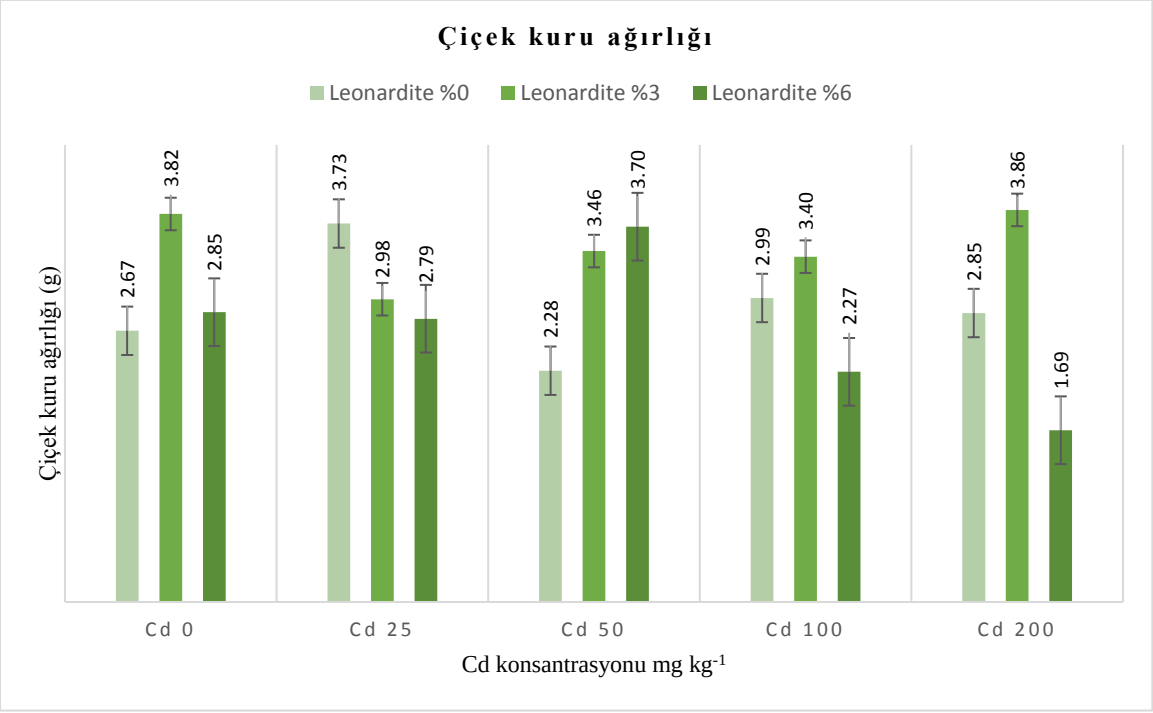
4.7. Çiçek kuru ağırlığı

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün çiçek kuru ağırlığını etkisini gösteren varyans analiz sonuçları Çizelge 4.11'de verilmiştir. Leonardit uygulamaları çiçek kuru ağırlığını üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Kadmiyum ve leonardit^{x}Cd interaksiyonu çiçek kuru ağırlığını üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemsiz bulunmuştur. (Çizelge 4.11).

Çizelge 4. 11. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes çiçek kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	7.557	3.7787	4.09	0.023
Cd	4	1.343	0.3359	0.36	0.833
Leonardit*Cd	8	14.123	1.7653	1.91	0.081
Hata	45	41.530	0.9229		

Denemede leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve % 3 leonardit uygulamasında çiçek kuru ağırlığı en yüksek bulunmuştur. Denemenin sonuçlarında çiçek kuru ağırlığı 1.69-3.86 µg kg^{-1} arasında değişmiştir.



Şekil 4. 12. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların çiçek kuru ağırlığına etkisi

Çizelge 4. 12. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü çiçek kuru ağırlığına etkisi

Çiçek kuru ağırlığı (g)						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	2.67 ± 0.70^{a}	3.73 ± 1.31^{a}	2.28 ± 0.75^{a}	2.99 ± 0.43^{a}	2.85 ± 0.69^{a}	2.90 ± 0.88^{AB}
3	3.82 ± 0.35^{a}	2.98 ± 0.85^{a}	3.46 ± 1.70^{a}	3.40 ± 0.89^{a}	3.86 ± 0.60^{a}	3.50 ± 0.94^{A}
6	2.85 ± 1.63^{a}	2.79 ± 0.43^{a}	3.70 ± 1.42^{a}	2.27 ± 0.60^{a}	1.69 ± 0.55^{a}	2.66 ± 1.16^{B}
Ortalama	3.11 ± 1.08^{A}	3.17 ± 0.95^{A}	3.14 ± 1.38^{A}	2.89 ± 0.78^{A}	2.80 ± 1.08^{A}	3.02 ± 1.05

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

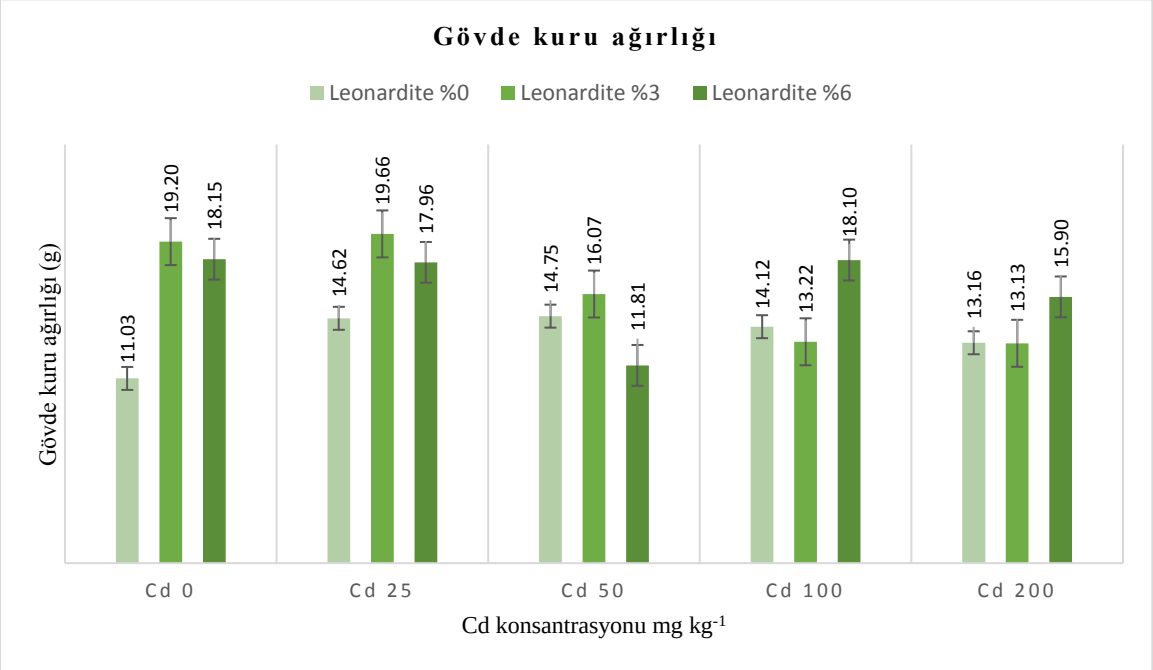
4.8. Gövde kuru ağırlığı

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün gövde kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.13'te verilmiştir. Kadmiyum ve leonardit uygulamaları, leonardit^{x}Cd interaksiyonunun gövde kuru ağırlığını üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemsiz bulunmuştur. (Çizelge 4.13).

Çizelge 4. 13. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes gövde kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	103.66	51.83	1.73	0.189
Cd	4	94.22	23.56	0.78	0.541
Leonardit*Cd	8	219.86	27.48	0.92	0.513
Hata	45	1350.75	30.02		

Denemede leonardit^{x}Cd interaksiyonunun değerlendirildiğinde 25 mg Cd kg^{-1} ve % 3 leonardit uygulamasında gövde kuru ağırlığı en yüksek bulunmuştur. Denemenin sonuçlarında gövde kuru ağırlığı 11.03-19.66 µg kg^{-1} arasında değişmiştir.



Şekil 4. 13. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların gövde kuru ağırlığına etkisi

Çizelge 4. 14. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü gövde kuru ağırlığına etkisi

Gövde kuru ağırlığı (g)						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	11.03 ± 2.35	14.62 ± 0.87	14.75 ± 5.28	14.12 ± 6.20	13.16 ± 2.15	13.53 ± 3.77
3	19.20 ± 4.33	19.66 ± 11.52	16.07 ± 5.10	13.22 ± 1.70	13.13 ± 2.96	16.26 ± 6.18
6	18.15 ± 10.11	17.96 ± 5.61	11.81 ± 1.30	18.10 ± 6.14	15.90 ± 3.28	16.38 ± 5.94
Ortalama	16.13 ± 6.99	17.41 ± 7.06	14.21 ± 4.32	15.15 ± 5.15	14.06 ± 2.90	15.39 ± 5.48

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

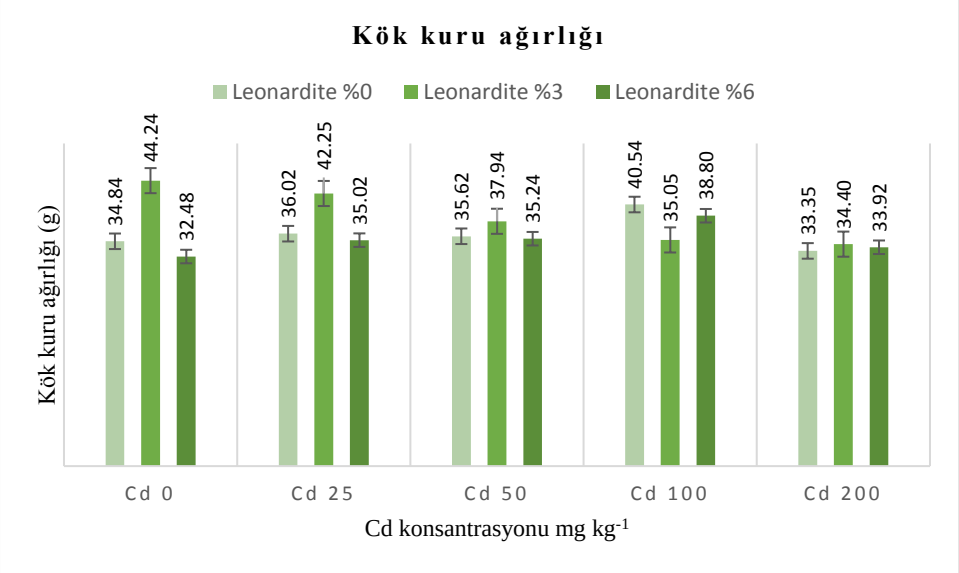
4.9. Kök kuru ağırlığı

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün kök kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.15'te verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonu kök kuru ağırlığını üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemsiz bulunmuştur. (Çizelge 4.15).

Çizelge 4. 15. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes kök kuru ağırlığını ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	145.6	72.78	0.94	0.397
Cd	4	137.8	34.46	0.45	0.775
Leonardit*Cd	8	369.1	46.14	0.60	0.775
Hata	45	3475.3	77.23		

Denemede leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde kontrol Cd ve % 3 leonardit uygulamasında kök kuru ağırlığı en yüksek bulunmuştur. Denemenin sonuçlarında kök kuru ağırlığı 32.48-44.24 µg kg^{-1} arasında değişmiştir.



Şekil 4. 14. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların kök kuru ağırlığına etkisi

Çizelge 4. 16. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü kök kuru ağırlığına etkisi

Kök kuru ağırlığı (g)						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	34.84 ± 8.35	36.02 ± 3.55	35.62 ± 6.17	40.54 ± 4.65	33.35 ± 8.13	36.07 ± 6.24
3	44.24 ± 6.68	42.25 ± 13.38	37.94 ± 6.12	35.05 ± 7.93	34.40 ± 6.84	38.78 ± 8.63
6	32.48 ± 8.41	35.02 ± 8.39	35.24 ± 13.31	38.80 ± 15.86	33.92 ± 3.13	35.09 ± 9.81
Ortalama	37.18 ± 8.87	37.77 ± 9.09	36.27 ± 8.39	38.13 ± 9.87	33.89 ± 5.80	36.65 ± 8.36

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.10. Yapraklarda Cd konsantrasyonu

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün yapraklarında ki Cd konsantrasyona etkisini gösteren varyans analiz sonuçları Çizelge 4.17'de verilmiştir. Leonardit, kadmiyum uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonu istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.17).

Çizelge 4. 17. Cubana Kordes gülünün Yapraklarında Cd konsantrasyonu ait varyans analiz sonuçları.

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	9.279	4.6396	17.88	0.000
Cd	4	263.478	65.8696	253.80	0.000
Leonardit*Cd	8	77.633	9.7041	37.39	0.000
Hata	45	11.679	0.2595		

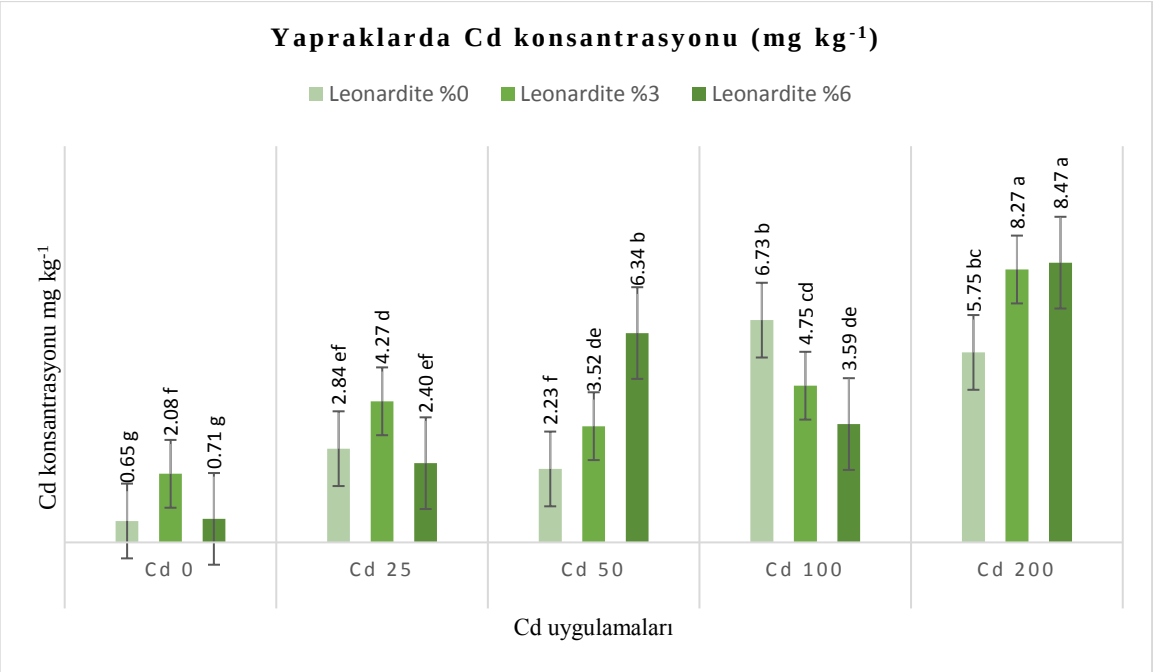
Denemenin sonuçları değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve %6 leonardit uygulamalarında yaprakta en yüksek Cd konsantrasyonu (8.47 mg Cd kg^{-1}) bulunmuştur. Yaprak Cd içeriği Cd dozu artmasıyla artış göstermiştir. Yaprak Cd değerleri 0.65-8.47 mg Cd kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.16 ve Çizelge 4.18).

2008 yıllında 3 süs bitki (*Tagetes erecta, Chrysanthemum indicum* ve *Gladiolus grandiflorus*) üzerinde Cd giderimini değerlendirmek için yapılan bir çalışmada; Cd alımının topraktaki içerikle birlikte arttığı ve yapraklarda maksimum birikim olduğu görülmüştür. Çalışmada toplam Cd birikimi sırayla *Chrysanthemum indicum* (8.3 mg m^{-2}) > *Gladiolus grandiflorus* (6.0 mg m^{-2}) > *Tagetes erecta* (2.6 mg m^{-2}) ile şeklinde olmuştur (Lal ve ark., 2008).

Başka bir çalışmada *Tagetes erecta L.*'ın üç çeşidi ' Mann im Mond ',' Hawaii 've' Titania ' çeşitlerinde en yüksek kadmiyum içeriği yapraklarda bulunmuştur (Bosiacki, 2009a).

Erzurum ilinde 2015 yıllında gül (*Rosa gallica*) üzerinde yapılan bir çalışmada ise; gül yapraklarında ağır metal birikiminin köklerden daha yüksek olduğu belirlenmiştir (Esringu ve ark., 2015).

Beş süs bitkisi üzerinde 2018 yıllında yürütülen sera denemesinin sonuçlarına göre; yapraklarda Cd birikiminin gövde ve köklerden daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Zeng ve ark., 2018).



Şekil 4. 15. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların yaprakta Cd konsantrasyonuna etkisi

Çizelge 4. 18. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü yaprakta Cd konsantrasyonuna etkisi

Yaprakta Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	0.65 ± 0.02^{g}	2.84 ± 0.02^{ef}	2.23 ± 0.43^{f}	6.73 ± 0.86^{b}	5.75 ± 0.80^{bc}	3.64 ± 2.38^{B}
3	2.08 ± 0.39^{f}	4.27 ± 0.46^{d}	3.52 ± 0.63^{de}	4.75 ± 0.25^{cd}	8.27 ± 0.66^{a}	4.58 ± 2.15^{A}
6	0.71 ± 0.12^{g}	2.40 ± 0.91^{ef}	6.34 ± 0.35^{b}	3.59 ± 0.08^{de}	8.47 ± 0.29^{a}	4.30 ± 2.88^{A}
Ortalama	1.15 ± 0.72^{E}	3.17 ± 0.99^{D}	4.03 ± 1.85^{C}	5.02 ± 1.44^{B}	7.50 ± 1.41^{A}	4.17 ± 2.48

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.11. Çiçeklerde Cd konsantrasyonu

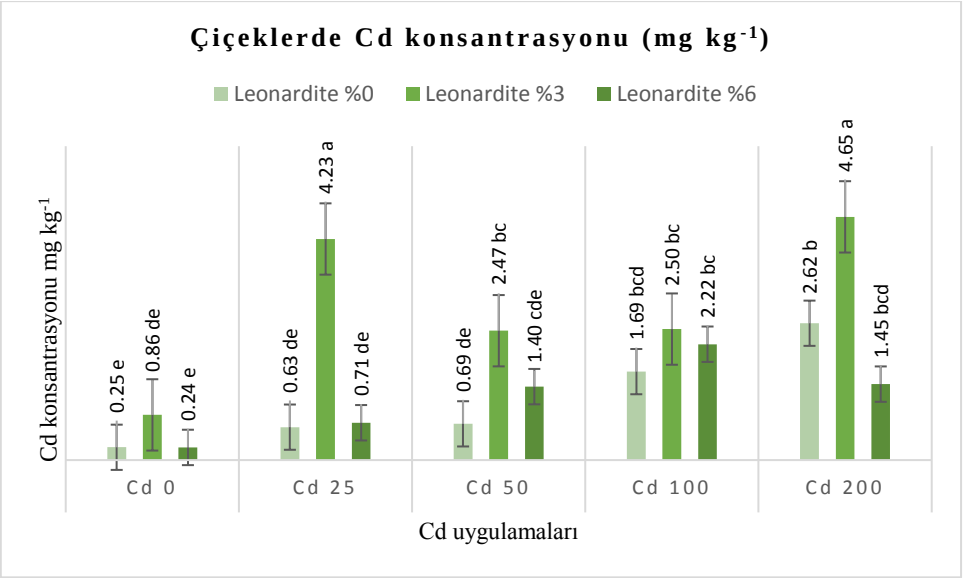
Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün çiçeklerinde Cd kosantrasyona etkisini gösteren varyans analiz sonuçları Çizelge 4.19'da verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve Leonardit*Cd interaksiyonu çiçeklerde Cd konsantrasyonunun $p<0.01$ düzeyinde önemli oranda etkilenmiştir (Çizelge 4.19).

Çizelge 4. 19. Cubana Kordes gülünün çiçeklerinde Cd konsantrasyonu ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	40.98	20.4888	90.36	0.000
Cd	4	38.81	9.7022	42.79	0.000
Leonardit*Cd	8	22.45	2.8067	12.38	0.000
Hata	45	10.20	0.2267		

Denemenin sonuçları değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve %3 Leonardit uygulamasında en yüksek çiçek Cd konsantrasyonu 4.65 mg kg^{-1} belirlenmiştir. Çiçekte Cd konsantrasyonu Cd dozu artmasıyla artış göstermiştir. Denemenin sonuçlarına göre çiçekte Cd konantrasyonu 0.24-4.65 mg Cd kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.17 ve Çizelge 4.20).

Süs bitkileri üzerinde yapılan bir çalışmada *Chrysantemum maximum'* un ağır metallere toleransı araştırılmıştır. Çalışmada Cd 5 dozda (0.5, 1, 2.5, 5, 10 mg l^{-1}) uygulanmış, denemenin sonuçlarına göre çiçeklerde düşük Cd birikimi olduğu tespit edilmiştir (González-Chávez ve Carrillo-González, 2013).



Şekil 4. 16. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların çiçeklerde Cd konsantrasyonuna etkisi

Çizelge 4. 20. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü çiçek Cd konsantrasyonuna etkisi

Çiçekte Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	0.24 ± 0.08^{e}	0.63 ± 0.22^{de}	0.69 ± 0.04^{de}	1.69 ± 0.35^{bcd}	2.62 ± 0.36^{b}	1.18 ± 0.91^{B}
3	0.86 ± 0.03^{de}	4.23 ± 0.69^{a}	2.47 ± 0.56^{bc}	2.50 ± 1.44^{bc}	4.65 ± 0.14^{a}	2.94 ± 1.55^{A}
6	0.24 ± 0.13^{e}	0.71 ± 0.10^{de}	1.40 ± 0.16^{cde}	2.22 ± 0.30^{bc}	1.45 ± 0.24^{bcd}	1.21 ± 0.72^{B}
Ortalama	0.45 ± 0.32^{D}	1.86 ± 1.79^{BC}	1.52 ± 0.82^{C}	2.14 ± 0.86^{B}	2.91 ± 1.39^{A}	1.78 ± 1.38

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.12. Gövdede Cd konsantrasyonu

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün gövdesinde Cd kosantrasyona etkisine ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.21'de verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonu gövdede Cd konsantrasyonu istatistiki yönden $p<0.01$ düzeyinde önemli etkilenmiştir (Çizelge 4.21).

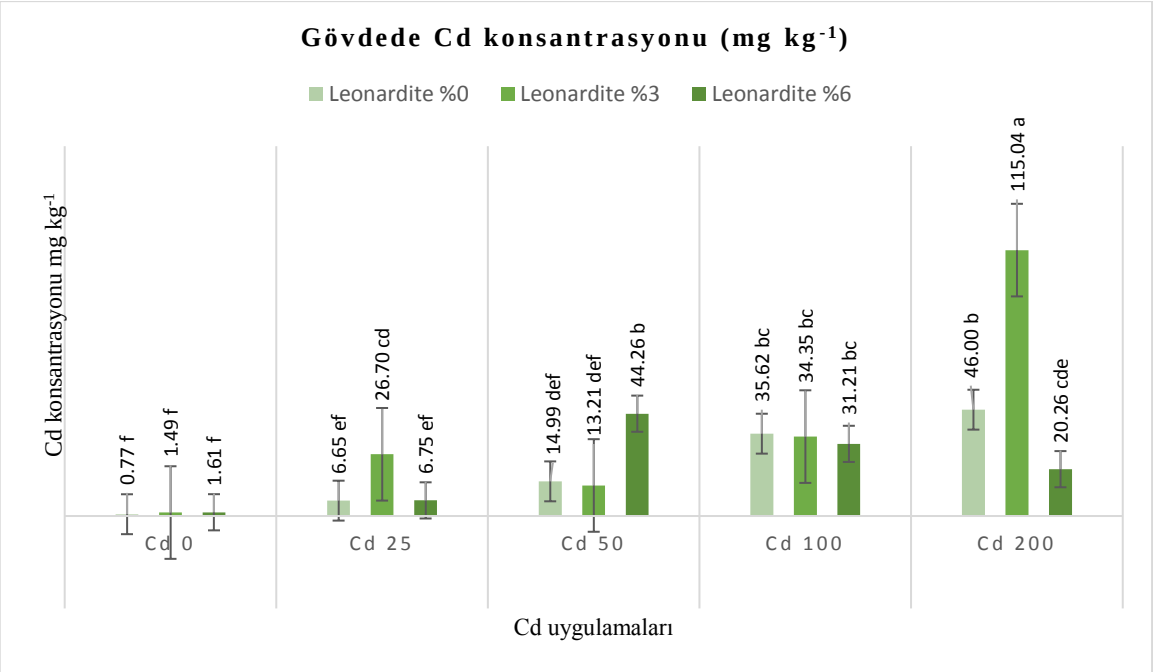
Çizelge 4. 21. Cubana Kordes gülünün gövdesinde Cd konsantrasyonu ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	4013	2006.28	50.78	0.000
Cd	4	24204	6050.99	153.16	0.000
Leonardit*Cd	8	18747	2343.31	59.31	0.000
Hata	45	1778	39.51		

Denemenin sonuçları değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve % 3 Leonardit uygulamalarında gövdede en yüksek Cd konsantrasyonu 115.04 mg kg^{-1} bulunmuştur. Denemenin sonuçlarına göre gövdede Cd konsantrasyonu 0.77-115.04 mg kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.18).

Denemenin sonuçlarına baktığımızda genel olarak gövdede Cd konsantrasyonu Cd dozları artıkça artmıştır. Leonardit uygulamalarında ise % 3 oranında yapılan uygulamada gövdede Cd konsantrasyonu en yüksek ardında % 6 ve % 0 leonardit uygulamaları sırayla gelmiştir.

Süs bitkileri üzerinde yapılan bir çalışmada; *Salvia splendens* bitkisinin en yüksek Cd içeriği yaprak ve gövdede bulunduğu (Bosiacki, 2008); başka bir çalışmada ise *Malva rotundifolia* gövdede 900 mg Cd kg^{-1} biriktirdiği bildirilmiştir (Wu ve ark., 2018a).



Şekil 4. 17. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların gövdede Cd konsantrasyonuna etkisi

Çizelge 4. 22. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü gövdede Cd konsantrasyonuna etkisi

Gövdede Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	0.77 ± 0.09^{f}	6.65 ± 0.78^{ef}	14.99 ± 1.48^{def}	35.62 ± 2.57^{bc}	46.00 ± 3.32^{b}	20.81 ± 17.80^{B}
3	1.49 ± 0.79^{f}	26.70 ± 2.88^{cd}	13.21 ± 3.09^{def}	34.35 ± 2.68^{bc}	115.04 ± 22.35^{a}	38.16 ± 42.09^{A}
6	1.61 ± 0.39^{f}	6.75 ± 1.47^{ef}	44.26 ± 2.59^{b}	31.21 ± 5.74^{bc}	20.26 ± 2.18^{cde}	20.82 ± 16.28^{B}
Ortalama	1.29 ± 0.61^{E}	13.37 ± 10.00^{D}	24.16 ± 15.04^{C}	33.73 ± 4.06^{B}	60.43 ± 43.45^{A}	26.60 ± 28.74

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.13. Köklerde Cd konsantrasyonu

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün köklerinde Cd kosantrasyona etkisine ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.23'te verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonu köklerde ki Cd konsantrasyonu istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli etkilenmiştir (Çizelge 4.23).

Çizelge 4. 23. Cubana Kordes gülünün köklerinde Cd konsantrasyonu ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	179736	89868	109.06	0.000
Cd	4	612361	153090	185.78	0.000
Leonardit*Cd	8	198556	24820	30.12	0.000
Hata	45	37081	824		

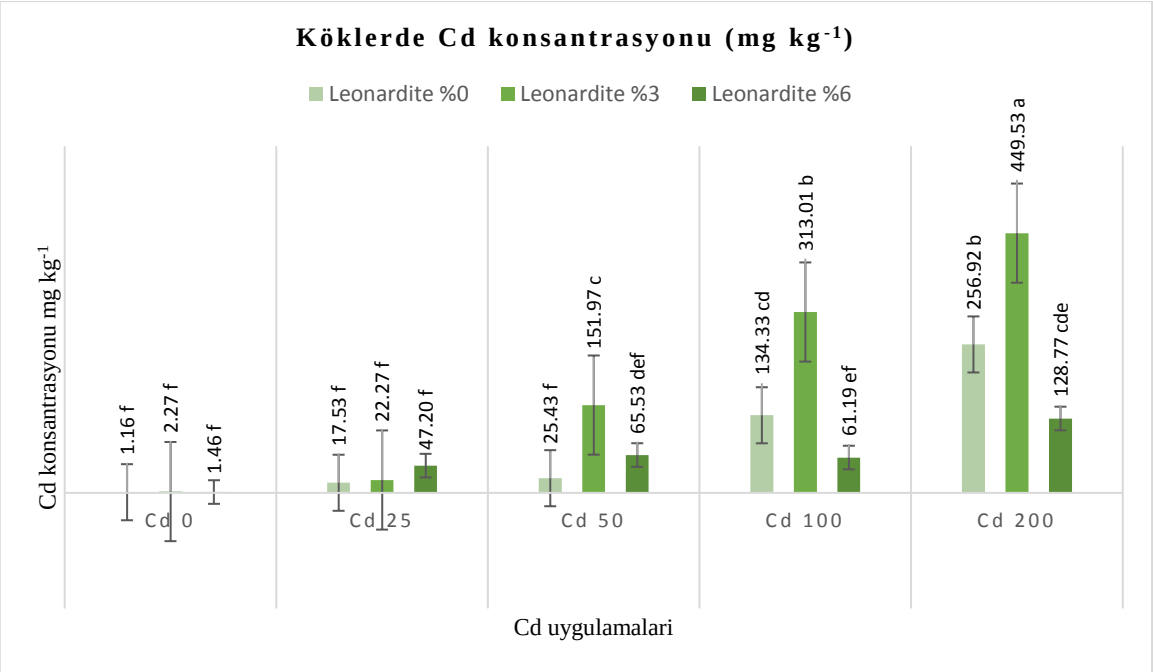
Denemede Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve %3 Leonardit uygulamalarında köklerde en yüksek Cd konsantrasyonu 449.53 mg kg^{-1} bulunmuştur. Denemenin sonuçlarında kök Cd içeriği 1.16-449.53 mg kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.19 ve Çizelge 4.24).

Köklerde Cd konsantrasyonu genel olarak artan Cd dozlarıyla artış göstermiştir; ancak 25 mg Cd kg^{-1} dozu ile kontrol muamelesi arasında istatistik olarak anlamlı bir farklılıklar bulunmamıştır.

Yapılan birçok çalışmada köklerde yüksek Cd konsantrasyonu elde edilmiştir. *Helianthus annuus* ve *Salvia spendens* bitkilerinde en fazla Cd miktarı köklerde bulunurken aynı çalışmada *Tagetes erecta* köklerinde en az Cd miktarı bulunmuştur (Bosiacki, 2008).

Başka bir çalışmada *Brassica juncea* bitkisi araştırılmış ve bu denemenin sonucunda 200 mg Cd kg^{-1} uygulamasında Cd birikimi sürgünlerde (10791 µg g^{-1}) ardından köklerde (9602 µg g^{-1}) biriktirilmiştir (Goswami ve Das, 2015).

Malva rotundifolia bitkisi Cd ile kontamine olmuş toprağa maruz bnırakılmış ve köklerinde 200 mg Cd kg^{-1}'den daha fazla biriktirdiği tespit edilmiştir (Wu ve ark., 2018a).



Şekil 4. 18. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların kökte Cd konsantrasyonuna etkisi

Çizelge 4. 24. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü kökte Cd konsantrasyonuna etkisi

Kökte Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	1.16 ± 0.60^{f}	17.53 ± 4.10^{f}	25.43 ± 0.99^{f}	134.33 ± 25.08^{cd}	256.92 ± 23.20^{b}	87.07 ± 100.51^{B}
3	2.27 ± 0.24^{f}	22.27 ± 4.18^{f}	151.97 ± 23.06^{c}	313.01 ± 12.06^{b}	449.53 ± 98.39^{a}	187.81 ±180.68^{A}
6	1.46 ± 0.62^{f}	47.20 ± 21.04^{f}	65.53 ± 10.32^{def}	61.19 ± 2.34^{ef}	128.77 ± 15.65^{cde}	60.83 ± 43.40^{C}
Ortalama	1.63 ± 0.68^{D}	29.00 ± 17.74^{D}	80.98 ± 56.71^{C}	169.51 ± 111.43^{B}	278.40 ± 147.69^{A}	111.90 ±131.98

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.10. Yaprak tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarı

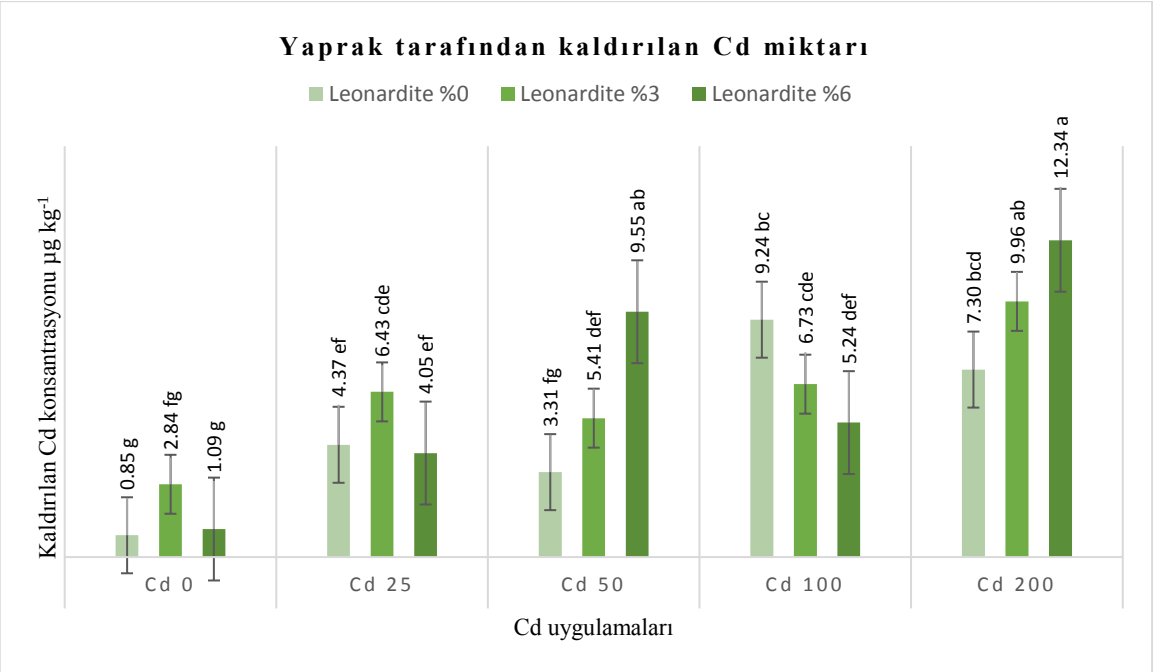
Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün yaprak tarafından kaldıran Cd miktarı üzerine etkisine ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.25'te verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonunun yaprak tarafından kaldıran Cd miktarı üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.25).

Çizelge 4. 25. Cubana Kordes gülünün yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	24.59	12.293	9.97	0.000
Cd	4	439.04	109.761	88.99	0.000
Leonardit*Cd	8	162.56	20.321	16.48	0.000
Hata	45	55.50	1.233		

Denemede Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve % 6 leonardit uygulamasında yaprak tarafından en yüksek miktarda Cd kaldırıldığı 12.34 µg kg^{-1} bulunmuştur. Denemenin sonuçlarına göre yaprak tarafından kaldıran Cd miktarı 0.85-12.34 µg kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.20).

En düşük sonuç ise Cd ve leonardit kontrol uygulamalarında 0.85 µg kg^{-1} gözlenmiştir. Artan Cd dozları ile yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarı artış göstermiştir (Çizelge 4.26).



Şekil 4. 19. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi

Çizelge 4. 26. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülünün yaprak tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarına etkisi

Yaprak tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarı (µg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	0.85 ± 0.05^{g}	4.37 ± 0.24^{ef}	3.31 ± 0.64^{fg}	9.24 ± 1.23^{bc}	7.30 ± 0.48^{bcd}	5.02 ± 3.09^{B}
3	2.84 ± 0.76^{fg}	6.43 ± 0.78^{cde}	5.41 ± 1.04^{def}	6.73 ± 1.42^{cde}	9.96 ± 0.79^{ab}	6.27 ± 2.52^{A}
6	1.09 ± 0.41^{g}	4.05 ± 2.14^{ef}	9.55 ± 1.74^{ab}	5.24 ± 0.92^{def}	12.34 ± 1.66^{a}	6.45 ± 4.32^{A}
Ortalama	1.59 ± 1.03^{D}	4.95 ± 1.63^{C}	6.09 ± 2.93^{BC}	7.07 ± 2.04^{B}	9.86 ± 2.37^{A}	5.91 ± 3.40

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.11. Çiçek tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarı

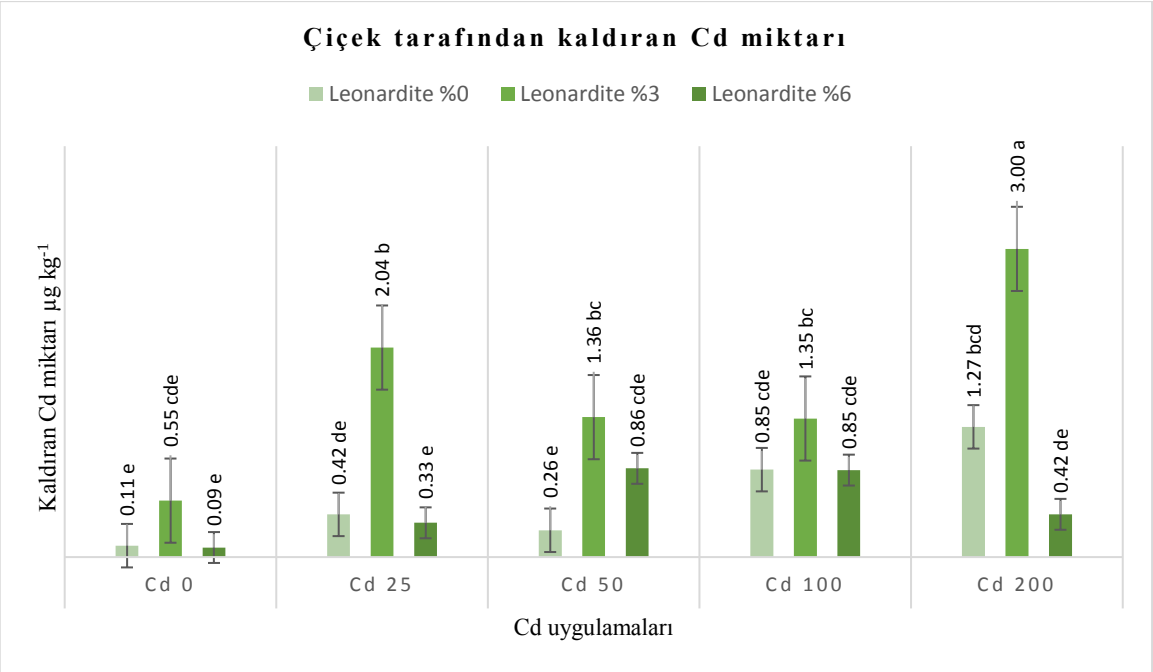
Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün çiçekleri tarafından kaldıran Cd miktarına etkisini gösteren varyans analiz sonuçları Çizelge 4.27'de verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonu çiçek tarafından kaldıran Cd miktarını istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.27).

Çizelge 4. 27. Cubana Kordes gülünün çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	16.599	8.2996	70.20	0.000
Cd	4	10.512	2.6281	22.23	0.000
Leonardit*Cd	8	8.312	1.0390	8.79	0.000
Hata	45	5.320	0.1182		

Denemede Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve % 3 leonardit uygulamasında çiçek tarafından en fazla kaldırılan Cd miktarı 3.00 µg kg^{-1} bulunmuştur. Yaprak tarafından kaldıran Cd miktarı 0.09-3.00 µg kg^{-1} arasında değişmiş olup % 3 leonardit uygulamasında kontrol ve % 6 leonardit uygulamasında kıyasla daha yüksek değerler elde edilmiştir (Şekil 4.21 ve Çizelge 4.28).

Elde edilen sonuçlara göre artan Cd dozları ile topraktan kaldırılan Cd miktarı artış göstermiştir; ancak 50 mg Cd kg^{-1}'un $^{\%}$ 0 ve % 3 leonardit uygulamalarında % 6 leonardit uygulamasına kıyasla artımla olmuştur. En yüksek değerler 200 mg Cd kg^{-1} dozunda gözlenmiştir (Çizelge 4.28).



Şekil 4. 20. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi

Çizelge 4. 28. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi

Çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarı (µg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	0.11 ± 0.05^{e}	0.42 ± 0.23^{de}	0.26 ± 0.08^{e}	0.85 ± 0.25^{cde}	1.27 ± 0.48^{bcd}	0.58 ± 0.49^{B}
3	0.55 ± 0.05^{cde}	2.04 ± 0.39^{b}	1.36 ± 0.57^{bc}	1.35 ± 0.60^{bc}	3.00 ± 0.55^{a}	1.66 ± 0.94^{A}
6	0.09 ± 0.05^{e}	0.33 ± 0.08^{e}	0.86 ± 0.36^{cde}	0.85 ± 0.31^{cde}	0.42 ± 0.19^{de}	0.51 ± 0.37^{B}
Ortalama	0.25 ± 0.22^{C}	0.93 ± 0.85^{B}	0.83 ± 0.59^{B}	1.02 ± 0.45^{B}	1.56 ± 1.19^{A}	0.92 ± 0.83

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.12. Gövde tarafından topraktan kaldırılan Cd miktarı

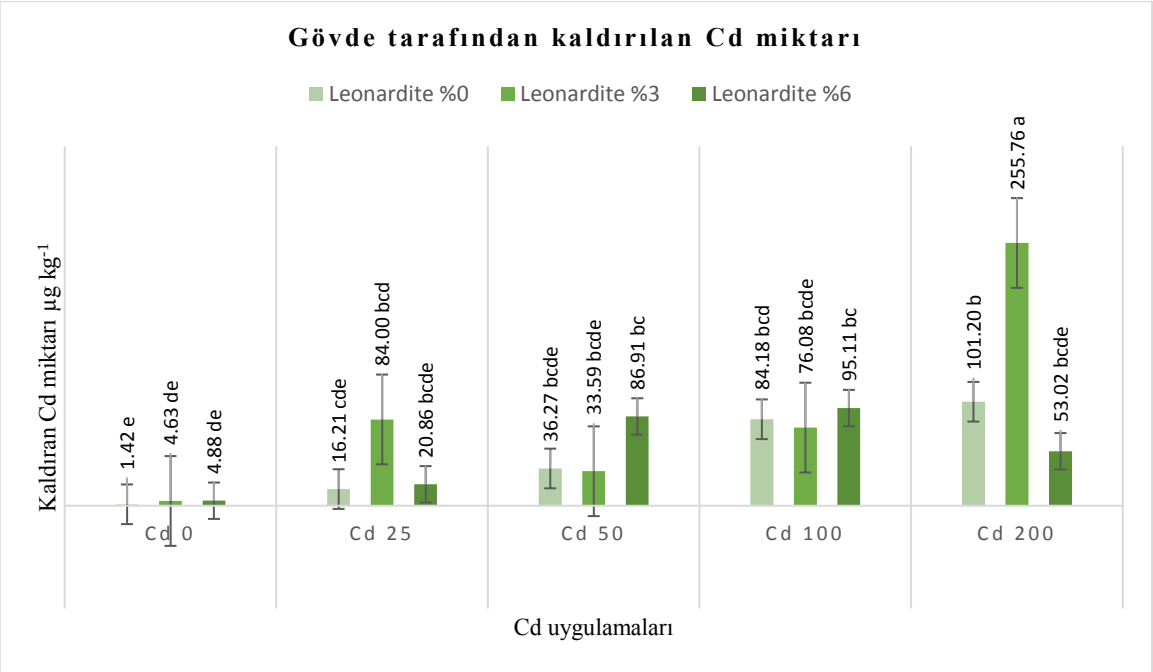
Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün gövdeleri tarafından kaldıran Cd miktarına ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.29'da verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve Leonardit*Cd interaksiyonu gövde tarafından kaldıran Cd miktarı üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli bulunmuştur. (Çizelge 4.29).

Çizelge 4. 29. Cubana Kordes gülünün gövde tarafından kaldırılan Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	22387	11193	10.69	0.000
Cd	4	120779	30195	28.84	0.000
Leonardit*Cd	8	86821	10853	10.37	0.000
Hata	45	47110	1047		
Total	59	277096			

Denemede Leonardit*Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve %3 Leonardit uygulamasında gövde tarafından en yüksek Cd miktarı kaldırdığını 255.76 µg kg^{-1} bulunmuştur. Denemenin sonuçlarında yaprak tarafından kaldıran Cd miktarı 1.42-255.76 µg kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.22).

Artan Cd dozları ile topraktan kaldırılan Cd miktarı artış göstermiştir. Bu artışlar dikkate alındığında % 3 leonardit uygulamanın % 0 ve % 6 leonardit uygulamalarından daha fazla olduğu dikkati çekmektedir. Yani % 3 leonardit uygulaması gövde tarafından kaldırılan Cd miktarına artan Cd dozları ile daha fazla artırmıştır (Çizelge 4.30).



Şekil 4. 21. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların gövde tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi

Çizelge 4. 30. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü gövde tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi

Gövde tarafından kaldırılan Cd miktarı (µg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	1.42 ± 0.32^{e}	16.21 ± 2.29^{cde}	36.27 ± 11.65^{bcde}	84.18 ± 38.34^{bcd}	101.20 ± 19.23^{b}	47.86 ± 43.39^{B}
3	4.63 ± 2.75^{de}	84.00 ± 44.58^{bcd}	33.59 ± 5.62^{bcde}	76.08 ± 14.58^{bcde}	255.76 ± 99.36^{a}	90.81 ± 99.74^{A}
6	4.88 ± 2.92^{de}	20.86 ± 10.06^{bcde}	86.91 ± 8.45^{bc}	95.11 ± 37.16^{bc}	53.02 ± 7.06^{bcde}	52.16 ± 39.67^{B}
Ortalama	3.64 ± 2.67^{D}	40.36 ± 40.17^{CD}	52.25 ± 26.86^{BC}	85.13 ± 30.03^{B}	136.66 ± 104.72^{A}	63.61 ± 68.53

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.13. Kök tarafından kaldırılan Cd miktarı

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün kökleri tarafından kaldıran Cd miktarına etkisine ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.31'de verilmiştir. Kadmiyum, leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonunun kök tarafından kaldıran Cd miktarı üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.31).

Çizelge 4. 31. Cubana Kordes gülünün kök tarafından kaldırılan Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları

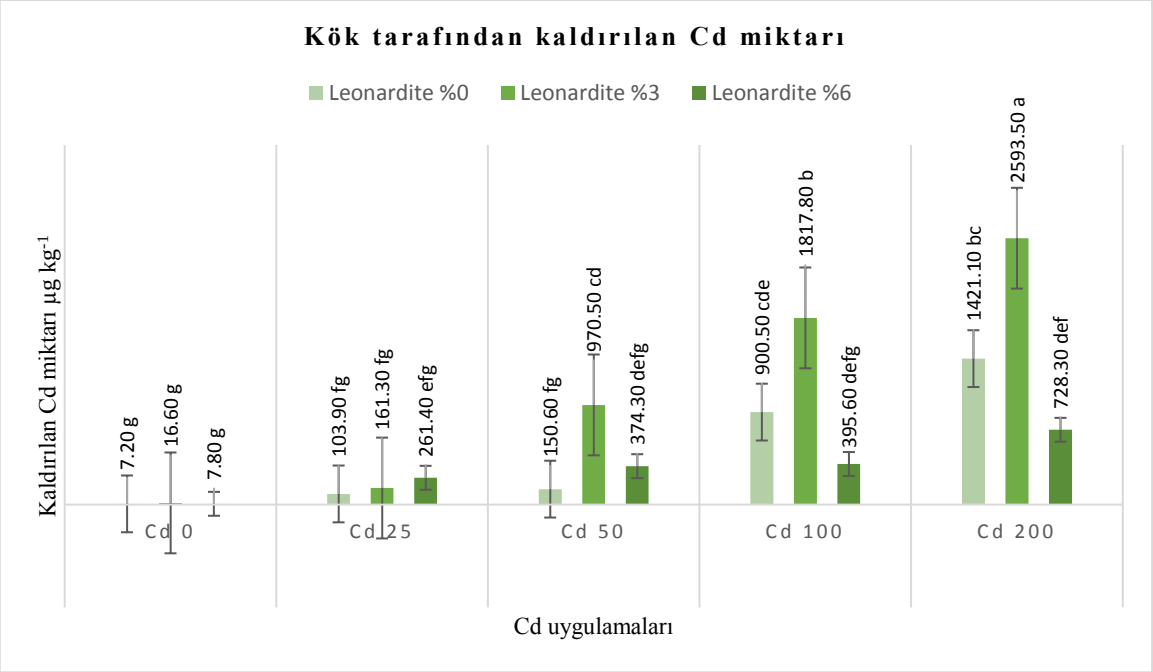
Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	6374648	3187324	45.12	0.000
Cd	4	20084324	5021081	71.08	0.000
Leonardit*Cd	8	6383136	797892	11.29	0.000
Hata	45	3178857	70641		

Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde; 200 mg Cd kg^{-1} ve % 3 leonardit uygulamasında kök tarafından en yüksek miktarda kaldırıldığı Cd 2593.49 µg kg^{-1} belirlenmiştir. Denemenin sonuçlarında kök tarafından kaldıran Cd miktarı 7.15-2593.49 µg kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.23).

Elde edilen bulgulara göre % 3 leonardit uygulamalarını ile kök tarafından kaldırılan Cd miktarıkontrol ve % 6 leonardit uygulamalarına kıyasla çok daha yüksek olmuştur. Öyle ki kontrol uygulamasında 7.20 µg kg^{-1} olan Cd miktaı 200 mg Cd kg^{-1} dozunun % 0 leonardit dozunda 1421.10 µg kg^{-1}'a çıkmıştır. Leonardit'in % 0 dozundan % 3 dozuna geçildiğinde kök tarafından kaldırılan Cd miktarı önemli artış göstermiştir. Ancak % 6 leonardit dozu ise düşüşe neden olmuştur. Bu durum leonardit'in Cd elverişliliğini azaltması ile ilgili olabilir. Stewart ve Janin (2014) çalışmasında leonardit atık sular ve topraklara uygulandığında %93 Pb, %38 Cd ve %29 Zn adsorbe edilmiştir (Stewart ve Janin, 2014).

Nerium oleander (Trigueros ve ark., 2012), *Quamoclit pinnata, Antirrhinum majus* (Cui ve ark., 2013), *Erica andevalensis ve Erica australis* (Pérez-López ve ark., 2014), *Calendula officinalis* (Liu ve ark., 2008) ve *Tagetes patula* (Chintakovid ve ark., 2008; Chaturvedi ve ark., 2014) gibi süs bitkilerinin büyük kısmının ağır metalleri köklerde yoğunlaştırdığı bildirilmiştir.

Helianthus annuus (Ayçiçeği) bitkisinde, yetişkin bitki, genç fidelere göre metal toksisitesine karşı daha düşük bir hassasiyet göstermiştir. Cd içeriğinin sırayla genç bitkilerde kök, yaprak ve gövde bulunurken yetişkin bitkilerde sırayla gövde, yapraklar, kökler ve çiçeklerde bulunmuştur (Nehnevajova ve ark., 2012).



Şekil 4. 22. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların kök tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi

Çizelge 4. 32. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü kök tarafından kaldırılan Cd miktarına etkisi

Kök tarafından kaldırılan Cd miktarı (µg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	7.20 ± 5.25^{g}	103.90 ± 16.41^{fg}	150.60 ± 24.58^{fg}	900.50 ± 146.79^{cde}	1421.10 ± 326.59^{bc}	516.70 ± 585.12^{B}
3	16.60 ± 1.62^{g}	161.30 ± 72.75^{fg}	970.50 ± 253.95^{cd}	1817.80 ± 341.93^{b}	2593.50 ± 822.82^{a}	1111.90 ± 1072.59^{A}
6	7.80 ± 3.52^{g}	261.40 ± 98.52^{efg}	374.30 ± 129.41^{defg}	395.60 ± 164.61^{defg}	728.30 ± 114.92^{def}	353.50 ± 259.85^{B}
Ortalama	10.50 ± 5.63^{D}	175.50 ± 93.74^{D}	498.50 ± 391.10^{C}	1038.00 ± 650.53^{B}	1581.00 ± 929.42^{A}	660.70 ± 781.36

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.14. Toprakta elverişli Cd miktarı

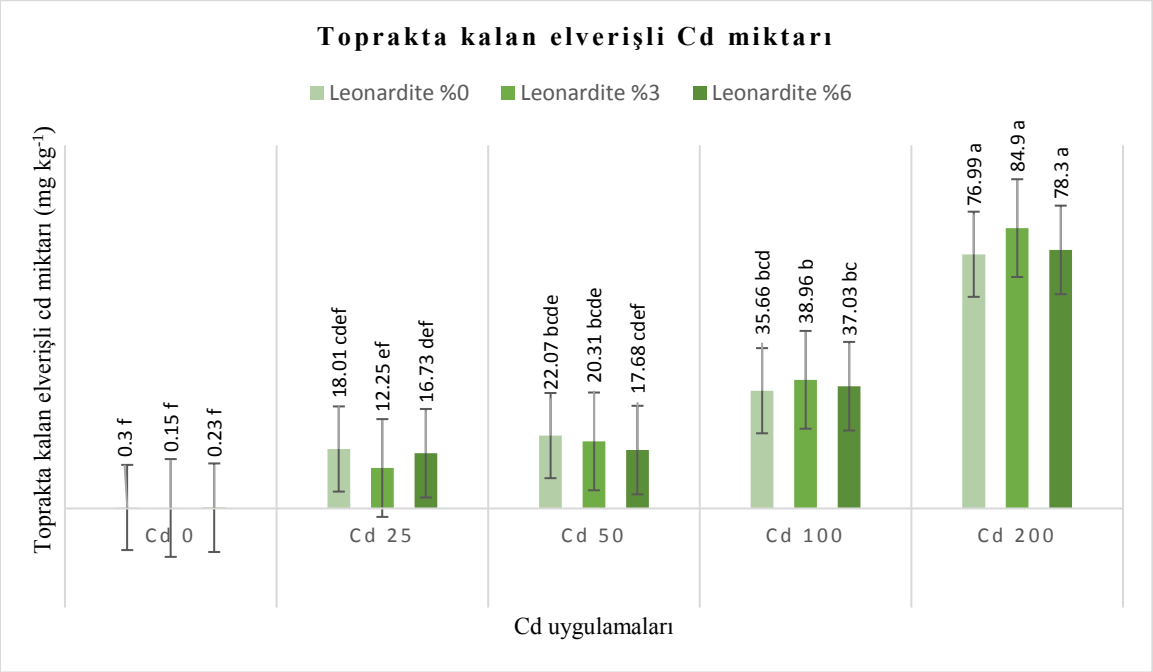
Deneme sonunda kadmiyum ve leonardit uygulamalarından sonra bitki tarafından kullanılan Cd'den toprakta geriye kalan elverişli Cd miktarına ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.33'te verilmiştir. Kadmiyum uygulamalarının denemenin topraklarında kalan elverişli Cd miktarı üzerine etkisi istatistik olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli bulunmuştur. Leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonu toprakta kalan elverişli Cd miktarı üzerine etkisi istatistiki yönden önemsizdir (Çizelge 4.33).

Çizelge 4. 33. Toprakta elverişli Cd miktarını ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	17.4	8.7	0.14	0.866
Cd	4	44973.2	11243.3	186.78	0.000
Leonardit*Cd	8	260.8	32.6	0.54	0.819
Hata	45	2708.7	60.2		

Denemede Leonardit^{x}Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde 200 mg Cd kg^{-1} ve % 3 leonardit uygulamasında toprakta kalan en yüksek elverişli Cd miktarı 84.90 mg kg^{-1} olarak bulunmuştur. Toprakta kalan elverişli Cd miktarı 0.15-84.90 mg kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.24).

Cd dozları incelendiğinde artan Cd dozları ile toprakta kalan Cd miktarı önemli artış göstermiştir $p<0.01$. Kontrol dozunda ortalama 0.23 mg kg^{-1} olan Cd içeriği 200 mg Cd kg^{-1} uygulamasına 80.06 mg kg^{-1}'dır.



Şekil 4. 23. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların toprakta kalan elverişli Cd miktarına etkisi

Çizelge 4. 34. Leonardit ve Cd uygulamalarının toprakta kalan elverişli Cd miktarına etkisi

Toprakta kalan elverişli Cd miktarı mg kg^{-1}						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	0.30 ± 0.25^{f}	18.01 ± 3.52^{cdef}	22.07 ± 6.16^{bcde}	35.66 ± 11.51^{bcd}	76.99 ± 11.44^{a}	30.61 ± 27.39^{A}
3	0.15 ± 0.01^{f}	12.25 ± 2.59^{ef}	20.31 ± 2.44^{bcde}	38.96 ± 6.57^{b}	84.90 ± 4.87^{a}	31.31 ± 30.59^{A}
6	0.23 ± 0.15^{f}	16.73 ± 5.13^{def}	17.68 ± 2.67^{cdef}	37.03 ± 4.26^{bc}	78.30 ± 21.40^{a}	29.99 ± 28.94^{A}
Ortalama	0.23 ± 0.16^{D}	15.66 ± 4.36^{C}	20.02 ± 4.18^{C}	37.21 ± 7.41^{B}	80.06 ± 13.42^{A}	30.64 ± 28.51

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.15. Fitoekstraksiyon kapasitesi

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülünün fitoekstraksiyon kapasitesine etkisine ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.35'te verilmiştir. Leonardit, kadmiyum uygulamaları ve leonardit*Cd interaksiyonunun fitoekstraksiyon kapasitesi üzerine etkisi istatistiki olarak $p<0.01$ düzeyinde önemli bulunmuştur (Çizelge 4.35).

Çizelge 4. 35. Cubana Kordes gülünün fitoekstraksiyon kapasitesine ait varyans analiz sonuçları

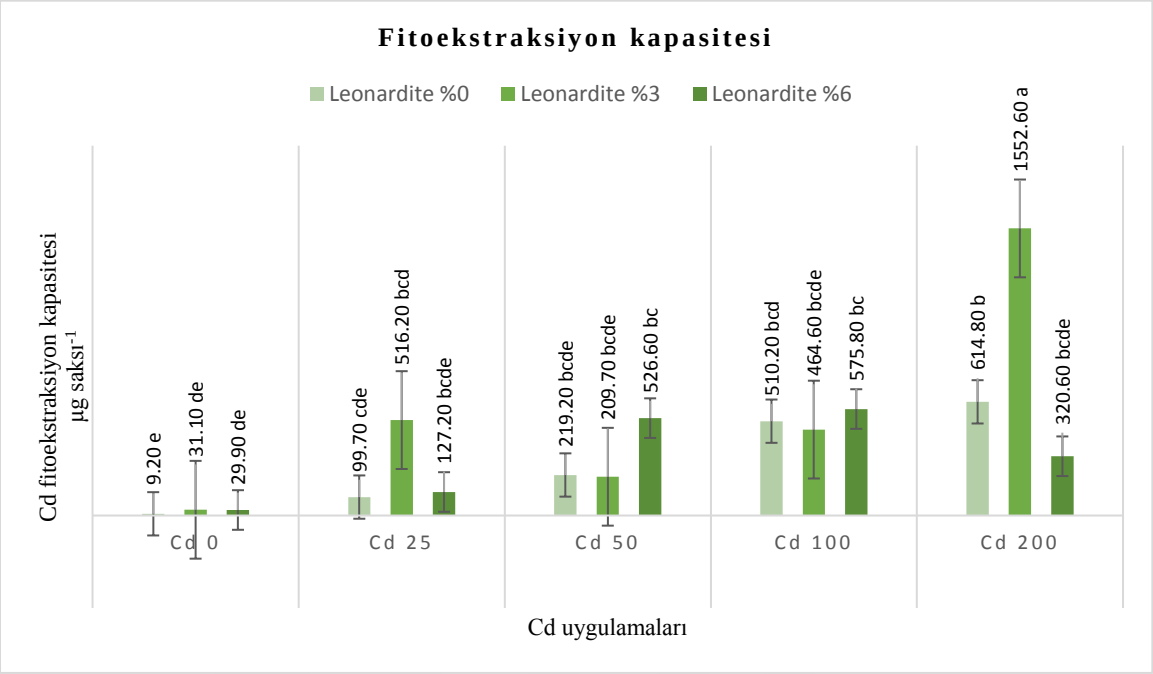
Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	849952	424976	11.27	0.000
Cd	4	4426029	1106507	29.34	0.000
Leonardit*Cd	8	3182129	397766	10.55	0.000
Hata	45	1696868	37708		

Leonardit*Cd interaksiyonu değerlendirildiğinde Cubana kordes gülünün Cd fitoekstraksiyon kapasitesinin artan Cd dozları ile arttığı ve 9.20-1552.60 µg saksı$^{-1}$ arasında değiştiği gözlemlenmiştir. 200 mg Cd kg^{-1} ve %3 Leonardit uygulamasında 1552.60 µg saksı$^{-1}$ en yüksek Cd fitoekstraksiyon kapasitesinin olduğu görülmüştür. En düşük ise Cd ve leonarditin kontrol uygulamalarında 9.20 µg saksı$^{-1}$ bulunmuştur.

200 mg Cd kg^{-1} dozunun % 0 leonardit uygulaması 614.80 µg saksı$^{-1}$ ve % 6 leonardit uygulamasının 320.60 µg saksı$^{-1}$ % 3 leonardit uygulamasına kıyasla daha düşük Cd fitoekstraksiyon kapasitesine sahip olduğu görülmüştür (Çizelge 4.36).

Liu ve ark (2019) tarafından farklı anaçların Cd-hiperakümülatör *Galinsoga parviflora* bitkilerinin aşılama sonrasındaki Cd birikim özellikleri üzerindeki etkilerini incelemek için yaptıkları çalışmada; *Kalimeris indica, Senecio scandens, Conyza canadensis* ve *Artemisia sieversiana*'nın köklerinde aşılanan beş işlemde aşılanmamış olan ve *G. parviflora* fidanları kullanılmıştır. *K. indica* ve *S. scandens* aşılı bitkileri, *G. parviflora* aşılama sonrası jenerasyonun sürgünlerinde Cd konsantrasyonunu, sırasıyla aşılanmamışa kıyasla % 15.06 ve % 14.40 arttırırken; *C. canadensis* ve *A. sieversiana* aşılı bitkilerine önemli bir etkisi olmamıştır. *K. indica* aşılı bitkileri, *G. parviflora* aşılama sonrası jenerasyonun sürgünleri tarafından ekstrakte edilen Cd miktarını, aşılanmamışa kıyasla % 10.59 oranında arttırırken, diğer muameleler azalmıştır. Bu çalışmanın sonucunda *K. indica* anaçlarının, Cd ile kirlenmiş toprakta yetişen *G.*

parviflora aşılanmış bitkilerin fitoremediasyon kabiliyetini arttırabildiği tespit edilmiştir (Liu ve ark., 2019).



Şekil 4. 24. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların fitoekstraksiyon kapasitesine etkisi

Çizelge 4. 36. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü fitoekstraksiyon kapasitesine etkisi

Fitoekstraksiyon Kapasitesi µg saksı$^{-1}$						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	9.20 ± 1.90^{e}	99.70 ± 14.79^{cde}	219.20 ± 69.98^{bcde}	510.20 ± 229.30^{bcd}	614.80 ± 117.58^{b}	290.60 ± 262.67^{B}
3	31.10 ± 16.52^{de}	516.20 ± 266.01^{bcd}	209.70 ± 31.93^{bcde}	464.60 ± 86.80^{bcde}	1552.60 ± 597.60^{a}	554.80 ± 602.82^{A}
6	29.90 ± 17.29^{de}	127.20 ± 60.38^{bcde}	526.60 ± 51.68^{bc}	575.80 ± 221.18^{bc}	320.60 ± 42.97^{bcde}	316.00 ± 239.48^{B}
Ortalama	23.40 ± 16.35^{D}	247.70 ± 244.57^{CD}	318.50 ± 161.21^{BC}	516.90 ± 178.90^{B}	829.30 ± 634.62^{A}	387.20 ± 414.87

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

4.16. Taşınma faktörü

Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının *Cubana Kordes* gülünün taşıma faktörüne etkisine ait varyans analiz sonuçları Çizelge 4.37'de verilmiştir. Leonardit uygulamaları ve leonardit^{x}Cd interaksiyonunun taşıma faktörü üzerine etkisi istatistiki olarak önemsiz iken; kadmiyum uygulamalarının $p<0.01$ düzeyinde önemli olduğunu bulunmuştur (Çizelge 4.37).

Çizelge 4. 37. Cubana Kordes gülünün taşınma faktörüne ait varyans analiz sonuçları

Varyans Kaynağı	S.D.	Seq SS	KO	F	P
Leonardit	2	16.68	8.340	0.77	0.467
Cd	4	879.39	219.847	20.41	0.000
Leonardit*Cd	8	36.59	4.573	0.42	0.900
Hata	45	484.72	10.772		

En yüksek taşınma faktörü 12.83 mg kg^{-1} ile % 3 leonardit ve 0 Cd dozunda bulunmuştur. Denemenin sonuçlarında taşınma faktörü 0.47-12.83 mg kg^{-1} arasında değişmiştir (Şekil 4.19.). Bu sonuçlara göre, Cubana kordes bir Cd-hiperakümülatör olarak değerlendirebileceği söylenebilir.

Kordes gülü Cd kontrol ve % 3 leonardit uygulamalarında Cd taşıma faktörü olumlu şekilde etkilenmiştir (Çizelge 4.38). Leonardit*Cd interaksiyonuna bakıldığında Cd taşıma faktörünün artan Cd dozları ile azaldığı gözlemlenmiştir.

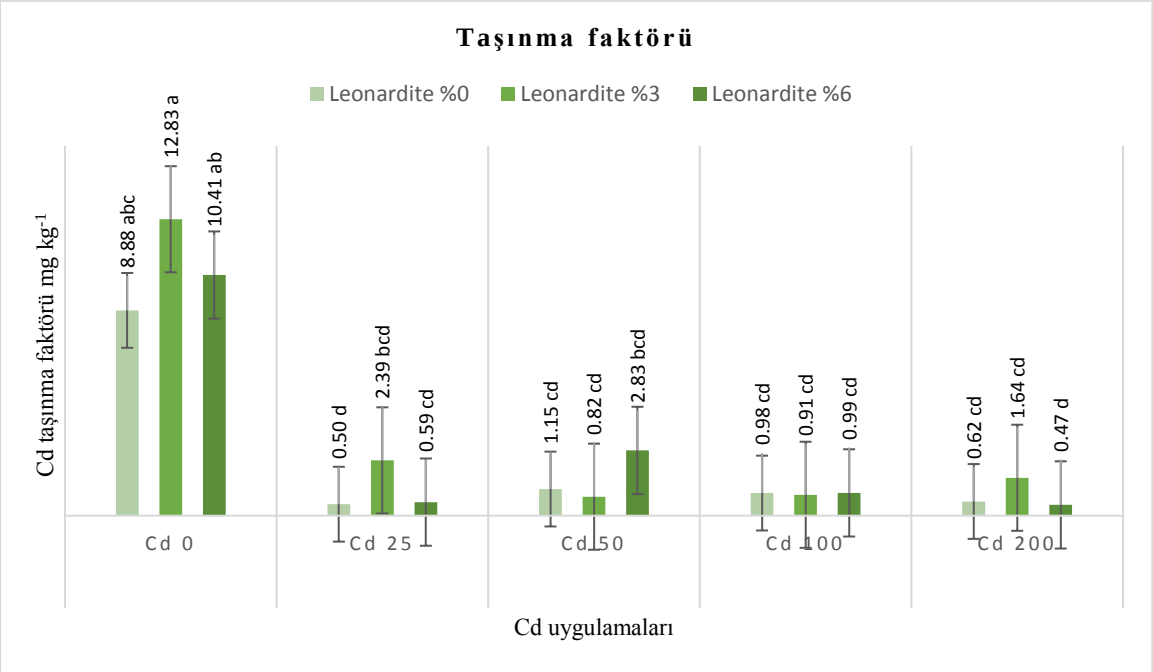
Taşınma faktörü, bitkinin birikmiş olduğu metalin köklerinden sürgünlere translokasyonundaki etkinliğini gösterir (Padmavathiamma ve Li, 2007). 1'den büyük taşınma faktörü değeri, metalin kökten yer üstü kısmına translokasyonunu gösterir (Jamil ve ark., 2009). Yoon ve ark. (2006)'a göre, yalnızca BCF ve TF'nin 1'den büyük olan bitki türleri fitoekstraksiyon için kullanılma potansiyeline sahip olduğu bildirilmiştir.

Wei ve ark. (2012) *Impatiens walleriana* ve *Tagetes patula* bitkileri kullanarak yaptıkları sera çalışmasında $Cd(NO_3)_2$ formunda Cd 4 dozda (0, 20, 40, 80 mg kg^{-1}) uygulanmıştır. *Impatiens walleriana* ve *Tagetes patula* gövdede 200-1200 mg kg^{-1} arasında Cd biriktirmiştir ve sırasıyla BCF ve TF'leri 8.5-15 ve 1.7-2.6 bulunmuştur.

Rungruang ve ark. (2011) *Panicum maximum, Cosmos sulphureus, Tagetes erecta L.* ve *Helianthus annuus* bitkileri kullanarak yaptıkları sera çalışmasında Cd 50 -

400 mg kg^{-1} arasında uygulanmıştır. Çalışmanın sonucunda *Cosmos sulphureus* ve *Tagetes erecta L.* taşınma faktörleri (TF'ler) bir üstündedir. Tüm Cd işlemlerinde, *Tagetes erecta*'nın biyolojik konsantrasyon faktörü (BCF) birden büyüktür.

Zhang ve ark. (2013) tarafından *Siegesbeckia orientalis L.* bitkisine Cd'nin etkisi ve bitkide birikimi üzerine bir saksı çalışması yapılmıştır. Çalışmada tüm Cd biyolojik konsantrasyon faktörleri (BCF) ve translokasyon faktörleri (TF) 1.0'dan daha fazladır. Bu nedenle, *S. orientalis*, hiperakümülasyon kabiliyetine sahip bir Cd-akümülatördür. Başka bir çalışmada *Bidens pilosa L.* bitkisi üzerinde yapılmıştır. Denemede toprak Cd 8 mg kg^{-1} iken, sapları, yaprakları ve sürgünlerdeki Cd konsantrasyonları 100 mg kg^{-1}'i aştı ve topraklardaki Cd konsantrasyonu ile pozitif korelasyon göstermiştir, biyoakümülasyon faktörü (BF) ve translokasyon faktörü (TF) değerlerinin hepsi birden daha büyüktür (Sun ve ark., 2009).



Şekil 4. 25. Kadmiyum ve leonardit uygulamaların taşınma faktörüne etkisi

Çizelge 4. 38. Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana Kordes gülü taşınma faktörüne etkisi

Taşınma Faktörü (mg kg^{-1})						
Leonardit (%)	**Cd dozları (mg kg^{-1})**					Ortalama
	0	25	50	100	200	
0	8.88 ± 9.83^{abc}	0.50 ± 0.15^{d}	1.15 ± 0.81^{cd}	0.98 ± 0.38^{cd}	0.62 ± 0.14^{cd}	2.43 ± 5.14^{A}
3	12.83 ± 5.89^{a}	2.39 ± 0.40^{bcd}	0.82 ± 0.07^{cd}	0.91 ± 0.30^{cd}	1.64 ± 0.56^{cd}	3.72 ± 5.27^{A}
6	10.41 ± 5.32^{ab}	0.59 ± 0.24^{cd}	2.83 ± 0.49^{bcd}	0.99 ± 0.31^{cd}	0.47 ± 0.32^{d}	3.06 ± 4.42^{A}
Ortalama	10.71 ± 6.81^{A}	1.16 ± 0.95^{B}	1.60 ± 1.04^{B}	0.96 ± 0.30^{B}	0.91 ± 0.65^{B}	3.07 ± 4.90

Harflendirmede küçük harfle gösterilenler Leonardit ve Cd uygulamalarının birlikte karşılaştırılmasını, büyük harfle gösterilenler ise uygulamaların ortalama değerlerinin Tukey testine göre karşılaştırılmasını göstermektedir.

Çizelge 4. 39. Kadmiyum ve leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülü yaprak, çiçek, gövde ve kökte Cd konsantrasyonuna etkisi ($p<0.01$)

Leonardit (%)	Cd (mg kg^{-1})	Yapraklarda Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})	Çiçeklerde Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})	Gövdede Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})	Köklerde Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})
0	0	0.65 ± 0.02^{g}	0.24 ± 0.08^{e}	0.77 ± 0.09^{f}	1.16 ± 0.60^{f}
	25	2.84 ± 0.02^{ef}	0.63 ± 0.22^{de}	6.65 ± 0.78^{ef}	17.53 ± 4.10^{f}
	50	2.23 ± 0.43^{f}	0.69 ± 0.04^{de}	14.99 ± 1.48^{def}	25.43 ± 0.99^{f}
	100	6.73 ± 0.86^{b}	1.69 ± 0.35^{bcd}	35.62 ± 2.57^{bc}	134.33 ± 25.08^{cd}
	200	5.75 ± 0.80^{bc}	2.62 ± 0.36^{b}	46.00 ± 3.32^{b}	256.92 ± 23.20^{b}
3	0	2.08 ± 0.39^{f}	0.86 ± 0.03^{de}	1.49 ± 0.79^{f}	2.27 ± 0.24^{f}
	25	4.27 ± 0.46^{d}	4.23 ± 0.69^{a}	26.70 ± 2.88^{cd}	22.27 ± 4.18^{f}
	50	3.52 ± 0.63^{de}	2.47 ± 0.56^{bc}	13.21 ± 3.09^{def}	151.97 ± 23.06^{c}
	100	4.75 ± 0.25^{cd}	2.50 ± 1.44^{bc}	34.35 ± 2.68^{bc}	313.01 ± 12.06^{b}
	200	8.27 ± 0.66^{a}	4.65 ± 0.14^{a}	115.04 ± 22.35^{a}	449.53 ± 98.39^{a}
6	0	0.71 ± 0.12^{g}	0.24 ± 0.13^{e}	1.61 ± 0.39^{f}	1.46 ± 0.62^{f}
	25	2.40 ± 0.91^{ef}	0.71 ± 0.10^{de}	6.75 ± 1.47^{ef}	47.20 ± 21.04^{f}
	50	6.34 ± 0.35^{b}	1.40 ± 0.16^{cde}	44.26 ± 2.59^{b}	65.53 ± 10.32^{def}
	100	3.59 ± 0.08^{de}	2.22 ± 0.30^{bc}	31.21 ± 5.74^{bc}	61.19 ± 2.34^{ef}
	200	8.47 ± 0.29^{a}	1.45 ± 0.24^{bcd}	20.26 ± 2.18^{cde}	128.77 ± 15.65^{cde}

Çizelge 4. 40. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülü yaprak, çiçek, kök ve gövde tarafından kaldıran Cd miktarına etkisi ($p<0.01$)

Leonardit (%)	Cd (mg kg^{-1})	Yaprak tarafından kaldırılan Cd miktarı (µg kg^{-1})	Çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarı (µg kg^{-1})	Gövde tarafından kaldırılan Cd miktarı (µg kg^{-1})	Kök tarafından kaldırılan Cd miktarı (µg kg^{-1})
0	0	0.85 ± 0.05^{g}	0.11 ± 0.05^{e}	1.42 ± 0.32^{e}	7.20 ± 5.25^{g}
	25	4.37 ± 0.24^{ef}	0.42 ± 0.23^{de}	16.21 ± 2.29^{cde}	103.90 ± 16.41^{fg}
	50	3.31 ± 0.64^{fg}	0.26 ± 0.08^{e}	36.27 ± 11.65^{bcde}	150.60 ± 24.58^{fg}
	100	9.24 ± 1.23^{bc}	0.85 ± 0.25^{cde}	84.18 ± 38.34^{bcd}	900.50 ± 146.79^{cde}
	200	7.30 ± 0.48^{bcd}	1.27 ± 0.48^{bcd}	101.20 ± 19.23^{b}	1421.10 ± 326.59^{bc}
3	0	2.84 ± 0.76^{fg}	0.55 ± 0.05^{cde}	4.63 ± 2.75^{de}	16.60 ± 1.62^{g}
	25	6.43 ± 0.78^{cde}	2.04 ± 0.39^{b}	84.00 ± 44.58^{bcd}	161.30 ± 72.75^{fg}
	50	5.41 ± 1.04^{def}	1.36 ± 0.57^{bc}	33.59 ± 5.62^{bcde}	970.50 ± 253.95^{cd}
	100	6.73 ± 1.42^{cde}	1.35 ± 0.60^{bc}	76.08 ± 14.58^{bcde}	1817.80 ± 341.93^{b}
	200	9.96 ± 0.79^{ab}	3.00 ± 0.55^{a}	255.76 ± 99.36^{a}	2593.50 ± 822.82^{a}
6	0	1.09 ± 0.41^{g}	0.09 ± 0.05^{e}	4.88 ± 2.92^{de}	7.80 ± 3.52^{g}
	25	4.05 ± 2.14^{ef}	0.33 ± 0.08^{e}	20.86 ± 10.06^{bcde}	261.40 ± 98.52^{efg}
	50	9.55 ± 1.74^{ab}	0.86 ± 0.36^{cde}	86.91 ± 8.45^{bc}	374.30 ± 129.41^{defg}
	100	5.24 ± 0.92^{def}	0.85 ± 0.31^{cde}	95.11 ± 37.16^{bc}	395.60 ± 164.61^{defg}
	200	12.34 ± 1.66^{a}	0.42 ± 0.19^{de}	53.02 ± 7.06^{bcde}	728.30 ± 114.92^{def}

Çizelge 4. 41. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülü yaprak, çiçek, gövde ve kök kuru ağırlığına etkisi ($p<0.01$)

Leonardit (%)	Cd (mg kg^{-1})	Yaprak kuru ağırlığı (g)	Çiçek kuru ağırlığı (g)	Gövde kuru ağırlığı (g)	Kök kuru ağırlığı (g)
0	0	7.85 ± 0.46	2.67 ± 0.70[a]	11.03 ± 2.35	34.84 ± 8.35
	25	9.24 ± 0.41	3.73 ± 1.31[a]	14.62 ± 0.87	36.02 ± 3.55
	50	8.92 ± 0.46	2.28 ± 0.75[a]	14.75 ± 5.28	35.62 ± 6.17
	100	8.31 ± 1.18	2.99 ± 0.43[a]	14.12 ± 6.20	40.54 ± 4.65
	200	7.70 ± 0.89	2.85 ± 0.69[a]	13.16 ± 2.15	33.35 ± 8.13
3	0	8.09 ± 0.77	3.82 ± 0.35[a]	19.20 ± 4.33	44.24 ± 6.68
	25	9.15 ± 1.72	2.98 ± 0.85[a]	19.66 ± 11.52	42.25 ± 13.38
	50	9.23 ± 0.62	3.46 ± 1.70[a]	16.07 ± 5.10	37.94 ± 6.12
	100	8.47 ± 1.46	3.40 ± 0.89[a]	13.22 ± 1.70	35.05 ± 7.93
	200	7.25 ± 0.62	3.86 ± 0.60[a]	13.13 ± 2.96	34.40 ± 6.84
6	0	9.06 ± 2.73	2.85 ± 1.63[a]	18.15 ± 10.11	32.48 ± 8.41
	25	9.93 ± 1.99	2.79 ± 0.43[a]	17.96 ± 5.61	35.02 ± 8.39
	50	9.03 ± 1.47	3.70 ± 1.42[a]	11.81 ± 1.30	35.24 ± 13.31
	100	8.79 ± 1.70	2.27 ± 0.60[a]	18.10 ± 6.14	38.80 ± 15.86
	200	8.73 ± 1.05	1.69 ± 0.55[a]	15.90 ± 3.28	33.92 ± 3.13

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Fitoremediasyon, metal ve organik kimyasal kirlenmeyi parçalamak, özümsemek, metabolize etmek veya detoksifiye etmek için bitkileri kullanan bir teknolojidir. Fitoremediasyon teknolojisinde kullanılan bitkiler için önemli kriterler arasında ekonomik faydaların sağlanması, hasat yönetimi ve yan ürün kullanımı yer almaktadır. Yaşam alanlarına ve bitki ıslah potansiyellerine göre süs bitkilerinin yetiştirilmesi; sadece çevreyi renkli yapmakla kalmaz, aynı zamanda çevredeki kirleticileri de gidermesini sağlamış olur. Süs bitkileri, çevrenin temizlenmesi ve estetiğinin geliştirilme avantajının yanı sıra ek istihdam olanakları da sağlar.

Yürütülen saksı denemesinde Leonardit ve Cd uygulamalarının Cubana kordes gülünün gelişimi ve ağır metal alım kapasitesine etkisi araştırılmıştır. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar ve bu sonuçlara bağlı öneriler aşağıdaki şekilde özetlenebilir:

Denemenin toprakları hafif alkalin pH'ya sahip olup, tuzsuz sınıfındadır. Deneme toprağının organik madde miktarı az olmakla birlikte, az kireçli toprak sınıfında yer almaktadır ve kumlu tekstüre sahiptir. Toprağın elverişli Fe içeriği yüksek, elverişli Zn, Mn, ve B içeriği çok düşük seviyededir. Bakır yeterli seviyede, Co ve Cr konsantrasyonları yüksek iken, Pb, Ni, ve Cd konsantrasyonu normal düzeyde ölçülmüştür.

Denemede kadmiyum ve Leonardit etkisini belirtmek için Leonardit 3 dozda (%0, %3, %6) Cd ise 5 dozda (0,25, 50, 100, 200 mg Cd kg^{-1}) uygulanmıştır. Deneme toplam 5 ay sera koşullarında yürütülmüştür. Çalışma sonucunda; kadmiyum uygulamalarının bitki boyu, klorofil miktarı, dal sayısı, çiçek sayısı ve sürgün sayısı üzerinde etkisi istatistik olarak önemsiz bulunmuştur. Bitki boyu değerleri 20.12 ile 28.47 cm ve klorofil miktarı 52.09-55.78 SPAD değeri arasında değişmiştir. Dal sayısı 3.75–8.00 adet, bitki başına çiçek sayısı 6.00-12.50 adet ve sürgün sayısı 13.50-26.50 adet arasında değişmiştir.

Leonardit uygulamalarının bitki boyu ve sürgün sayısına etkisi istatistik olarak önemli bulunurken($p<0.01$); klorofil, dal sayısı ve çiçek sayısının etkisi önemsiz bulunmuştur.

Bitki aksamlarındaki Cd konsantrasyonlarına gelince; yaprakta Cd konsantrasyonu 0.65-8.50 mg Cd kg^{-1} arasında değişmiş olup, Cd dozları arttıkça artmıştır. Çiçekte Cd konsantrasyonu 0.24-4.65 mg Cd kg^{-1} arasında değişmiş ve artan Cd dozları ile artmıştır. Ancak bu artış diğer bitki aksamlarının Cd konsantrasyondaki artışları kadar yüksek olmamıştır. 25 mg Cd kg^{-1} uygulamalarında 50 mg Cd kg^{-1} uygulamalarından çiçeklerde Cd konsantrasyonu daha yüksek bulunmuştur. Gövdede Cd konsantrasyonu 0.77-115.04 mg Cd kg^{-1} arasında değişmiştir, artan Cd dozları ile gövdede Cd konsantrasyonu artış sağlamıştır. Kökte Cd konsantrasyonu sonucuna gelince 1.16-449.53 mg Cd kg^{-1} arasında değişmiştir ve aynı şekilde artan Cd dozları ile artmıştır. Yaprak, çiçek, gövde ve kökte Cd konsantrasyonunda; artan Cd dozları arasında önemli farklılıklar ($p<0.01$) bulunmuştur.

Artan Cd dozları ile çiçek tarafından kaldırılan Cd miktarı önemli oranda artmıştır ($p<0.01$). Kontrole kıyasla 25 mg kg^{-1} Cd uygulamasında artış sağlanırken daha sonra 50 mg kg^{-1} Cd uygulamasında kısmen bu değer azalmıştır. Bu durum kontrol ve % 3 leonardit uygulamalarında bulunmuştur. % 6 leonardit uygulamalarında kontrole kıyasla 50 mg kg^{-1} Cd uygulamasına kadar artış sağlanırken daha sonra kaldırılan Cd miktarı azalmıştır. Çiçek ile kaldırılan Cd miktarı 0.09-3.00 µg kg^{-1} arasında değişmiştir.

Yaprak, gövde ve kök ile kaldırılan Cd miktarı artan Cd dozları ile önemli oranda artmıştır ($p<0.01$). Yaprak ile kaldırılan Cd miktarı 0.85-12.34 µg kg^{-1}, gövde ile kaldırılan Cd miktarı 1.42-255.76 µg kg^{-1} ve kök ile kaldırılan Cd miktarı ise 7.15-2593.49 µg kg^{-1} arasında değişmiştir. Leonardit uygulamalarında % 6 uygulamasına göre %3 uygulamasında bitki tarafından kaldırılan Cd miktarı daha yüksek olmuştur.

Kadmiyum fitoekstraksiyon kapasitesi artan Cd dozları ile önemli artış göstermiştir ($p<0.01$). Kadmiyum fitoekstraksiyon kapasitesi 9.20-1552.60 µg saksı$^{-1}$ arasında değiştiği gözlemlenmiştir. 200 mg Cd kg^{-1} ve % 3 leonardit uygulamasında 1552.60 µg saksı$^{-1}$ en yüksek Cd fitoekstraksiyon kapasitesi olduğu görülmüştür. En düşük ise Cd ve leonardit kontrol uygulamalarında 9.20 µg saksı$^{-1}$ bulunmuştur. Leonardit uygulamaları arasında % 3 uygulamasından en iyi sonuçlar alınmıştır.

Kadmiyum TF değeri 0.47-12.83 mg kg^{-1} arasında bulunmuştur. Denemenin sonuçları değerlendirildiğinde kontrol Cd ve % 3 Leonardit uygulamasında 12.83 mg

kg^{-1} en yüksek taşınma faktörü bulunmuştur. En düşük ise 200 mg Cd kg^{-1} ve % 6 leonardit uygulamasında (0.47 mg kg^{-1}) bulunmuştur.

Sonuç olarak; kirli alanlarda kordes gülü yetiştirilmesi sürdürülebilir tarımsal üretim açısından önemli olabilir; 200 mg Cd kg^{-1} değerine kadar güllere kadmiyum verilmesine rağmen bitkilerde hiçbir toksisite belirtisi gözlenmemiştir. Bitki yüksek kadmiyuma dayanmış ve görselliğinde bozukluk olmamıştır. Dolayısıyla bu bitki hem peyzaj hem de fitoremediasyon amacıyla kullanılabilir. Ağır metalin topraktan giderebilmesi için ise % 3 leonardit uygulamasının daha etkili olduğu denemede bulunmuştur. Leonardit fazla kullanılırsa Cd alımını engelleyebilmektedir.

Sonuç olarak ağır metal kirliliği olan topraklarda % 3 oranında leonarditin toprağa karıştırılmasının bitkilerde toksisite görülmemesinde faydalı olabileceği söylenebilir.

Ek 1. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülünü bitki boyu, klorofil miktarı, dal sayısı, çiçek sayısı, sürgün sayısı, fitoekstraksiyon kapasitesi ve taşınma faktörüne ait varyans analiz ortalama sonuçları

	Uygulama	Bitki Boyu (cm)	Klorofil miktarı (SPAD)	Dal sayısı (Adet)	Çiçek sayısı (Adet)	Sürgün sayısı (Adet)	Fitoekstraksiyon kapasitesi (µg saksı$^{-1}$)	Taşınma faktörü (mg kg^{-1})
Leonardit (%)	0	22.32b	53.45	5.60	8.10	22.50a	290.62b	2.43
	3	25.89a	53.65	6.20	6.85	19.30ab	554.84a	3.72
	6	25.28a	53.88	6.55	9.25	16.45b	316.01b	3.05
Kadmiyum (mg kg^{-1})	0	24.54	52.77	5.83	7.66	18.91	23.38d	10.71a
	25	26.31	54.02	6.66	9.33	22.25	247.71cd	1.16b
	50	23.26	54.01	5.75	8.75	19.33	318.49bc	1.59b
	100	24.25	52.94	6.66	7.08	17.66	516.85b	0.96b
	200	24.11	54.55	5.66	7.50	18.91	829.33a	0.91b

Ek 2. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülünü yaprak, çiçek, gövde ve kökte Cd konsantrasyonuna ait varyans analiz ortalama sonuçları

	Uygulama	Yaprakta Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})	Çiçekte Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})	Gövdede Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})	Kökte Cd konsantrasyonu (mg kg^{-1})
Leonardit (%)	0	3.64b	1.18b	20.81b	87.08b
	3	4.58a	2.94a	38.16a	187.81a
	6	4.30a	1.21b	20.82b	60.83c
Kadmiyum (mg kg^{-1})	0	1.15e	0.45d	1.29e	1.63d
	25	3.17d	1.86bc	13.37d	29.00d
	50	4.03c	1.52c	24.16c	80.98c
	100	5.02b	2.14b	33.72b	169.51b
	200	7.49a	2.91a	60.43a	278.40a

Ek 3. Kadmiyum ve Leonardit uygulamalarının Cubana Kordes gülünü yaprak, çiçek, gövde ve kök tarafından kaldıran Cd miktarına ait varyans analiz ortalama sonuçları

	Uygulama	Yaprak tarafından kaldıran Cd miktarı (µg saksı$^{-1}$)	Çiçek tarafından kaldıran Cd miktarı (µg saksı$^{-1}$)	Gövde tarafından kaldıran Cd miktarı (µg saksı$^{-1}$)	Kök tarafından kaldıran Cd miktarı (µg saksı$^{-1}$)
Leonardit (%)	0	5.01b	0.58b	47.85b	516.66b
	3	6.27a	1.66a	90.81a	1111.93a
	6	6.45a	0.51b	52.16b	353.49b
Kadmiyum (mg kg^{-1})	0	1.59d	0.25c	3.64d	10.51d
	25	4.95c	0.93b	40.35cd	175.52d
	50	6.09bc	0.83b	52.25bc	498.49c
	100	7.07b	1.02b	85.13b	1037.98b
	200	9.86a	1.56a	136.66a	1580.97a

Ek 4. Denemeye ait Cubana Kordes farklı çiçek rengi görüntüleri



ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Haya ABU-SALIH
Uyruğu : Ürdün
Doğum Yeri ve Tarihi : Amman/03-01-1994
Telefon : 0(534) 695 66 92
e-mail : hayaabusaleh7@gmail.com

EĞİTİM

Derece	**Adı, İlçe, İl**	**Bitirme Yılı**
Lise :	Esma'a Bint Yazid Lisesi	2012
Üniversite :	The University of Jordan	2016
Yüksek Lisans :	Selçuk Üniversitesi	Devam

UZMANLIK ALANI: Toprakta Ağır Metal Analizleri

ANA DIL: Arapça

YABANCI DİLLER: Türkçe ve İngilizce

BELİRTMEK İSTEĞİNİZ DİĞER ÖZELLİKLER

YAYINLAR

1- Abusalih H. Akay A., 2018, Kurşun Toksisitesinin Bitki Fizyolojisi Üzerine Etkisi. Uluslararası Bilim ve Akademi Kongresi'18, Bildiri Kitapçığı, sf: 405-428, 8-9 Aralık 2018, Konya.
2- Abusalih H. Akay A., 2019, Growth Responses of Pepita kordes Roses to Ni Stress and Ni Accumulation Characteristics. 3. Uluslararası Öğrenciler Fen Bilimler Kongresi, Bildiri Özet Kitapçığı, sf: 2, 3-4 Mayıs 2019, İzmir.
3- Abusalih H. Akay A., 2019, Physiological and Growth Responses of Cubana Kordes Roses to Cadmium Stress and Plant Growing Parameters. 3. Uluslararası Öğrenciler Fen Bilimler Kongresi, Bildiri Özet Kitapçığı, sf: 5, 3-4 Mayıs 2019, İzmir.

KAYNAKLAR

Ahmad, Z. U., 2015, Phytoremediation of heavy metal contaminated soil using Indian Mustard and Marigold plant.

Ali, H., Khan, E. ve Sajad, M. A., 2013, Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications, *Chemosphere*, 91 (7), 869-881.

Alloway, B. J., 2013, Sources of heavy metals and metalloids in soils, In: Heavy metals in soils, Eds: Springer, p. 11-50.

Anonymous, 2016, Cut flowers trade (The Observatory of Economic Complexity), https://atlas.media.mit.edu/en/profile/hs92/0603/#Importers (Accessed 04.02.2019),

Anonymous, 2018, Ornamental plants (http://www.turkstat.gov.tr/Start.do) (Accessed 05.02.2019),

Anonymous, 2019a, Environmental Protection Agency (EPA) Cadmium (https://www.epa.gov/),

Anonymous, 2019b, https://www.rose.it/ Cubana

Anonymous, 2019c, https://www.helpmefind.com/ Cubana Kordes

Anonymous, 2019d, https://www.humintech.com/ (Accessed 12.03.2019).

Anonymous, 2019e, https://www.rabobank.com/en/home/index.html (Accessed 27.1.2019).

Ansari, T. M., Hanif, M. A., Mahmood, A., Ijaz, U., Khan, M. A., Nadeem, R. ve Ali, M., 2011, Immobilization of rose waste biomass for uptake of Pb (II) from aqueous solutions, *Biotechnology research international*, 2011.

Asati, A., Pichhode, M. ve Nikhil, K., 2016, Effect of heavy metals on plants: an overview, *Int. J. Appl. Innov. Eng. Manage*, 5, 2319-4847.

Babich, H. ve Stotzky, G., 1978, Effects of cadmium on the biota: influence of environmental factors, In: Advances in applied microbiology, Eds: Elsevier, p. 55-117.

Baker, A. ve Brooks, R., 1989, Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry, *Biorecovery.*, 1 (2), 81-126.

Baris, M. E. ve Uslu, A., 2009, Cut flower production and marketing in Turkey, *African Journal of Agricultural Research*, 4 (9), 765-771.

Bosiacki, M., 2008, Accumulation of cadmium in selected species of ornamental plants, *Acta Sci Pol Hortorum Cultus*, 7 (2), 21-31.

Bosiacki, M., 2009a, Phytoextraction of cadmium and lead by selected cultivars of Tagetes erecta L. Part II. Contents of Cd and Pb in plants, *Acta Sci. Pol., Hortorum Cultus*, 8 (2), 15-26.

Bosiacki, M., 2009b, Phytoextraction of cadmium and lead by selected cultivars of Tagetes erecta L. Part I. Effect of Cd and Pb on yielding, *Acta Sci. Pol., Hortorum Cultus*, 8 (2), 3-13.

Bouyoucos, G. J., 1951, A Recalibration of the Hydrometer Method for Making Mechanical Analysis of Soils 1, *Agronomy journal*, 43 (9), 434-438.

Bradl, H., 2005, Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation, Elsevier, p.

Brown, S. L., Chaney, R., Angle, J. ve Baker, A., 1994, Phytoremediation potential of Thlaspi caerulescens and bladder campion for zinc-and cadmium-contaminated soil, *Journal of Environmental Quality*, 23 (6), 1151-1157.

Callender, E., 2003, Heavy metals in the environment-historical trends, *Treatise on geochemistry*, 9, 612.

Çay, S., 2018, The effects of using leonardite and different map treatments on storage quality of strawberry, *Çanakkale Onsekiz Mart University*.

Chaney, R. ve Hornick, S., 1978, Accumulation and effects of cadmium on crops, *Edited Proc. First International Cadmium Conference*, 125-140.

Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Brewer, E. P., Angle, J. S. ve Baker, A. J., 1997, Phytoremediation of soil metals, *Current Opinion in biotechnology*, 8 (3), 279-284.

Chaturvedi, N., Ahmed, M. J. ve Dhal, N. K., 2014, Effects of iron ore tailings on growth and physiological activities of Tagetes patula L, *Journal of soils and sediments*, 14 (4), 721-730.

Cherian, S. ve Oliveira, M. M., 2005, Transgenic plants in phytoremediation: recent advances and new possibilities, *Environmental Science & Technology*, 39 (24), 9377-9390.

Chibuike, G. U. ve Obiora, S. C., 2014, Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods, *Applied and Environmental Soil Science*, 2014.

Chintakovid, W., Visoottiviseth, P., Khokiattiwong, S. ve Lauengsuchonkul, S., 2008, Potential of the hybrid marigolds for arsenic phytoremediation and income generation of remediators in Ron Phibun District, Thailand, *Chemosphere*, 70 (8), 1532-1537.

Cluis, C., 2004, Junk-greedy greens: phytoremediation as a new option for soil decontamination, *BioTeach Journal*, 2 (6), l-67.

Cui, S., Zhang, T., Zhao, S., Li, P., Zhou, Q., Zhang, Q. ve Han, Q., 2013, Evaluation of three ornamental plants for phytoremediation of Pb-contamined soil, *International journal of phytoremediation*, 15 (4), 299-306.

Culbard, E., Thornton, I., Watt, J., Wheatley, M., Moorcroft, S. ve Thompson, M., 1988, Metal contamination in British urban dusts and soils, *Journal of Environmental Quality*, 17 (2), 226-234.

Cunningham, S. D. ve Berti, W. R., 1993, Remediation of contaminated soils with green plants: an overview, *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant*, 29 (4), 207-212.

Dai, J.-y., Ling, C., Zhao, J.-f. ve Na, M., 2006, Characteristics of sewage sludge and distribution of heavy metal in plants with amendment of sewage sludge, *Journal of Environmental Sciences*, 18 (6), 1094-1100.

Ercisli, S. ve Güleryüz, M., 2004, Rose hip utilization in Turkey, *I International Rose Hip Conference 690*, 77-82.

Ercisli, S., 2005, Rose (Rosa spp.) germplasm resources of Turkey, *Genetic Resources and Crop Evolution*, 52 (6), 787-795.

Ercisli, S., 2007, Chemical composition of fruits in some rose (Rosa spp.) species, *Food chemistry*, 104 (4), 1379-1384.

Esringu, A., Kulekci, E. A., Turan, M. ve Ercisli, S., 2015, Phytoremediation of some heavy metals by different tissues of roses grown in the main intersections in Erzurum city, Turkey, *FRESENIUS ENVIRONMENTAL BULLETIN*, 24 (9), 2787-2791.

FAO, 1987, IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP: report of the seventeenth session, Rome, 30 March-3 April 1987, In, Eds, p.

González-Chávez, M. d. C. A. ve Carrillo-González, R., 2013, Tolerance of Chrysantemum maximum to heavy metals: the potential for its use in the revegetation of tailings heaps, *Journal of Environmental Sciences*, 25 (2), 367-375.

Goswami, S. ve Das, S., 2015, A study on cadmium phytoremediation potential of Indian mustard, Brassica juncea, *International journal of phytoremediation*, 17 (6), 583-588.

Gouia, H., Ghorbal, M. H. ve Meyer, C., 2000, Effects of cadmium on activity of nitrate reductase and on other enzymes of the nitrate assimilation pathway in bean, *Plant Physiology and Biochemistry*, 38 (7-8), 629-638.

Gruenhage, L. ve Jager, I., 1985, Effect of heavy metals on growth and heavy metals content of Allium Porrum and Pisum sativum, *Angew Bot*, 59, 11-28.

Gursan, K. ve Erkal, S., 1998, Developments in the production and trading of ornamental plants in the World and in Turkey, *Ist National Ornamental Plants Cong., Yalova, Turkey*.

Hawkes, S. J., 1997, What is a "heavy metal"?, *Journal of Chemical Education*, 74 (11), 1374-1374.

Hem, J. D., 1972, Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and groundwater, *Water Resources Research*, 8 (3), 661-679.

Hummer, K. E. ve Janick, J., 2009, Rosaceae: taxonomy, economic importance, genomics, In: Genetics and genomics of Rosaceae, Eds: Springer, p. 1-17.

Hutton, M., 1983, Sources of cadmium in the environment, *Ecotoxicology and environmental safety*, 7 (1), 9-24.

Jadia, C. D. ve Fulekar, M. H., 2008, Phytoremediation: The application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant, *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 7 (5).

Jamil, S., Abhilash, P., Singh, N. ve Sharma, P., 2009, Jatropha curcas: a potential crop for phytoremediation of coal fly ash, *Journal of Hazardous Materials*, 172 (1), 269-275.

Javed, M. A., Bhatti, H. N., Hanif, M. A. ve Nadeem, R., 2007, Kinetic and equilibrium modeling of Pb (II) and Co (II) sorption onto rose waste biomass, *Separation Science and Technology*, 42 (16), 3641-3656.

Kabata-Pendias, A. ve Pendias, H., 1984, Elements of group III, *Trace elements in soils and plants*, 238-246.

Kabata-Pendias, A., 2010, Trace elements in soils and plants, CRC press, p.

Kılıç, C. ve Şeker, C., 2018, Farklı yetiştirme ortamlarının kordes gülünün gelişimine etkileri, *Selçuk Üniversitesi*.

Kolay, B., Gürsoy, S., Avşar, Ö., Bayram, N., Öztürkmen, A. R., Aydemir, S. ve Aktaş, H., 2016, Buğday Bitkisine Uygulanan Farklı Miktarlarda Leonarditin Bazı Toprak Özelliklerine Etkisi, *Toprak Su Dergisi*, 5 (2), 32-36.

Köleli, N. ve Kantar, C., 2005, Fosfat kayasi, fosforik asit ve fosforlu gübrelerdeki toksik agir metal (Cd, Pb, Ni, As) konsantrasyonu, *Ekoloji*, 14 (55), 1-5.

Lal, K., Minhas, P., Chaturvedi, R. ve Yadav, R., 2008, Extraction of cadmium and tolerance of three annual cut flowers on Cd-contaminated soils, *Bioresource technology*, 99 (5), 1006-1011.

Lao, C., Zeledón, Z., Gamisans, X. ve Solé, M., 2005, Sorption of Cd (II) and Pb (II) from aqueous solutions by a low-rank coal (leonardite), *Separation and purification technology*, 45 (2), 79-85.

Lenntech, 2004. Lenntech Water Treatment and Air Purification. Water Treatment. Erişim Adresi, www.excelwater.com/thp/filters/Water-Purification.htm.

Lindsay, W. L. ve Norvell, W. A., 1978, Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper 1, *Soil Science Society of America Journal*, 42 (3), 421-428.

Liu, J.-N., Zhou, Q.-X., Sun, T., Ma, L. Q. ve Wang, S., 2008, Identification and chemical enhancement of two ornamental plants for phytoremediation, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 80 (3), 260-265.

Liu, J., Zhou, Q. ve Wang, S., 2010, Evaluation of chemical enhancement on phytoremediation effect of Cd-contaminated soils with Calendula officinalis L, *International journal of phytoremediation*, 12 (5), 503-515.

Liu, J. N., Zhou, Q. X., Wang, S. ve Sun, T., 2009, Cadmium tolerance and accumulation of Althaea rosea Cav. and its potential as a hyperaccumulator under chemical enhancement, *Environmental Monitoring and Assessment*, 149 (1-4), 419-427.

Liu, Q., Huo, R., Lin, L., Liao, M. A., Wang, J., Tang, Y., Liang, D., Xia, H., Wang, X. ve Lv, X., 2019, Effects of different rootstocks on cadmium accumulation of grafted Cyphomandra betacea seedlings, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1-8.

McLean, E., 1982, Soil pH and lime requirement, *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* (methodsofsoilan2), 199-224.

Mejáre, M. ve Bülow, L., 2001, Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals, *TRENDS in Biotechnology*, 19 (2), 67-73.

Milić, D., Luković, J., Ninkov, J., Zeremski-Škorić, T., Zorić, L., Vasin, J. ve Milić, S., 2012, Heavy metal content in halophytic plants from inland and maritime saline areas, *Central European Journal of Biology*, 7 (2), 307-317.

Moreno, J., Garcia, C. ve Hernandez, T., 2003, Toxic effect of cadmium and nickel on soil enzymes and the influence of adding sewage sludge, *European Journal of Soil Science*, 54 (2), 377-386.

Motsara, M. ve Roy, R., 2008, Guide to Laboratory establishment for plant nutrient analysis. FAO Fertilizer and Plant nutrition bulletin, *Food and Agriculture Organization, Rome*, 219.

Nagajyoti, P. C., Lee, K. D. ve Sreekanth, T., 2010, Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review, *Environmental chemistry letters*, 8 (3), 199-216.

Nehnevajova, E., Lyubenova, L., Herzig, R., Schröder, P., Schwitzguébel, J.-P. ve Schmülling, T., 2012, Metal accumulation and response of antioxidant enzymes in seedlings and adult sunflower mutants with improved metal removal traits on a metal-contaminated soil, *Environmental and Experimental Botany*, 76, 39-48.

Nelson, D. W. ve Sommers, L. E., 1996, Total carbon, organic carbon, and organic matter, *Methods of soil analysis part 3—chemical methods* (methodsofsoilan3), 961-1010.

Nelson, R., 1982, Carbonate and gypsum, *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* (methodsofsoilan2), 181-197.

Nriagu, J. O., 1988, A silent epidemic of environmental metal poisoning?, *Environmental Pollution*, 50 (1-2), 139-161.

Olsen, S. R., 1954, Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate, US Government Printing Office, p.

Özkan, A., 2008, Finding out the proper methods in the determination of humic acid contents of soil conditioners including humic acid.

Ozkan, B., Brumfield, R. G. ve Karaguzel, O., 2003, A Profile of Turkish Export Cut-flower Growers, *HortTechnology*, 13 (2), 368-374.

Padmavathiamma, P. K. ve Li, L. Y., 2007, Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants, *Water, Air, and Soil Pollution*, 184 (1-4), 105-126.

Pereira, G., Molina, S. M. G., Lea, P. ve Azevedo, R. A. d., 2002, Activity of antioxidant enzymes in response to cadmium in Crotalaria juncea, *Plant and Soil*, 239 (1), 123-132.

Pérez-López, R., Márquez-García, B., Abreu, M. M., Nieto, J. M. ve Córdoba, F., 2014, Erica andevalensis and Erica australis growing in the same extreme environments: phytostabilization potential of mining areas, *Geoderma*, 230, 194-203.

Pinot, F., Kreps, S. E., Bachelet, M., Hainaut, P., Bakonyi, M. ve Polla, B. S., 2000, Cadmium in the environment: sources, mechanisms of biotoxicity, and biomarkers, *Reviews on environmental health*, 15 (3), 299-324.

Ramana, S., Biswas, A., Singh, A., Ahirwar, N. ve Rao, A. S., 2013, Potential of rose for phytostabilization of chromium contaminated soils, *Indian Journal of Plant Physiology*, 18 (4), 381-383.

Raskin, I., Kumar, P. N., Dushenkov, S. ve Salt, D. E., 1994, Bioconcentration of heavy metals by plants, *Current Opinion in biotechnology*, 5 (3), 285-290.

Rhoades, J., 1982, Soluble salts, *Methods of soil analysis. Part*, 2 (2), 167-178.

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. ve Pennock, D., 2018, Soil pollution: A hidden reality.

Rungruang, N., Babel, S. ve Parkpian, P., 2011, Screening of potential hyperaccumulator for cadmium from contaminated soil, *Desalination and Water Treatment*, 32 (1-3), 19-26.

Sakakibara, M., Ohmori, Y., Ha, N. T. H., Sano, S. ve Sera, K., 2011, Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by Eleocharis acicularis, *CLEAN–Soil, Air, Water*, 39 (8), 735-741.

Salam, M. M. A., Mohsin, M., Kaipiainen, E., Villa, A., Kuittinen, S., Pulkkinen, P., Pelkonen, P. ve Pappinen, A., 2019, Biomass growth variation and phytoextraction potential of four Salix varieties grown in contaminated soil amended with lime and wood ash, *International journal of phytoremediation*, 1-12.

Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I. ve Raskin, I., 1995, Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants, *Nature biotechnology*, 13 (5), 468.

Salt, D. E., Smith, R. ve Raskin, I., 1998, Phytoremediation, *Annual review of plant biology*, 49 (1), 643-668.

Sawidis, T., 2008, Effect of cadmium on pollen germination and tube growth in Lilium longiflorum and Nicotiana tabacum, *Protoplasma*, 233 (1-2), 95.

Schulze, E., Beck, E. ve Müller-Hohenstein, K., 2005, Plant Ecology. Vol. 12, Springer, Berlin-Heidelberg.

Seregin, I. ve Ivanov, V., 2001, Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants, *Russian Journal of Plant Physiology*, 48 (4), 523-544.

Shabani, N. ve Sayadi, M., 2012, Evaluation of heavy metals accumulation by two emergent macrophytes from the polluted soil: an experimental study, *The Environmentalist*, 32 (1), 91-98.

Sherameti, I. ve Varma, A., 2010, Soil heavy metals, Springer, p.

Shukla, O., Juwarkar, A. A., Singh, S., Khan, S. ve Rai, U., 2011, Growth responses and metal accumulation capabilities of woody plants during the phytoremediation of tannery sludge, *Waste management*, 31 (1), 115-123.

Siedlecka, A. ve Krupa, Z., 1996, Interaction between cadmium and iron and its effects on photosynthetic capacity of primary leaves of Phaseolus vulgaris, *Plant Physiology and Biochemistry (France)*.

Sim, J.-H., Seo, H.-J. ve Kim, C.-G., 2009, Physicochemical characteristics for adsorption of MTBE and cadmium on clay minerals, *Environmental Earth Sciences*, 59 (3), 537-545.

Stewart, K. ve Janin, A., 2014, Leonardite and biochar for mine impacted water and soils, *Technical Report prepared for Wapaw Bay Resources. Whitehorse: Yukon …*.

Subhashini, V. ve Swamy, A., 2013, Phytoremediation of Pb and Ni Contaminated Soils Using Catharanthus roseus (L.), *Universal Journal of Environmental Research & Technology*, 3 (4).

Sugier, D., Kołodziej, B. ve Bielińska, E., 2013, The effect of leonardite application on Arnica montana L. yielding and chosen chemical properties and enzymatic activity of the soil, *Journal of Geochemical Exploration*, 129, 76-81.

Sun, Y., Zhou, Q., Wang, L. ve Liu, W., 2009, Cadmium tolerance and accumulation characteristics of Bidens pilosa L. as a potential Cd-hyperaccumulator, *Journal of Hazardous Materials*, 161 (2-3), 808-814.

Sun, Y., Zhou, Q., Xu, Y., Wang, L. ve Liang, X., 2011, The role of EDTA on cadmium phytoextraction in a cadmium-hyperaccumulator Rorippa globosa, *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 3 (3), 45-51.

Tan, K. H., 2014, Humic matter in soil and the environment: principles and controversies, CRC Press, p.

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K. ve Sutton, D. J., 2012, Heavy metal toxicity and the environment, In: Molecular, clinical and environmental toxicology, Eds: Springer, p. 133-164.

Tkalec, M., Prebeg, T., Roje, V., Pevalek-Kozlina, B. ve Ljubešić, N., 2008, Cadmium-induced responses in duckweed Lemna minor L, *Acta Physiologiae Plantarum*, 30 (6), 881-890.

Tong, Y.-P., Kneer, R. ve Zhu, Y.-G., 2004, Vacuolar compartmentalization: a second-generation approach to engineering plants for phytoremediation, *Trends in Plant Science*, 9 (1), 7-9.

Topcuoglu, B., 2012, The influence of humic acids on the metal bioavailability and phytoextraction efficiency in long-term sludge applied soil, *Conference on international research on food security, natural resource management and rural development. Tropentag, Gottingen, Germany*.

Trigueros, D., Mingorance, M. ve Oliva, S. R., 2012, Evaluation of the ability of Nerium oleander L. to remediate Pb-contaminated soils, *Journal of Geochemical Exploration*, 114, 126-133.

Turan, M. ve Ercisli, S., 2007, Evaluation of phytoremediation potential of rose species, *Asian Journal of Chemistry*, 19 (6), 4895.

Wang, X.-F. ve Zhou, Q.-X., 2005, Ecotoxicological effects of cadmium on three ornamental plants, *Chemosphere*, 60 (1), 16-21.

Wang, Y., Yan, A., Dai, J., Wang, N. ve Wu, D., 2012, Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in Chlorophytum comosum: a popular ornamental plant and potential Cd hyperaccumulator, *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (2), 929-937.

Wei, J.-L., Lai, H.-Y. ve Chen, Z.-S., 2012, Chelator effects on bioconcentration and translocation of cadmium by hyperaccumulators, Tagetes patula and Impatiens walleriana, *Ecotoxicology and environmental safety*, 84, 173-178.

Wu, F.-Z., Yang, W.-Q., Zhang, J. ve Zhou, L.-Q., 2011, Growth responses and metal accumulation in an ornamental plant (Osmanthus fragrans var. thunbergii) submitted to different Cd levels, *ISRN Ecology*, 2011.

Wu, M., Luo, Q., Liu, S., Zhao, Y., Long, Y. ve Pan, Y., 2018a, Screening ornamental plants to identify potential Cd hyperaccumulators for bioremediation, *Ecotoxicology and environmental safety*, 162, 35-41.

Wu, M., Luo, Q., Zhao, Y., Long, Y., Liu, S. ve Pan, Y., 2018b, Physiological and biochemical mechanisms preventing Cd toxicity in the new hyperaccumulator Abelmoschus manihot, *Journal of plant growth regulation*, 37 (3), 709-718.

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q. ve Ma, L. Q., 2006, Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site, *Science of the total environment*, 368 (2-3), 456-464.

Zeledon-Toruno, Z. C., Lao-Luque, C., de las Heras, F. X. C. ve Sole-Sardans, M., 2007, Removal of PAHs from water using an immature coal (leonardite), *Chemosphere*, 67 (3), 505-512.

Zencirkiran, M. ve Gürbüz, İ. B., 2009, Turkish ornamental plants sector in the European Union screening process, *Journal of Fruit and Ornamental Plant Research*, 17 (2), 235-250.

Zeng, P., Guo, Z., Cao, X., Xiao, X., Liu, Y. ve Shi, L., 2018, Phytostabilization potential of ornamental plants grown in soil contaminated with cadmium, *International journal of phytoremediation*, 20 (4), 311-320.

Zhang, H., Jiang, Y., He, Z. ve Ma, M., 2005, Cadmium accumulation and oxidative burst in garlic (Allium sativum), *Journal of plant physiology*, 162 (9), 977-984.

Zhang, S., Lin, H., Deng, L., Gong, G., Jia, Y., Xu, X., Li, T., Li, Y. ve Chen, H., 2013, Cadmium tolerance and accumulation characteristics of Siegesbeckia orientalis L, *Ecological Engineering*, 51, 133-139.