

T.C.  
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



ARSENİK, ÇİNKO VE KADMİYUMUN TOHUM ÇİMLENMESİ ÜZERİNE ETKİLERİ

EMİNE SEÇİL YÜCEL

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**T.C.  
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**ARSENİK, ÇİNKO VE KADMİYUMUN TOHUM ÇİMLENMESİ ÜZERİNE  
ETKİLERİ**

**EMİNE SEÇİL YÜCEL**

**BİYOLOJİ ANABİLİM DALI**

**SAMSUN  
2019**

**Her hakkı saklıdır.**

## TEZ ONAYI

Emine Seçil YÜCEL tarafından hazırlanan ‘Arsenik, Çinko ve Kadmiyumun Tohum Çimlenmesi üzerine etkileri’ adlı tez çalışması 01/08/2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Ondokuz Mayıs Üniversitesi Biyoloji Anabilim Dalı’nda **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

**Danışman**                      **Prof.Dr. Yasemin ÖZDENER KÖMPE**  
Biyoloji Anabilim Dalı

### Jüri Üyeleri

**Başkan**                              Prof.Dr. Hamdi Güray KUTBAY  
Ondokuz Mayıs Üniversitesi  
Biyoloji Anabilim Dalı

**Üye**                                      Prof.Dr. Tuğba BAYRAK ÖZBUCAK  
Ordu Üniversitesi  
Moleküler Biyoloji ve Genetik Bölümü

**Üye**                                      Prof. Dr. Yasemin ÖZDENER KÖMPE  
Ondokuz Mayıs Üniversitesi  
Biyoloji Anabilim Dalı

**Yukarıdaki sonucu onaylarım. .../.../2019**

**Prof. Dr. Bahtiyar ÖZTÜRK**

**Enstitü Müdürü**

## ETİK BEYAN

Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez içindeki bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, Bilgilerin üretilmesi aşamasında bilimsel etiğe uygun davrandığımı, yararlandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi beyan ederim.

02/09/2019

Emine Seçil Yücel

## ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

### ARSENİK, ÇİNKO VE KADMİYUMUN TOHUM ÇİMLENMESİ ÜZERİNE ETKİLERİ

Emine Seçil Yücel

Ondokuz Mayıs Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Yasemin Özdener Kömpe

Bu çalışmanın amacı, arsenik (As), çinko (Zn) ve kadmiyum (Cd) ağır metallerinin bazı yabancı bitkilerin tohumlarının çimlenmesi üzerine etkilerini, metallere tepkilerini ve fitoremediasyon için aday bitki olup olmadıklarını belirlemektir. Çalışmada kullanılan yabancı tür bitkiler *Lactuca serriola* L., *Silene vulgaris* (Moench) Garcke var. *vulgaris* ve *Lepidium perfoliatum* L.'dur. Bu bitkilere farklı konsantrasyonlarda arsenik, çinko ve kadmiyum ağır metalleri uygulanmış ve uygulanan ağır metal konsantrasyonlarının tohumlardaki çimlenme oranı, kök ve hipokotil büyümesi üzerindeki etkileri belirlenmeye çalışılmıştır. Uygulamalar sonucunda arseniğin çimlenme, kök ve hipokotil büyümesini engelleyen en toksik metal olduğu gözlenmiştir. Arseniği sırasıyla kadmiyum ve çinko metalleri izlemiştir. Ancak bu iki metal, bitkiler üzerinde arsenik kadar toksik etkili olmamakla beraber bazı konsantrasyonlarda çimlenmeyi teşvik etmiştir. Sonuç olarak uygulanan ağır metal konsantrasyonlarına karşı en hassas tür, *Lactuca serriola* iken en toleranslı tür *Silene vulgaris* var. *vulgaris* olarak belirlenmiştir. *Lepidium perfoliatum* bitkisinin tohumları ise *Silene vulgaris* var. *vulgaris* kadar dayanıklı olmamakla beraber *Lactuca serriola* kadar da hassas davranmamıştır. Bu sonuçlara göre, yapılacak daha ileri çalışmalarla *Silene vulgaris* var. *vulgaris* bitkisinin hiperakümülatör olup olmadığı tespit edilerek, fitoremediasyonda değerlendirilebilir.

Haziran 2019, 70 sayfa

Anahtar Kelimeler: *Lactuca serriola*, *Silene vulgaris* var. *vulgaris*, *Lepidium perfoliatum*, arsenik, kadmiyum, çinko, tohum, çimlenme, toksisite, fitoremediasyon

## ABSTRACT

Master's Thesis

### EFFECTS OF ARSENIC, ZINC AND CADMIUM ON THE SEED GERMINATION

Emine Seçil Yücel

Ondokuz Mayıs University  
Graduate School of Sciences  
Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Yasemin Özdener Kömpe

The aim of this study is to determine the effects of arsenic (As), zinc (Zn) and cadmium (Cd) heavy metals on germination of seeds of some wild plants, their reactions to metals and whether they are candidate plants for phytoremediation. The wild type plants used in the study were *Lactuca serriola* L., *Silene vulgaris* (Moench) Garcke var. *vulgaris* and *Lepidium perfoliatum* L. Arsenic, zinc and cadmium heavy metals were applied to these plants at different concentrations and the effects of heavy metal concentrations on germination rate, root and hypocotyl growth of seeds were determined. As a result of applications, it was observed that arsenic is the most toxic metal that prevents germination, root and hypocotyl growth. The arsenic was followed by cadmium and zinc metals, respectively. However, these two metals, although not as toxic as arsenic on plants, have promoted germination at some concentrations. As a result, *Lactuca serriola* was the most sensitive species against heavy metal concentrations and *Silene vulgaris* var. *vulgaris* was the most tolerant species. The seeds of *Lepidium perfoliatum* plant is not as durable *Silene vulgaris* var. *vulgaris*, but not as sensitive as *Lactuca serriola*. According to these results, *Silene vulgaris* var. *vulgaris* plant can be evaluated in phytomediation by determining whether it is hyperaccumulator or not by further studies.

June 2019, 70 pages

Key Words: *Lactuca serriola*, *Silene vulgaris* var. *vulgaris*, *Lepidium perfoliatum*, arsenic, zinc, cadmium, seed, germination, toxicite, phytoremediation

## ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Arsenik, çinko ve kadmiyumun; *Lactuca serriola*, *Silene vulgaris* var. *vulgaris* ve *Lepidium perfoliatum* bitkilerinin çimlenmesi üzerine etkilerinin incelendiği bu çalışma, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalında Yüksek Lisans Tezi olarak hazırlanmıştır.

Yüksek Lisans Tez çalışmalarımın tüm aşamalarında her konuda bana yol gösteren, yardım ve desteğini benden esirgemeyen saygıdeğer danışman hocam Sayın Prof.Dr. Yasemin ÖZDENER KÖMPE'ye sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmalarım sırasında değerli zamanını ayırıp, bitki sistematiği konusundaki engin bilgisiyle tez çalışmama yardımcı olan Sayın Prof.Dr. Hasan Korkmaz hocama, öğrenimim süresince değerli bilgilerini benimle paylaşan sayın hocalarım Prof.Dr. Gülcan Şenel, Prof.Dr. H. Güray Kutbay ve Prof.Dr. İbrahim Özkoç'a teşekkürü bir borç bilirim.

Beni her zaman destekleyen ve varlığını hep yanımda hissettiğim canım arkadaşım Öğretim Görevlisi Dr. Sevcan Tülek Mercan'a, çalışmalarım sırasında ellerinden geldiğince yardımcı olmaya çalışan sevgili iş arkadaşlarım, Dr. Melek Ertaş, Serap Barut Taş, Demet-Semih Temel, Pınar-Erdinç Ekici, Nesrin Kayacı Öztürk ve Nuray Duran'a,

Bu süreçte hep yanımda olan başta sevgili babam olmak üzere, biricik anneciğim, ablacığım, dayım Ali Fuat Bulut ve kuzenim Yiğit Gülcihan'a en içten teşekkürlerimi sunarım.

Ve evimizin iki çocuğundan ilki, kedim Minnoş'uma bana geldiği, 12 yıldır acı tatlı her anımda yanımda olduğu için, ikinci çocuğu Serra Ekin'e ailemize katılıp, bana teyzelik duygusunu tattırdığı için teşekkür ederim.

Haziran 2019, Samsun

Emine Seçil Yücel

## İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
ÖNSÖZ ve TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER DİZİNİ.....	iv
SİMGELER ve KISALTMALAR.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL BİLGİLER.....	4
2.1. Metallerin Bitkiler Tarafından Alınımı ve Taşınımı.....	5
2.2. Ağır Metallerin Bitkilerde Yol Açtığı Zararlar ve Geliştirdikleri Savunma Mekanizmaları.....	9
2.3. Kadmiyum (Cd).....	12
2.3.1. Kadmiyumun bitki büyümesi üzerine etkileri.....	14
2.3.2. Kadmiyumun bitki anatomisi, morfolojisi ve bitkideki fizyolojik olaylar üzerine etkisi.....	14
2.3.3. Kadmiyumun reaktif oksijen türleri üzerine etkisi.....	16
2.3.4. Kadmiyum taşıyıcıları.....	16
2.4. Arsenik (As).....	19
2.4.1. Arsenik bileşikleri ve toksik etkileri.....	19
2.4.2. Arseniğin bitki anatomisi, morfolojisi ve fizyolojik faaliyetler üzerine etkisi.....	20
2.4.3. Arseniğin alınması, taşınması ve detoksifikasyonu.....	21
2.5. Çinko (Zn).....	23
2.5.1. Çinko alımı ve taşınması.....	24
2.5.2. Çinko toksisitesinin bitki büyümesi ve gelişimi üzerine etkileri.....	24
2.5.3. Çinko toleransının mekanizması.....	25
3. MATERYAL VE METOD.....	28
3.1. Kullanılan Materyal ve Temini.....	28
3.1.1. Kullanılan kimyasal maddeler.....	32
3.1.2. Kullanılan cihazlar.....	33
3.2. Tohumların Çimlendirilmesi ve Ağır Metal Kullanılması.....	33
4. BULGULAR.....	36
4.1. <i>Lactuca serriola</i> .....	36
4.1.1. Çinkonun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	36
4.1.2. Kadmiyumun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	39
4.1.3. Arseniğin çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	40
4.2. <i>Silene vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> .....	42
4.2.1. Çinkonun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	42
4.2.2. Kadmiyumun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	44
4.2.3. Arseniğin çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	45
4.3. <i>Lepidium perfoliatum</i> .....	46
4.3.1. Çinkonun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	46
4.3.2. Kadmiyumun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	47
4.3.3. Arseniğin çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi.....	48
5. TARTIŞMA.....	50
5.1. Çinko Etkisi Sonuçları.....	50
5.2. Kadmiyum Etkisi Sonuçları.....	53



5.3. Arsenik Etkisi Sonuçları .....	55
6. SONUÇ VE ÖNERİLER .....	57
KAYNAKLAR .....	58
ÖZGEÇMİŞ	



## SİMGELER VE KISALTMALAR

### SİMGELER

Cd	Kadmiyum
Zn	Çinko
As	Arsenik
Hg	Civa
Pb	Kurşun
Cr	Krom
Cu	Bakır
Fe	Demir
Mg	Manganez
Mo	Molibden
Ni	Nikel
Co	Kobalt
Ca	Kalsiyum
Mn	Mangan
K	Kükürt
P	Potasyum
°C	Santigrat derece
$\mu\text{g.mL}^{-1}$	Mikrogram/mililitre
$\mu\text{M}$	Mikromolar
mM	Milimolar
$\text{mg.L}^{-1}$	Miligram/litre
g/mol	Gram/mol
$\text{gr/cm}^3$	Gram/santimetreküp
CdS	Kadmiyum sülfid
$\text{CdCl}_2$	Kadmiyum klorür
$\text{CdSO}_4$	Kadmiyum sülfat
As(III)	Arsenit
As(V)	Arsenat

## KISALTMALAR

APX	Askorbat peroksidaz
CAT	Katalaz
Cys	Sistein
DMA	Dimetilarsenat
DW	Kuru Ağırlık (Dry weight)
GPOX	Guaiciol peroksidaz
GSH	Glutasyon
MDA	Malondialdehit
MT	Metalotiyonein
PC	Fitoşelatin
ROT	Reaktif oksijen türleri
SH	Sülfidril grupları
SOD	Süperoksit dismütaz



## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. <i>Mucuna aterrima</i> bitkisinde Cd ve Zn toksisitesi semptomları.....	5
Şekil 2.2. Bitkilerde ağır metal toksisitesi sonuçları.....	9
Şekil 2.3. Bitki köklerinde Cd'nin alımı, tutulması ve translokasyonu sürecinin şematik gösterimi...18	
Şekil 2.4. Bitkilerde As toksisitesi, morfolojik, fizyolojik ve kimyasal yanıtlar.....	20
Şekil 2.5. Fosfatın As stresi altındaki bitkilere etkisi.....	23
Şekil 2.6. Ağır metallerle kirlenmiş çevre için farklı iyileştirme yolları.....	27
Şekil 3.1. <i>Silene vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> .....	29
Şekil 3.2. <i>Lepidium perfoliatum</i> .....	30
Şekil 3.3. <i>Lactuca serriola</i> .....	31
Şekil 3.4. Hassas terazi, binoküler, pH metre ve otomatik pipet.....	33
Şekil 3.5. Etüv ve saf su cihazı.....	33
Şekil 3.6. Deney gruplarının hazırlanış şekli.....	35
Şekil 4.1. <i>Lactuca serriola</i> 'da 200 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ Zn uygulaması sonucunda köklerde meydana gelen renk değişimi.....	37
Şekil 4.2. 1 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ Zn uygulamasında <i>Lactuca serriola</i> tohumlarında kök ve hipokotil gelişimi.....	38
Şekil 4.3. 3000 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ Zn uygulamasında <i>Lactuca serriola</i> tohumlarında kök ve hipokotil gelişimi.....	38
Şekil 4.4. Soldan sağa doğru sırasıyla 20, 50 ve 200 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ Cd uygulamalarında tohumların kök ve hipokotillerinde meydana gelen değişimler.....	40
Şekil 4.5. 1 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ As uygulamasında tohumların kök ve hipokotillerinde meydana gelen değişimler.....	41
Şekil 4.6. 5 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ As uygulamasında <i>L. serriola</i> 'da çimlenen tohumlara örnekler.....	42
Şekil 4.7. <i>Silene vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> 'de kontrol ve 100 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ Zn uygulamasında gerçekleşen tohum çimlenmesi.....	43
Şekil 4.8. <i>Silene vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> 'de 500 ve 3000 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ Zn uygulamasında gerçekleşen tohum çimlenmesi.....	44
Şekil 4.9. <i>Lepidium perfoliatum</i> 'da 10 ve 300 $\mu\text{g.mL}^{-1}$ Cd uygulamasında gerçekleşen tohum çimlenmesi.....	48

## ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 3.1. İncelenen türler ve toplandığı lokaliteler.....	32
Çizelge 3.2. Kullanılan kimyasal maddeler, kimyasal formülleri ve markaları.....	32
Çizelge 3.3. Kullanılan ağır metallerin hesaplanmış konsantrasyonları.....	34
Çizelge 4.1. Farklı Zn konsantrasyonlarının <i>Lactuca serriola</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	39
Çizelge 4.2. Farklı Cd konsantrasyonlarının <i>Lactuca serriola</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	40
Çizelge 4.3. Farklı As konsantrasyonlarının <i>Lactuca serriola</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	42
Çizelge 4.4. Farklı Zn konsantrasyonlarının <i>Silene vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	44
Çizelge 4.5. Farklı Cd konsantrasyonlarının <i>Silene vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	45
Çizelge 4.6. Farklı As konsantrasyonlarının <i>Silene vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	46
Çizelge 4.7. Farklı Zn konsantrasyonlarının <i>Lepidium perfoliatum</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	47
Çizelge 4.8. Farklı Cd konsantrasyonlarının <i>Lepidium perfoliatum</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	48
Çizelge 4.9. Farklı As konsantrasyonlarının <i>Lepidium perfoliatum</i> tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri.....	49

## 1. GİRİŞ

Ağır metaller, kanalizasyon suyu ile sulama işlemi, madencilik faaliyetleri, fosfatlı gübrelerin orantısız ve aşırı bir şekilde kullanılması ve etkin atık kontrolü olmayan sanayi kuruluşlarının varlığı neticesinde önemli miktarda çevreye yayılmaktadır (Halim vd, 2003).

Topraktaki metal konsantrasyonu 1-100.000 mg.kg<sup>-1</sup> arasında değişmektedir. Yüksek miktardaki ağır metal içeriği toprak kalitesinin bozulmasına neden olurken, bu durum ürün veriminin ve kalitesinin olumsuz etkilenmesine neden olur. Bu da bütün canlılar için tehlikeli durumlar yaratmaktadır (Terzi, 2014).

Ağır metal kirliliği bitki gelişimini etkileyen önemli bir etkidir. Bu durumda da topraktaki ağır metal kirliliği en önemli çevresel problemlerden birisi olmaktadır. Bitkiler ağır metal tolerans kapasitesi yönünden farklılık gösterirler. Bazı bitki türleri için toksik olan yüksek konsantrasyonda ağır metal içeren topraklar, bazı bitki türleri için toksik etkili olmayabilir ve bu bitkiler, bu topraklarda yaşamını sürdürebilir (Yadav, 2010).

Metallerin, bitkilerin gelişme ve üremeleri üzerindeki etkileri tohumların çimlenme özellikleri tespit edilerek tayin edilebilir. Ağır metallerin tohum çimlenmesi üzerindeki etkileri, bunların tohum kabuğuna nüfus etme ve çimlenmede rol alan çeşitli fizyolojik olayları etkileme şekline bağlıdır (Özdener ve Kutbay, 2009).

Kadmiyum (Cd), uzun yarılanma ömrü ve suda yüksek çözünürlüğe sahip olan, esansiyel olmayan bir ağır metal kirleticidir. Fosforik gübrelerin ve kanalizasyon suyunun tarım, madencilik ve sanayi faaliyetlerinde kullanılması sonucunda çevreye yayılır (Satarug vd, 2003). Cd farklı taşıyıcılar aracılığıyla kök sistemine girerek ksilem vasıtasıyla bitkinin toprak üstü kısımlarına ulaşır (Tian vd, 2017). Bitkilerde Cd toksisitesi fotosentezi olumsuz etkiler. Klorozis ve yaprak kıvrılmalarına neden olur, karbondioksit alımını etkiler. İnsanlar bitkisel kaynaklı gıdalar yoluyla sıklıkla Cd'ye maruz kalırlar. Cd kanserojendir. Üreme, dolaşım sistemi, gözler, böbrekler ve hatta beyin de dahil olmak üzere vücuttaki tüm sistemlerde bir dizi olumsuz etki yaratır (Prasad, 2018).

Arsenik (As) doğada hem doğal olarak bulunabilen hemde antropojenik kaynaklı olarak meydana gelen ve her yerde bulunabilen bir metalloiddir. Arsenik toksisitesinin

ana kaynağı; madencilik, böcek ilacı kullanımı, fosil yakıtların yakılması, arsenikle kontamine olmuş sulama suyunun kullanılması gibi insan faaliyetleridir. Bitkilerde arsenik toksisitesi, biyokütle, tane verimi, bitki boyu, tohum çimlenmesi, yaprak yüzey alanı ve fotosentezde azalma ile sonuçlanır. İnsanlar için en önemli arsenik mazuriet faktörleri As, ile kontamine olmuş içme suları, As ile kontamine olmuş toprakta yetişen mahsüller ve hayvan yemleriyle dolaylı geçiştir (Prasad, 2018).

Çinko (Zn), bitki ve hayvanlar için yaşamsal önem taşıyan bir elementtir (Dudka ve Terelak, 1996). Bitkilerde çeşitli enzimatik süreçlerde görev alır. Fazla miktarda olması ise toksik etkilere neden olur. Çinko toksisitesi sonucunda bitkilerdeki kök ve sürgün büyümesi azalırken, kökler incelmeye başlar, genç yapraklar kıvrılır, klorozis görülür (Rout ve Das, 2003).

Bu çalışmada, esansiyel çinko (Zn) ve esansiyel olmayan arsenik (As) ve kadmiyum (Cd) metallere *Lepidium perfoliatum*, *Silene vulgaris* var. *vulgaris* ve *Lactuca serriola* bitkilerinin tohum çimlenmesi ile kök ve hipokotil büyümesi üzerindeki etkileri araştırılmıştır.

*Lepidium perfoliatum* bitkisi Brassicaceae (Cruciferae) familyasına mensup bir türdür. Brassicaceae familyası türleri, yıllık, iki yıllık veya çok yıllık otsu bitkilerdir. Yaprakları almaşık nadiren karşılıklıdır. Periyant segmentleri serbest olup 4 sepal ve 4 petal mevcuttur. Petaller sepallerle almaşıktır. Stamenler genellikle 6 tane olup dıştaki iki stamen daha kısa, içteki 4 stamen daha uzundur. Brassicaceae türlerinin tohumları (meyveleri) boyut, şekil ve yapı bakımından çeşitlilik gösterirler. Tohumlar yaş oldukları zaman çoğunlukla musilajlı gibi yapışıcıdır (Dalcı, 1999).

Brassicaceae familyasının çoğu türü bazı ağır metalleri yüksek veya orta düzeyde alma ve biriktirme kapasitesine sahiptir (Özdener ve Kutbay, 2009). Bu sürecin ekolojik önemi, olumsuz çevre şartlarında bile bitkilerin hayatta kalabilmeyi başarabilmesidir (Babula vd, 2012). Buna karşılık *Lepidium perfoliatum*'un ağır metallere nasıl tepki verdiği bilinmemektedir.

*Lactuca serriola* bitkisi Asteraceae (Compositae) familyasına ait bir türdür. Bu familyadaki bitkiler otsu bitkiler, çalılar veya ağaçlardır. Çiçek durumu kapitulium şeklinde, çiçekler tek veya iki eşeylidir. Çoğunlukla süt şeklinde bir sıvı veya reçinemsiz maddeler bulunmaktadır. Yapraklar almaşık, karşılıklı veya dairevidir. Meyveler aken tipindedir. Asteraceae, çiçekli bitkilerin en büyük familyası olarak bilinir. Cins sayısının 800-1000 civarında olduğu, tür sayısında 25000 den fazla

olduğu sanılmaktadır (Dalcı, 1999). Bu familyada Ni hiperakümülyasyonu yapan 400'e yakın tür belirlenmiştir (Katarzyna ve Przybylowicz, 2003).

*Silene vulgaris* var. *vulgaris* bitkisi Caryophyllaceae familyasına ait bir bitki türüdür. Bu familyanın genel özellikleri şöyledir: Otsu, fakat belirsiz şekilde çalımsı (toprağa yakın kısımları) bitkilerdir. Yapraklar bütün, basit, genellikle karşılıklı dizilmiştir. Kaliks 4-5 adet serbest veya sepaller birleşerek tüp oluşturmuştur. Korolla ise 4-5 serbest petale sahiptir. Meyve genellikle kapsül şeklindedir. Ilıman bölgelerde (başlıca kuzey ılıman kuşak) ve tropikal bölgenin yüksek dağlarında yaygın olan bir familyadır (Dalcı, 1999).

Bazı bitki türleri veya özelleşmiş ekotipler; kontamine olmuş habitatlarda fazla miktardaki ağır metallere adapte olup, kirlenmemiş bölgelerde yetişen türlere göre daha fazla hayatta kalma kabiliyetine sahiptir (Muszynska vd, 2019). Bu bitkilerden biriside *Silene vulgaris* 'tir ( Leszek ve Bielecki, 2013). Bu türün istisnai adaptasyon yetenekleri, moloz yığınları gibi son derece zorlu ortamlarda bile gelişebilen çeşitli ekotiplerin ortaya çıkmasına neden olmuştur (Muszynska vd, 2019).

Prasad ve Freitas (2003), yaptıkları çalışmalarla, Caryophyllaceae familyasına ait bazı türlerin (örneğin *Silene cucubalis*, *Silene compacta* vb.) metale toleranslı veya akümülatör olmaları nedeniyle bu familyanın önemini vurgulamışlardır.

Tohum çimlenmesi, kök ve hipokotil oluşumu bitkilerin büyümesinde en önemli evredir. Bu yüzden bu araştırmada bitkilerin bu evresi baz alınmıştır. Ayrıca seçilen üç tür bitki ruderal (çöplük bitkisi) olması açısından tercih edilmiştir. Ruderal bitkiler rekabete dayanıklı olmaları, farklı ekolojik koşullarda yetişebilmeleri, ortama adaptasyonlarının kolay olması, son derece olumsuz şartlar altında kısa sürede çiçeklenip, tozlaşır çabuk ve çok sayıda çiçek oluşturabilmeleri ve çabuk büyüyen kök yapıları olması nedeniyle yaşam döngüsünde avantajlı bitkilerdir (Şafak, 2015).

Bu çalışmanın amacı, bu üç tür yabancı bitkinin Cd, As ve Zn'ye karşı olan tepkilerini ölçerek, ağır metallere karşı toleranslı olup olmadıklarını, toleranslı iseler, bu ağır metalleri hangi miktarlarda bünyelerinde biriktirebildikleri ve sonuç olarak ağır metallere dayanıklılık oranları belirlenerek bu bitkilerin fitoremediasyon potansiyellerinin belirlenmesidir.



## 2. GENEL BİLGİLER

Ağır metaller yoğunluğu 5 gr /cm<sup>3</sup> 'den fazla olan elementlerdir. Bu metallerin çoğu, kükürt içeren ligandlar için yüksek afinite gösterirler. Bu nedenle bu tür ağır metaller hücreye girdiğinde SH grupları ile etkileşime girebilir, birçok enzimi etkisiz hale getirir ve birçok metabolik aktiviteyi bozarlar (Seregin ve İvanov 2006).

Bakır (Cu) çinko (Zn), demir (Fe), mangan (Mn ), molibden (Mo), nikel (Ni), ve kobalt (Co) gibi bazı ağır metaller bitki büyüme ve gelişimi için gerekli mikro besin elementleridir. Buna karşılık civa (Hg), kadmiyum (Cd), kurşun (Pb), krom (Cr), uranyum (U), talyum (Tl) ve gümüş (Ag) gibi bazı ağır metaller ise bitki gelişimi için gerekli olmayan toksik etkili ağır metallerdir. Arsenik (As) ise metalloid olarak adlandırılır ve yine organizmalar için toksik etkilidir (Bothe ve Slamka, 2017). Tüm topraklar ağır metal içerir ancak Zn, Pb, Ni, Cd, ve Cr için kabul edilebilir konsantrasyonlar %0,0001- %0,065 arasında değişirken, Mn ve Fe için sırasıyla %0,002 ve %10'dur (Ernst, 2006). Fe haricindeki tüm ağır metaller, %0,1'lik konsantrasyonun üstünde bitkiler için toksik etkilidir. Bununla birlikte her bir ağır metalin, her bir bitki türü hatta her bir birey için toksisite uyguladığı belirli bir eşik değeri vardır (Bothe ve Slamka, 2017).

Endüstri devriminin başlamasıyla, ağır metaller havada, suda ve toprakta aşırı şekilde birikmeye başlamışlardır. Bu durum, dünya üstündeki tüm canlıların yaşamını tehdit eden önemli bir çevre problemi haline gelmiştir. Ağır metallerin çevreye yayılmasında; endüstriyel faaliyetler, motorlu taşıtların egzoz gazları, maden işletmeleri, volkanik faaliyetler, tarımsal gübre ve ilaçların aşırı kullanımı başlıca etkenlerdir ( Babula vd, 2008).

İnsan nüfusu arttıkça ve sanayileşme büyümekte olan nüfusu desteklemeye başladıkça, çevre kirliliği insanlar için büyük bir sorun haline gelmiştir. Ortamdaki toksik kirleticilerin çeşitli canlı organizmalar üzerinde çok ciddi olumsuz etkiye neden olduğu birçok vaka bildirilmiştir (Bartrons vd, 2016). Bu durum özellikle besin zincirinin en üstünde olan insanlar içinde geçerlidir. Organik kirleticilerin çoğu, zamanla ve çoğunlukla bakteriler tarafından ortadan kaldırılır, ancak inorganik kirleticiler bozunmaz ve ortamda birikir. İnorganik kirleticiler çevre kirliliğine neden olan ve bitki büyümesi ve gelişimini ciddi şekilde engelleyen ağır metalleri (örneğin

Cd, Pb, Cr, Hg ve Ni) veya metalloidler (örneğin As) içerir ve böylece bitkilerin verimliliği azalır. Bu metal ve metalloid kirleticiler, endüstriyel, tarımsal ve madencilik gibi doğal ve antropojenik faaliyetlerden kaynaklanır (Zhang, 2018).

Sadece organizmalarda birikmek ve gıda zinciri döngüsünde yer almakla kalmayan ağır metaller, ekosistemlerde yüksek konsantrasyonlarda birikerek zararlı etkilerini yıllarca devam ettirebilmektedirler. Örneğin çok toksik bir kirletici olan Pb ile kontamine olmuş topraklarda Pb'nin 150 yıl boyunca yüksek konsantrasyonunu koruduğu bildirilmiştir (Kumar vd, 1995).

Bitkinin türü, toprağın pH'ı ve sıcaklığı, katyon değişim kapasitesi, ortamda mevcut olan diğer metallerin oranı, kimyasal seçicilik özelliği gibi faktörler bitkilerin topraktan ağır metal alımını etkiler (Yaldız, 2012).

Ağır metallerin bitki doku ve organlarında aşırı birikimi, bitkilerin vejetatif ve generatif organlarının gelişiminde bazı olumsuz durumların ortaya çıkmasına neden olur. Örneğin; transpirasyon, su alımı, fotosentez, klorofil sentezi, enzim aktivitesi, çimlenme, protein sentezi, membran stabilitesi, hormonal denge gibi pek çok fizyolojik olay ağır metallerin aşırı birikmesinden olumsuz yönde etkilenmektedir. Bu toksik etkiler elementin tipine, konsantrasyonuna ve bitki türüne göre değişmektedir.



Şekil 2.1. *Mucuna aterrima* bitkisinde Cd ve Zn toksisitesi semptomları (Klorozis ve nekrozis) (Kabata ve Pendias, 2011)

## 2.1. Metallerin Bitkiler Tarafından Alınımı ve Taşınımı

Bitkilerin atmosferde bulunan ağır metalleri; hem yaprakları aracılığıyla atmosferden, hem de kökleri vasıtasıyla topraktan alabildiklerine dair bazı araştırmalar olmasına

rağmen, ağır metal alımının çoğunlukla kökler ile yapıldığı bilinmektedir (Harrison ve Chirgawi, 1989).

Bitkiler tarafından metallerin alımı; toprağın elementleri bulundurma kapasitesi, bitkinin toprak içindeki bu metallere ulaşabilme yetenekleri ve toprağın katyon değişim kapasitesi ile organik madde içeriği gibi özelliklerine göre değişiklik gösterir. Toprakta bulunan metaller, bitkinin kök hücreleri tarafından yakalandıktan sonra ilk olarak düşük afiniteli ve düşük seçiciliğe sahip olan hücre duvarına bağlanırlar. Daha sonra, aktarım sistemleri ve hücre içi yüksek afiniteli bağlanma bölgeleri plazma zarı boyunca bu taşınımına aracılık eder. Metal iyonlarının alımının, kanal proteinleri ve/veya H<sup>+</sup>-bağlı taşıyıcı proteinler gibi ikincil taşıyıcılar vasıtasıyla gerçekleşmesi muhtemeldir. Plazma zarının iç kısmında negatif olan ve kök epidermal hücrelerde -200 mV'yi aşabilen zar potansiyeli, ikincil taşıyıcılar yoluyla katyonların alımı için güçlü bir itici güç sağlamaktadır (Clemens vd, 2002).

Metal katyon taşıyıcıları metal homeostasisinin korunmasında rol oynamaktadırlar (Wei vd, 2008). Bitkilerde ağır metal taşınmasında fonksiyon gören birkaç sınıf taşıyıcı belirlenmiştir. Bunlar ağır metal (CPx-Tip) ATPaz'lar, doğal dirençle ilişkili makrofaj proteinleri (Nramp) ailesi, katyon difüzyon kolaylaştırıcı (CDF) ailesi (Williams vd, 2000) ve Guerinot (2000) tarafından belirtildiği üzere çinko-demir permeaz (ZIP) ailesidir.

P-tip ağır metal ATPaz'lar çok çeşitli organizmalarda tanımlanmıştır. Esansiyel ve potansiyel toksik metallerin (Zn, Cu, Cd, Pb) hücre mebranlarından geçişinde rol aldıkları belirlenmiştir. Yüksek bitkilerde bildirilen ilk CPx-ATPaz *Arabidopsis thaliana*'dadır ve en az iki tip ATPaz mevcut olduğu bildirilmiştir (Williams vd, 2000). Belirlenen bu taşıyıcı proteinlerin plazma membranında bulunduğu, sitoplazmadan toksik metallerin uzaklaştırılmasında görev aldığı ve ağır metallerin kompartımanlaşmasında rol oynadığı ileri sürülmüştür (Yang vd, 2005).

PB1-Tip ATPaz'lar olan HMA taşıyıcıları tüm canlı organizmalarda tanımlanmıştır. *Arabidopsis*'te Zn homeostasisinde ve Cd detoksifikasyonunda, bu metallerin kökten sürgüne geçişinde HMA4'ün rolü olduğu belirlenmiştir. *Arabidopsis*'te HMA4, temel olarak köklerin, yaprakların ve gövdenin vasküler dokularında eksprese edilir. AtHMA4'ü aşırı eksprese eden bitkilerin Zn ve Cd'ye karşı artan bir toleransa ve ayrıca yapraklarda yabancı tipe kıyasla daha yüksek Cd ve Zn seviyelerine sahip olduğu gözlenmiştir (Courbot vd, 2007).

Memeli Nramp1 proteini yalnızca makrofajlarda eksprese edilen bir proteindir. Yapılan çalışmalarla *Oryza sativa*'da (pirinç) memeli Nramp1 proteinine homolog olan cDNA klonları, OsNramp1, OsNramp2 ve OsNramp3 genomları tanımlanmış ve karakterizasyonu rapor edilmiştir. Bitki dokularındaki ekspresyon çalışmaları OsNramp1'in öncelikli olarak köklerde ifade edildiğini gösterirken, OsNramp2'nin yapraklarda, OsNramp3'ün her iki dokuda da ifade edildiğini göstermiştir (Belouchi vd, 1997). Daha sonraki çalışmalarda, Nramp genlerinin bakterilerde, mayalarda, mantarlarda, hayvan ve bitkilerde homologları olan bir metal taşıyıcı aile olduğu kabul edilmiştir. Nramp genleri pek çok bitki türünde tanımlanmıştır. Yapılan çalışmalarda *A. thaliana*'da bulunan AtNramp1'in aşırı ekspresyonunun toksik Fe seviyelerine duyarlılığı azalttığını ve AtNramp3'ün aşırı ekspresyonunun ise *A. thaliana*'da Cd'ye karşı aşırı duyarlılığa ve aşırı Fe birikmesine yol açtığını göstermiştir (Wei vd, 2008). Ayrıca AtNramp3 ve AtNramp4 genlerinin inaktivasyonunun Cd ve Zn hassasiyetine neden olduğu bildirilmiştir (Oomen vd, 2008).

Bitkilerde tanımlanan diğer bir metal taşıyıcı ailesi olan ZIP gen ailesi üyeleri Cd, Fe, Mg ve Zn gibi çeşitli katyonları taşıyabilmektedir. ZRT1 ve ZRT2, Zn taşıyıcılardır. IRT (Demir regülatör taşıyıcı) ise demir eksikliği olan bitkilerin köklerinde ifade edilen bir *Arabidopsis* katyon taşıyıcısıdır. Fe eksikliği olan bitkilerde Cd biriktiği belirlenmiştir. Cd birikimine aracılık etmede IRT1'in rolüne işaret eden kanıtlar vardır. Cd'nin temel olarak köklerde biriktiği bilinmektedir. Çünkü kökün içine giren Cd'nin çoğunluğu vakuollerde tutulur veya fitoşelatinlerle kompleksleştirilebilirler. Sadece sınırlı miktarda Cd filizlere taşınır (Guerinot, 1999).

Ağır metallerin birbirinin alımını etkilediğine dair kanıtlar vardır (Lombardi ve Sebastiani, 2005). Örneğin Pb ve Cd'nin toprakta ve bitkideki konsantrasyonunun artmasıyla Cu, Ca, Mg, K, Fe, Mn ve Zn gibi esansiyel elementlerin alınmasını ve kullanılmasını etkilediği yapılan araştırmalarla gösterilmiştir (Walker vd, 1977).

Bitkinin ağır metalleri alması ve bu metalin taşınması olayı, köklerin metal iyonlarını tutmasını, tutulan metal iyonlarının köklere girişini, sonrasında kütle akışı ve difüzyon yoluyla toprak üstü organlara taşınmasını kapsamaktadır (Jabeen vd, 2009).

Ağır metallerin köklere girebileceği iki yol vardır. Birincisi apoplastik yol, ikincisi ise simplastik yoldur. Apoplastik yol, çözünebilir metallerin hücrelere girmeden hücre içi boşluklardan hareket etmesini sağlar. Öte yandan simplastik yol Ni, Cd, ve Pb gibi esansiyel olmayan metallerin enerji tüketerek sitoplazma boyunca

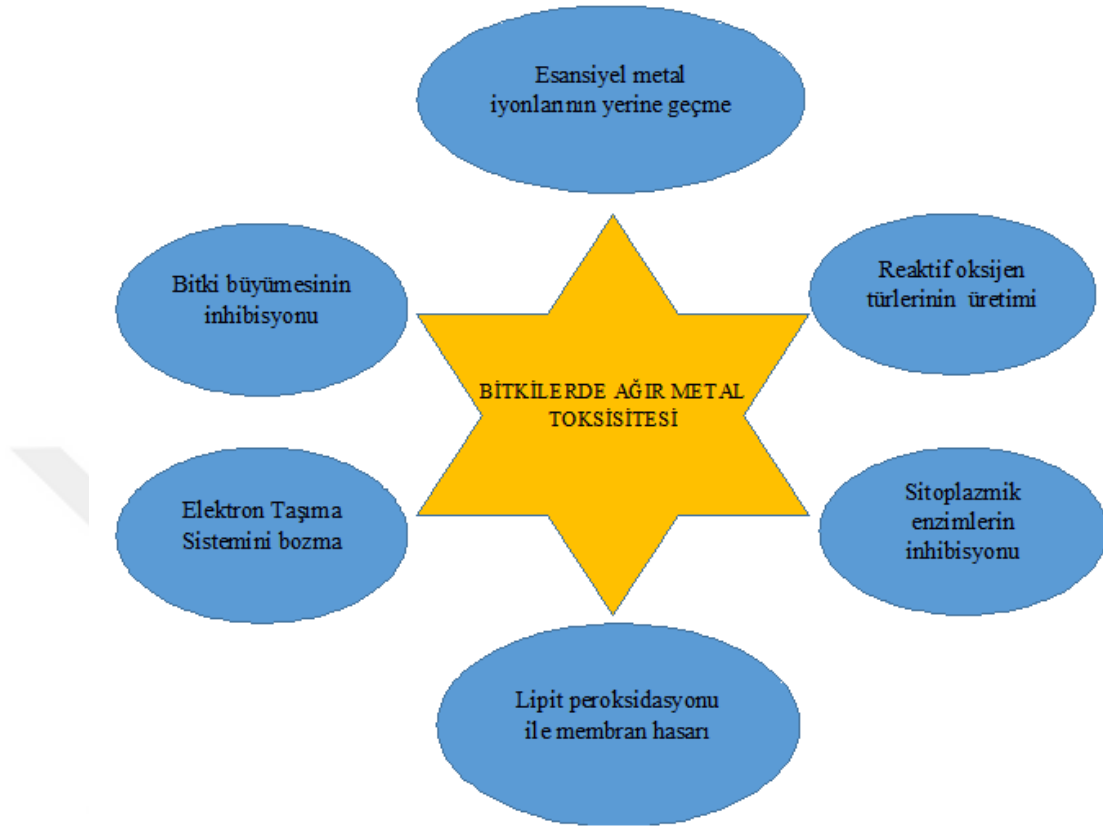
hareketine izin verir. Ağır metaller topraktan köke, köklerden sürgünlere ksilem dokuları sayesinde taşınır. Esansiyel olmayan ağır metallerin enerji tüketilerek simplastik yolla taşınması, normal hücre içi taşıma yolunun endodermiste bulunan kasparian şeridi tarafından bloke edilmesinden dolayıdır. Bu nedenle ağır metallerin apoplastik yoldan hareketi engellenir. Buda ksileme girmenin en kolay yolunun simplastik yolu kullanmak olduğu anlamına gelir. (Prasad, 2018).

Ağır metaller, ksilemden geçerken histidin gibi aminoasitlerle, sitrik, fumarik ve malik asit gibi organik asitler veya fitoşelatinler ile kompleks oluşturabilirler. Bununla birlikte Pb ve Cd gibi iyonik formda da aktarılabilirler. Rizosfer, yoğun bir mikrobiyal aktiviteye ev sahipliği yapar ve çeşitli inorganik ve organik bileşiklerin salındığı yerdir. Araştırmacılar, yaptıkları çalışmalarla rizosfer aktivitesinin, kökün mevcut metal ve metalloidlerle maruziyetindeki etkisini kanıtlamıştır (Abbas vd, 2014; Shahid vd, 2016).

Ağır metallerin floemde taşınması büyük olasılıkla zordur çünkü floem bağlanması kolay maddeler ve iyonlar içeren canlı hücrelerden oluşur. Bu durumun ağır metal taşınmasını zorlaştırdığı düşünülmektedir. Aynı zamanda bezelye bitkisinin yaprakları Cd ile muamele edilmiş ve çok az bir taşınımın gerçekleştiği gözlenmiştir (Greger vd, 1993). Cd, Cu ve Zn ile yapılan deneylerde ise, 40 saatte ne Cd ve Cu'nun, ne de Zn'nin bitki köklerine ulaştığı görülmüştür (Greger, 2004). Salim vd (1992), bakla bitkilerinde yaptıkları deneylerde Pb ve Cd'nin köklere doğru sınırlı olsa translokasyonu olduğunu göstermişlerdir. Herren ve Feller (1996) ise buğdayda Zn'nin floem yoluyla olgunlaşan tanelere taşındığını göstermişlerdir. Yapılan bu çalışmalarla farklı tür bitkilerin floem taşınması bakımından farklılık gösterdiği düşünülmektedir (Greger, 2004).

Farklı bitkiler, farklı ağır metallerin alımı için farklı mekanizmalara sahiptir ve taşıma yollarında değişiklikler gözlenmektedir (Prasad, 2018).

## 2.2. Ağır Metallerin Bitkilerde Yol Açtığı Zararlar ve Geliştirdikleri Savunma Mekanizmaları



Şekil 2. 2. Bitkilerde ağır metal toksisitesinin sonuçları (Prasad, 2018)

Yüksek seviyede ağır metale maruz kalan bitkilerin dokularında hasarlar meydana geldiği yapılan araştırmalarla ortaya çıkartılmıştır. Metaller, bitki beslenmesi için gereklidir. Örneğin demir (Fe), mangan (Mn) ve bakır (Cu), proteazlar ve süperoksit dismutazlar gibi pek çok enzimin kofaktörü olarak görev alırlar. Bununla birlikte bitkilerin Zn, Cu gibi esansiyel olan, buna karşılık Cd, Pb, Hg ve As gibi toksik etkili olan metallerin dokularında aşırı birikmesini önleme kabiliyetine ihtiyaçları vardır (Wei vd, 2008).

Kökler metal toksisitesinin ilk ve en belirgin görüldüğü organlardır. Yüksek konsantrasyonlardaki metallere maruz kalan kökler, normal köklere oranla daha kısa kalırlar, saçak kökler azalır, yan köklerde ise artma ya da azalma gözlenir. Metal alımının devam etmesi ile bitki gövdesinde de uzamanın olumsuz etkilenmesi gibi bazı etkiler ortaya çıkar. Sonuçta bitki büyümesi yavaşlar, kök ve gövde kuru ağırlıklarında azalmalar meydana gelir (Munzuroğlu ve Geçkil, 2002).

Bazı metaller enzimlerin aktivitelerini arttırabilirler. Hg, Zn ve Cu metallerinin belli derişimleri klorofilaz enziminin aktivitesinin arttırır. Bazı metaller bazı enzimlerin kofaktörü olarak görev yapar. Yüksek konsantrasyondaki ağır metaller, kofaktör görevi gören metalin yerine geçebilir. Örneğin Ribuloz 1-5 bifosfat karboksilaz/oksijenaz enziminin kofaktörü magnezyumdur (Mg) ancak Zn konsantrasyonu yüksek olan ortamda Zn'nin karboksil grubuna afinitesi yüksek olduğu için Mg'nin yerine geçer ve sonuçta Zn muamelesi ile enzimin aktivitesi önemli ölçüde inhibe edilir (VanAssche ve Clijters, 1986).

Cu, Zn, Al, Cd, Ni, As ve Hg gibi bazı ağır metallerin makro ve mikro besinler üzerine olumsuz etkileri vardır (Mariano ve Keltjans, 2005). Ca iyonları, bitki sinyalizasyonunda ikincil haberci olarak çalışır ve kökler tarafından alınarak genç dokuların meristematik bölgelerine taşınır (Hanger, 1979). Ağır metaller yüksek konsantrasyonlarda Ca bağlanma bölgelerine bağlanarak Ca iyonlarının alımını inhibe ederler. Örneğin Al iyonları guanozin5'tri fosfat (GTP) bağlayıcı proteinin aktivitesine müdahale eder ve aynı zamanda spesifik kanalları bağlayarak Ca iyon alımını inhibe eder (Rengel ve Elliott, 1992). Kayın bitkisinde yüksek konsantrasyondaki N ve Al alımından dolayı Ca alımında düşüş yaşanmıştır (Bengtsson vd, 1994).

Al gibi ağır metallerin toksisitesinden dolayı K kanallarındaki akış inhibe olur. Düşük pH'da ağır metaller K konsantrasyonunun azalmasına neden olur. Sonuç olarak Al toksisitesinin nedeni; plazma membranının sitoplazmik bölgelerindeki geçiş kanallarının tıkanması ve kökler ile savunma hücrelerindeki K iyonlarının azalmasıdır. Mg iyonları, ağır metal stresinden diğer besin elementlerine göre daha fazla etkilenir. Asidik bir ortamda (pH 4.5) farklı konsantrasyonlarda ağır metal uygulanan bir bitkideki Mg seviyesindeki düşüş bu duruma örnek gösterilebilir. Mg iyonlarının köklerden alımı, Ca iyonlarının alımından daha güçlüdür. Bitkiler farklı metal konsantrasyonlarına maruz bırakıldıklarında, Fe konsantrasyonu pH'ı 4.5'a düşürmüştür ve buda kök büyümesini önemli ölçüde etkilemiştir (Prasad, 2018).

Kükürt (S), bitkinin büyüme ve gelişimi için gerekli bir elementtir. Kükürt sistein (Cys) ve metionin aminoasitlerinin, kofaktörlerin, bitkiyi çevresel streslerden koruyan glutasyon (GSH), fitoşelatin (PC), ve glukozinolatlar gibi metabolitlerin bileşenidir. Klorofil üretimi ve inorganik azotun proteine dönüşümü için kükürt gereklidir. Kükürt metabolizması, bitkilerin ağır metal toleransı için gerekli moleküllerin sentezinde önemli rol oynar. Kükürt metabolizmasının adaptasyonu, stres altındaki bitkilerin hayatta kalmasını sağlayan önemli bir etkidir. Bu stres

koşullarında yetişen bitkiler eş zamanlı olarak sülfat alımını arttırırken, ağır metalleri bağlayan düşük moleküler ağırlıklı tiyollerin sentezini de arttırır (Hardulak vd, 2011). Bitkilerdeki ağır metal stresi, kükürt metabolizmasında fonksiyon gören enzimlerin sentezinde değişikliklere neden olur. S içeren bileşiklerin sentezinde yer alan enzimlerin çoğunun, ağır metallere maruziyet ile üretimi artar. Bu enzimlerin aşırı üretiminin çeşitli ağır metallere karşı direnci arttırdığı bulunmuştur. Bazı bitki türlerinde, bazı ağır metaller için detoksifikasyon, PC gibi S içeren bileşiklerle kompleksleşme yoluyla elde edilir. PC'ler metal şelatörlerin en önemli sınıfıdır. PC'ler yüksek konsantrasyondaki ağır metallerin strese soktuğu hücrede üretilir. PC-metal komplekslerinin çalışma tarzı, ağır metallerin hücre duvarına bağlanma kapasitesini düşürmek ve aynı zamanda hücre bölmelerinde detoksifiye etmektir. Böylece bitkiler toksisite semptomları göstermeksizin çok yüksek ağır metal konsantrasyonlarına dayanabilirler (Dago vd, 2014). Örneğin *Arabidopsis thaliana*'da PC'lerin aşırı ekspresyonu artan ağır metal birikimi olmadan Ni, Zn, Co, Cd ve As direncinin artmasına yol açmıştır. Bununla birlikte ağır metal stresi sonucu ortaya çıkan oksidatif stres, GSH aracılığıyla baskılanarak, ağır metallerin vakuol içerisinde alıkonması sağlanır. Bunlar, S içeren bileşiklerin ağır metal detoksifikasyonunda rol oynadığını düşündürmektedir. Neticede bitkilerdeki ağır metal toleransı ve kükürt metabolizmasının birbiri ile ilişkili olduğu belirlenmiştir (Na ve Salt, 2011).

Ağır metaller, enzimlerin ve yapısal proteinlerin sülfidril gruplarına tutunmak, hücresel yapıların deformasyonuna sebep olmak, esansiyel elementlerin kullanımını engellemek suretiyle bitkilerde toksisiteye neden olurlar. Ağır metal alımındaki artış reaktif oksijen türlerinin (ROT) ve serbest radikallerin ortaya çıkmasına neden olur ve buna bağlı olarak oksidatif stres ortaya çıkar. ROT; lipitleri, karbonhidratları ve nükleik asitleri etkileyen süperoksit radikalini ( $O_2^-$ ), singlet oksijeni ( $^1O_2$ ), hidrojen peroksiti ( $H_2O_2$ ), ve hidroksil radikalini ( $OH^-$ ) içerir.

ROT'ların zararlı etkilerinden korunmada, enzimatik ve enzimatik olmayan mekanizmalar görev alır. Antioksidatif enzimlerin önemi ROT'ları temizleme ve böylece oksidatif hasarı önleme kabiliyetleridir. Bitkilerin sahip oldukları antioksidan enzimler; süperoksit dismutaz (SOD), katalaz (CAT), askorbat peroksidaz (APX) ve guaiacol peroksidaz (GPOX) gibi enzimlerdir. SOD, süperoksit radikallerini  $H_2O_2$ 'ye çevirir,  $H_2O_2$ 'nin birikmesi de APX, CAT, GPAX tarafından engellenir. Böylece ROT'ların üretimi ve yokedilmeleri arasındaki denge sistemin hayatta kalmasını sağlar (Khatun vd, 2008).



Ayrıca metallothioneinler (MT), ağır metalleri bir tiyol-sistein grubu vasıtasıyla bağlayan ve aynı zamanda ağır metallerin detoksifikasyonunda önemli rol oynayan düşük moleküler ağırlıklı bir protein ailesidir. MT'lerin bitkileri ROT'lardan temizleyerek ve içsel alıkonma yoluyla metallerden korumak için farklı bir mekanizmaları vardır (Huang ve Wang, 2010). MT genlerinin düzenlenmesi bitki tipine göre değişiklik gösterir. Bir bitki soğuk, sıcak, tuz, kuraklık, ağır metal ve oksidatif stres gibi abiyotik stres altındayken genler aktive olur (Gautam vd, 2012).

Ağır metal konsantrasyonunun yüksek olduğu ortamlarda yetişen bitkiler bu durumdan en az etkilenecek şekilde kendilerini korumaya çalışırlar. Bu amaçla çeşitli mekanizmalar geliştirmişlerdir. Yüksek konsantrasyonda metale maruziyet sonucu bu metallerin alımı ve bitki dokularına taşınımı sonucunda hücrede şekil değişir ve musilaj üretimi gerçekleşir. Ayrıca kaspari şeridi veya hücre duvarı aracılığı ile geçiş engellenir. Ağır metal biriktirme kapasitesi yüksek olan bitkiler ise ağır metalleri vakuollerine taşıyarak burada bulunan organik asit, aminoasit veya metal bağlayan peptitler vasıtasıyla vakuollerde tutulmasını yani ağır metalin detoksifiye edilmesini sağlarlar (Şafak, 2011). Örneğin *Silene* cinsinde ağır metallerle adaptasyon çalışmaları yapılmış, bu çalışmalar neticesinde *Silene vulgaris* için toksik iyonların organik asitlerle (Harmens vd, 1994) veya serbest aminoasitlerle kompleksleşmesi gösterilmiştir. *Silene vulgaris*'in ağır metallerle verdiği yanıtta fitoşelatinlerin ve glutatyonun rolü de gösterilmiştir (Nadgorska-Socha vd, 2009).

Vakuol olgun bir bitki hücresindeki en büyük organeldir. İyonların ve metabolitlerin önemli bir rezervuarıdır ve detoksifikasyon süreci ile hücrenin normal gelişimi için çok önemlidir. Cd ve As gibi toksik metaller temel olarak sitosolün detoksifikasyonunun bir aracı olarak vakuolde depolanır (Zhang vd, 2018).

Bitkilerde ağır metallerle tolerans, ağır metal alımının engellenmesi veya içsel alıkonma ile alakalıdır. Bu tarz mekanizmalara sahip bitkiler ağır metallerle toleranslı olarak kabul edilir. Ağır metallerle karşı bitkiler tarafından geliştirilen korunma mekanizmaları familya, cins, tür seviyesinde farklılıklar gösterebilmektedir (Hall, 2002).

### **2.3. Kadmiyum (Cd)**

Kadmiyum atom numarası 48, atom ağırlığı 112.41 gr/mol, yoğunluğu 8.7 gr/cm<sup>3</sup> olan bir geçiş elementi olup daha çok yer kabuğunda bulunur. Doğada tek başına

bulunmayıp genellikle çinko ile bileşikler oluşturur. Cd ayrıca endüstriyel faaliyetlerde kullanılan Zn, Cu ve Pb'nin yan ürünü olarak ortaya çıkar (Anonim 2007).

Cd, toprakta mobilitesi yüksek bir metaldir ve bitki ve hayvanlar için az miktarda bile toksik bir elementtir. Cd'un yüksek çözünürlüğe sahip olması, bitkiler tarafından hızlı ve kolay bir şekilde absorblanabilmesine neden olurken, yüksek hareket yeteneği ve küçük konsantrasyonlarda dahi canlılar üzerine zararlı etkilerinden dolayı ağır metaller arasında en tehlikeli metallere biri olarak kabul edilmektedir (Vanlı, 2007).

Cd, besin zinciri vasıtasıyla insanlarda birikir. Bu nedenle tarımsal ve doğal alanlarda Cd kirliliği istenmeyen bir durumdur (Hussain vd, 2019). Cd insanlarda böbrek yetmezliği, osteoporoz ve kanser gibi hastalıklara neden olur. Japonya'da Cd içeriği yüksek atık sularla sulanan pirinç tarlalarında üretilen pirinç yiyen kişilerde – itai –itai diye bilinen böbrek ve kemik hastalığı ortaya çıkmıştır (Godt vd, 2006).

Cd, gıda ürünlerinin lağım çamuru ve atık sularla sulanması sonucunda bu ürünlerde birikerek besin zincirine girmiş olur. Endüstriyel alanlara ve madencilik faaliyetlerinin yapıldığı alanlara yakın topraklarda yetişen gıda mahsüllerinde Cd'ye ek olarak başka ağır metallerde birikir. Bu durumda, birçok bitkide mineral besin maddelerinde değişiklikler olduğu gözlenmiştir. Bitkide kök morfolojisi ve büyümesi Cd'den oldukça fazla etkilenir. Bitkide fotosentez, biyokütle, verimlilik ve kalite Cd toksisitesi sonucu azalır. Geniş yapraklı bitkiler daha fazla Cd biriktirir. Cd bitkilerin tüketilebilir kısımlarında birikerek canlılar için tehlikeli duruma gelir (Hussain vd, 2019). Genel olarak bitkilerdeki Cd içeriği; kök > gövde > yapraklar > meyveler > tohumlar şeklindedir (Benavides vd, 2005).

Cd'nin başlıca toksisite nedeni esansiyel bir element olan Zn'ye benzerliğidir. Canlı organizmalarda Cd ve Zn aynı taşıyıcılar tarafından alınır, taşınır ve aynı yapılara dahil edilir (Clemens, 2006). Deniz diyatomu *Thalassiosira weissflogii*'nin Zn eksikliği olan sulara büyümeyi sürdürmek için bir protein içindeki Zn'yi Cd ile değiştirmesi, bu benzerliğe kanıt niteliğindedir (Lane vd, 2005). Bununla birlikte Cd toksik bir metal olduğu için tercih edilmez ve yeterli Zn temini ile Cd'nin birikimi ve toksik semptomları önlenir. Cd toprakta küçük konsantrasyonlarda (<0.3mg/kg) kendiliğinden oluşur. Ancak insan aktiviteleri, çevrede ciddi miktarda Cd birikimine ve kirliliğine yol açmıştır. Günümüzde odun külü ve lağım çamuru gibi biyolojik atık ürünlerinin geri dönüştürülerek tarım arazilerinde kullanılması arzulanmaktadır. Bu atıklardan kurtulmak için makul bir yoldur ve ekonomik açıdan da maliyeti uygundur.

Bununla birlikte bu atık ürünler kayda değer miktarda Cd ve diğer toksik metalleri içerdiğinden, ekosistemlerin tolere edebileceğinden fazla Cd verilme ihtimaline karşın risk değerlendirmesi yapılmalıdır (Johansen vd, 2018).

Cd konsantrasyonu, eşik seviyesini yani toprakta  $8 \text{ mg.kg}^{-1}$ , bitki dokularında ise  $3-30 \text{ mg.kg}^{-1}$ 'ı aştığında (Chen vd, 2008) büyüme geriliği, klorozis, nekrozis, kahverengi kökler ve hatta birçok bitkide ölümle sonuçlanan Cd toksisitesi semptomları gözlenmiştir. Cd'nin bitkilerde birikmesi; solunum, fotosentez, mineral besinlerin alınması, taşınması ve su emilimi gibi bir dizi fizyolojik olayı ciddi olarak etkileyebilir (Gratao vd, 2015).

### **2.3.1. Kadmiyumun bitki büyümesi üzerine etkisi**

Cd, bitki büyümesi ve biyokütlesini olumsuz yönde etkiler. Hidroponik koşullar altında yetişen biber bitkisinde Cd stresi sonucunda kök uzunluğu ve kök yüzey alanı azalır (Huang vd, 2015). Yine hidroponik koşullar altında yetiştirilen iki biber çeşitine uygulanan 2 ve  $10 \mu\text{M}$  Cd konsantrasyonu, doza bağlı bir şekilde bitkilerin taze ağırlığını azaltmıştır (Xin vd, 2014). Saksıda kontrol grubu olarak yetiştirilen patates bitkisi ile  $60 \text{ mg.kg}^{-1}$  Cd uygulanan patates bitkisi karşılaştırıldığında, Cd uygulanan fidelerin kök ve sürgün uzunlukları ile kuru ağırlıklarının azaldığı gözlenmiştir (Hassan vd, 2016).  $100 \mu\text{M}$  Cd içeren besin çözeltisinde 90 gün boyunca tutulan domates bitkisinde meyve üretimi olmamıştır (Hediji vd, 2015). Yine Cd stresi lahanada bitkisinin sürgün ve kökleri ile kuru ağırlıkta kayda değer bir azalmaya neden olmuştur (Jinadasa vd, 2016). Cd stresi, soya fasülyesi, turp ve marulda da bitki büyümesinde ve biyokütlede azalmaya neden olmuştur (Hussain vd, 2019).

### **2.3.2. Kadmiyumun bitki anatomisi, morfolojisi ve bitkideki fizyolojik faaliyetler üzerine etkisi**

Bitkiler Cd'ye maruz kaldıklarında köklerinde kahverengileşme görülür (Lux vd, 2010). Bitkide Cd toksisitesi, kök uzunluğunun ve kuru maddenin azalması yanında kök çapının artması ile sonuçlanır (Gratao vd, 2009). Cd stresi, parankim hücrelerinin boyutunun artması ve suyun radyal akışına karşı bitkide direnci arttırmada fonksiyonu olan kortikal dokunun aşırı genişlemesi nedeniyle kök çapının artmasına neden olur (Maksimovic vd, 2007).

Yapraklarda Cd toksisitesi sonucunda klorozis, nekroz ve kuruma olayları meydana gelir. Toksik metallerin etkileşimi ve Fe eksikliği nedeniyle bitkide klorozis durumu ortaya çıkar. Araştırmacılar Cd'nin sebep olduğu klorozisin Fe:Zn oranındaki değişimden, fosfor eksikliği ya da Mangan taşınmasında meydana gelen problemlerden kaynaklandığını belirtmişlerdir (Root vd, 1975). Birçok bitki türü için yapraklardaki Cd'nin normal konsantrasyonu 0.05-0.2 mg.kg<sup>-1</sup> dir. Bazı bitkilerde ise yapraklardaki Cd konsantrasyonu, kuru ağırlıktan 5-10 mg kadar büyüktür (Hussain vd, 2019).

Cd toksisitesi, bitkilerin fotosentez hızını olumsuz yönde etkiler. Çeşitli çalışmalarla Cd'nin etkin bir fotosentez inhibitörü olduğu gösterilmiştir. Stomaların açılması, transpirasyon ve fotosentez olayları kadmiyum tarafından etkilenir. Cd uygulanmış bitkilerin bekçi hücrelerindeki H<sub>2</sub>O ve Ca<sup>+2</sup> ile K<sup>+</sup> taşınımı inhibe olur. Bunun sonucunda gaz alışverişinin yapıldığı stomaların açılıp kapanması etkilenir. Bu da fotosentez ve solunumu etkiler (Perfus-Barbeoch vd, 2002).

Cd, klorofil sentezini inhibe eder. Fotosistem I (PSI) ve fotosistem II (PSII)'nin zarar görmesine neden olur. Ayrıca Cd, krebs döngüsü enzimlerini ve elektron taşıma sistemini (ETS) de etkiler. Solunum yolu enzimlerinin yapısının Cd stresi nedeniyle değiştiği belirlenmiştir (Smiri vd, 2009).

Tohumların çimlenmesi için su çok önemli ve gereklidir. Cd, tohumlardaki emilim olaylarını inhibe eder ve dolayısıyla çimlenme için alınması gereken su miktarını azaltır. Tohumların Cd'ye maruz kaldıklarında yeterince su absorbe edemedikleri gösterilmiştir (Lee vd, 2010). Sonuç itibariyle Cd'ye maruziyetin tohum çimlenmesini ve fide büyümesini engellediği gözlenmiştir. Cd terleme hızı ve yaprak su içeriğinde azalmaya neden olarak bitkide su stresinin ortaya çıkmasına neden olur (Dominguez vd, 2011). Cd, plazma membranlarının geçirgenliğini bozar, buda bitkilerin su içeriğinde azalmaya neden olur (Fernandez vd, 2013).

Cd toksisitesi yapısal özelliklerin ve hücre anatomisinin değişmesine neden olur (Kupper vd, 2000). Liu ve Kottke ( 2004) yaptıkları çalışmalar sonucunda hücrede, vakuollerin genişlemiş sayılarının ise artmış, mitokondri sayısının azalmış, sitoplazmanın yoğunlaşmış, plazmolizin uyarılmış, çekirdek zarının parçalanmış, kloroplastların ise zarar görmüş olduğunu tespit etmişlerdir. Bir başka araştırmada araştırmacılar; 500 mmol L<sup>-1</sup> Cd konsantrasyonunda yetiştirilen *Brassica napus* bitkisinin kök ucundaki hücrelerin duvarlarında çatlak, gelişmemiş mitokondriler ve endoplazmik retikulum noksanlığı rapor etmişlerdir (Ali vd, 2013). *Sedum alfredii*

bitkisine uygulanan çeşitli Cd konsantrasyonlarının da hücre yapısını parçaladığı gözlenmiştir (Hussain vd. 2019).

### 2.3.3. Kadmiyumun reaktif oksijen türleri ( ROT) üzerine etkisi

Bitkiler yüksek Cd konsantrasyonlarına maruz kaldıklarında Reaktif Oksijen Türlerinin (ROT) üretimi artar (Sharma vd, 2010). Malondialdehit (MDA) içeriği oksidatif hasardaki artışın bir göstergesidir (Moller vd, 2007). ROT üretimi arttığında membran lipit peroksidasyonu başlar ve sonuç olarak dokularda serbest radikaller oluşur. Cd toksisitesi ROT üretimine, membran bozulmasına, toksik metabolitlere ve fotosentezin inhibisyonuna neden olabilir. ROT'un aşırı üretimi protein oksidasyonu, enzim inhibisyonu, membran lipit peroksidasyonu ve sonuç olarak hücre hasarına neden olan ve sonunda hücrenin ölümüyle sonuçlanan DNA ve RNA yıkımı gibi oksidatif süreçler içerir (Shamsi vd, 2008).

### 2.3.4. Kadmiyum taşıyıcıları

Cd'nin içsel alıkonmasıyla ilgili, ağır metal ATPazlar (HMA'lar), Ca<sup>+2</sup> iyon taşıyıcılar (CAX'lar), doğal dirençle ilişkili makrofaj proteinleri (NRAMP'lar) ve ATP bağlayıcı kaset ailesi C proteinleri (ABCC'ler) gibi birkaç sınıf taşıyıcı ailenin vakuol içinde yer aldığı rapor edilmiştir. P-tipi ağır metal ATPaz olan HMA3, farklı bitki türlerinde Zn, Pb, Cd ve Co dahil olmak üzere çeşitli ağır metallerin vakuolde alıkonmasına aracılık eder (Zhang vd, 2016). *Arabidopsis*'te HMA3 temel olarak kökte ifade edilir ve Cd'nin kökte alıkonulmasını sağlayarak, kökten sürgünlere uzun mesafeli taşınımı sınırlandırır. Böylece yapraktaki Cd konsantrasyonu kontrol edilir (Chao vd, 2012).

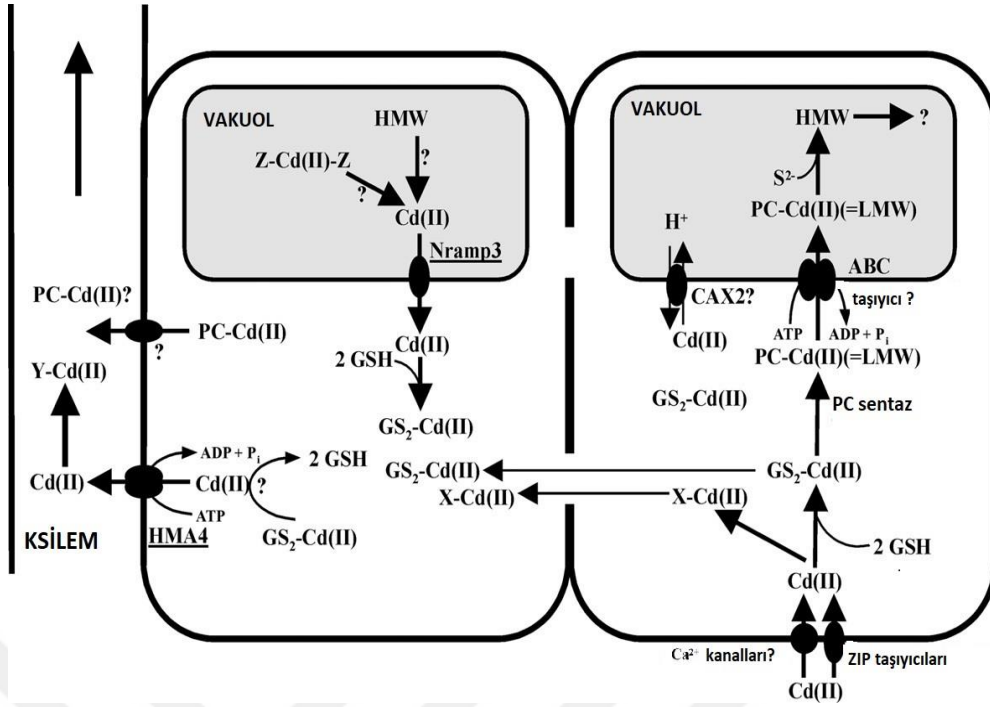
QTL ( Kantitatif Trait Lokus ) analizi ile, düşük ve yüksek konsantrasyonda Cd biriktiren *Oryza sativa* (pirinç) çeşitlerinde, sürgünlerde Cd birikimini kontrol eden HMA3 taşıyıcısı tanımlanmıştır. Düşük miktarda Cd biriktiren pirinç çeşidinde OsHMA3, fonksiyonel ve spesifik olarak Cd'yi kök içindeki vakuollerde alıkoyar. Bununla birlikte yüksek miktarda Cd bulduran bitki çeşidinde tek bir aminoasit mutasyonu nedeniyle bu taşıyıcı aktif değildir (Miyadate vd, 2011).

Hiperakümülatör olmayan bitkilerin aksine, *Noccaea caerulescens*, *Arabidopsis halleri*, *Sedum alfredii* gibi Cd hiperakümülatörleri yüksek konsantrasyonlardaki Cd'yi hiçbir toksisite belirtisi göstermeden sürgünlerinde biriktirebilirler. *Noccaea caerulescens*'de NcHMA3'ün yüksek ekspresyonu Cd hiperakümülatasyonunda rol

oyun. Benzer şekilde *Sedum alfredi*'nin hiperakümülatör ekotipinde, hiperakümülatör olmayan tipine göre SaHMA3h yüksek oranda eksprese edilir (Zhang vd, 2018).

CAX'lar çoğunlukla Ca'ya özgü tonoplastta lokalize olmuş taşıyıcılardır. Bununla birlikte AtCAX2 ve AtCAX4 yalnızca Ca'yı değil aynı zamanda Cd, Mn, ve Zn gibi bazı metallere taşıdığı belirlenmiştir (Korenkov vd, 2009). Cd hiperakümülatörlerinden *Arabidopsis halleri*'de AhCAX1'in bu bitkide sadece Cd toleransına katkıda bulunabileceği ileri sürülmüştür (Bailardini vd, 2015).

NRAMP taşıyıcıları; Fe, Zn, Mn ve Cd dahil olmak üzere çeşitli çift değerlikli geçiş metallere taşır. *Arabidopsis thaliana*'da bulunan altı adet NRAMP ailesinden, NRAMP3 ve NRAMP4, tonoplastta lokalize olmuştur ve metallere vakuolden sitosole ihraç eder (Lanquar vd, 2005). *atnramp3* ve *atnramp4* ikilisi devre dışı bırakılan bitkide, Fe ve Mn eksikliği semptomları ile birlikte Cd'ye karşı artan duyarlılık ortaya çıkar (Oomen vd, 2009). Cd, Mn ve Fe alımını inhibe eder ve bu nedenle bozulmuş Fe, Mn homeostasisi, semptomları artan Cd hassasiyeti olarak ortaya çıkar. HMA3'ün aksine, CAX ve NRAMP taşıyıcıları Cd'nin iyonik formunu ( $Cd^{+2}$ ) taşırken, ATP bağlayıcı taşıyıcı ailesine ait olan ABCC taşıyıcıları, PC'lere bağlanmış Cd'yi taşır. *Arabidopsis abcc1abcc2* çifte mutantı, bitkinin Cd'ye duyarlı bir fenotip sergilemesine neden olur. Cd'ye duyarlı boya ile boyanan *Arabidopsis*'in çifte mutant bitkisinde Cd'nin, mezofil protoplastının sitosolünde lokalize olduğu ortaya çıkarken; yabancı tip bitki hücrelerinde Cd'nin, vakuol içerisinde olduğu belirlenmiştir. Bu veriler ABCC1 ve ABCC2 taşıyıcılarının Cd'nin vakuolde alıkonmasında önemli olduğunu göstermektedir (Park vd, 2012). Son yapılan çalışmalarla AtABCC3'ün PC aracılığıyla Cd toleransında rol oynadığı tespit edilmiştir. Cd muamelesiyle AtABCC3'ün ekspresyonu uyarılır. AtABCC3'te meydana gelen bir mutasyon Cd'ye duyarlılığı arttırmıştır (Zhang vd, 2018).



Şekil 2.3.Bitki köklerinde Cd'nin alımı, tutulması ve tranlokasyonu sürecinin şematik gösterimi (Clemens, 2006)

Şekil 2.3'de iki farklı kök tasvir edilmiştir. Birinci kök suya yakındır ve minerallerin dokulara translokasyonu ksilem yoluyla olur. Diğer kök rizosferle temas halindedir. Görünüşe göre  $Cd^{+2}$  iyonları,  $Fe^{+2}/Zn^{+2}$  taşıyıcı ZIP ailesi ve  $Ca^{+2}$  taşıyıcı/kanalları ile alınır ve sitosolde şelatlanırlar. İlk ligandlar GSH (bisglutatyon-Cd kompleksleri,  $GS_2-Cd(II)$ ) ve potansiyel olarak bilinmeyen diğer moleküller ( $X-Cd(II)$ ) olabilir. PC sentaz enziminin etkisi ile PC aktivasyonu artar ve bu PC'ler  $GS_2-Cd(II)$  ile etkileşime girerek PC-Cd(II) komplekslerinin (= LMW kompleksleri) oluşumu sağlanır. Bu komplekslerin bilinmeyen bir ABC-tip taşıyıcı ile vakuole taşındığı varsayılır. Vakuolün içerisinde sülfür içeren HMW kompleksleri oluşur. HMW komplekslerinin metabolik süreçteki devamlılığı tam olarak bilinmemektedir. Vakuolde tutulmanın ikinci yolu  $Cd_2/H$  antiportu olabilir. *A. thaliana*'da CAX2 bu taşımada rol oynayabilir. HMW'ye veya tanımlanmayan komplekslere ( $Z-Cd(II)-Z$ ) bağlanan vakuolar Cd'nin bir kısmı AtNramp3 gibi proteinler tarafından tekrar sitosole geçirilebilir. Ksilem yüklemesi, kendisini çevreleyen hücrelerin plazma zarında bulunan boşaltma pompalarına bağlıdır. *A. thaliana*'da bu pompalardan birinin AtHMA4 olduğu belirlenmiştir. Metallerin bitkinin yukarı kısımlarına taşınmasının oranı, metalin kök hücrelerinde metali alıkoyma yolu aktivitesinin etkinliğine bağlıdır (Clemens, 2006)

## 2.4. Arsenik (As)

Arsenik, yer kabuğunda geniş bir alana yayılmış ve yer kabuğundaki ortalama yoğunluğu 2ppm, atom numarası 33, atom ağırlığı 74.91g/md ve yoğunluğu 5.78g/cm<sup>3</sup> olan metalloiddir (Kahvecioğlu vd, 2004).

Hava, toprak ve su kaynaklarının ağır metallere kirlenmesi küresel bir çevre sorunudur. Ağır metaller insanlar dahil, bitkiler ve hayvanlar içinde toksiktir. Yüksek derecede toksik ve kanserojen olan elementlerden biriside arseniktir. ABD Çevre Koruma Ajansı (EPA) ve Uluslararası Kanser Araştırma Ajansı (IARC), As ve bileşiklerini 1. Sınıf kanserojen madde olarak sınıflandırmışlardır. Toksik maddeler ve Hastalık Kayıt Ajansı (ATSDR)'ye göre de As en tehlikeli 20 madde arasında ilk sırada yer almıştır (ATSDR, 2013). Dünya üstünde her 60 kişiden biri, yeraltı sularındaki As konsantrasyonunun 50 µg/L veya daha fazla olduğu bir bölgede yaşamaktadır (Imran vd, 2013). Havadan veya içme sularıyla alınan arseniğin insan vücudunda, çeşitli deri lezyonları, deri ve akciğer başta olmak üzere çeşitli organlarda kanserin ortaya çıkmasına neden olduğu kanıtlanmıştır (Arain vd, 2009).

As'nin çevreye yayılması; dünyanın kritik bölgelerinde As bakımından zengin minerallerin hava koşullarından dolayı aşınması ve volkanik faaliyetler gibi doğal süreçlerle ya da tarımda arsenikle kontamine olmuş suların kullanılması veya arsenik içeren tarım ilaçlarının ve gübrelerin aşırı kullanılması, madencilik ve eritme işlemleri ve kereste koruyucu olarak arsenik kullanılması gibi antropojenik faaliyetlerle olur (Chandrakar vd, 2016).

### 2.4.1. Arsenik bileşikleri ve toksik etkileri

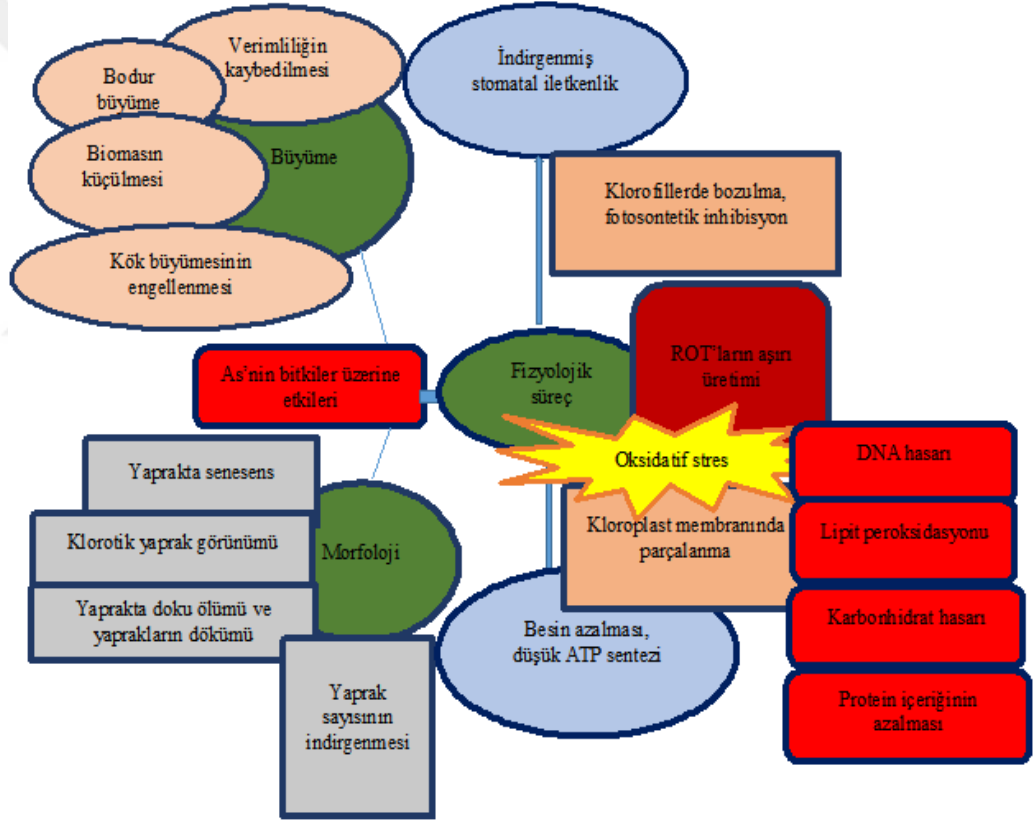
Arsenik dört farklı oksidasyon durumunda bulunabilir. Bunlar As (-III), As (0), As (III) veya As (V)'dir. Hem inorganik hem de organik (monometil arsonik asit, arsenobetain ve arsenosugarlar) türleri mevcuttur. İnorganik arsenik türleri, organik asit türlerinden daha hareketli ve toksik etkilidir. Doğal ortamda arsenat (As(V)) ve arsenit (As(III)) hakimdir, bunlar oldukça zehirli ve hareketlidir. As(III) indirgenmiş koşullarda hüküm sürer, As(V) ise oksitli ortamlarda baskındır (Khalid vd, 2017). İnorganik formlar arasında da As(III) daha çözündür ve As(V)'den daha hareketli ve 60 kat daha toksiktir. Çünkü protein ve enzimlerin yapısındaki sülfidril grupları (-SH) ile reaksiyona girer, hücre fonksiyonları inhibe olur ve sonuçta hücre ölümü gerçekleşir (Armendariz vd, 2016). Bununla birlikte yapılan yeni çalışmalarla As'nin



organik formunun inorganik formundan daha toksik olabileceği bildirilmiştir. Örneğin Duncan vd (2017), dimetilarsenatın (DMA), As(V) ile karşılaştırıldığında buğday için daha toksik etkili olduğunu göstermişlerdir. Buğdayın çimlenme oranlarının As(V) stresi altında %80'i aştığını, ancak DMA stresi altında %20-40'a düştüğünü bildirmişlerdir. Benzer şekilde DMA tane verimini de As(V)'e oranla %20-50 oranında azaltmıştır (Duncan vd, 2017).

#### 2.4.2. Arseniğin bitki morfolojisi, fizyolojik ve biyokimyasal faaliyetler üzerine etkisi

Arsenik, bitki içinde morfolojik, fizyolojik ve biyokimyasal pekçok değişikliğe neden olduğu için büyümeyi ve bitkinin verimliliğini etkiler (Chandrakar vd, 2016).



Şekil 2.4. Bitkilerde arsenik toksisitesi; morfolojik, fizyolojik ve kimyasal yanıtlar (Abbas vd, 2018)

As'nin çok küçük konsantrasyonlarının bazı bitki türlerine olumlu etkisi olabilir. Ancak As konsantrasyonundaki artış bitkiler için toksik hale gelir, nekroz ve klorozisin ortaya çıkması, büyümenin inhibisyonu ve nihayetinde bitkinin ölümüne neden olur (Gulz vd, 2005).

Arseniğin hücre içinde gerçekleştirdiği en tehlikeli biyokimyasal etki ROT'ların oluşumudur. ROT'lar bitki metabolizması için oldukça tehlikelidir ve lipitler, proteinler, karbonhidratlar ve DNA olmak üzere önemli makromoleküllerde tamir edilemez hasara yol açabilirler. Bitkilerde ROT oluşumunun As(V)'in As(III)'e indirgenmesi ile bağlantılı olduğu anlaşılmıştır (Talukdar, 2013).

Bitkiler, ROT oluşumunun neden olduğu oksidatif hasardan, antioksidan enzimlerin (CAT, SOD, GR, APX) artan aktiviteleriyle kendilerini korurlar (Souri vd, 2017). Enzim olmayan antioksidanlar arasında prolin, hücrenin normal çalışması için gereken minimum hidrasyon seviyesinin korunmasına yardımcı olarak, bitkileri ROT'un neden olduğu hasarlara karşı korur (Chandrakar vd, 2016).

### **2.4.3. Arseniğin alımı taşınması ve detoksifikasyonu**

Bitkiler arseniği köklerinde biriktirir, aktif ya da pasif yolla sürgünlere taşır. As ile kirlenmiş toprakta yetişen farklı bitki türlerinin kuru ağırlıklarında < %0,1 oranında As konsantrasyonu rapor edilmiştir (Austruy vd, 2013).

Bitkiler tarafından As'nin alım mekanizması As'nin kimyasal özelliklerine göre değişir. As(V)'in bitki hücresine girişi için çeşitli Pi kanalları kullandığı bildirilmiştir. Bunun nedeni Pi'nin kimyasal olarak As'ye benzemesidir (Lei vd, 2012).

As duyarlılığı, P beslenmesine yakından bağlıdır. Artan P miktarı yüksek yapısal benzerlikli P/As(V) emilim sistemini baskılayarak azalmış As(V) emilimine neden olmaktadır. Dirençli olmayan bitkiler P miktarlarını arttırarak As(V)'e daha dirençli hale gelebilirler. Böylece As(V)'in baskılanmış emilimi sayesinde birikimide daha az olur. As stresine giren bitkiler, tohum üretimine daha fazla, büyümeye daha az kaynak ayırmaktadırlar. Bu şekilde rekabet ve hayatta kalma kabiliyetlerini arttırdıkları düşünülmektedir (Meharg ve Hartley-Whitaker, 2002).

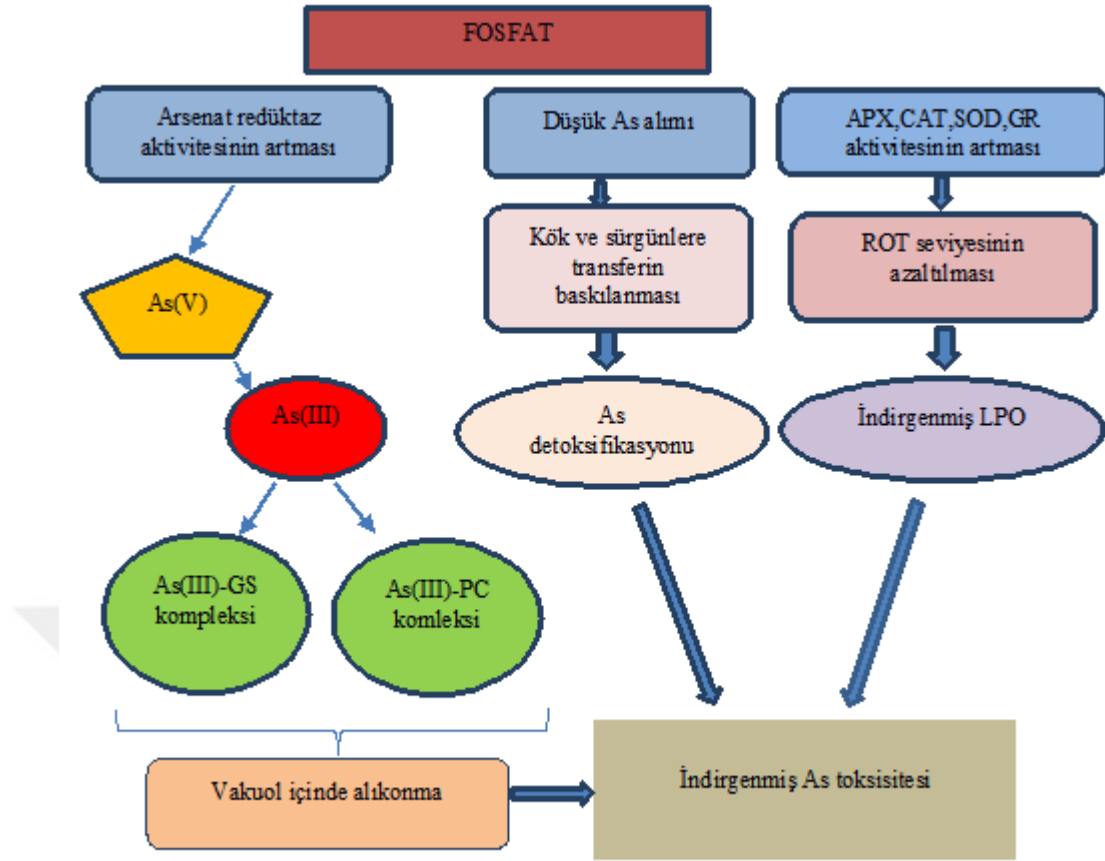
Farklı Pi taşıyıcı proteinler (PHT), bitkilerde As(V) alımına katılır. Bitkilerin hem yüksek hem de düşük afiniteli Pi taşıyıcıları içerdiği bildirilmiştir. PHT1 proteinlerinin yüksek afiniteli taşımada rol oynadığı belirtilmiştir. Düşük afiniteli taşımada yer alan protein ise hala bilinmemekle beraber, bazı çalışmacılar PHT1 proteinlerinin düşük afinite aktivitesine neden olabileceğini bildirmiştir (Nussaume vd, 2011). Diğer taraftan bitkiler çeşitli nodulin-26 benzeri iç proteinler (NIP) vasıtasıyla As(III)'ü alırlar. PHT taşıyıcılarının tek yönlü, NIP taşıyıcılarının ise çift yönlü çalıştığı bildirilmiştir. Bu nedenle As(III), konsantrasyon farklılığına bağlı

olarak bitki hücreleri ve büyüme ortamı arasında her iki yönde de hareket edebilirler (Khalid vd, 2017).

As'nin ligandlarla kompleksleşmesi ve vakuolde kompartımanlaştırılması As detoksifikasyonunun başka bir çeşitidir. As vakuolün içerisinde esas olarak PC-As veya GSH-As kompleksleri şeklinde alıkonulur. PC ve metalotiyoneinler (MT) gibi tiyol reaktif ve sistein bakımından zengin peptitler, As'ye güçlü bir şekilde bağlanarak toksik olmayan bir forma dönüşmesini sağlarlar (Begum vd, 2016). Bu komplekslerin vakuole taşınmasından sorumlu taşıyıcılar ABC taşıyıcı ailesidir. ABC taşıyıcılarının As detoksifikasyonundaki önemi Song vd (2010), tarafından yapılan çalışmalarla gösterilmiştir. Son yıllarda yapılan araştırmalarla, dışardan verilen salisilik asit (SA), nitrik oksit (NO) ve fosforun As kaynaklı toksisitelerin çeşitli mekanizmalar yoluyla hafifletilmesine yardımcı olabileceği gösterilmiştir (Singh vd, 2017).

Eğreltiotları, As'yi vakuollerine alabilen mekanizmalara sahiptir. Eğreltiotu *Pteris vittata* ilk As hiperakümülatörü olarak tanımlanmıştır. Topraktaki As konsantrasyonundan 100 kat fazlasını sürgünlerinde biriktirebilme yeteneğine sahiptir (Meharg ve Whitaker, 2002). As, As(V) formunda fosfat transportırları yoluyla kök hücrelerine girer. Daha sonra vakuollerinde depolandığı yapraklara taşınarak burada birincil As formu olan As(III)'e indirgenir. *P.vittata*'da PvACR3 (Arsenic Compounds Resistance3), mayadaki As toleransından sorumlu As ihraç edici ScACR3'ün homologudur. ScACR3 plazma membranında lokalize olmuştur ve As(III)'ü hücre dışına iter. Buna karşılık, PvACR3 ise vakuol membranında lokalize olup *P.vittata*'da As(III)'ün vakuol içerisinde alıkonulmasını sağlar (Zhang vd, 2018).

As stresi bitki içerisinde hücrel ve moleküler seviyede pek çok toksik etki yaratabilir. Bitkiler bu toksisite etkileriyle başedebilmek için fizyolojik ve biyokimyasal değişiklikleri içeren çeşitli tolerans mekanizmaları ile donatılmıştır. Bu değişiklikler, bitkinin metal alımı yanında kök sürgün transferinide etkiler. Örneğin bitkiler tarafından metal alımının azaltılması, bitki hücrelerinin metal toksisitesine dayanabileceği bir tolerans mekanizması olarak rapor edilmiştir (Ghulam vd, 2017).



Şekil 2.5. Fosfatın As stresi altındaki bitkilere etkisi (Abbas vd, 2018)

Fosfat, As(V)'in alımını sınırlandırır. As(V)'in As(III)'e dönüştürülmesini ve ligandlarla kompleksleşerek vakuolde depolanmasını sağlar. Antioksidanları aktive ederek ROT'ların temizlenmesini ve sonuçta oksidatif stresin azaltılmasını sağlar (Ghulam vd, 2017).

## 2.5. Çinko (Zn)

Çinko üç renkli bir metaldir ve yeryüzündeki ortalama konsantrasyonu 70 ppm'dir. Toplam rezervin ise  $180 \times 10^6$  olduğu tahmin edilmektedir (Kahvecioğlu vd, 2003).

Zn bitkiler için esansiyel bir elementtir. Eser miktarda ki elementler yüksek konsantrasyonlarda toksisiteye neden olabilirler. Zn periyodik tablonun II. grubuna ait önemli bir elementtir. Ancak yüksek konsantrasyonlarda toksiktir. Bitkiler tarafından çabuk asimile edildiğinden, yüksek derecede fitotoksik olabilir. Büyüme inhibisyonu, Zn toksisitesi ile ilişkili genel bir olgudur. Zn ayrıca metaloenzim veya anhidrazlar, dehidrogenazlar, oksidazlar ve peroksidazlar gibi çeşitli enzimler için kofaktör olarak görev yapar. Bitkilerde azot metabolizması, hücre çoğalması, fotosentez ve oksin

sentezinin düzenlenmesinde rol oynamaktadır (Shier, 1994). Ayrıca nükleik asitlerin ve proteinlerin sentezinde de rol oynar. Tohum oluşumu sırasında fosfor ve azot kullanımına yardımcı olur. Birçok bitki türünde Zn hiperakümüleyasyonu gözlenmiştir (Shaw, 1990).

### 2.5.1. Çinko alımı ve taşınması

Bitkilerin normal büyümesi ve metabolizması için gerekli bir element olan Zn, enzim aktivasyonunda da önemli rol oynar. Aynı zamanda enzimlerin ve büyüme hormonlarının biyosentezinde de görev alır. Toleranslı türlerin köklerinde Zn birikimi rapor edilmiştir (Turner ve Marshall, 1972). Baker (1978), *Silene maritima* popülasyonlarının, sürgünlere göre köklerinde yüksek derecede Zn biriktirdiğini bildirmiştir.

Ağır metallerin bitkiler tarafından topraktan alımları sadece topraktaki toplam metal içeriğine değil, aynı zamanda topraktaki organik madde ve kation değişim kapasitesi gibi faktörlere de bağlıdır (Miner vd, 1997).

*Thlaspi caerulescens* bitkisi içinde bulunan Zn'nin genel olarak epidermal hücrelerin vakuollerinde biriktiği, hücre boşluklarında ve stoma kompleksinde bulunmadığı, böylece bekçi ve yardımcı hücrelerin yüksek çinko konsantrasyonlarından korunduğu bildirilmiştir (Frey vd, 2000). *Silene vulgaris*'in Zn toleranslı ekotipinin tonoplast veziküllerinde, Zn duyarlı ekotipinden daha fazla Zn biriktirdiği bildirilmiştir. Ayrıca bu farklılığa neden olan tonoplast taşıma sistemi karakterize edilmiş ve genetik korelasyonda gösterilmiştir (Chardonnes vd, 1999). Lasat vd (2000), akümülatör olmayan *Thlaspi arvense*'de sürgünlere taşınması yavaşlatılan Zn'nin kök hücrelerinin vakuollerinde alıkonulduğunu bildirmişler ayrıca hiperakümülatör *T. caerulescens*'de Zn taşıma genlerini (ZNT1) karakterize ederek bu taşıyıcıların kök ve sürgünlerde yüksek oranda ifade edildiğini göstermişlerdir. ZNT1, *T. arvense*'de çok daha düşük seviyelerde ifade edilmektedir (Lasat vd, 2000).

### 2.5.2. Çinko toksisitesinin bitki büyüme ve gelişimi üzerine etkileri

Zn, bitki büyümesi için temel bir besindir ancak yüksek konsantrasyonlarda toksisiteye neden olabilir. Genel belirtiler sürgünün baskılanması, genç yaprakların kıvrılması ve yuvarlanması, yaprak uçlarında doku kaybı, kökün kalınlaşmasının, hücre

bölünmesinin ve uzamasının kısıtlanmasıyla ortaya çıkan kök gelişiminin inhibisyonu ve klorozistir. Örneğin Shen vd (1997), 4 gün 1µM Zn uygulaması sonucunda *Thlaspi ochroleucum*'um yaprakları üzerinde klorozis görüldüğünü rapor etmişlerdir. Backer (1978), *Silene maritima* tohumlarının farklı Zn konsantrasyonları içeren kalsiyum nitrat solüsyonlarında daha iyi ve hızlı bir şekilde çimlendiğini bildirmiştir (Backer, 1978). *Eruca sativa* ile yapılan çalışmada ortamda artan Zn konsantrasyonu ile birlikte bitkinin köklerinde yapraklardakinden 2-8 kat daha fazla Zn biriktiği gözlenmiştir (Özdener ve Aydın 2010).

Metallere duyarlı olan bitkiler, ağır metal maruziyetinde üreme fazına ulaşmada büyük zorluk yaşarlar. *Silene vulgaris*'in Zn'ye dirençli genotiplerinde vejetatif büyümeye ek olarak tohum üretimi de, artan Zn konsantrasyonları ile uyarılmıştır. Kritik Zn konsantrasyon seviyesinin aşılması ise büyümenin azalması ve çiçek üretiminin baskılanmasına neden olur. Fe, Mg, K, P, ve Ca gibi bitki besin elementlerinin emilimi ve transferi topraktaki Zn konsantrasyonuna bağlıdır. Bu elementlerin aksine Cu ile Zn antagonisttir. Topraktaki Zn seviyesinin artması Mn'nin bitkinin üst kısımlarına doğru translokasyonunun artmasını sağlar. Zn ve Mn, korofil sentezi için gerekli olan Fe'nin kullanımını engeller ve bu durumda klorozis ortaya çıkar (Rout ve Das, 2003).

Zn ve Cd kimyasal olarak benzerliğe sahip metallerdir. Bu nedenle köklerle alım, vakuollerde depolanma, köklerden sürgünlere taşınım, bitkinin yenilebilir kısımlarında birikim gibi faaliyetler için birbiriyle rekabet ederler. Ortamdaki Zn konsantrasyon, bitki kökleri tarafından Cd alımını büyük ölçüde azaltabilen ve Cd'nin bitkide birikimini engelleyen önemli bir faktördür (Zare vd, 2018).

### 2.5.3. Çinko toleransının mekanizması

Frey vd (2000), hiperakümülatör olan *T. caerulescens*'de yaptıkları çalışmalar sonucunda, Zn detoksifikasyonunun bitkinin yapraklarında meydana gelen apoplastik kompartımanlaşma ile gerçekleştiğini ortaya çıkarmışlardır. Ayrıca metal stresine karşı toleransta rol oynayan bazı hücrel mekanizmalar; metallerin hücre duvarına bağlanması, köklerde tutulma, gövde ve sürgünlere taşınımın engellenmesi, vakuolde alıkonma ve fitoşelatin gibi peptitlerle şelatlanma olarak sıralanabilir.

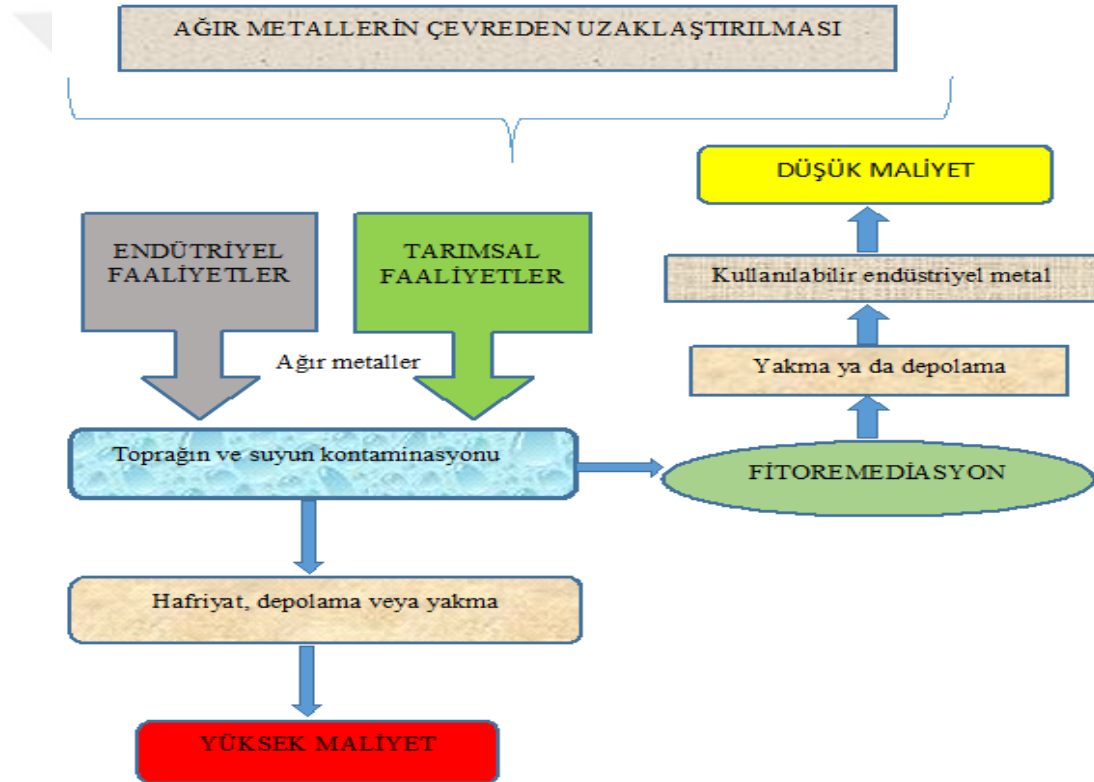
Ağır metallerle kontamine olmuş alanlarda, bitkide toksik metallere karşı tolerans, toprak pH'sının değiştirilmesi, kök eksüdası ile iyonların kompleksleşmesi veya mikroorganizmalarla simbiyozu içeren hücre dışı stratejilerle elde edilebilir. Metal toksisitesi ile başa çıkmak için başka bir mekanizma sürgünlerden metal dışlanmasıdır. Dolayısıyla metallerle kirlenmiş alanlarda yetişen türlerin çoğu, bu metalleri köklerinde tutan ve iyonların sürgünlere taşınmasını azaltan 'dışlayıcı' olarak davranır. Bu strateji metallerle kontamine olmuş topraklarda yetişen *S.vulgaris* populasyonlarında da gözlenmiştir. 'Akümülatörler' olarak adlandırılan diğer bazı türler tersi davranış sergileyerek köklerde olduğundan belirgin derecede yüksek konsantrasyonda toksik metal iyonlarını filizlerinde biriktirirler. Bunların arasında 'hiperakümülatörler' olarak adlandırılan nispeten daha az sayıda tür, ağır metalleri topraküstü dokularında oldukça yüksek konsantrasyonlarda biriktirebilir (Muszynska vd, 2019).

Bazı araştırmacılar, hiperakümülatörleri, doğal ortamlarında büyürken, Zn ve Mg'yi 10.000 µg/g'dan fazla; Co, Cu, Ni, As ve Se (selenyum)'u 1000µg/g ve Cd'yi kuru yaprakta 100 µg/g oranında biriktirebilen bitkiler olarak tanımlarlar (Brooks vd, 1977; Baker ve Brooks, 1989). Pb, Zn, Ni ve Cd biriktirebilen *Thlaspi caerulescens*, Cd ve Zn'yi yüksek seviyelerde biriktirebilen *Arabidopsis halleri* ve Ni ve Co'yu biriktirebilen *Allysum bertolonii* tayin edilen 400-450 hiperakümülatör bitki türünden birkaçıdır. Caryophyllaceae, Fabaceae, Poaceae, Lamiaceae, Asteraceae ve Cyperaceae gibi farklı ailelere ait bazı bitki türleri de ağır metal biriktirebilirler (Prasad, 2018).

Mevcut veriler yaklaşık 200 bitki türünden birinin ağır metal hiperakümülatörü olduğunu göstermektedir. Metalleri toprak üstü dokulardan dışlama stratejisiyle karşılaştırıldığında hiperakümülatör çok olağanüstü bir tolerans stratejisidir. Hiperakümülatörün, bitkilerin kendilerini biyolojik düşmanlara, örneğin bitki yiyen böceklerle karşı savunmada yardımcı olma olasılığı vardır. Brassicaceae familyasına ait birkaç hiperakümülatör bitki, moleküler ve genetik çalışmaları kolaylaştırdığından dolayı hiperakümülatörler hakkındaki bilgiler de artmıştır. Hiperakümülatörlerde bulunan aşırı metal toleransının, bitki hücreleri içindeki özel moleküllere metallerin bağlanması ile oluşan komplekslerin biyolojik membranlar boyunca taşınması şeklinde düzenlenmiş bir dizi işleme dayandığı bildirilmiştir (Kramer,2018).

Bazı bitkilerin yüksek konsantrasyondaki ağır metalleri dokularında saklama, detoksifiye ve tolere etme kabiliyetleri, toprağı biyolojik olarak temizleme yöntemlerinin geliştirilmesinde büyük öneme sahiptir (Muszynska vd, 2019).

Fitoremediasyon adı verilen ve bitkiler temel alınarak yapılan temizleme yöntemi, hem ekonomik hem de ekolojik bir yöntem olması nedeniyle kirlenmiş alanların temizlenmesi açısından diğer yöntemlere göre daha avantajlı bir yöntem olarak görülmektedir. Fitoremediasyonda hiperakümülatör bitkilerin kullanılması esastır. Bu nedenle bu özelliğe sahip bitkilerin tespit edilmesi fitoremediasyon teknolojilerinin verimli kullanılması açısından önem kazanmaktadır ( EPA, 2000).



Şekil 2.6. Ağır metallerle kirlenmiş çevre için farklı iyileştirme yolları (Babula vd,2008)



### 3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu çalışmada 3 adet yabancı bitki türüne ait tohumların çimlenmesi ve fide gelişimi üzerine As, Cd ve Zn ağır metallerinin etkileri ve tolerans dereceleri araştırılmıştır. Çalışmada kullanılan bitkiler, elementler ve diğer materyallere ait bilgiler aşağıda verilmiştir.

#### 3.1. Kullanılan materyal ve temini:

Araştırmamızda bitkisel materyal olarak; *Lepidium perfoliatum* (Brassicaceae familyası) (Şekil 3.1), *Silene vulgaris* var. *vulgaris* (Caryophyllaceae familyası) (Şekil 3.2), *Lactuca serriola* (Asteraceae familyası) (Şekil 3.3) bitkilerinin tohumları kullanıldı. Bu bitkiler Çorum ilinin çeşitli bölgelerinden toplandı (Çizelge 3.1). Bitkilerin tür tayininde Flora of Turkey kitabından faydalanıldı. Bu bitkiler meyve olgunlaşma döneminde yayılış alanlarından toplanıp tohumları dikkatlice alındı. Bir hafta kurutma kağıtları arasında bekletilerek tohumların tamamen kuruması sağlandı. Daha sonra her türe ait tohumlar, kahverengi şişelere konularak buzdolabında muhafaza edildi.



Şekil 3.1. *Silene vulgaris* var. *vulgaris*



Şekil 3.2. *Lepidium perfoliatum*



Şekil 3.3. *Lactuca serriola*

Çizelge 3.1. İncelenen türler ve topladığı lokaliteler

Türler	Toplandığı lokaliteler
<i>Lepidium perfoliatum</i>	Enlem: 40° 32' 28,1832''N Boylam: 34° 57' 16,35696''E Rakım: 851 m Yol kenarı
<i>Silene vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i>	Enlem: 40° 35' 40,35048''N Boylam: 34° 58' 5,61252''E Rakım: 911 m Tarla kenarları
<i>Lactuca serriola</i>	Enlem: 40° 31' 56,30808''N Boylam: 34° 57' 24,20856''E Rakım: 876 m Otopark kenarı

### 3.1.1.Kullanılan kimyasal maddeler

Çalışmada kullanılan kimyasal maddeler ve bu maddelere ilişkin bilgiler Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Kullanılan kimyasal maddeler, kimyasal formülleri ve markaları

Kimyasal madde	Kimyasal formülü	Marka
Arsenik	NaAsO <sub>2</sub>	Sigma
Kadmiyum	3CdSO <sub>4</sub> ·8H <sub>2</sub> O	Sigma
Çinko	ZnCl <sub>2</sub>	Sigma



### 3.1.2 Kullanılan cihazlar



Şekil 3.4. Hassas terazi (Gibertini EOROPE 200), binoküler (HUNDZ WETZLAR), pH metre (pH ION Meter), otomatik pipet (Brand aku jet)



Şekil 3.5. Etüv (NÜVE EN 400) ve Saf su cihazı(HUMAN ZENEER)

Çalışmada kullanılan cihazlar Şekil 3.4 ve Şekil 3.5’de gösterilmiştir.

### 3.2. Tohumların Çimlendirilmesi ve Ağır metal uygulanması

Ağır metallerin stok çözeltileri saf su ile konsantrasyon oranları doğrultusunda hesaplamalar yapılarak elde edilmiştir. Her metalin her türe ait tohumların çimlenmesi üzerine etkilerini belirlemek üzere öncelikle kontrole en yakın çimlenme oranı, kök ve hipokotil uzunluğunun elde edildiği konsantrasyon ile öldürücü değer belirlenmiş daha sonra bu iki değer arasında çeşitli konsantrasyonlarda metal uygulanmıştır.

*Lepidium perfoliatum*, *Silene vulgaris* var. *vulgaris* ve *Lactuca seriola* bitkilerine uygulanan Cd, As ve Zn ağır metallerinin konsantrasyonları aşağıda belirtilmiştir.

Cd için; 1, 3, 5, 10, 0, 50, 100, 200, 300 ve 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$

As için; 0,5, 1, 5, 10, 20, 50 ve 100  $\mu\text{g.mL}^{-1}$

Zn için; 0,5, 1, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000, 1500 ve 3000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$

konsantrasyonları çalışılmıştır (Çizelge 3.3).

Çizelge 3.3. Kullanılan ağır metallerin hesaplanmış konsantrasyonları

Zn ( $\mu\text{g.mL}^{-1}$ )	Cd ( $\mu\text{g.mL}^{-1}$ )	As ( $\mu\text{g.mL}^{-1}$ )
0,5	1	0,5
1	3	1
5	5	5
10	10	10
20	20	20
50	50	50
100	100	100
200	200	
500	300	
1000	500	
1500		
3000		

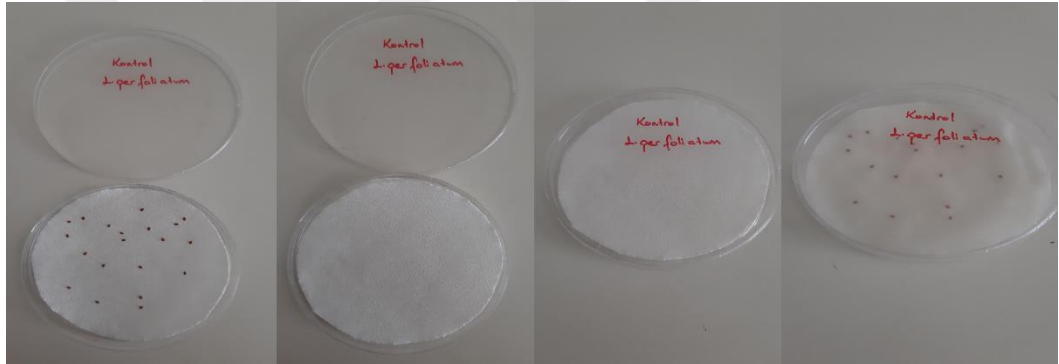
Kullanılan ağır metal konsantrasyonlarının hesaplanmasında ‘mL’ ölçü birimi baz alınmıştır. Mililitre üstünden yapılan hesaplamalar sonucu elde edilen gram cinsinden, hassas terazide ağır metal tartımları yapılarak gerekli miktarda saf su eklenmek suretiyle ağır metal çözeltileri hazırlanmıştır. pH metre ile çözeltinin uygun pH’da olup olmadığı kontrol edilmiştir. Çok düşük miktardaki konsantrasyonlar hazırlanırken (örneğin 0.5, 1 ve 3  $\mu\text{g.mL}^{-1}$ ) stok çözelti hazırlanmıştır.

Tohumların çimlendirilmesinde 9 cm çaplı, steril petripler kullanılmıştır. Petriplerin içerisine çift katlı kurutma kağıdı yerleştirilmiştir. Her bir ağır metal konsantrasyonu ve kontrol uygulaması üç tekerrürlü olarak yapılmıştır. Yani her çalışma, bir tür için üçlü ve diğer iki tür için de dokuzlu tekrar olacak şekilde çalışılmıştır. Tohumlar *Silene vulgaris* var. *vulgaris*’de her bir ağır metal konsantrasyonu ve kontrol grupları için 20 şer adet, *Lepidium perfoliatum* ve *Lactuca serriola* için 10’ar adet olacak şekilde kurutma kağıtlarının arasına yerleştirilmiştir.

Kontrol grupları için saf su ve ağır metaller için de uygulanacak herbir ağır metal konsantrasyonu, otomatik pipetle 7’şer ml ölçülerek, bütün konsantrasyonlar için ayrı ayrı hazırlanan petri kaplarındaki kurutma kağıtlarının üzerine dökülmüştür (Şekil 3.6). Oluşturulan gruplar alüminyum folyoya sarılarak 25 °C ‘de çalıştırılan etüve yerleştirilmiştir. Etüve kaldırılıp karanlık ortamda çimlenmeye bırakılan deney

grupları yaklaşık olarak; *Silene vulgaris*. var. *vulgaris* için 120 saat (5 gün), *Lactuca serriola* ve *Lepidium perfoliatum* için ise 240 saat (10 gün) sonra ölçüm yapılmak üzere etüvden çıkartılmıştır.

Tohumların çimlenme oranları radikulanın belirmesi esasına göre tespit edilmiştir (Tohumlardaki 1mm'lik radikula oluşumu çimlenme olarak kabul edilmiştir). Buna göre her petrideki çimlenen tohum miktarı % olarak hesaplanmıştır. Ayrıca çimlenen tohumların kök ve hipokotil uzunlukları milimetrik bir cetvel kullanılarak -çok küçük uzunluklarda binoküler kullanılmak suretiyle- ölçülmüş ve gerekli istatistik tabloları çıkartılmıştır. Ölçümü yapılan kök primer kök olup, hipokotil ise kökün bittiği, kotiledonun başladığı kısım olarak değerlendirilip ölçüm yapılmıştır. Bu sonuçlara göre hazırlanan çizelgelerde de kontrol, Cd, Zn ve As ile muamele edilen tohumların 5 ve 10 gün sonunda ölçülen ortalama kök uzunlukları verilmiştir.



Şekil 3.6. Deney gruplarının hazırlanmış şekli



## 4. BULGULAR

Bu çalışmada, *Lactuca serriola*, *Silene vulgaris* var. *vulgaris* ve *Lepidium perfoliatum* bitkilerine çeşitli konsantrasyonlarda As, Cd ve Zn çözeltileri uygulanmış ve ağır metal çeşiti ve uygulanan konsantrasyonların, tohumlardaki çimlenme oranı, kök ve hipokotil uzaması üzerine etkileri belirlenmiştir.

### 4.1. *Lactuca serriola*

#### 4.1.1. Çinkonun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

Bu türde, kontrol grubunda ve uygulanan ağır metal konsantrasyonlarında çimlenen ve kök ile hipokotil oluşumu gözlenen tohumlarda genel olarak, hipokotil uzunluğu kök uzunluğundan daha fazladır.

*Lactuca serriola* bitkisine uygulanan 0.5, 1, 5, 10 ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonlarında tohum çimlenme oranları kontrol uygulamasına göre çok fazla değişmemiştir (Şekil 4.2). Bu konsantrasyonlarda, hipokotil uzunlukları kontrol grubuyla aynı oranlarda iken, kök uzunluğu kontrol grubuna göre biraz artış göstermiştir.

50  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  konsantrasyonda ortalama kök uzunluğunda kontrole göre yaklaşık %50'lik bir düşüş meydana gelirken, hipokotil uzunluğu kontrol uygulaması ölçümünün biraz altına düşmüştür fakat bu, istatistiksel olarak önemli değildir.

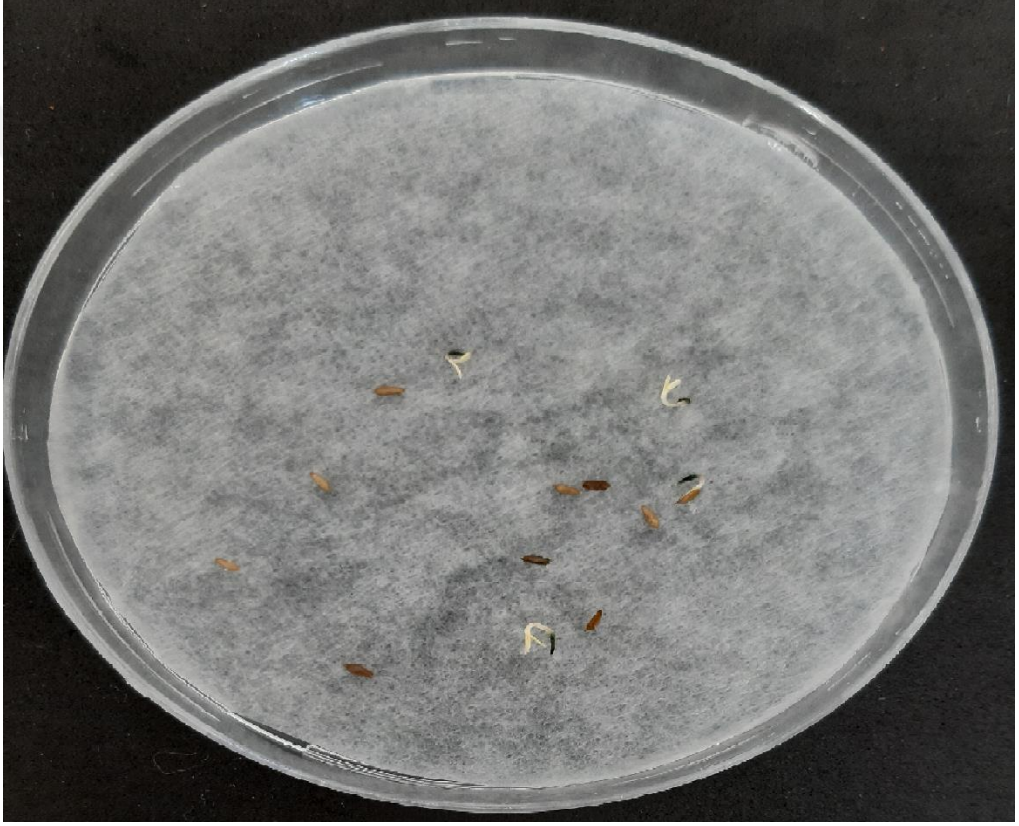
0.5, 1, 5, 10 ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn'de çimlenen tohumlarda, kontrol grubundakilerden farklı bir tohum görüntüsü görülmemiştir. 50  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonunda ise bazı kökler çok kısa kalırken, uzayabilen bazı köklerin de zayıf ve dayanıksız (yanmış kıl gibi bir görüntü) olduğu gözlenmiştir. Bazı tohumların köklerinde de çok hafif renk değişikliği ortaya çıktığı görülmüştür.

100  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonda kök ve hipokotil uzunlukları anlamlı derecede azalmıştır. 200  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonunda çimlenme oranı 100  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  konsantrasyonundan çok büyük fark göstermemekle beraber, kök ve hipokotil uzunlukları 100  $\mu\text{g.mL}^{-1}$ 'dan daha küçüktür. Çoğu tohumda köklerin rengi oldukça koyulaşmış, hatta aralarından bazılarında köklerin kahverengileştiği görülmüştür (Şekil 4.1).

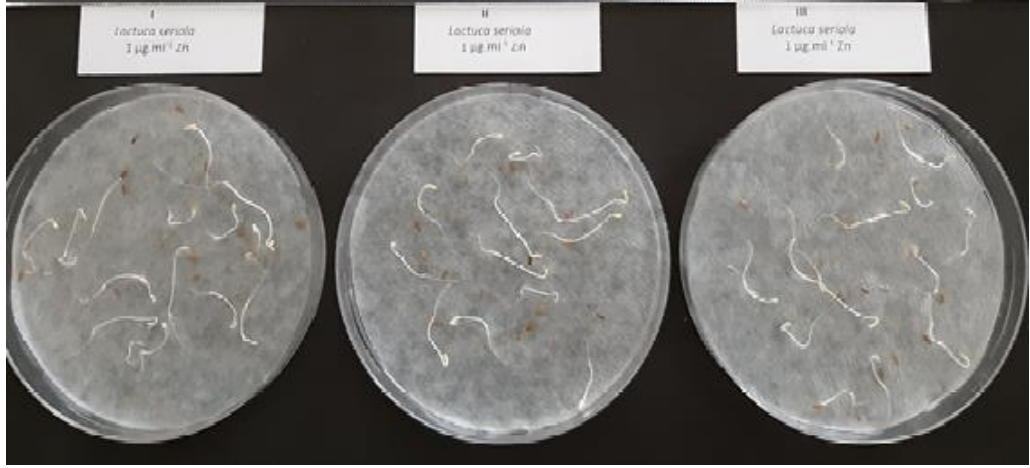
500, 1000 ve 1500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  konsantrasyonlarında hipokotil oluşumu gözlenmemiştir, sadece radikula vardır. Radikuların rengi de koyu kahverengidir. 1500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonunda her ne kadar sadece radikula oluşumu gözlenmede büyüme devam etmemiştir.

Sonuç olarak, 3000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonu tohumlar için öldürücü dozdur. Çimlenme meydana gelmemiştir (Şekil 4.3).

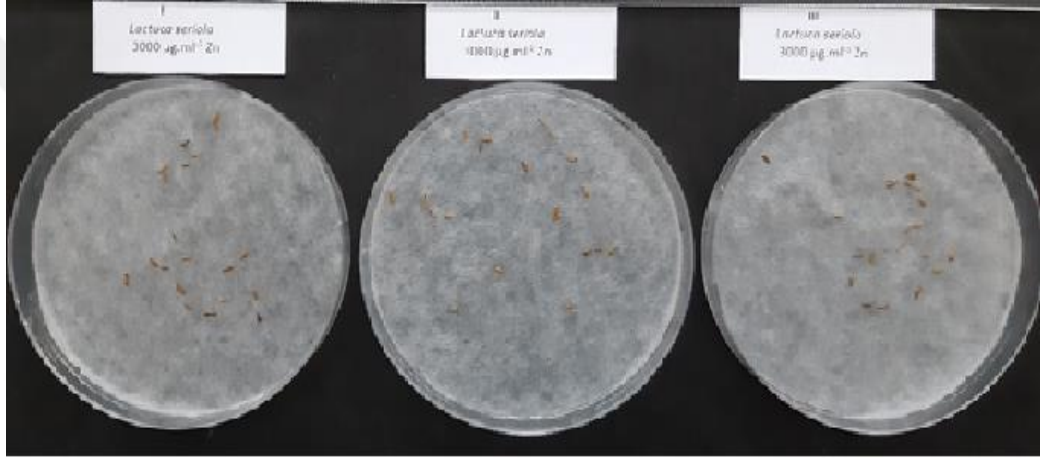
Zn konsantrasyonlarının *L.serriola* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.1’de gösterilmiştir.



Şekil 4.1. *Lactuca serriola*'da 200  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulaması sonucunda köklerde meydana gelen renk değişimi



Şekil 4.2. 1 µg.mL<sup>-1</sup> Zn uygulamasında *Lactuca serriola* tohumlarında kök ve hipokotil gelişimi



Şekil 4.3. 3000 µg.mL<sup>-1</sup> Zn uygulamasında *Lactuca serriola* tohumlarında kök ve hipokotil gelişimi

Çizelge 4.1. Farklı Zn konsantrasyonlarının *Lactuca serriola* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

Zn Konsantrasyonu	Çimlenme (%) <i>L. serriola</i>	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
0,00	80,66±13,65a	26,86±0,15a	7,99±1,64b
0,5	78,66±2,30a	26,500±2,06a	11,80±1,04a
1,0	79,66±3,51a	20,16±2,51a	9,70±1,70ab
5	83,33±15,27a	28,60±2,61	11,13±1,35ab
10	75,33±13,61a	27,73±4,65a	11,80±1,24a
20	75,33±15,69a	28,300±2,40a	11,00±1,90ab
50	79,66±8,50a	23,63±2,58a	4,60±0,88c
100	36,67±15,27b	9,06±2,87b	2,30±1,04cd
200	38,67±5,13b	3,30±0,26bc	1,56±0,30cd
500	9,66±3,51bc	0,00c	1,00±0,00d
1000	12,00±1,73bc	0,00c	1,00±0,00d
1500	26,33±5,77bc	0,00c	1,00±0,00d
3000	0,00±0,00c	0,00c	0,00±0,00d

\*: Kontrole göre ortalamalar arasındaki fark 0,05 seviyesinde önemlidir.

#### 4.1.2. Kadmiyumun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

*Lactuca serriola*'da 1, 3, 5 ve 10  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında kök ve hipokotil uzunluğunda, kontrole göre fazla bir değişim olmamıştır. Ancak 1 ve 3  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd konsantrasyonunda çimlenme oranı kontrol grubuna göre istatistiksel olarak anlamlı oranda azalmıştır. 5, 10, 20 ve 50  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında ise çimlenme oranı artmaya başlamış, kontrole en yakın çimlenme oranına ulaşılmıştır. Ancak 20  $\mu\text{g.ml}^{-1}$  Cd uygulamasında hipokotil uzunluğu kontrole göre çok fazla azalma göstermemişse de, kök uzunluğu yarı yarıya azalmıştır.

1, 3 ve 5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd konsantrasyonunda çimlenen tohumlar, kontrol grubundakilere göre gözle görünür bir değişiklik göstermemekle beraber, 10 ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulanan tohumların köklerinde -bazılarında daha belirgin olmakla beraber- hafif bir kahverengileşme gözlenmiştir.

50  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında çimlenme oranı %63 olmakla beraber (5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  ile oranda), hipokotil uzunluğu kontrol grubuna göre yarı yarıya azalmıştır. Bu konsantrasyonda çok nadir olarak bazı tohumlarda kökler renk değişikliğine uğramazken, çoğu tohumda kökler koyulaşmaya başlamış, ince kalmış, çok gelişmemişlerdir.

100 ve 200  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında, hipokotil ve kök uzunlukları düşmüştür. Kökler koyu kahverengidir ve gelişmemiştir. Küt bir görünümü vardır. Ayrıca 200  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında kotiledonlarda kahverengi lekelenmeler vardır (Şekil 4.4).

300 ve 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd *Lactuca serriola* için öldürücü dozlar olmuş, herhangi bir çimlenme olayı görülmemiştir.

Cd konsantrasyonlarının *Lactuca serriola* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel açıdan değerlendirmesi Çizelge 4.2’de gösterilmiştir.



Şekil 4.4. Soldan sağa doğru sırasıyla 20, 50 ve 200  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamalarında tohumların kök ve hipokotillerinde meydana gelen değişimler

Çizelge 4.2. Farklı Cd konsantrasyonlarının *Lactuca serriola* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

Cd Konsantrasyonu	Çimlenme (%) <i>L. serriola</i>	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
Kontrol	80,66±13,65a	26,86±0,15a*	7,93±1,64a
1	52,00±1,73bcd*	24,86±1,93a	7,60±1,61a
3	43,00±3,00cd*	25,23±1,65a	6,56±1,87ab
5	63,00±17,32abc	21,63±2,41ab	6,93±1,94ab
10	78,66±5,13a	25,80±3,9a	6,60±0,70ab
20	77,33±5,13ab	22,56±2,36a	3,83±0,37bc*
50	63,00±3,00abc	13,33±0,95bc*	1,00±0,00cd*
100	26,33±12,34d*	7,06±7,84cd*	1,16±0,29cd*
200	27,33±12,50d*	0,13±0,23d*	1,00±0,00cd*
300	0,00±0,00e*	0,00±0,00d*	0,00±0,00d*
500	0,00±0,00e*	0,00±0,00d*	0,00±0,00d*

\*: Kontrole göre ortalamalar arasındaki fark 0,05 seviyesinde önemlidir.

#### 4.1.3. Arseniğin çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

0,5 ve 1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasında çimlenme oranı, kontrol grubuna göre oldukça düşük olmasına karşın, hipokotil ve kök uzunlukları kontrol grubundan bir miktar



uzundur. Ancak bu durum istatistiksel açıdan anlamlı değildir. Köklerin yapısı, çok uzamış köklerde kontrol grubundakilere göre daha dayanıksız ve ince görünürken, kısa köklerde bu durum çok belirgin değildir.

1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasında bazı tohumların kök ve hipokotillerinde yan dal oluşumu şeklinde çıkıntılar gözlenmiştir (Şekil 4.5).

5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasında çimlenme oranı 0,5 ve 1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As konsantrasyonuyla benzerlik gösterirken, hipokotil ve kök uzunluğunda belirgin bir düşüş meydana gelmiştir. Ayrıca çimlenen bütün tohumlarda kökler kahverengileşmiştir (Şekil 4.6).

10 ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasında çimlenme oranı, hipokotil ve kök uzunluklarında istatistiksel olarak anlamlı derecede düşüş olduğu gözlenmiştir. Kökler kahverengidir. 50 ve 100  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamaları bu tür için öldürücü doz olmuştur.

As konsantrasyonlarının *Lactuca serriola* tohumlarında çimlenme oranı, kök ve hipokotil büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.3'de gösterilmiştir.



Şekil 4.5. 1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasında tohumların kök ve hipokotillerinde meydana gelen değişimlere örnekler



Şekil 4.6.  $5 \mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasında *L. serriola*'da çimlenen tohumlardan örnekler

Çizelge 4.3. Farklı As konsantrasyonlarının *Lactuca serriola* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

As Konsantrasyonu	Çimlenme (%) <i>L.serriola</i>	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
0,00	80,66±13,65a*	26,86±0,15b*	7,93±1,64a
0,5	53,00±3,00b*	30,53±1,97a*	10,23±1,47a
1	44,00±7,21b*	28,96±1,35ab	7,76±1,75a
5	48,66±5,13b*	8,13±1,70c*	1,23±0,32b*
10	21,66±5,13c*	0,60±0,17d*	1,00±0,00b*
20	14,00±1,73cd*	1,23±0,60d*	1,00±0,00b*
50	0,00±0,00d*	0,00±0,00d*	0,00±0,00b*
100	0,00±0,00d*	0,00±0,00d*	0,00±0,00b*

\*: Kontrole göre ortalamalar arasındaki fark 0,05 seviyesinde önemlidir.

## 4.2. *Silene vulgaris* var. *vulgaris*

### 4.2.1. Çinkonun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

*Silene vulgaris* var. *vulgaris*'de çimlenen tohumlarının kök uzunlukları, hipokotil uzunluklarından fazladır.

Kontrol grubunda çimlenme oranı %91,66'dır. Zn'nin uygulanan bütün konsantrasyonlarında çimlenme oranında istatistiksel olarak anlamlı bir değişiklik olmamıştır.

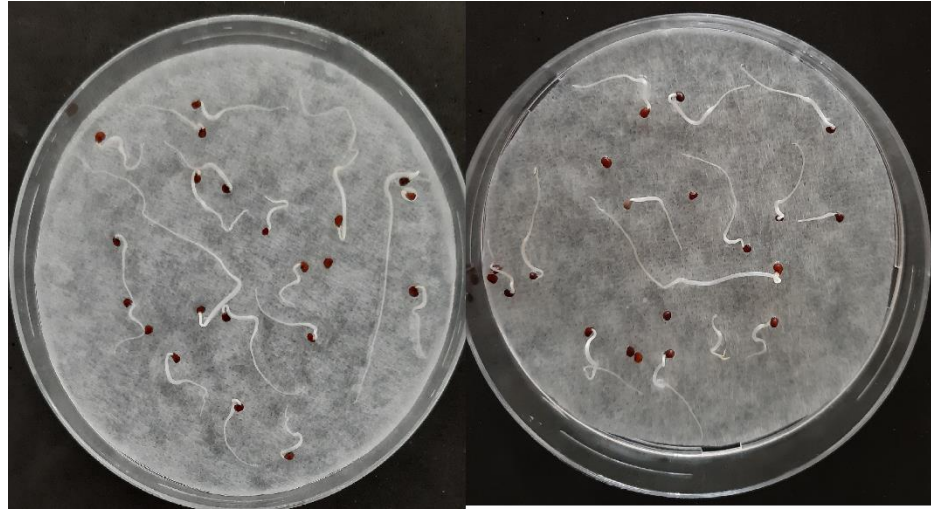
0.5 ve 1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulaması, kontrol grubuna göre tohumların çimlenme oranlarında olduğu gibi, kök ve hipokotil uzunlukları arasında da çok büyük farklılık oluşturmamıştır.

5, 10 ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında ise yine çimlenme oranları kontrolden çok farklı olmamakla beraber, hipokotil ve kök uzunlukları kontrole göre, aşırı olmamakla beraber artmıştır.

50, 100 ve 200  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamalarında ise hipokotillerde diğer konsantrasyonlara göre anlamlı bir değişiklik olmazken, konsantrasyonların artışına bağlı olarak kök uzunluklarının azalmaya başladığı gözlenmiştir (Şekil 4.7).

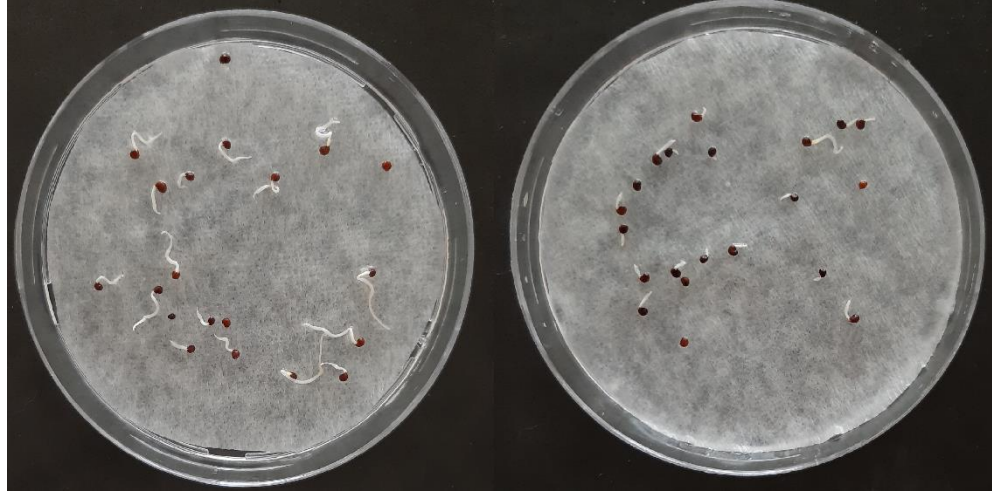
500, 1000, 1500 ve 3000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamalarında ise çimlenme oranları kontrole göre anlamlı bir değişiklik göstermezken, hipokotil ve kök uzunlukları istatistiksel olarak anlamlı derecede azalmıştır.

0.5, 1, 5, 10, 20, 50, 100 ve 200  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamalarında çimlenen tohumlarla, kontrolde çimlenen tohumlar arasında fiziki olarak fark gözlenmezken, 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasından itibaren kök ve hipokotil uzunluklarında belirgin bir azalma olduğu gözlenmiştir. 3000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında, kök uzunluğu kontrol grubuna göre 1/4 oranında, hipokotil uzunluğu ise 1/20 oranında azalmıştır (Şekil 4.8).



Şekil 4.7. *Silene vulgaris* var. *vulgaris*'de kontrol ve 100  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında gerçekleşen tohum çimlenmesi





Şekil 4.8. *Silene vulgaris* var. *vulgaris*'de 500 ve 3000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında gerçekleşen tohum çimlenmesi

Zn konsantrasyonlarının *Silene vulgaris* var. *vulgaris* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.4'de gösterilmiştir.

Çizelge 4.4. Farklı Zn konsantrasyonlarının *Silene vulgaris* var. *vulgaris* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

Zn Konsantrasyonu	Çimlenme (%) <i>S. vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i>	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
0,00	91,66±5,77ab	8,50±2,16abc*	22,80±3,50abc*
0,5	90,00±5,00ab	7,23±1,55abcd	20,00±3,32bcd
1,0	88,33±7,63ab	8,83±0,80abc	23,70±1,47abc
5	93,33±5,77a	10,03±0,94a	25,60±3,21ab
10	93,33±2a	9,56±1,10ab	29,06±1,87a
20	86,66±88ab	8,90±4,70abc	29,23±3,91a
50	85,00±5,00ab	6,96±0,32abcd	19,50±1,64bcd
100	78,33±7,63b	7,33±1,33abcd	17,26±2,53cd
200	80,00±5,00ab	7,36±1,97abcd	14,46±5,10d*
500	80,00±0,00ab	6,66±1,04abcd	4,36±0,41e*
1000	83,33±2,88ab	3,96±0,35cd	2,66±0,58e*
1500	90,00±5,00ab	4,86±0,55bcd	1,73±0,64e*
3000	88,33±2,88ab	2,36±0,30d*	1,16±0,28e*

\*: Kontrolle göre ortalamalar arasındaki fark 0,05 seviyesinde önemlidir.

#### 4.2.2. Kadmiyum çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

*Silene vulgaris* var. *vulgaris*'e Cd uygulamasında 1, 3 ve 5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  konsantrasyonlarında tohumların kök ve hipokotil uzunluklarında kontrol grubuna

göre istatistiksel açıdan anlamlı bir değişim olmamıştır. 10 ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  konsantrasyonlarında ise tohumların kök ve hipokotilleri kontrolde çimlenen tohumların kök ve hipokotillerine oranla daha uzundur. Çimlenme oranları değişmemekle beraber, bu konsantrasyonların büyümeyi teşvik ettikleri söylenebilir. Çimlenen tohumlar fiziksel olarak kontrol grubundaki tohumlardan farklı değildir.

Ancak 50  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasından sonraki artan konsantrasyonlarda (100, 200, 300 ve 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$ ) konsantrasyon artışına bağlı olarak kök ve hipokotil uzunluklarında kademeli olarak düşüş yaşanmıştır. Kök ve hipokotillerde renk değişimi gözlenmemiştir.

Cd konsantrasyonlarının *Silene vulgaris* var. *vulgaris* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel değerlendirmesi Çizelge 4.5’de gösterilmiştir.

Çizelge 4.5. Farklı Cd konsantrasyonlarının *Silene vulgaris* var. *vulgaris* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

Cd Konsantrasyonu	Çimlenme (%) <i>S. vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i>	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
Kontrol	91,66±5,77ab	8,5±2,16abc	22,80±3,5a
1	93,33±5,77a	10,86±3,49ab	25,23±1,05a
3	81,67±10,4ab	9,7±0,45abc	27,73±2,67a
5	88,33±2,88ab	8,9±1,85abc	25,00±1,3a
10	83,33±7,6ab	10,6±1,95ab	25,63±1,91a
20	86,66±7,6ab	11,56± 3,29a	26,80±2,17a
50	73,33±7,6b	4,53±0,37bcd	6,36±1,19b
100	80,00±5ab	5,43±1,06abcd	3,00±0,95bc
200	80,00±5ab	3,00±0,43cd	1,86±0,80bc
300	95,00±5a	2,16±0,15d	1,06±1,06c
500	81±2,88ab	1,15±0,07d	1,00±0,11c

Kontrole göre ortalamalar arasındaki fark 0,05 seviyesinde önemlidir.

#### 4.2.3. Arseniğin çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

*Silene vulgaris* var. *vulgaris* ‘te 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasına kadar, çimlenme oranında istatistiksel açıdan önemli bir değişiklik olmamıştır. Hipokotil uzunluğu 5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasından, kök uzunluğu, 0.5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  ‘den itibaren azalmaya başlamıştır. Kök uzunlukları 0.5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$ ’de, kontrole göre yarı yarıya azalırken, 1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  ‘ As uygulamasında ise üçte biri oranında azalmıştır.

5, 10, ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamalarında da kök ve hipokotil uzunluklarında istatistiksel açıdan anlamlı bir düşüş gözlenmiştir.

50 ve 100  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamalarında ise çimlenme oranları yarı yarıya azalmış, sadece radikula oluşumu gözlenmiş, büyüme devam etmemiştir.

As konsantrasyonlarının *Silene vulgaris* var. *vulgaris* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.6'da gösterilmiştir.

Çizelge 4.6. Farklı As konsantrasyonlarının *Silene vulgaris* var. *vulgaris* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

As Konsantrasyonu	Çimlenme (%) <i>S. vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i>	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
Kontrol	91,66±5,77a*	8,50±2,16a*	22,80±3,50a*
0,5	78,33±17,55ab	8,20±0,36a	10,60±1,58b*
1	85,00±13,22a	6,20±0,40a	6,90±1,60b*
5	85,00±0a	1,20±0,34b*	1,00±0,00c*
10	90,00±5,00a	1,53±0,47b*	1,00±0,00c*
20	91,66±2,88a	0,83±1,04b*	1,00±0,00c*
50	56,66±5,77bc*	0,00±0,00b*	1,00±0,00c*
100	43,33±7,63c*	0,00±0,00b*	1,00±0,00c*

### 4.3. *Lepidium perfoliatum*

#### 4.3.1. Çinkonun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

*Lepidium perfoliatum* 'a uygulanan 0,5 ve 1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonları, çimlenme oranında kontrol grubuna göre çok fazla değişiklik yaratmamakla beraber, kök ve hipokotil uzunluklarında hafif bir düşüş meydana gelmiştir. 5, 10 ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonunda ise çimlenme oranlarında kontrol grubuna göre düşüş meydana gelirken, kök ve hipokotil uzunlukları 0.5 ve 1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulanan tohumlardan çok büyük farklılık göstermemiştir.

50 ve 100  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında çimlenen tohumlarda çimlenme oranı artış gösterip, kontrol oranlarına yaklaşıırken, kök ve hipokotil uzunluğu 0.5, 1, 10 ve 20  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  civarındadır.

200 ve 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında çimlenme oranında düşüş gözlenmekle beraber 1000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında bu oran tekrar artmış, ancak yine de 200

$\mu\text{g.mL}^{-1}$  itibaren tüm konsantrasyonlar da hipokotil ve kök uzunlukları belirgin derecede azalmıştır. Hatta  $1000 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulaması her ne kadar çimlenmeyi teşvik etsede hipokotil oluşumu gözlenmemiş,  $1500$  ve  $3000 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamaları da dahil olmak üzere sadece radikula oluştuğu gözlemlenmiştir, büyüme devam etmemiştir.

Zn konsantrasyonlarının *Lepidium perfoliatum* tohumlarında çimlenme oranı, kök ve hipokotil büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.7’de gösterilmiştir.

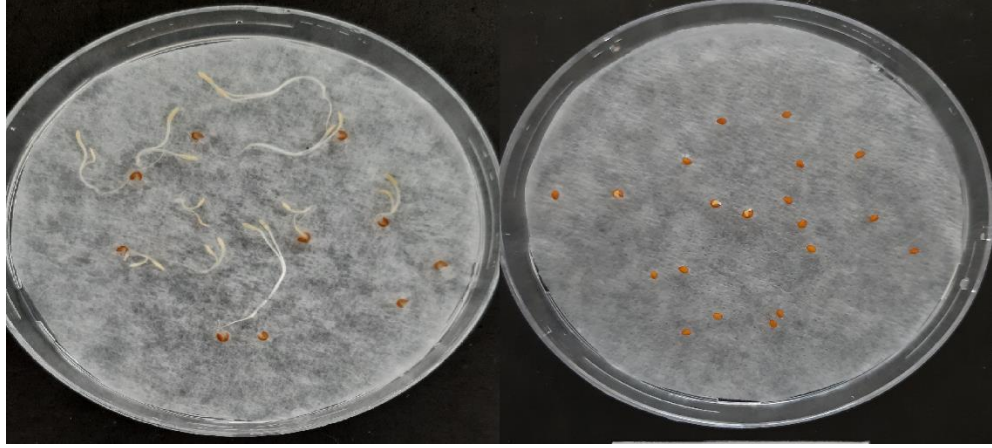
Çizelge 4.7. Farklı Zn konsantrasyonlarının *Lepidium perfoliatum* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

Zn Konsantrasyonu	Çimlenme (%) <i>L. perfoliatum</i>	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
0,00	91,00±1,73a	7,16±1,76a	10,96±3,88a*
0,5	83,00±0,00ab	5,00±0,75ab	7,50±0,95ab
1,0	87,33±10,26a	5,50±0,96ab	6,83±0,50b*
5	78,66±8,08abc	5,06±0,87ab	7,43±1,38ab
10	61,66±9,81cde	6,06±0,86ab	7,20±0,65b*
20	79,66±5,77abc	5,50±1,04ab	6,70±1,05b*
50	89,66±3,51a	5,86±0,61ab	5,66±0,15bc*
100	80,66±5,03ab	4,46±0,81bc*	5,80±0,26bc*
200	66,33±3,51bcd	2,30±0,20cd*	2,76±0,51cd*
500	53,00±8,88de	0,53±0,40d*	1,00±0,00d*
1000	84,00±3,46ab	0,00±0,00d*	1,00±0,00d*
1500	50,66±4,04de	0,00±0,00d*	1,00±0,00d*
3000	45,33±8,08e	0,00±0,00d*	1,00±0,00d*

\*: Kontrole göre ortalamalar arasındaki fark 0,05 seviyesinde önemlidir.

#### 4.3.2. Kadmiyumun çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

$1 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd konsantrasyonundan başlayarak  $-5 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd konsantrasyonu dışında  $300 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd konsantrasyonuna kadar olan tüm konsantrasyonlarda ( $1, 3, 10, 20, 50, 100, 200$  ve  $300 \mu\text{g.mL}^{-1}$ ) çimlenme oranları kontrol grubundan çok farklı değildir. Ancak  $5 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd konsantrasyonu uygulanan tohumlarda çimlenme oranında bir miktar düşüş gözlenmiştir. Kök ve hipokotil uzunlukları ise  $1, 3, 5, 10, 20, 50$  ve  $100 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamalarında birbirinden çok farklılık göstermemekle beraber kontrol grubuna göre daha düşüktür.  $200 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında kök ve hipokotiller oldukça küçülmüştür.  $300$  ve  $500 \mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd konsantrasyonlarında kök ve hipokotil oluşumu gözlenmemiş, sadece radikula oluşumu gözlenmiştir (Şekil 4.9).



Şekil 4.9. *Lepidium perfoliatum*'da 10 ve 300  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında gerçekleşen tohum çimlenmesi

Cd konsantrasyonlarının *Lepidium perfoliatum* tohumlarında çimlenme oranı, kök ve hipokotil büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.8'de gösterilmiştir.

Çizelge 4.8. Farklı Cd konsantrasyonlarının *Lepidium perfoliatum* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

Cd Konsantrasyonu	Çimlenme (%) <i>L. perfoliatum</i>	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
Kontrol	91,00±1,73ab*	7,16±1,76a*	10,96±3,88
1	75,33±13,61ab	4,16±0,41b	7,26±0,65
3	77,33±8,08ab	3,90±0,45b*	6,06±0,64
5	54,00±41,86bc	4,53±0,46b*	7,43±0,66
10	97,33±2,30a	4,43±0,57b*	6,60±31,26
20	96,33±3,51a	4,03±0,21b*	6,56±0,75
50	94,33±5,13ab	2,93±0,68bc*	4,50±0,30
100	92,00±1,73ab	3,70±0,10b*	6,00±0,75
200	86,00±0,00ab	1,08±0,15cd*	1,00±0,00
300	85,33±4,04ab	0,00±0,05d*	1,00±0,00
500	23,00±7,00c*	0,00±0,00d*	1,00±0,00

\*: Kontrole göre ortalamalar arasındaki fark 0,05 seviyesinde önemlidir.

#### 4.3.3.Arseniğin çimlenme üzerine etkilerinin değerlendirilmesi

0,5, 1 ve 5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamalarında çimlenme oranlarında kontrole göre çok büyük bir değişim olmamış ancak 0,5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasından itibaren kök ve hipokotil uzunlukları, kontrol uzunluklarına göre düşmeye başlamıştır, 10, 20 ve 50  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamalarında ise çimlenme oranı konsantrasyon artışına bağlı olarak

azalmış, hipokotil oluşumu görülmezken, sadece radikula gözlenmiştir. 100 µg.mL<sup>-1</sup> As ise tüm tohumlar için öldürücü konsantrasyon olmuştur.

As konsantrasyonlarının *Lepidium perfoliatum* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkilerinin istatistiksel açıdan değerlendirilmesi Çizelge 4.9'da gösterilmiştir.

Çizelge 4.9. Farklı As konsantrasyonlarının *Lepidium perfoliatum* tohumlarında çimlenme oranı, hipokotil ve kök büyümesi üzerine etkileri

As Konsantrasyonu	Çimlenme (%)	Hipokotil (mm)	Kök (mm)
0,00	91,00±1,73a	7,16±1,76a*	10,96±3,88a
0,5	85,00±1,73a	5,13±0,28b*	6,60±0,40b*
1	88,33±4,04a	5,40±0,36ab	7,40±0,52ab
5	84,00±1,73a	2,50±0,10c*	1,00±0,00c*
10	48,33±15,69b*	0,00±0,00d*	1,00±0,00c*
20	26,33±3,51c*	0,00±0,00d*	1,00±0,00c*
50	12,00±1,73cd*	0,00±0,00d*	1,00±0,00c*
100	0,00±0,00d*	0,00±0,00d*	0,00±0,00c*

## 5. TARTIŞMA

Çevremizdeki ağır metal birikimi; madencilik, lağım çamuru uygulaması, tarımda atık su kullanımı, çeşitli endüstriyel faaliyetler ve fosfat içeren gübreler dahil olmak üzere antropojenik faaliyetlerin yanısıra doğal olarak meydana gelir. Ağır metal toksisitesi de bitkilerde çeşitli biyokimyasal, morfolojik ve yapısal değişikliklere neden olur (Hussain, 2019).

Esansiyel element olan çinko ve esansiyel element olmayan arsenik ve kadmiyum toksisitesi, bitki hücrelerinde değişikliklere neden olarak bitkinin büyüme ve gelişimini engellemektedir.

Tohumların çimlenme oranları, kök ve hipokotil uzaması, çiçekli bir bitkinin büyümesi ve çoğalmasındaki ilk adımlardır.

Kök uzaması inhibisyonunun bitkilerde metal toksisitesinin ilk belirgin etkisi olduğu düşünülmektedir (Munzuroğlu ve Geçkil, 2002).

Kök uzaması, ağır metalin uygulanan konsantrasyonuna bağlı olduğu gibi, bitkinin bu metale karşı dirençli ya da hassas olmasıyla da ilgilidir. Kök ucundaki hücre bölünmesi ve hücre uzama bölgesi, metallerin varlığından etkilenen iki farklı mekanizmadır (Arduni vd, 1994).

Bu çalışmada üç yabancı bitki türünün (*Lactuca serriola*, *Silene vulgaris* var. *vulgaris*, *Lepidium perfoliatum*), Zn, Cd ve As ağır metallerine maruziyeti sonucunda bu metallerin çimlenme, kök ve hipokotil büyümesi üzerindeki toksik etkileri incelenmiştir.

Akümülatör türlerde köklerle alım ve taşınım hemen hemen dengede olabileceği gibi köklerde birikimde olabilir. Metal dışlayıcılar genel olarak metal alımını düzenleyemediklerinden, kökten filizlere taşınmanın kısıtlanması muhtemel kontrol mekanizmasıdır (Baker, 1981).

### 5.1. Çinko Etkisi Sonuçları

Bitkilerde Zn toksisitesi sonucunda kök ve hipokotil gelişimi azalır, kökler incelik, hücredeki organeller parçalanır, klorofil sentezi azalır ve klorozis görülür (Rout ve Das, 2003).

Zn'ye duyarlı bitkilerin kök büyümesinin yüksek Zn konsantrasyonlarına maruz kaldıklarında ciddi şekilde inhibe edildiği, ancak Zn'ye toleranslı bitkilerin kök

büyümesinin etkilenmediği tespit edilmiştir. Zn temel bir besin maddesi olmasına rağmen, bitki yapraklarında biriken Zn miktarı kuru kütlede yaklaşık olarak 300-1000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  'ye ulaştığında ürün verimi için fitotoksik olabilir (Souza vd, 2005).

Yapılan çalışmada, *Lactuca serriola* da kök ve hipokotiller 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasına kadar olan konsantrasyonlarda büyürken, 500, 1000 ve 1500  $\mu\text{g. mL}^{-1}$  Zn uygulamalarında sadece radikula oluşumu gözlenmiştir. 200  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasından itibaren artan konsantrasyonlar köklerin cansız, ince ve kahvengileşmesine, yani gittikçe çürümesine neden olmuştur. 3000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında ise çimlenme tamamen inhibe olmuştur.

*Lactuca sativa*, ağır metallere karşı kök büyümesinin inhibisyonu açısından diğer bazı bitkilere göre daha fazla duyarlıdır (Lyu vd, 2018).

Doğaroğlu (2018), *Lactuca sativa* ile yaptığı çalışmada, artan Zn konsantrasyonu kök büyümesinin azaldığını, 10  $\text{mg.L}^{-1}$  Zn konsantrasyonunda ise kök büyümesinin tamamen inhibe olduğunu bildirmiştir.

Özdener ve Aydın (2009) tarafından *Eruca sativa* bitkisi üzerinde yapılan çalışmada, uygulanan Zn konsantrasyonunun artmasıyla ilişkili olarak kök uzunlukların da arttığı tespit edilmiştir. Bununla beraber 500  $\mu\text{g.g}^{-1}$  Zn uygulamasında, kök uzunluğundaki artış istatistiksel olarak anlamlıdır. 2000  $\mu\text{g. g}^{-1}$  Zn uygulanması sonucunda kök kuru ağırlığında biriken Zn miktarı yaklaşık 1600  $\mu\text{g.g}^{-1}$  olmakla beraber, bu konsantrasyon kök büyümesini inhibe etmemiştir. Bu sonuç *E.sativa* fidelerinin Zn'nin toksik etkisini Zn'yi köklerinde biriktirerek tolere ettiğini göstermiştir. Rengel (2000), bitkilerin yüksek Zn konsantrasyonuna verdiği tepkinin Zn'ye tolerans kapasiteleri ile ilişkili olduğunu bildirmiştir.

Çalışmamızda *Silene vulgaris* var. *vulgaris* tohumlarına uygulanan en düşük Zn konsantrasyonundan, en yüksek Zn konsantrasyonuna kadar tüm uygulamalarda tohum çimlenme oranı kontrol grubuyla aynı oranda yüksektir (%80-90 civarında). Kök ve hipokotiller en yüksek konsantrasyon olan 3000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında dahi, -kontrol grubuna göre daha düşük uzunlukta olmakla beraber- büyümüşlerdir. Köklerde renk değişimi olmamıştır.

*Thlaspi caerulescens*'in 0,5 mM Zn solüsyonunda büyümede azalma olmaksızın ve 1 mM Zn'nin üstünde toksisite semptomları göstermeksizin tolerans gösterdiği ancak kuru ağırlıkta %25 azalma olduğu tespit edilmiştir (Rout ve Das, 2003).



*Silene vulgaris*, *Cardaminopsis arenosa*, *Plantago lanceolata* gibi bazı bitkilerin Pb ve Zn ile kirlenmiş toprakların iyi birer biyoindikatörü oldukları belirlenmiştir (Wierzbicka ve Rostanski, 2002).

Nadgorska-Socha vd (2009) yaptıkları çalışmalarda Zn'nin *Silene vulgaris* bitkisinin en çok yapraklarında biriktiğini bildirmişlerdir.

Ayrıca Baker (1978), *Silene maritima* popülasyonlarında, Zn'nin köklere nazaran sürgünlerde daha yüksek oranda biriktiğini bildirmiştir.

*Silene vulgaris* (Moench) Garcke' de artan Zn toleransı, bir dışlama mekanizmasından veya Zn'ye dirençli sitozolik enzimlerin varlığından kaynaklanır. Buda toleranslı bitkilerin hücre içindeki aşırı çinkoyu detoksifiye eden etkili bir mekanizmaya sahip oldukları anlamına gelir (Harmens vd, 1994).

Zn ile kontamine olmuş bölgelerde yetişen *Arabidopsis halleri* bitkisinde sürgünlerdeki Zn miktarı köklerdekinden daha fazladır. Bu durum akümülatörleri karakterize eder (Baker, 1981).

Yapılan çalışmada, *Lepidium perfoliatum* tohumlarında kök ve hipokotiller 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn konsantrasyonuna kadar büyümüştür. Bundan sonraki artan konsantrasyonlarda çimlenme oranı giderek düşmüş, 3000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Zn uygulamasında kontrol grubuna göre çimlenme oranı yaklaşık %50 oranında azalmıştır. Hipokotil uzaması olmamakla beraber, sadece radikula oluşumu gözlenmiş ancak büyüme olmamıştır.

Özdener ve Kutbay (2009), *Eruca sativa* tohumlarının yüksek Zn konsantrasyonlarında dahi (1500-2000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$ ) çimlendiğini, ancak kök ve hipokotil uzamasının 1000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  seviyesinde kaldığını tespit etmişlerdir. *Eruca sativa* tohumları, çimlenme ve erken büyüme evrelerinde genellikle Zn'ye dayanıklıdır. Bu bulgulara göre araştırmacılar *Eruca sativa* bitkisinin Zn'ye dirençli olduğunu ileri sürmüşlerdir.

Başka bir çalışmada 10 gün süreyle Zn maruziyetine bırakılan *Brasica oleraceae* var. *acephala* bitkisinde 200 ppm Zn uygulaması sonucunda kök büyümesinin büyük oranda azaldığı belirlenmiştir (Şafak, 2011).

7 gün 200  $\mu\text{M}$  Zn'ye maruz bırakılan duyarlı ve toleranslı *Deschampsia caespitosa* ekotiplerinde kök büyümesi sırasıyla %50 ve %8 oranında inhibe olmuştur (Harmens vd, 1994).

## 5.2. Kadmiyum Etkisi Sonuçları

Bitkilerde meydana gelen Cd toksisitesinde, bitki köklerinde aşırı Cd birikimi, büyüme inhibisyonunun başlıca nedenidir. Bitkilerde Cd birikimi, bitki türleri arasında hatta aynı bitkinin organları veya dokuları arasında bile farklılık gösterebilmektedir. Örneğin çim bitkisinde toplam Cd'nin %65-90'ı köklerde bulunurken, *Lactuca sativa* bitkisinde ise toplam Cd içeriğinin sadece %50'si köklerde bulunur. Böylece bitkiler Cd iyonlarının dışlanması, Cd'nin atılımı veya köklerde tutulması yoluyla aktif organlarda veya hücrelerde Cd birikimini önlemeye çalışarak Cd toksisitesine karşı ilk savunma hattını geliştirebilirler (Wu vd, 2005).

Yapılan çalışmada, *Lactuca serriola*'da tohum çimlenmesi 300 µg.mL<sup>-1</sup> Cd uygulamasına kadar gerçekleşmiş ve bu konsantrasyonda çimlenme tamamen inhibe olmuştur. 10 µg.mL<sup>-1</sup> Cd uygulamasındaki çimlenme oranı, kök ve hipokotil uzunlukları kontrole en yakın oranlarda çıkmıştır. Bundan sonraki artan Cd konsantrasyonları, kök ve hipokotil uzunluklarının azalmasına, köklerde de çürüme olayının gözlenmesine neden olmuştur.

Arduini vd (1994) yaptıkları çalışma sonuçlarına göre *Pinus pinea* ve *Pinus pinaster* bitkilerinin kök büyümesi ve günlük uzama miktarı 5 µM CdSO<sub>4</sub> içeren kültür solüsyonunda azalmıştır. Ayrıca Cd'nin özellikle Cu ile kombinasyonu bu bitkilerin kök büyümesinin güçlü bir şekilde inhibe olduğunu göstermişlerdir.

*Thlaspi caerulescens*, *Thlaspi arvense* ve *Lactuca sativa* türlerinden Cd'ye en duyarlı olanın *Lactuca sativa* olduğu tespit edilmiştir. Cd'nin fitotoksik etkileri *Lactuca sativa*'nın kök ve sürgün gelişiminde önemli bir azalmaya neden olmuştur (Silveira, 2017).

Doğaroğlu (2018), *Lactuca sativa* ile yaptığı Cd deneyinde 32 mg.L<sup>-1</sup> Cd konsantrasyonunun tohumlarda kök ve hipokotil oluşumunu inhibe ettiğini bildirmiştir.

Yapılan çalışmada, *Silene vulgaris* var. *vulgaris*'e uygulanan bütün Cd konsantrasyonlarında çimlenme meydana gelmiş, kök ve hipokotil uzaması gözlenmiştir. 50 µg.mL<sup>-1</sup> Cd konsantrasyonuna kadar olan uygulamalarda tohum çimlenmesi, kök ve hipokotil uzaması üzerine Cd'nin olumsuz bir etkisi görülmemiştir. Artan Cd konsantrasyonu ile beraber kök ve hipokotil uzunlukları azalmış, ancak inhibe olmamış en yüksek konsantrasyonunda dahi çimlenme oranı kontrol grubuyla aynı oranda kalmıştır. Köklerde renk değişimi gözlenmemiştir.

Demir (2011), *Silene vulgaris* var. *vulgaris* ile yaptığı çalışmada bitkinin köklerinde ve yapraklarında biriken Cd miktarının birbirine yakın miktarlar olduğunu belirleyerek bu bitkinin Cd'ye toleranslı olabileceğini ileri sürmüştür.

Caryophyllaceae familyasındaki türlerden bazıları (*Silene cucubalis*, *Silene compacta* gibi), ağır metallere tolarensli veya akümülatör olmaları nedeniyle fitoremediasyon açısından önemlidirler (Prasad ve Freitas, 2003).

Çalışmamızda, *Lepidium perfoliatum*'a uygulanan 5 ve 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd dışındaki tüm konsantrasyonlarda çimlenme oranları kontrol grubundan farklı değildir. Ancak artan konsantrasyonlarla kök ve hipokotil uzunlukları giderek azalmıştır. 500  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında çimlenme oranı oldukça düşmüş, sadece radikula oluşumu gözlenmekle beraber büyüme olayı durmuştur.

*Eruca sativa* ile yapılan çalışmalarda 75  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında çimlenme oranının kontrol sonuçlarından daha yüksek olduğu rapor edilmiştir. 125 ve 150  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  Cd uygulamasında ise kök ve hipokotil uzunlukları ciddi derecede azalmaktadır. 200-1000  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  konsantrasyonları arasında hipokotil uzaması tamamen engellenmekle beraber çimlenme oranı kontrolün %50'si kadardır. Yani Cd konsantrasyonunun artışı çimlenme oranını anlamlı derecede etkilememiştir (Özdener ve Kutbay, 2009). Sağıroğlu (2012), *Eruca sativa* bitkisinde yaptığı çalışmalar sonucunda bu bitkinin Cd biriktiricisi olabileceğini ileri sürmüştür.

Salt vd (1995), *Brassica juncea* ve *Thlaspi caerulescens*'de yaptıkları çalışmalarda Cd'nin, bitkilerin en genç yapraklarında biriktiğini belirlemişlerdir. Kullanılan Cd konsantrasyonları aralığında ne *Brassica juncea*'da ne de *Thlaspi caerulescens*'de taze kök ve sürgün ağırlıklarında önemli bir azalma meydana gelmiştir.

Munzuroğlu ve Geçkil (2002) tarafından *Triticum aestivum* ve *Cucumis sativus* üzerinde Hg, Cd, Co, Cu, Pb ve Zn ile yapılan çalışmalarda genel olarak çimlenme inhibisyonu, artan metal konsantrasyonları ile artmıştır. Belirli konsantrasyondaki her metal çimlenebilirliği azaltmış veya tamamen inhibe etmiştir (Hg'de olduğu gibi). Pb ve Zn hariç diğer metaller hipokotillerin ve bazı konsantrasyonlarda çimlenmiş tohumlardaki köklerin tamamen inhibe edilmesine neden olmuştur. Pb ve Zn kullanılan en yüksek konsantrasyonda bile (8 mM) inhibisyona neden olmamıştır. Cd'nin ise bu iki tür üzerinde, >2,5 mM konsantrasyonda kök, koleoptil ve hipokotillerde inhibisyona neden olduğu tespit edilmiştir.

### 5.3. Arsenik Etkisi Sonuçları

Arsenik stresine maruziyette toksisiteye dayanıklı olmayan bitki türlerinde, kök büyümesinin engellenmesinden, bitkinin ölümüne kadar değişen semptomlar gözlenir (Meharg and Hartley- Whitaker, 2002).

As toksisitesi, tohum çimlenmesi ve kök büyümesinde belirgin derecede ortaya çıkan azalmalar şeklinde kendini gösterir. Ayrıca As, P ile yapısal benzerliğinden dolayı P alımını ve kullanılabilirliğini engelleyerek plazma membran yapısının bozulmasına neden olur (Smith, 2009).

Membran yapısının bozulması sonucunda hücrenin su ve mineral alımı olumsuz etkilenir. Bunun sonucunda kök büyümesi inhibe olur. Köklerdeki mitotik faaliyetlerde anormallikler meydana gelir (Lamhamdi, 2011).

Çalışmamızda, *Lactuca serriola*'ya uygulanan 0,5 ve 1  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As konsantrasyonları her ne kadar çimlenme oranını kontrole göre %50 oranında azaltmış olsada kök ve hipokotiller kontrol grubuna göre biraz daha uzundur. 5  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasından sonraki artan konsantrasyonlarda hem çimlenme oranı, hem kök ve hipokotil uzaması olumsuz etkilenmiş hem de kökler çürümeye başlamıştır. 50  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasında çimlenme olayı tamamen inhibe olmuştur.

*Cicer arietinum* ve *Oryza sativa* bitkileri As stresine maruz kaldıklarında köklerin ve sürgünlerin büyümesinde durgunluk gibi belirtiler ortaya çıkar. Ayrıca As'ye maruz bırakılma sonucunda yaprak sayısı ve yüzey alanı ile bitkinin taze ve kuru ağırlıklarında azalma gözlenmiştir (Abbas vd, 2018).

Pekşen (2014), yaptığı çalışmada *Hordeum vulgare* (arpa) tohumlarını 10  $\mu\text{M}$  ve 50  $\mu\text{M}$  As ile muamele etmiş, sonuçta çimlenme oranı ve kök büyümesinin konsantrasyon artışına paralel olarak azaldığı, ayrıca kök taze ve kuru ağırlığında da azalma olduğunu saptamıştır. Ayrıca köklerin ince, cansız ve kahverengi bir görünümde olduğu gözlenmiştir. Kökler, Evans Blue yöntemi ile boyandığında, artan As konsantrasyonlarının köklerde hücre ölümüne neden olduğu tespit edilmiştir.

Duquesnoy vd (2010), *Vicia faba* bitkisine uyguladıkları As'nin artan konsantrasyonlarıyla beraber, köklerin renk değiştirerek kahverengileştiğini belirtmişlerdir.

Yapılan çalışmada, *Silene vulgaris* var. *vulgaris*'e uygulanan As konsantrasyonlarından 50  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  As uygulamasına kadar, çimlenme oranlarında kontrol grubuna göre anlamlı bir değişiklik olmamakla beraber, kök ve hipokotil

büyümesi gittikçe azalmıştır. Uygulanan en yüksek doz olan 100 µg.mL<sup>-1</sup> As uygulamasında çimlenme oranı kontrole göre %50 oranında düşmüş, sadece radikula oluşumu gözlenmiştir.

*Silene vulgaris* (Paliouris and Hutchinson, 1991) ve *Plantago lanceolata*'nın (Pollard, 1980) kontamine olmamış topraklardaki bireyleri arseniğe karşı direnç sergilemişlerdir.

As dirençli bitkiler daha yüksek çimlenme durumuna sahiptir (Meharg ve Hartley- Whitaker, 2002). %50, 75 ve 100 oranında maden atıklarında yetişen *Phaseolus sp.* bitkisinin meyvelerinde yaprak ve köklerden daha düşük oranda As saptanmıştır. %75 maden atığında yetiştirilen fasulye ve *Raphanus sativus* bitkilerinin köklerinde As konsantrasyonu fasulye köklerinde daha yüksektir (Cobb, 1999).

Çalışmamızda, *Lepidium perfoliatum*'da artan As konsantrasyonu ile beraber çimlenme oranı, kök ve hipokotil uzamasıda kademeli olarak azalmış, 10, 20 ve 50 µg.mL<sup>-1</sup> As uygulamalarında sadece radikula oluşumu gözlenmiş, 100 µg.mL<sup>-1</sup> As konsantrasyonunda ise çimlenme tamamen inhibe olmuştur.

*Triticum vulgare* ve *Oryza sativa* ile yapılan çalışmalarda da artan As konsantrasyonları ile çimlenme oranı ve kök uzunluklarının azaldığı tespit edilmiştir (Shri vd, 2009).

As dirençli geniş bir bitki grubu tespit edilmiş olmasına rağmen, As hiperakümüasyonu olayı eğreltiotu üyesi *Pteris vittata*'da keşfedilmiştir (Zhao vd, 2002). Yani tanımlanan bir numaralı As hiperakümülatörü Pteridaceae familyasına aittir (Zahra vd, 2017).

*Isatis cappadocica* ve *Pteris vittata* gibi As hiperakümülatörleri, sürgünlerinde yaklaşık olarak %60-80 oranında As biriktirebilirler ve arseniğin kök sürgün oranı 1'in üstündedir. *Pteris tremula*, *Arabidopsis* ve *Oryza sativa* gibi hiperakümülatör olmayan bitkilerin sürgünlerinde bulunan As miktarı ise sadece %5-10'dur (Zahra vd, 2017).

## 6. SONUÇ VE ÖNERİLER

*Lactuca serriola* tohumlarının, Zn, Cd ve As metalleri uygulaması sonucunda, artan metal konsantrasyonlarının kök uzunluklarında azalma, incelme ve renk değişimi meydana getirdiği yani köklerin çürüdüğü gözlenmiştir. Sonuçta ağır metaller bu bitkide en çok köklerin gelişimini olumsuz yönde etkilemiştir.

*Silene vulgaris* var. *vulgaris* bitkisinin, bu ağır metallerin artan konsantrasyonlarında dahi çimlenme yeteneğini kaybetmediği gözlenmiştir. Çimlenme oranı Cd ve Zn uygulamalarında fazlayken, As uygulamasında diğer iki metale göre daha azdır.

*Lepidium perfoliatum* bitkisi, Cd ve Zn metallerinin en yüksek konsantrasyonlarında *Silene vulgaris* var. *vulgaris* bitkisi kadar başarılı bir çimlenme göstermesede, çimlenme yeteneğini de kaybetmemiştir. As uygulamasında ise kullanılan en yüksek konsantrasyon çimlenmeyi tamamen inhibe etmiştir.

As'nin artan konsantrasyonları bitkilerin gelişimine ket vurmuş, *Lactuca serriola* ve *Lepidium perfoliatum*'da çimlenme olayını tamamen inhibe etmiştir. *Silene vulgaris* var *vulgaris*'te ise belirgin derecede düşürmüştür. Bu sonuçlara göre, kullanılan bitkiler için As'nin Cd ve Zn'ye göre en toksik metal olduğu ve toksisite etki sırasının As'den sonra sırasıyla Cd ve Zn şeklinde olduğu ileri sürülebilir.

Sonuç olarak *Lactuca serriola* bitkisinin As, Cd ve Zn ağır metallerine karşı duyarlı bir bitki olduğu; *Silene vulgaris* var. *vulgaris* bitkisinin bu ağır metallere dirençli bir bitki olduğu; *Lepidium perfoliatum* bitkisinin ise Cd ve Zn'ye karşı dirençli, As'ye karşı hassas bir bitki olduğu ileri sürülebilir.

Tohum çimlenmesinde en önemli evre kök ve hipokotil oluşumudur. Bu sonuçlara göre *Silene vulgaris* var. *vulgaris* tohumlarının uygulanan metallere karşı diğer iki bitkiye göre daha dirençli olduğu belirlenmiştir ve ek çalışmalar yapılarak fitoremediasyonda kullanılabilirliği belirlenebilir.

## KAYNAKLAR

- Abbas, G., Murtaza, B., Bibi, I., Shahid, M., Niazi, N.K., Khan, M.I., Amjad, M., Hussain, M. and Natasha. 2018. Arsenic uptake, toxicity, detoxification and speciation in plants: Physiological, biochemical and molecular aspects. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15:1, 59. doi:10.3390/ijerph15010059
- Akdeniz Şafak, S. 2015. Ruderal vejetasyon. *Ordu Üniversitesi Bilim Teknik Dergisi*, 5:2, 74-82.
- Ali, B., Tao, Q., Zhou, Y., Gill, R.A., Ali, S., Rafiq, M.T., Xu, L. and Zhou, W. 2013. 5- Aminolevulinic acid mitigates the cadmium-induced changes in *Brassica napus* as revealed by the biochemical and ultra-structural evaluation of roots. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 92, 271-280. doi:10.1016/j.ecoenv.2013.02.006
- Anjum, N.A. (Editor) 2012. *The Plant Family Brassicaceae: Contribution Towards Phytoremediation, Environmental Pollution*. Springer Science+Business Media, 71-97, Dordrecht.
- Anonim, 2013. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=protect&relax=protect> (Erişim tarihi: 23.10.2017).
- Arain, M.B., Kazi, T.G., Baig, J.A., Jamali, M.K., Afridi, H.I., Jalbani, N., Sarfraz, R.A., Shah, A.Q. and Kandhro, G.A. 2009. Respiratory effects in people exposed to arsenic via the drinking water and tobacco smoking in southern part of Pakistan. *Science of the Total Environment*, 407:21, 5524-5530. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.07.012
- Arduini, I., Godbold, D.L. and Onnis, A. 1994. Cadmium and copper change root growth and morphology of *Pinus pinea* and *Pinus pinaster* seedlings. *Physiologia Plantarum*, 92:675-680. doi:10.1111/j.1399-3054.1994.tb03039.x
- Armendariz, A.L., Talano, M.A., Villasuso, A.L., Travaglia, C., Racagni, G.E., Reinoso, H. and Agostini, E. 2016. Arsenic stress induces changes in lipid signalling and evokes the stomata closure in soybean. *Plant Physiology and Biochemistry*, 103, 45-52. doi:10.1016/j.plaphy.2016.02.041
- Austruy, A., Wanat, N., Moussard, C., Vernay, P., Joussein, E., Ledoigt, G. and Hitmi, A. 2013. Physiological impacts of soil pollution and arsenic uptake in three plant species: *Agrostis capillaris*, *Solanum nigrum* and *Vicia faba*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 90, 28-34. doi:10.1016/j.ecoenv.2012.12.008

- Babula, P., Adam, V., Opatrilova, R., Zehnalek, J., Havel, L. and Kizek, R. 2008. Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: review. *Environmental Chemical Letter*, 6,189-213. doi:10.1007/s10311-008-0159-9
- Baker, A.J.M. 1978. Ecophysiological aspects of zinc tolerance in *Silene maritima*. *New Phytologist*, 80, 635-642.
- Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3:1-4, 643-654. doi:10.1080/01904168109362867
- Baker, A.J.M. and Brooks, R.R. 1989. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements - A Review of their Distribution. *Biorecovery*, 1, 81-126.
- Baliardini, C., Meyer, C.L., Salis, P., Saumitou-Laprade, P. and Verbruggen, N. 2015. Cation exchanger 1 cosegregates with cadmium tolerance in the metal hyperaccumulator *Arabidopsis halleri* and plays a role in limiting oxidative stress in *Arabidopsis* Spp. *Plant physiology*, 169, 549-559. doi/10.1104/pp.15.01037
- Batrons, M., Catalon, J. and Penuelas, J. 2016. Spatial and temporal trends of organic pollutants in vegetation from remote and rural areas. *Scientific Reports*, 6, 1-10. doi:10.1038/srep25446
- Begum, M.C., Islam, M.S., Islam, M.; Amin, R.; Parvez, M.S. and Kabir, A.H. 2016. Biochemical and molecular responses underlying differential arsenic tolerance in rice (*Oryza sativa* L.). *Plant Physiology and Biochemistry*, 104, 266-277. doi:10.1016/j.plaphy.2016.03.034
- Belouchi, A., Kwan, T. and Gros, P. 1997. Cloning and characterization of the OsNramp family from *Oryza sativa*, a new family of membrane proteins possibly implicated in the transport of metal ions. *Plant Molecular Biology*, 33, 1085-1092.
- Benavides, M.P., Gallego, S.M. and Tomaro, M.L. 2005. Cadmium toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17:1, 21-34.
- Bengtsson, B., Asp, H. and Jensen, P. 1994. Uptake and distribution of calcium and phosphorus in beech (*Fagus sylvatica*) as influenced by aluminum and nitrogen. *Tree physiology*, 14, 63-73.
- Bothe, H. and Slomka, A. 2017. Divergent biology of facultative heavy metal plants. *Journal of Plant Physiology*, 219, 45-61. doi:10.016/j.jplph.2017.08.014
- Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. and Jaffre, T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, 7, 49-57.
- Chandrakar, V., Dubey, A. and Keshavkant, S. 2016. Modulation of antioxidant enzymes by salicylic acid in arsenic exposed *Glycine max* L. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 16:3, 662-676.



- Chandrakar, V., Naithani, S.C. and Keshavkant, S. 2016. Arsenic-induced metabolic disturbances and their mitigation mechanisms in crop plants: A review. *Biologia*, 71, 367–377. doi:10.1515/biolog-2016-0052
- Chao, D.Y., Silva, A., Baxter, I., Huang, Y.S., Nordborg, M., Danku, J., Brett Lahner, B., Yakubova, E. and Salt, D.E. 2012. Genome- Wide association studies identify heavy metal ATPase3 as the primary determinant of natural variation in leaf cadmium in *Arabidopsis thaliana*. *Plos Genetics*, 8:9. doi:10.1371/journal.pgen.1002923
- Chardonnens, A.N., Koevoets, P.L.M., van Zanten, A., Schat, H. and Verkleij, J.A.C. 1999. Properties of enhanced tonoplast zinc transport in naturally selected zinc-tolerant *Silene vulgaris*. *Plant Physiology*, 120,779-785.
- Chen, F., Wang, F., Zhang, G. and Wu, F. 2008. Identification of barley varieties tolerant to cadmium toxicity. *Biological Trace Element Reseach*, 121:2, 171-179. doi:10.1007/s2011-007-8042-2
- Clemens, S. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanism of tolerance in plants. *Biochimie*, 88, 1707-1719. doi:10.1016/j.biochi.2006.07.003
- Clemens, S., Palmgren, M.G. and Kramer, U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science*, 7:7, 309-315.
- Courbot, M., Willems, G., Motte, P., Ardivinsson, S., Roosens, N., Laprade-Saumitou, P. and Verbruggen, N. 2007. A major quantitative trait locus for cadmium tolerance in *Arabidopsis halleri* colocalizes with HMA4, a gene encoding a heavy metal ATPase. *Plant Physiology*, 144, 1052-1065.
- Dago, A., Gonzalez, I., Arino, C., Martinez-Coronado, A., Higuera, P., Diaz-Cruz J.M. and Esteban, M. 2014. Evaluation of mercury stress in plants from the Almaden mining district by analysis of phytochelatin and their Hg complexes. *Environmental Science and Technology*, 48:11, 6256-6263. doi:10.1021/es405619y
- Dalçı, M. 1999. Ders Notu. Tohumlu Bitkiler Taksonomisi Fen Edebiyat Fakültesi Teksir No:5, 180, Samsun.
- Demir, E. 2011. *Brassica oleracea* L. var. *acephala* ve *Silene vulgaris* (Moench) Garcke var. *vulgaris* bitkilerine bakır ve kadmiyumun etkileri. Doktora Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, 162, Samsun.
- Doğaroğlu, Z.G. 2018. Kadmiyum, kurşun ve çinko metallerinin marul (*Lactuca sativa* L.) tohumlarının çimlenmesi üzerine etkisi. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Dergisi*, 23:2, 299-308. doi:10.17482/uumfd.417228
- Dominguez, M.T., Maranon, T., Murillo, J.M. and Redondo-Gomez, S. 2011. Response of Holm oak (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) and mastic shrub (*Pistacia lentiscus* L.) seedlings to high concentrations of Cd and Tl in the rhizosphere. *Chemosphere*, 83:8, 1166-1174. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.01.002

- Dudka, S., Piotrowska, M. and Terelak, H. 1996. Transfer of cadmium, lead and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: a field study. *Environmental Pollution*, 94:2, 181-188.
- Duncan, E.G., Maher, W.A., Foster, S.D., Krikowa, F., O'Sullivan, C.A. and Roper, M.M. 2017. Dimethylarsenate (DMA) exposure influences germination rates, arsenic uptake and arsenic species formation in wheat. *Chemosphere*, 181, 44-54. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.04.043
- Duquesnoy, I., Champeau, G.M., Evray, G., Ledoigt, G. and Piquet-Pissaloux, A. 2010. Enzymatic adaptations to arsenic-induced oxidative stress in *Zea mays* and genotoxic effect of arsenic in root tips of *Vicia faba* and *Zea mays*. *Comptes Rendus Biologies*, 333, 814-824. doi:10.1016/j.crv.2010.07.004
- Ernst, W.H.O. 2006. Evolution of metal tolerance in higher plants. *Forest Science and Landscape Research*, 80:3, 251-274.
- Fernandez, R., Bertrand, A., Reis, R., Mourato, M.P., Martins, L.L. and Gonzalez, A. 2013. Growth and physiological responses to cadmium stress of two populations of *Dittrichia viscosa* (L.) Greuter. *Journal of Hazardous Materials*, 244-245, 555-562. doi:10.1016/j.jhazmat.2012.10.044
- Frey, B., Keller, C., Zierold K. and Schulin, R. 2000. Distribution of Zn in functionally different leaf epidermal cells of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Cell Environment*, 23, 675-687.
- Gautam, N., Verma, P.K., Verma, S., Tripathi, R.D., Trivedi, P.K., Adhikari, B. and Chakrabarty, D. 2012. Genome wide identification of rice class I metallothionein gene: tissue expression patterns and induction in response to heavy metal stress. *Functional and Integrative Genomics*, 12, 635-647. doi:10.1007/s10142-012-0297-9
- Godt, J., Schidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., Reich, A. and Groneberg, D.A. 2006. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 1:22, 1-6. doi:10.1186/1745-6673-1-22
- Gratao, P.L., Monteiro, C.C., Tezotto, T., Carvalho, R.F., Alves, L.R., Peters, L.P. and Azevedo, R.A. 2015. Cadmium stress antioxidant responses and root-to-shoot communication in grafted tomato plants. *Biology of Metals*, 28:5, 803-816. doi:10.1007/s10534-015-9867-3
- Greger, M., Johansson, M., Stihl, A. and Hamza, K. 1993. Foliar uptake of Cd by pea (*Pisum sativum*) and sugar beet (*Beta vulgaris*). *Physiologia Plantarum*, 88, 563-570.
- Guerinot, M.L. 2000. The ZIP family of metal transporters. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1465, 190-198.
- Gulz, P.A., Gupta, S-K. and Schulin, R. 2005. Arsenic accumulation of common plants from contaminated soils. *Plant Soil*, 272, 337-347. doi:10.1007/s11104-004-5960-z

- Güven, A., Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G. ve Timur, S. 2003. Metallerin Çevresel Etkileri–III. *Metalurji Dergisi*.  
[https://metalurji.org.tr/dergi/dergi138/d138\\_6471.pdf](https://metalurji.org.tr/dergi/dergi138/d138_6471.pdf)
- Halim, M., Conte, M.P. and Piccolo, A. 2003. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. *Chemosphere*, 52, 265–275. doi:10.1016/S0045-6535(03)00185-1
- Hall, J.L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53:366, 1-11.
- Hanger, B.C. 1979. The movement of calcium in plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 10, 171-193.
- Harmens, H., Koevoets, P.L.M., Verkleij, J.A. and Ernst, W.H.O. 1994. The role of low molecular weight organic acids in the mechanism of increased zinc tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke. *New Phytol*, 126, 615-621.
- Harrison, R.M. and Chirgawi, M.B. 1989. The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants I. Use of a filtered air growth cabinet. *The Science of Total Environment*, 83,13-34.
- Hasanuzzaman, M., Prasad, M.N.V. and Fujita, M. (Editors) 2019. *Cadmium toxicity and tolerance in plants: From physiology to remediation*. Academic Press, 47-72, London.
- Hassan, W., Bano, R., Bashir, S. and Aslam, Z. 2016. Cadmium toxicity and soil biological index under potato (*Solanum tuberosum* L.) cultivation. *Journal compilation*. 54:4, 460–468. doi.org/10.1071/SR14360
- Hediji, H., Djebali, W., Belkadhi, A., Cabasson, C., Moing, A., Rolin, D., Brouquisse, R., Gallusci, P. and Chaibi, W. 2015. Impact of long-term cadmium exposure on mineral content of *Solanum lycopersicum* plants: consequences on fruit production. *South African Journal of Botany*, 97, 176-181. doi:10.1016/j.sajb.2015.01.010
- Herren, T. and Feller, U. 1996. Effect of locally increased zinc contents on zinc transport from the flag leaf lamina to maturing grains of wheat. *Journal of Plant Nutrition*, 19:2, 379-387.
- Huang, B., Xin, J., Dai H., Liu, A., Zhou, W., Yi, Y. and Liao, K. 2014. Root morphological responses of three hot pepper cultivars to Cd exposure and their correlations with Cd accumulation. *Environmental Science and Pollution Research*, 22:2, 1151-1159. doi:10.1007/s11356-14-3405-7
- Huang, B., Xin, J., Dai, H., Liu, A., Zhou, W., Yi, Y. and Liao, K. 2015. Root morphological responses of three hot pepper cultivars to Cd exposure and their correlations with Cd accumulation. *Environmental Science Pollution Research*, 22:2, 1151-1159. doi:10.1007/s11356-014-3405-7

- Huang, G.Y. and Wang, Y.S. 2010. Expression and characterization analysis of type 2 metallothionein from grey mangrove species (*Avicennia marina*) in responses to metal stress. *Aquatic Toxicology*, 99, 86-92. doi:10.1016/j.aquatox.2010.04.004
- Imran, M.A., Khan, R.M., Ali, Z. and Mahmood, T. 2013. Toxicity of arsenic (As) on seed germination of sunflower (*Helianthus annuus* L.). *International Journal of Physical Sciences*, 8, 840-847.
- Jabeen, R., Ahmad, A. and Iqbal, M. 2009. Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms. *The Botanical Review*, 75, 339-364. doi:10.1007/s12229-009-9036-x
- Jinadasa, N., Collins, D., Holford, P., Milham, P.J. and Conroy, J.P. 2016. Reactions to cadmium stress in a cadmium-tolerant variety of cabbage (*Brassica oleracea* L.): is cadmium tolerance necessarily desirable in food crops. *Environmental Science and Pollution Research*, 23:6, 5296-5306. doi:10.1007/s11356-015-5779-6
- Johansen, J.L., Ronn, R. and Ekelund, F. 2018. Toxicity of cadmium and zinc to small soil protists. *Environmental Pollution*, 242, 1510-1517. doi:10.1016/j.envpol.2018.08.034
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A. and Timur, S. 2003. Metallerin çevresel etkileri-III. *Metalurji Dergisi*. [https://metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136\\_4753.pdf](https://metalurji.org.tr/dergi/dergi136/d136_4753.pdf)
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N.K., Rafiq, M., Bakhat, H.F., Imran, M., Abbas, T., Bibi, I. and Dumat, C. 2017. Arsenic behaviour in soil-plant system: Biogeochemical reactions and chemical speciation influences. *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants*, 97-140. doi:10.1007/978-3-319-55423-5\_4
- Khatun, S., Ali, M.B., Hahn, E-J. and Paek, K-Y. 2008. Copper toxicity in *Withania somnifera*: Growth and antioxidant enzymes responses of in vitro grown plants. *Environmental and Experimental Botany*, 64, 279-285. doi:10.1016/j.envexphot.2008.02.004
- Korenkov, V., King, B., Hirschi, K. and Wagner, G.J. 2009. Root-selective expression of AtCAX4 and AtCAX2 results in reduced lamina cadmium in field-grown *Nicotiana tabacum* L. *Plant Biotechnology Journal*, 7, 219-226.
- Koszelnik-Leszek, A. and Bielecki, K. 2013. Response of selected *Silene vulgaris* ecotypes to nickel. *Pollution Journal Environmental Study*, 22:6, 1741-1747.
- Krämer, Ute. 2018. The Plants that Suck Up Metal. *Life Sciences*, 40:3,18-23. doi:10.1002/germ.201870307
- Kumar, N., Dushenkov, V., Motto, H. and Raskin, I. 1995. Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from soils. *Environmental Science and Technology*, 29:5, 1232-1238.

- Kupper, H., Lombi, E., Zhao, F.J. and McGrath, S.P. 2000. Cellular compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyper-accumulator *Arabidopsis halleri*. *Planta*, 212, 75-84.
- Lamhamdi, M., Bakrim, A., Aarab, A., Lafant, R. and Sayah, F. 2011. Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth. *Comptes Rendus Biologies*, 334, 118-126. doi:10.1016/j.crv.2010.12.006
- Lane, T.W., Sato, M.A., George, G.N., Pickering, I.J., Prince, R.C. and Morel, F.M.M. 2005. A cadmium enzyme from a marine diatom. *Nature International Journal of Science*, 435,42.
- Lanquar, V., Lelievre, F., Bolte, S., Hames, C., Alcon, C., Neumann, D., Vansuyt, G., Curie, C., Schroder, A., Kramer, U., Barbier-Brygoo, H. and Thomine, S. 2005. Mobilization of vacuolar iron by AtNRAMP3 and AtNRAMP4 is essential for seed germination on low iron. *The European Molecular Biology Organization Journal*, 24:23, 4041-4051.
- Lasat, M.M., Pence, N.S., Garvin, D.F., Ebbs, S.D. and Kochian, L.V. 2000. Molecular physiology of zinc transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Journal Experimental Botany*, 51:342, 71-79.
- Lee, K., Bae, D.W., Kim, S.H., Han, H.J., Liu, X., Park, H.C., Lim, C.O., Lee, S.Y. and Chung, W.S. 2010. Comparative proteomic analysis of the short-term responses of rice roots and leaves to cadmium. *Journal Plant Physiology*, 167, 161-168. doi:10.1016/j.jplph.2009.09.006
- Lei, M., Wan, X.-M., Huang, Z.-C., Chen, T.-B., Li, X.-W. and Liu, Y.-R. 2012. First evidence on different transportation modes of arsenic and phosphorus in arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Environmental Pollution*, 161, 1-7. doi:10.1016/j.envpol.2011.09.017
- Liu, D. and Kottke, I. 2004. Subcellular localization of cadmium in the root cells of *Allium cepa* by electron energy loss spectroscopy and cytochemistry. *Journal of biosciences*, 29:3, 329-335.
- Lombardi, L. and Sebastiani, L. 2005. Copper toxicity in *Prunus cerasifera*: growth and antioxidant enzymes responses of in vitro grown plants. *Plant Science*, 168, 797-802. doi:10.1016/j.plantsci.2004.10.012
- Lux, A., Martinka, M., Vaculik, M. and White, P.J. 2011. Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. *Journal of Experimental Botany*, 62:1, 21-37.
- Lyu, J., Park, J., Pandey, L.K., Choi, S., Lee, H., De Saeger, J., Depuydt, S. and Han, T. 2018. Testing the toxicity of metals, phenol, effluents, and receiving waters by root elongation in *Lactuca sativa* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149, 225-232. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.11.006
- Maksimovic, I., Kastori, R., Krstic, L. and Lukovic, J. 2007. Steady presence of cadmium and nickel affects root anatomy, accumulation and distribution of essential ions in maize seedlings. *Biologia Plantarum*, 51:3, 589-592.

- Mariano, E.D. and Keltjens, W.G. 2005. Long-term effects of aluminium exposure on nutrient uptake by maize genotypes differing in aluminum resistance. *Journal of Plant Nutrition*, 28, 323-333. doi:10.1081/PLN-200047625
- Meharg, A.A. and Hartley-Whitaker, J. 2002. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist*, 154, 29-43.
- Miner, G.S., Gutierrez, R. and King, L.D. 1997. Soil factors affecting plant concentrations of cadmium, copper and zinc on sludge-amended soils. *Journal of Environmental Quality*, 26, 989-994.
- Miyadate, H., Adachi, S., Hiraizumi, A., Tezuka, K., Nakazawa, N., Kawamoto, T., Katou, K., Kodama, I., Sakurai, K., Takahashi, H., Satoh-Nagasawa, N., Watanabe, A., Fujimura, T. and Akagi, H. 2011. OsHMA3, a P<sub>1B</sub>-type of ATPase affects root-to-shoot cadmium translocation in rice by mediating efflux into vacuoles. *New Phytologist*, 189, 190-199. doi: 10.1111/j.1469-8137.2010.03459.x
- Moller, I.M., Jensen, P.E. and Hansson, A. 2007. Oxidative modifications to cellular components in plants. *Annual Review of Plant Biology*, 58, 459-481.
- Munzuroglu, O. and Geckil, H. 2002. Effects of metals on seed germination, root elongation, and coleoptile and hypocotyl growth in *Triticum aestivum* and *Cucumis sativus*. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 43, 203-213. doi:10.1007/s00244-002-1116-4
- Muszyński, E., Labudda, M., Rożańska, L., Hanus-Fajerska, E. and Koszelnik-Leszek, A. 2019. Structural, physiological and genetic diversification of *Silene vulgaris* ecotypes from heavy metal-contaminated areas and their synchronous in vitro cultivation. *Planta*, 249:6, 1761-1778.
- Muszynska, E., Labudda, M., Rozanska, E., Hanus-Fajerska, E. and Koszelnik-Leszek, A. 2019. Structural, physiological and genetic diversification of *Silene vulgaris* ecotypes from heavy metal-contaminated areas and their synchronous in vitro cultivation. *Planta*, 249:6, 1761-1778.
- Na, G. and Salt, D.E. 2011. The role of sulfur assimilation and sulfur-containing compounds in trace element homeostasis in plants. *Environmental and Experimental Botany*, 72, 18-25. doi:10.1016/j.envexpbot.2010.04.004
- Nadgórska-Socha, A., Ciepał, R., Kandziora, M., Kafel, A. 2009. *Ecological Chemistry and Engineering A*. Opole, 389-397, Warszawa.
- Nussaume, L., Kanno, S., Javot, H., Marin, E., Pochon, N., Ayadi, A., Nakanishi, T.M. and Thibaud, M.-C. 2011. Phosphate import in plants: Focus on the PHT1 transporters. *Frontiers in Plant Science*, 2011, 2:83, 1-12. doi: 10.3389/fpls.2011.00083
- Oomen, R.J., Wu, J., Lelievre, F., Blanchet, S., Richaud, P., Barbier-Brygoo, H., Aarts, M.G.M. and Thomine, S. 2009. Functional characterization of NRAMP3 and NRAMP4 from the metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *The New phytologist*, 181, 637-650.

- Özdener, Y. ve Kutbay, G. 2009. Toxicity of copper, cadmium, nickel, lead and zinc on seed germination and seedling growth in *Eruca sativa*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18:1, 26-31.
- Özdener, Y. ve Aydın, B. 2010. The effect of zinc on the growth and physiological and biochemical parameters in seedlings of *Eruca sativa*. *Acta Physiologiae Plantarum*, 32, 469-476. doi:10.1007/s11738-009-0423-z
- Paliouris, G. and Hutchinson, T.C. 1991. Arsenic, cobalt and nickel tolerances in two populations of *Silene vulgaris* (Moench) Garcke from Ontario, Canada. *New Phytologist*, 117, 449-459.
- Park, J., Song, W.Y., Ko, D., Eom, Y., Hansen, T.H., Schiller, M., Lee, T.G., Martinoia, E. and Lee, Y. 2012. The phytochelatin transporters AtABCC1 and AtABCC2 mediate tolerance to cadmium and mercury. *The Plant Journal*, 69, 278-288. doi:10.1111/j.1365-313X.2011.04789.x
- Pekşen, S. 2014. Arpa'da kök büyümesi, antioksidatif enzim aktivitesi ve lipid eroksidasyonu üzerine arseniğin etkisi. Yüksek Lisans Tezi, Trakya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, 71, Edirne.
- Perfus-Barbeoch, L., Leonhardt, N., Vavasseur, A. and Forestier, C. 2002. Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. *The Plant Journal*, 32:4, 539-548.
- Pollard, A.J. 1980. Diversity of metal tolerances in *Plantago lanceolata* L. from The Southeastern United States. *New Phytologist*, 86, 109-117.
- Prasad, M.N.V. (Editor) 2004. *Heavy metal stress in plants*. Springer-Verlag, 1-27, Heidelberg.
- Prasad, M.N.V. and Freitas, H.M. 2003. Metal hyperaccumulation in plants-biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, 6, 286-321.
- Prasad, R., (Editor) 2018. *Mycoremediation and Environmental Sustainability Volume 2*. Springer, 39-60, Switzerland.
- Rengel, Z. and Elliott, D.C. 1992. Mechanism of aluminum inhibition of net  $^{45}\text{Ca}^{2+}$  uptake by *Amaranthus* protoplasts. *Plants Physiology*, 98, 32638.
- Rengel, Z. 2000. Ecotypes of *Halicus lanatus* tolerant to zinc toxicity also tolerate zinc deficiency. *Annals of Botany*, 1119-1126. doi:10.1006/anbo.2000.1282
- Root, R. A., Miller, R. J. and Koeppel, D. E. 1975. Uptake of cadmium-its toxicity and effect on the iron ratio in hydroponically grown corn. *Journal of Environmental Quality*, 4:4, 473-476.
- Rout, G.R. and Das, P. 2003. Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc. *Agronomie*, 23,3.11. doi:10.1051/agro:2002073



- Sağıroğlu, A. 2012. *Eruca sativa* (Roka) fidelerinde fizyolojik ve biyokimyasal olaylar üzerine kadmiyumun etkileri. Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, 72, Samsun.
- Salim, R., Al-Subu, M.M., Douleh, A. and Khalaf, S. 1992. Effects on growth and uptake of broad beans (*Vicia fabae* L.) by root and foliar treatments of plant with lead and cadmium. *Journal of Environmental Science and Health*, 27:7, 1619-1642. doi:10.1080/10934529209375817
- Salt, D.E., Prince, R.C., Pickering, I.J. and Raskin, I. 1995. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian Mustard. *Plant Physiology*, 109, 1427-1433.
- Satarug, S., Baker, J.R., Urbenjapol, S., Haswell-Elkins, M., Reilly, P.E.B., Williams, D.J. and Moore, M.R. 2003. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicology Letters*, 137, 65-83.
- Seregin, I.V. and Ivanov, V.B. 2001. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*, 48:4, 23-544.
- Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., Xiong, T. and Niazi, N.K. 2016. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoksification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*, doi:10.1016/j.jhazmat.2016.11.063
- Shamsi, I.H., Wei, K., Zhang, G.P., Jilani, G.H. and Hassan, M.J. 2008. Interactive effects of cadmium and aluminum on growth and antioxidative enzymes in soybean. *Biologia Plantarum*, 52:1, 165-169.
- Sharma, R.K., Agrawal, M. and Agrawal, S.B. 2010. Physiological, biochemical and growth responses of lady's finger (*Abelmoschus esculentus* L.) plants as affected by Cd contaminated soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84:6, 765-770. doi:10.1007/s00128-010-0032-y
- Shaw, A.J. 1990. Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects. *Nordic Journal of Botany*, 13:3, 330.
- Shen, Z.G., Zhao, F.J., McGrath, S.P. 1997. Uptake and transport of zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and the non-hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*. *Plant, Cell and Environment*, 20, 898-906.
- Sherameti, I. and Varma, A. (Editor) 2011. *Detoxification of heavy metals*. Springer-Verlag, 289-301, Heidelberg.
- Shier, W.T. 1994. Metals as toxins in plants, *Journal Toxicology*, 13:2, 205-216. doi:10.3109/15569549409089960
- Shri, M., Kumar, S., Chakrabarty, D., Trivedi, P.K., Mallick, S., Misra, P., Shukla, D., Mishra, S., Srivastava, S., Tripathi, R.D. and Tuli, R. 2009. Effect of arsenic on growth, oxidative stress, and antioxidant system in rice seedlings. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72, 1102-1110. doi:10.1016/j.ecoenv.2008.09.022



- Silveira, G.L., Lima, M.G.F., das Reis, G.B., Palmieri, M.J. and Andrade-Vieria, L.F. 2017. Toxic effects of environmental pollutants: Comparative investigation using *Allium cepa* L. and *Lactuca sativa* L. *Chemosphere*, 178, 359-367. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.048
- Singh, A.P., Dixit, G., Kumar, A., Mishra, S., Kumar, N., Dixit, S., Singh, P.K., Dwivedi, S., Trivedi, P.K., Pandey, V., Dhankherb, O.P., Nortonc, G.J., Chakrabartya, D., Tripathia, R.D. 2017. A protective role for nitric oxide and salicylic acid for arsenite phytotoxicity in rice (*Oryza sativa* L.). *Plant Physiology and Biochemistry*, 115, 163-173.
- Smiri, M., Chaoui, A. and El Ferjani, E. 2009. Respiratory metabolism in the embryonic axis of germinating pea seed exposed to cadmium. *Journal of Plant Physiology*, 166:3, 259-269. doi:10.1016/j.jplph.2008.05.006
- Smith, S.E., Christophersen, H.M., Pope, S. and Smith, F.A. 2010. Arsenic uptake and toxicity in palnts: integrating mycorrhizal influences. *Plant and Soil*, 327, 1-27. doi:10.1007/s11104-009-0089-8
- Souri, Z., Karimi, N. and de Oliveira, L.M. 2017. Antioxidant enzymes responses in shoots of arsenic hyperaccumulator, *Isatis cappadocica* Desv, under interaction of arsenate and phosphate. *Environmental Technology*, 1-32. doi:10.1080/09593330.2017.1329349
- Souri, Z., Karimi, N. and Sandalio, L.M. 2017. Arsenic hyperaccumulation strategies: An overview. *Frontiers in Cell and Developmental Biology*, 5, 67. doi: 10.3389/fcell.2017.00067
- Souza, J.F., Dolder, H. and Cortelazzo, A.L. 2005. Effect of excess cadmium and zinc ions on root and shoots of Maize seedlings. *Journal of Plant Nutrition*, 28: 1923-1931. doi:10.1080/01904160500310435
- Şafak, N. 2011. Karalahana (*Brassica oleracea* var. *acephala*) ve pazı (*Beta vulgaris* var. *cicla*)’da kurşun ve çinko stresinin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, 75, İstanbul.
- Talukdar, D. 2013. Arsenic-induced changes in growth and antioxidant metabolism of fenugreek. *Russian Journal of Plant Physiology*, 60:5, 652-660. doi:10.1134/S1021443713050130
- Terzi, H. 2014. Kanola (*Brassica napus* L.) fidelerinde krom (VI) toleransı ve proteom değişimleri üzerine Krom (VI) ve sülfatın rolünün araştırılması. Doktora Tezi, Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı, 196, Afyon.
- Tian, S., Xie, R., Wang, H., Hu, Y., Hou, D., Liao, X., Brown, P.H., Yang, H., Lin, X., Labavitch, J.M. and Lu, L. 2017. Uptake, sequestration and tolerance of cadmium at cellular levels in the hyperaccumulator plant species *Sedum alfredii*. *Journal of Experimental Botany*, doi:10.1093/jxb/erx112

- Turnau, K. and Przybłowicz-Mesjasz, J. 2003. Arbuscular mycorrhiza of *Berkhaya coddii* and other Ni-hyperaccumulating members of Asteraceae from ultramafic soils in South Africa. *Original Paper*, 13, 185-190. doi:10.1007/s00572-002-0213-6
- Turner, R.G. and Marshall, C. 1971. The accumulation of <sup>65</sup>Zn by root homogenates of zinc tolerant and non-tolerant clones of *Agrostis tenuis* Sibth. *New Phytologist*, 70, 539-545.
- Van Assche, F. And Clijsters, H. 1986. İnhibition of photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* by treatment with toxic concentration of zinc. Effect on Ribulose-1-5-bisphosphate carboxylase/oxygenase. *Journal of Plant Physiology*, 125, 355-360.
- Vanlı, Ö. 2007. Pb, Cd, B elementlerinin topraklardan şelat destekli fitoremediasyon yöntemiyle giderilmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, 88, İstanbul.
- Walker, W.M., Miller, J.E. and Hassett, J.J. 1977. Effect of lead and cadmium upon the calcium, magnesium, potassium and phosphorus concentration in young corn plants. *Soil Science*, 124:3, 145-151.
- Wei, W., Chai, T., Zhang, Y., Han, L., Xu, J. and Guan, Z. 2009. The *Thlaspi caerulescens* NRAMP homologue TcNRAMP3 is capable of divalent cation transport. *Molecular Biotechnology*, 41, 15-21. doi:10.1007/s12033-008-9088-x
- Wierzbicka, M. and Rostanski, A. 2002. Microevolutionary changes in ecotypes calamine waste heap vegetation near Olkusz, Poland: A review. *Acta Biologica Cracoviensia*, 44, 7-19.
- Willams, L.E., Pittman, J.K. and Hall, J.L. 2000. Emerging mechanisms for heavy metal transport in plants. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1465, 104-126.
- Wu, F.B., Dong, J., Qian, Q.Q. and Zhang, G-P. 2005. Subcellular distribution and chemical form of Cd and Cd-Zn interaction in different barley genotypes. *Chemosphere*. 60, 1437-1446. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.01.071
- Xin, J., Huang, B., Dai, H., Liu, A., Zhou, W. and Liao, K. 2014. Characterization of cadmium uptake, translocation, and distribution in young seedlings of two hot pepper cultivars that differ in fruit cadmium concentration. *Environmental Science and Pollution Research*, 21:12, 7449-7456.
- Yadav, S.K. 2010. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany*, 76, 167-179. doi:10.1016/j.sajb.2009.10.007
- Yaldız, G. Ve Şekeroğlu, N. 2013. Tibbi ve aromatik bitkilerin bazı ağır metallere tepkisi. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*, 6:1,80-84.
- Yang, X-E., Jin, X-F., Feng, Y. and Islam, E. 2005. Molecular mechanism and genetic basis of heavy metal tolerance/hyperaccumulation in plants. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47:9, 1025-1035.

- Zare, A.A., Khoshgoftarmanesh, A.H., Malakouti, M.J., Bahrami, H.A. and Chaney, R.L. 2018. Root uptake and shoot accumulation of cadmium by lettuce at various Cd:Zn ratios in nutrient solution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 441-446. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.10.045
- Zhang, J., Martinoia, E. and Lee, Y. 2018. Vacuolar transporters for cadmium and arsenic in plants and their applications in phytoremediation and crop development. *Japanase Society of Plants Physiologists*, 1-22. doi/10.1093/pcp/py006/4816714
- Zhang, J., Zhang, M., Shohag, M.J., Tian, S., Song, H., Feng, Y. and Xiaoe, Y. 2016. Enhanced expression of SaHMA3 plays critical roles in Cd hyperaccumulation and hypertolerance in Cd hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance. *Planta*, 243, 577-589. doi:10.1007/s00425-015-2429-7
- Zhao, F.J., Dunham, S.J. and McGath, S.P. 2002. Arsenic hyperaccumulation by different fern species. *New Phytologist*, 156, 27-31.

## ÖZGEÇMİŞ

Adı ve Soyadı : Emine Seçil Yücel  
Doğum Yeri : Çorum  
Doğum Tarihi : 01.01.1977  
Yabancı Dili : İngilizce

### Eğitim Durumu

Lise : Çorum Atatürk Lisesi (1994)

Lisans Bölümü (2000) : Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Edebiyat Fakültesi Biyoloji

### Çalıştığı Kurumlar ve Yılları

Çorum Bil Dershanesi : 2005-2006

İstanbul Eğitim ve Araştırma Hastanesi : 2006-2011

Sungurlu Devlet Hastanesi : 2011-2013

Çorum Halk Sağlığı Laboratuvarı : 2013-Halen