ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

PELİN ATİLLA

MISIR'IN Cr (VI) BİRİKTİRME KAPASİTESİNİN ARAŞTIRILMASI

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ADANA, 2009

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MISIR'IN Cr (VI) BİRİKTİRME KAPASİTESİNİN ARAŞTIRILMASI

Pelin ATİLLA

YÜKSEKLİSANS TEZİ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Bu tez 19 /02 /2009 Tarihinde Aşağıdaki Jüri Üyeleri Tarafından Oybirliği İle Kabul Edilmiştir.

İmza……	İmza……..	İmza……
Doç.Dr. Zeynep ZAİMOĞLU	Doç. Dr. Fuat BUDAK	Doç. Dr. Gülfeza KARDAŞ
DANIŞMAN	ÜYE	ÜYE

Bu tez Enstitümüz Tarla Bitkileri Anabilim Dalında hazırlanmıştır.

Kod No:

Prof. Dr. Aziz ERTUNÇ
Enstitü Müdürü
İmza ve Mühür

Bu çalışma Çukurova Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi Tarafından Desteklenmiştir.

Proje No: MMF2007YL39

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 Sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunu'ndaki hükümlere tabidir.

ÖZ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

MISIR'IN Cr (VI) BİRİKTİRME KAPASİTESİNİN ARAŞTIRILMASI

Pelin ATİLLA

ÇUKUROVA ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

Danışman : Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU
Yıl : 2009 **Sayfa:** 65
Jüri : Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU
Doç. Dr. Fuat BUDAK
Doç. Dr. Gülfeza KARDAŞ

Bu çalışmada, yeşil ıslah *(phytoremediation)* tekniği kullanılarak mısır *(Zea maize)* bitkisinin Cr^{6+} biriktirme kapasitesi araştırılmıştır. Çalışma düzeneği 1'i şahit olmak üzere toplam 6 grup ve 3 tekerrürden oluşmaktadır. Yetiştirme ortamı olarak pomza, suluma suyu olarak ise $K_2Cr_2O_7$ (potasyumdikromat) ile hazırlanan 13, 26, 39, 52 ve 65 ppm'lik konsantrasyonlarda Cr^{6+} çözeltisi kullanılmıştır. Çalışma mısır bitkisinin yetiştirilme süresi olan 120 gün boyunca devam etmiştir. Cr^{6+}'nın bitki gelişimi üzerine etkisinin belirlenmesi ve farklı büyüme evrelerinde mısır bitkisinin Cr^{6+} alımının belirlenmesi amacıyla 3 farlı zamanda bitki sökümleri gerçekleştirilmiştir. Çalışma sonucunda mısır bitkisinin kök, gövde ve yaprağında biriken Cr^{6+} miktarı belirlenmiştir. Mısır bitkisinde en yüksek Cr^{6+} birikiminin köklerde olduğu görülmüştür. Mısır bitkisi, en fazla uygulanan 65 ppm'lik konsantrasyona karşı dayanıklılık göstermiştir. Kökte en fazla Cr^{6+} birikimi 65 ppm'lik konsantrasyonda gerçekleşmiştir (713,4 ± 29,5 mg/kg). Gövdedeki (21,9 ± 1,2 mg/kg) ve yapraktaki (26,7 ± 1,3 mg/kg) en fazla birikim ise 52 ppm'lik konsantrasyonda gerçekleşmiştir. Çalışmada 65 ppm'lik Cr^{6+} konsantrasyonu uygulanan gruptaki mısır bitkilerinin koçan vermediği, buna karşılık 13, 26, 39 ve 52 ppm'lik konsantrasyonlardaki bitkilerde ise koçan oluşumu gözlenmiştir. Uygulanan konsantrasyona bağlı olarak koçandaki Cr^{6+} birikiminin sırasıyla 0,6; 0,65; 0,70 ve 0,80 mg/kg olduğu görülmüştür.

Anahtar Kelimeler : *Yeşil Islah (Phytoremediation), Mısır (Zea maize), Cr^{6+} Alımı, Cr^{6+} Birikimi*

ABSTRACT

M.Sc. THESIS

INVESTIGATION OF Cr (VI) ACCUMULATION CAPACITY OF *ZEA MAIZE*

Pelin ATİLLA

DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING INSTITUTE OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

ÇUKUROVA UNIVERSITY

Supervisor : Asc. Prof. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU

Year : 2009 **Page :** 65

Jury : Asc. Prof. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU
Asc. Prof. Dr. Fuat BUDAK
Asc. Prof. Dr. Gülfeza KARDAŞ

In this study, Cr^{6+} accumulation capacity of corn (*Zea maize*) from soil utilizing phytoremediation technology. Experimental set up is made up of 6 groups, including the control set, in 3 replicates. Pumice was chosen as the growth medium and Cr^{6+} was applied as 5 concentrations, as 13, 26, 39, 52 and 65 ppm, in the irrigation water, prepared using $K_2Cr_2O_7$ (potassiumdichromate). The study was carried for 120 days, which is the same as the plant's harvesting cycle. In order to observe the effects of the Cr^{6+} over the growth of plants and investigate the Cr^{6+} uptake of the plants in different growth phases, the plants were partially harvested in 3 different stages. Subsequently, the plants were separated to its roots, stem and leaves in order to analyze the Cr^{6+} accumulation. It was observed that maize accumulated Cr^{6+} in higher amounts over its roots than its leaves, stem and yield. Maize showed a resistance to the applied Cr^{6+} even in the highest concentration, as 65 ppm. The highest accumulation in the roots had occurred at the highest Cr^{6+} concentration applied set (713,4 ± 29,5 mg/kg). But the highest Cr^{6+} concentrations observed in the stem (21,9 ± 1,2 mg/kg) and leaves (26,7 ± 1,3 mg/kg) were observed in the 52 ppm applied set. It was also seen that all the plants of applied concentrations of 13, 26, 39 and 52 ppm have given yield except the plants which were given 65 ppm Cr^{6+}. Relating the Cr^{6+} concentration in the yield with applied concentration, accumulation of Cr^{6+} were analyzed as 0,6; 0,65; 0,70 and 0,80 mg/kg respectively.

Keywords : *Phytoremediation, Corn (Zea maize),* Cr^{6+} *Uptake,* Cr^{6+} *Accumulation*

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans tez çalışmam süresince, bu tezin oluşum ve yönetim aşamalarında yardımlarını ve desteğini benden hiçbir zaman esirgemeyen, çalışmalarımda her türlü olanağı sağlayan danışman hocam Sayın Doç. Dr. Zeynep ZAİMOĞLU'na sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmam süresince, bilimsel katkılarını sunan Sayın Hocalarım Prof. Dr. Ahmet YÜCEER ve Doç. Dr. Fuat BUDAK'a teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmam süresince gerek sahadaki ve gerekse işin mutfağındaki yardımlarından dolayı arkadaşlarım Nihal BAŞÇI ve Gökhan YAMAN'a, mısırlarımın hayatta kalmasın için en az benim kadar yoğun çaba sarf eden Ziraat Müh. Tolga Yatçı'ya, çalışma süresince gösterdikleri iyi niyet ve yardımlarından dolayı Arş. Gör. İ. Orkun DAVUTLUOĞLU, Arş. Gör. M. Yavuz SUCU ve Arş. Gör. Seçil KEKEÇ'e teşekkürlerimi sunarım.

Yüksek lisans çalışmam süresince akademisyen kimliği, araştırmacı kişiliği, babacan tavırları ile benden hiçbir yardımı esirgemeyen, yaratıcı fikirleri ile ufkumu açan, her daim kendisiyle çalışmaktan mutluluk duyacağım İnönü Üniversitesi Kimya Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Sayın Hocam Yrd. Doç. Dr. Yunus ÖNAL'A sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Bu yoğun süreçte araştırmamın her aşamasında maddi manevi destek ve yardımlarını benden hiçbir zaman esirgemeyen, her zaman inanan ve güvenen, projenin esas mimarları olan Annem Sabiha Atilla ve Babam Çetin Atilla'ya sonsuz sevgi ve teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER **SAYFA**

ÖZ.....I
ABSTRACT.....II
TEŞEKKÜR.....III
İÇİNDEKİLER.....IV
ÇİZELGELER DİZİNİ.....VI
ŞEKİLLER DİZİNİ.....VII
SİMGELER VE KISALTMALAR.....VIII
1. GİRİŞ.....1
1.1. Toprak Kirliliği.....2
1.2. Yeşil Islah (Phytoremediation).....3
1.2.1. Yeşil Islah (Phytoremediation) Çeşitleri.....5
1.2.1.1. Köklerle Süzme (Rhizofiltration).....5
1.2.1.2. Köklerle Sabitleme (Phytostabilization).....6
1.2.1.3. Köklerle Bozunum (Rhizodegradation).....6
1.2.1.4. Bitkisel Bozunum (Phytodegradation).....7
1.2.1.5. Bitkisel Buharlaştırma (Phytovolatilization).....7
1.2.1.6. Bitkisel Özümleme (Phytoextraction).....8
1.2.2. Yeşil Islah Teknolojisinin Temel Uygulama Alanları.....10
1.2.2.1. Hidrolik Kontrol (Hydraulic Control).....10
1.2.2.2. Vejetatif Örtü Sistemleri.....10
1.3. Ağır Metaller.....12
1.3.1. Ağır Metallerin Etkileri.....15
1.4. Krom (Cr).....17
1.4.1. Krom (Cr)'un Etkileri.....20
2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR.....23
3. MATERYAL VE METOD.....32
3.1. Materyal.....32
3.1.1. Kullanılan Bitki ve Özellikleri.....32
3.1.1.1. Mısır'ın Morfolojisi ve Döllenme Biyolojisi.....32

3.1.1.2. Mısır Bitkisinin İklim İstekleri....33
3.1.2. Bitki Yetiştirme Ortamının Özellikleri....35
3.1.3. Sulama Suyu ve Özellikleri....36
3.1.4. Bitki Besin Solüsyonu....36
3.2. Metot....37
3.2.1. Çalışma Düzeneğinin Oluşturulması....37
3.2.2. Çalışmanın Yürütülmesi....38
3.2.3. Ön İşlemler....40
4. BULGULAR ve TARTIŞMA....41
4.1. İklimsel Şartlar....41
4.2. Bitkisel Gelişim....41
4.3. Bitkisel Verimlilik....43
4.4. Mısır Bitkisinin Cr^{6+} Alımı....45
4.4.1. Cr^{6+}'nın Yüzde (%) Dağılımı....49
4.4.2. Bitkinin Kök, Gövde, Yaprağında ve Toplamda Cr^{6+} Birikim Miktarının Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi....49
5. SONUÇLAR....53
KAYNAKLAR....58
ÖZGEÇMİŞ....65

ÇİZELGELER DİZİNİ

SAYFA

Çizelge 1.1. Temel Endüstrilerden Atılan Metal Türleri.....14
Çizelge 1.2. Krom (Cr) Elementinin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri.....19
Çizelge 3.1. Pomza'nın Genel Kimyasal Bileşimi.....36
Çizelge 3.2. Çalışmanın Aşamaları.....39

ŞEKİLLER DİZİNİ

SAYFA

Şekil 1.1. Bitki Köklerindeki Metal Alımı..... 6
Şekil 1.2. Bitkisel Özümleme..... 9
Şekil 1.3. Ağır Metallerin Doğaya Yayınımları.....15
Şekil 1.4. Ağır Metallerin İnsan Vücudunda Etki Mekanizması.....17
Şekil 3.1. Çalışmada Yetiştirilen Mısır *(Zea Maize)* Bitkisi – Koçanı.....33
Şekil 3.2. Çalışma Düzeneğinin Planlanması.....37
Şekil 4.1. Mısır Bitkisinin Yaprak Sayısı Değişim Grafiği.....41
Şekil 4.2. Mısır Bitkisinin Çap Değişim Grafiği.....42
Şekil 4.3. Mısır Bitkisinin Boy Değişim Grafiği.....43
Şekil 4.4. Mısır Bitkisi Toplam Yaş ve Kuru Ağırlık Grafiği.....44
Şekil 4.5. Pomza Yaş ve Kuru Ağırlık Grafiği.....44
Şekil 4.6. 1. Söküm Cr^{6+} Analiz Sonuçları.....45
Şekil 4.7. 2. Söküm Cr^{6+} Analiz Sonuçları.....46
Şekil 4.8. 3. Söküm Cr^{6+} Analiz Sonuçları.....47
Şekil 4.9. Koçan'daki Cr^{6+} Birikimi.....47
Şekil 4.10. Cr^{6+}'nın Yüzde (%) Dağılımı..... 49
Şekil 4.11. Kökteki Cr^{6+} Birikiminin Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi... 50
Şekil 4.12. Gövdedeki Cr^{6+} Birikiminin Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi 51
Şekil 4.13. Yapraktaki Cr^{6+} Birikiminin Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi 51
Şekil 4.14. Bitkideki Toplam Cr^{6+} Birikiminin Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi.....52

SİMGELER VE KISALTMALAR

°C	Santigrat Derece
Cd	Kadminyum
Cr	Krom
Cu	Bakır
Fe	Demir
Ag	Gümüş
Ti	Titanyum
V	Vanadyum
Sb	Antimon
L	Litre
Mg	Magnezyum
mL	Mililitre
ppm	Milyonda bir
Na	Sodyum
Ni	Nikel
Pb	Kurşun
K	Potasyum
Mn	Mangan
$K_2Cr_2O_7$	Potasyum dikromat
WHO	Dünya Sağlık Örgütü
EPA	The U.S. Environmental Protection Agency

1. GİRİŞ

Günümüzde insan sağlığını etkileyen en önemli problemlerin başında çevre kirliliği yer almaktadır. Artan nüfus, gelişen endüstri ve ülkelerin tabii varlıklarını tehdit eden kirlenmeler, çevre sorunlarını yirminci yüzyılın son yıllarında insanoğlunun en önemli konularından biri haline getirmiştir. Hava, su, toprak, nükleer kirlilik derken birçok alanda zarar verdiğimiz dünyamızı mümkün olan maksimum seviyede kurtarmamızı sağlayacak fikirler çıkmaya başlamıştır.

Teknoloji devrimi ile birlikte hayat standartlarının yükselmesi ve ölüm oranlarının azalması, kentlerde yoğun bir nüfus artışı meydana getirmiş, paralelinde de hızlı bir kirlilik oluşmaya başlamıştır. Sanayi devrimi ile birlikte batı ülkelerinde gelişerek devam eden ve daha sonra diğer ülkelere de geçen seri üretim sonucunda oluşan yan ürünler dünyanın ekolojik dengesi üzerinde olumsuz etkilere sebep olmuştur ve olmaktadır. Bunun yanında sanayi devrimi, atık suların özelliklerinin değişimine neden olmuştur. Özellikle kanalizasyon atık sularındaki farklılaşma ve artış, yaşanan bölgeleri tehdit etmeye başlamıştır.

Bundan dolayı özellikle 20.yy'ın ilk başlarında atık su arıtma tesisi çalışmaları başlamış ve atık suların arıtımında yer, iklim, enerji maliyeti gibi etkenlere bağlı olarak pek çok arıtma sistemi geliştirilmiştir. Ancak endüstriyel faaliyetler sonucu geniş aralıklarda ve yüksek konsantrasyonlarda çevreye yayılan kirleticilerin giderimi için bu arıtma sistemleri yeterli gelmemiş ve ileri arıtım mekanizmaları kullanımı gereği ortaya çıkmıştır. Bununla beraber ileri arıtma prosesleri yüksek teknoloji, enerji ve kimyasallar gerektirmektedir. Kalifiye eleman gerektiren bu işletmelerin ilk yatırım maliyetleri ve işletme masrafları yüksektir (Yücel, 1997).

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

Bitkilerin metalleri akümüle etme kapasiteleri, zararlı bir özellik olarak kabul edilir. Çünkü bazı bitkiler doğrudan veya dolaylı olarak, insanların beslenme yoluyla almış oldukları zehirli ağır metallerin bir bölümünün sorumluluğuna sahiptirler (Brown ve ark., 1985). "Metal hiperakümülatörler" diye adlandırılan doğal olarak ortaya çıkan bitkiler, ekimi yapılan bitkilere kıyasla 10 ile 500 kez daha yüksek düzeyde element toplayabilmektedirler (Ow, 1996). Topraklardaki ağır metal kirliliği, endüstrinin ve madencilik aktivitelerinin gelişmesiyle ve atık suyla yapılan sulamaların yaygınlaşmasıyla dünya çapında bir problem halini almaktadır. Toprakta meydana gelen ağır metal kirliliği sadece verim ve ürün kalitesi üzerinde değil aynı zamanda atmosferik ve sucul çevre kalitesi hatta besin zinciri yoluyla insan sağlığı üzerinde de çok önemli etkiler yaratmaktadır.

Son yıllarda ağır metallerin yol açtığı toprak kirliliği tüm dünyanın dikkatini çeken bir konu olmuştur. Topraktaki ağır metal kirliliğiyle ilgili çalışmalar ağır metallerin kaynakları ve davranışları, halk sağlığı ve çevre üzerindeki etkiler, kirlenmiş bölgelerin araştırılması ve analizi, iyileştirme yönetimi, teknikleri ve risk değerlendirmesi üzerinde yoğunlaşmıştır.

Günümüzde kullanılan fizikokimyasal arıtma tekniklerinin çoğu, aşırı derecede kirlenmiş suların yerinde veya başka bir yerde gerçekleştirilen arıtımlarında yararlanılan ana yöntem olmaktadır. Bu yöntemler, düşük kirletici içeriğine sahip ve kirleticilerin yapay ve dağınık olarak bulunduğu geniş kirletilmiş alanların iyileştirilmesi için yeterince uygun olmayan tekniklerdir (Rulkens ve ark., 1998). Bu durumda diğer yöntemlere kıyasla bitki ile ıslah ucuz bir seçenek olarak karşımıza çıkmaktadır.

Bu çalışmada, Mısır *(Zea maize)* bitkisinin, yeşil ıslah (phytoremediation) tekniği kullanılarak bünyesinde Cr^{6+} biriktirme kapasitesi araştırılmıştır.

1.1. Toprak Kirliliği

Topraklardaki ağır metal kirliliği, endüstrinin ve madencilik aktivitelerinin gelişmesiyle ve atık suyla yapılan sulamaların ve arıtma çamuru uygulamalarının yaygınlaşmasıyla dünya çapında bir problem halini almaktadır. Toprak-bitki sistemi jeosfer ve biyosferin en önemli kısmını oluşturmaktadır. Bu nedenle toprakta

meydana gelen ağır metal kirliliği sadece verim ve ürün kalitesi üzerinde değil aynı zamanda atmosferik ve sucul çevre kalitesi hatta besin zinciri yoluyla insan sağlığı üzerinde de çok önemli etkiler yaratmaktadır.

Günümüzde ağır metallerin yol açtığı toprak kirliliği tüm dünyanın dikkatini çeken bir konu olmuştur. Topraktaki ağır metal kirliliğiyle ilgili çalışmalar ağır metallerin kaynakları ve davranışları, halk sağlığı ve çevre üzerindeki etkiler, kirlenmiş bölgelerin araştırılması ve analizlenmesi yeşil ıslah yönetimi ve risk değerlendirmesi ve iyileştirme teknikleri üzerinde yoğunlaşmıştır.

1.2. Yeşil Islah (Phytoremediation)

Son zamanlarda kullanılan fizikokimyasal arıtma tekniklerinin çoğu, aşırı derecede kirlenmiş suların yerinde veya başka bir yerde gerçekleştirilen arıtımlarında yararlanılan ana yöntemler olup, düşük kirletici içeriğine sahip ve kirleticilerin yapay ve dağınık olarak bulunduğu geniş kirletilmiş alanların iyileştirilmesi için yeterince uygun olmayan tekniklerdir (Rulkens ve ark., 1998). Bitki ile iyileştirme çalışmalarında kontamine olmuş alanların genişliği veya dağınıklığı dezavantaj olmamaktadır. Bu durumda diğer yöntemlere kıyasla bitki ile iyileştirme ucuz bir seçenek olarak karşımıza çıkmaktadır. Yeşil ıslahın (Phytoremediation) geleneksel fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemlerinden daha ekonomik, teknik ve çevresel avantajları daha fazla olduğu düşünülmektedir (McIntyre, 2003). Ancak iyileştirme süresinin uzun bir süreyi kapsadığı belirtilmektedir (Rulkens ve ark., 1998).

Phytoremediation terimini kelime anlamı olarak ele aldığımızda, bitki anlamındaki "phyto" ile ıslah anlamındaki "remediation" kelimelerinden türetilmiş olup ve 1991'de terminolojiye girmiştir. Bu terim ingilizcede "phytoremediation", "bioremediation", "botanical remediation" ve "green remediation" olarak da anılmaktadır (EPA, 2000). Türkçe'de "Yeşil Islah" olarak kullanılan bu ifade bitki temel alınarak çevreyi ıslah etme teknolojileridir. Bu teknoloji ile organik ve inorganik maddeler bitki kullanılarak kirlilik oluşturduğu alandan bertaraf edilebilmektedir (Henry, 2000). Bu, atık su iyileştirmede kullanılan yeni bir yöntemdir. Daha düşük maliyet, insan popülâsyonu ve ekosistem için risk faktörünün kabul edilebilir sınırlarda olması durumunda, iyileştirme sürecinin nispeten daha

uzun bir süreyi kapsamasına karşın bitki ile iyileştirme yöntemlerinin kullanıldığı uygulamalar, sorun yaratmaksızın çalışacaktır. Yeşil ıslahın çeşitli olumlu ve olumsuz yönleri vardır(EPA, 2000; Farrell ve ark., 1999; Henry, 2000; Sutherson, 1999).

Bu teknolojinin olumlu yönleri aşağıdaki gibi sıralana bilir,

- Yeşil ıslahın fizikokimyasal teknolojilerden çok daha kolay uygulanabilirliği ve birçok organik ve inorganik kirleticide etkili olması,
- Bu sistemlerin kuruluşu ve ıslah maliyetinin diğer teknolojilere göre çok daha (4~1000 kat) ucuz olması (Sadowsky, 1999),
- Kirlilik etmeni, bulunduğu yerde veya başka bir ortama taşınarak bertaraf edilebilmesi,
- Bu amaçla kurulmuş alanların eğitim ve rekreasyon gibi çeşitli amaçlarla kamuya açık yeşil alanlar olarak hizmet verebilmesi,
- Bitkilerin bakım işlemleri ve yenileme dâhil düzenli yapıldığında sistem çok uzun ömürlü olması,
- Yerinde yapılan uygulamalarda kirlilik etmeninin alandan taşınma oranının (yaklaşık % 5) ve çevreye (hava ve su) yayılımının çok düşük olmasıdır.

Bu olumlu yönlerine rağmen yeşil ıslahın önemli olumsuz yönleri de vardır. Bunlar;

- Çok ağır düzeylerde kirlenmiş alanlarda bitkilerin kısa sürede etkinliğini gösterememesi, daha düşük düzeylerde kirlenmiş alanlarda kullanılabilmesi,
- Sistemin etkinliği kök derinlikleri ve iklim koşulları ile sınırlı olması,
- Uygulama bölgesinin ekosisteminden olmayan bitkilerin kullanılması sonucunda biyolojik çeşitliliği olumsuz yönde etkilenmesidir.

Bitki ile iyileştirmede kullanılacak en uygun bitki, aşağıda belirtilen özelliklere sahip olmalıdır. Kullanılan bitki;

- Yüksek metal düzeylerinde bile yaşayabilmeli,
- Hasat edilebilen kısımlarında yüksek düzeyde metal toplayabilmeli,
- Hızlı bir büyüme yeteneğine sahip olmalı,
- Arazide çok miktarda biokütle üretebilme potansiyeli göstermeli,
- Güçlü ve zengin bir kök sistemi ihtiva etmelidir.

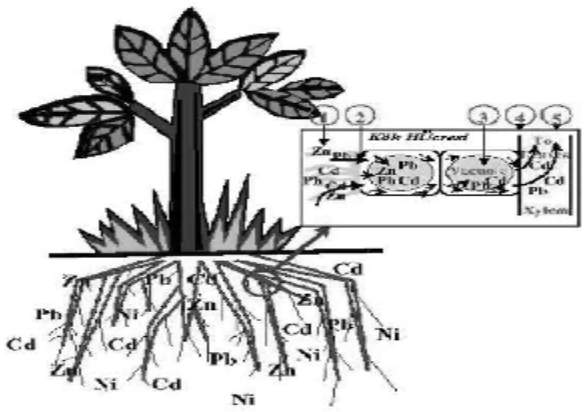
Bu noktada göze çarpan asıl sorun, bitki bünyesine alınan toksik özellikteki kirleticilerin besin zincirine katılmasının engellenerek bertaraf edilmesidir.

1.2.1. Yeşil Islah (Phytoremediation) Çeşitleri

Yeşil ıslahın farklı çeşitleri, bitki türlerinin kirlilik etmenlerini bertaraf etme yollarına bağlı olarak, köklerde süzme (rhizofiltration), köklerde sabitleme (phytotostabilization), bitkisel özümleme (phytoextraction), köklerle bozunum (rhizodegradation), bitkisel bozunum (phytodegradation) ve bitkisel buharlaştırmadır (phytovolatilization) (EPA, 2000).

1.2.1.1. Köklerle Süzme (Rhizofiltration)

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



Şekil 1.1. Bitki Köklerindeki Metal Alımı

1.2.1.2. Köklerle Sabitleme (Phytostabilization)

Bu yöntem doğal ortamda toprağın stabilizasyonunun sağlanması için uygulanmaktadır. Bu yöntemde, bitkinin yetiştiği toprağın içindeki kirlilik etmenleri bitki köklerinin çevresinde veya içinde biriktirilmesiyle ya da tutulmasıyla sağlanmakta ve bunun yanı sıra kirleticilerin rüzgâr, su erozyonu, yıkanma ve toprak dağılması ile taşınması engellenmektedir. Bitkinin kök çevresi mikrobiyolojisi ve kimyası ile yakından ilişkili olan sistemde bitki, kirletici etmenin yapısını suda çözünemeyen-taşınamayan şekilde değiştirebilmektedir (EPA, 2000).

Köklerle sabitleme toprak, sediment ve çamurda uygulanabilmektedir. Toprak taşınmasını gerektirmemesi önemli bir avantajıdır. Ayrıca mevcut alan bitkilendirildiği için ekosistemi zenginleştirmektedir. En önemli dezavantajı kirlilik etmenlerinin alanda kalarak uzun zaman içindeki değişikliklerle taşınabilmesi veya yıkanarak taban suyuna karışabilmesidir (Henry, 2000).

1.2.1.3. Köklerle Bozunum (Rhizodegradation)

Köklerle bozunum, kök çevresindeki mikroorganizmaların zenginleştirilerek organik kirleticilerin toprakta bozulması işlemidir. Kök çevresinde mikrobiyal aktiviteleri etkileyen ve köklerden bırakılan şeker, amino asit, organik asit, yağ asitleri, sterol, büyüme etmenleri, nükleotid, flavanon ve enzimler bulunur. Kirlilik yaratan organik bileşikler de bu çevrededir. Köklerle bozunumun en önemli yararı

kirleticilerin doğal ortamda yok olmasıdır. Ancak bunlar bitki veya atmosfere az da olsa taşınmaktadır (EPA, 2000).

Köklerle bozunum; petrol artıkları, polisiklik aromatik hidrokarbonlar, benzen, toluen, etilbenzen, ksilen, pestisitler, klorlu çözücüler, pentaklorofenol, poliklorinli bifeniller (PCB) gibi kirlilik etmenlerine karşı uygulanabilmektedir (Farrell ve ark., 1999).

1.2.1.4. Bitkisel Bozunum (Phytodegradation)

Bitkisel bozunum, olarak bilinen phytodegradation, kirletici etmenlerin bitki bünyesine alınarak metabolizma işlemleri sırasında değiştirilmesidir. Bozunma işlemi bitkinin dışarıya bıraktığı bileşiklerle bitki dışında da olabilmektedir.

Phytodegradation işleminde bitkinin, kirletici etmenini bünyesine alması gerekmektedir. Bu işlem genellikle kök bölgesi ile hatta en uç kök kısımları ile sınırlıdır (EPA, 2000).

Organik bileşiklerin bitki bünyesine alınabilmesi eriyebilirliği, bitki tipi, kirlilik etmeninin toprakta kalma süresi ile toprağın fiziksel ve kimyasal yapısına bağlıdır. Hemen eriyebilen bileşiklerin bitki tarafından alınması zordur. Bitkisel bozunum, toprak, sediment, çamur ve yeraltı sularında uygulanabilmektedir. Yer altı suları pompalarla yüzeye de alınabilir. Yöntemin en önemli avantajı indirgenme veya bozunmanın fizyolojik olaylar doğrultusunda bitki içinde olması ve mikroorganizmalara bağlı olmamasıdır. Örneğin; kavak derin kökleri ile taban suyundaki azotu (nitrat) almakta, bitkide azot proteinlere veya azot içeren bileşiklerin yapısına girmekte ve bir kısmı da gaz olarak atmosfere bırakılmaktadır. Yöntemin dezavantajı ise bozulma sırasında zehirli ara ve son ürünler oluşabilmesi ve bunların çok zor tespitidir (Pivetz, 2001).

1.2.1.5. Bitkisel Buharlaştırma (Phytovolatilization)

Bitkisel buharlaşma, organik (klorlu çözücüler) ve inorganik (Hg, Se) kirletici etmenlerin bitki bünyesine alınarak, yapısının atmosfere verilecek şekilde değiştirilmesi ve atmosfere verilmesidir. Yöntemin en önemli avantajı çok zehirli bileşiklerin (civalı bileşikler gibi) daha az zehirli formlara dönüşmesidir. Ancak çok

zararlı-zehirli materyallerin atmosfere bırakılabilmesi de bir dezavantajdır (EPA, 2000).

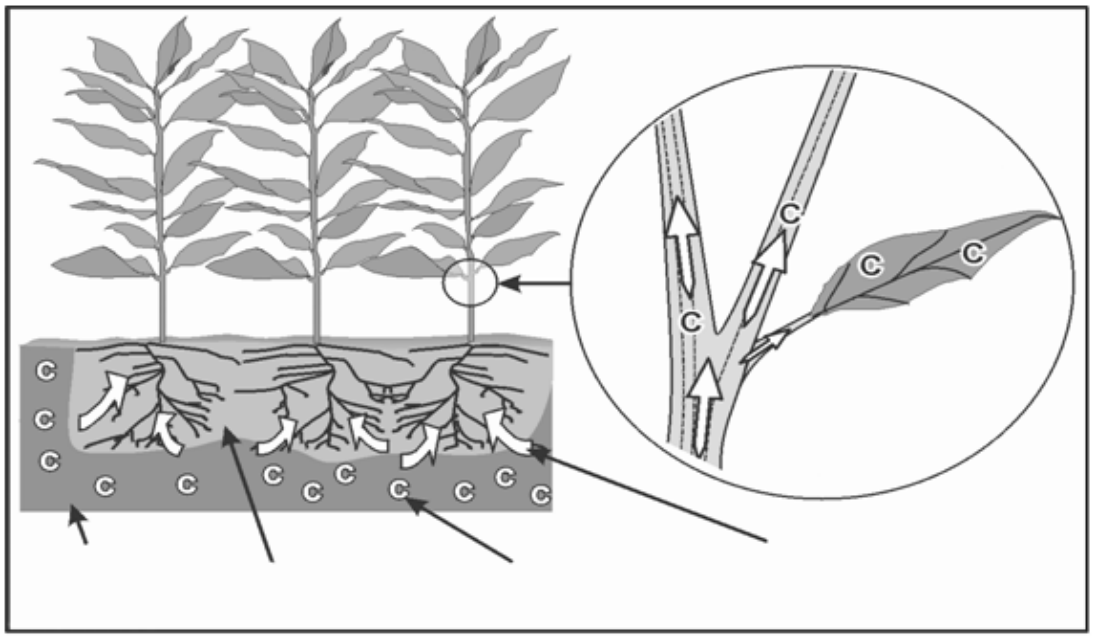
Bu sistemde kök derinliği çok önemlidir. Yeraltı suları konu ise bitki köklerinin derin olması gerekmektedir. Kirli yeraltı suları pompalarla yüzeye çıkarılarak suyun daha sığ bitki köklerince alınması da sağlanabilmektedir (EPA, 2000).

1.2.1.6. Bitkisel Özümleme (Phytoextraction)

Bazı bitkilerin topraktaki organik veya inorganik kirlilik etmenlerini kök veya sürgünlerine almasından yola çıkılarak oluşturulmuş bir teknik olup, genelde ağır metallerle kirli toprakların ıslahı amacıyla kullanılmaktadır. Dağınık olarak kirli alanların iyileştirilmesi için çok geçerli bir yöntem olup, kirlenmiş bölgeye dikilen giderim yeteneği olan bitkinin budanması veya sökülmesi ile kirlilik etmenleri alandan uzaklaştırılmaktadır. Biçilen veya budanan bu kısımların yeniden kullanılabilmesi önemli bir avantajdır. Çünkü bu türdeki bitkiler diğer bitkilere oranla bünyelerinde 100 kata kadar daha fazla kirlilik etmeni biriktirebilmektedirler. Hasat edilen kısımlar gübre olarak kullanılabildiği gibi, içindeki ağır metaller yeniden elde edilebilmektedir (EPA, 2000).

Bitkisel madencilik (phytomining) denilen bu yöntem; işlenerek çıkarılması ekonomik olmayan maden cevherlerinin elde edilebilmesi yolunu açmaktadır.

ABD'de bu yolla altın ve nikel gibi elementler geri kazanılmaktadır (Sutherson, 1999; EPA, 2000; Pivetz, 2001). Bu yöntem için uygun ve çoğu *Brassicacea, Euphorbiacea, Asteraceae, Lamiaceae* ve *Scrophulariaceae* familyalarından olmak üzere bünyesinde ağır metal biriktirebilen 400 kadar tür saptanmıştır (Hossner ve ark., 1998; Jhee ve ark.1999; EPA, 2000; Garbisu ve Alkorta, 2001; Pivetz, 2001).



Şekil 1.2. Bitkisel Özümleme

Bitkisel özümleme, metalleri ve radyonükleitleri taşınabilir kimyasal formlara dönüştürerek tutulmasını sağlamaktadır. Bu formlar insan ve çevre sağlığı için kirleticinin en tehlikesiz halidir. Diğer iyileştirme yöntemleriyle karşılaştırıldığında, maliyeti oldukça düşük ve materyallerin elle işlenmesi oldukça limitlidir. Genellikle bu işlemden sonra yetişecek bitki türleri içinde verimli bir ortam hazırlanmış olur (EPA, 2000).

Bu teknoloji uygulanan diğer tekniklere göre daha fazla zaman alır ve çok yoğun kirleticinin bulunduğu yerlerde uygulanması zordur. Ayrıca bölgenin ekosisteminde bulunan bir bitki türü seçilmelidir. Kullanılacak bitkiler hasat edileceğinden mevsimlik olmamalıdır. Eğer bitkinin alımını kolaylaştırmak için toprakta katkı maddeleri kullanılacaksa, bitki alımından önce taşınımı engellemek için ilave önlemler alınması gerekmektedir. Bitkisel özümleme organik kirleticileri direk olarak topraktan gideremez. Ancak mikrobiyal aktiviteyle desteklenmiş kök sistemleri bunu gerçekleştirebilmektedir (EPA, 2000).

1.2.2. Yeşil Islah Teknolojisinin Temel Uygulama Alanları

Yeşil ıslah teknolojisi, kirliliğin türüne ve bulunduğu ortama göre çok farklı uygulama alanlarına sahiptir. Burada bu uygulama yöntemlerinin en temelleri olan hidrolik kontrol sistemi ve vejetatif örtü sistemlerine değinilmiştir (EPA, 2000).

1.2.2.1. Hidrolik Kontrol (Hydraulic Control)

Hidrolik kontrol, bitki kullanılarak yeraltı sularında kirlilik etmenlerinin birikmesinin ve taşınmasının engellemesi veya kontrol altında tutulmasıdır. Bu işlem yeraltı ve yüzey sularına uygulanabilmektedir. Bu sistemde daha önce bahsedilen yeşil ıslah kategorilerinin birden fazlası bir aradadır. En önemli avantajı herhangi bir yapay sistem kurulmasına gerek olmaması ve köklerin geniş bir alana yayılması nedeniyle ıslah etki alanının çok genişlemesidir. En önemli dezavantajı ise mevsim ve iklime bağlı olarak bitkinin su alımının değişmesidir (EPA, 2000).

Yeraltı suyunun ıslahı için derin köklü bitki türleri kullanılmalıdır. Gaz ve dizel kirliliğine karşı kavak türleri bir engel görevi yapar. Söğüt ve okaliptus türleri de bu amaçlarla kullanılmaktadır. Beş yaşındaki bir Populus ağacının günde 100–200 litre su alması, tek bir söğüt ağacının terleme miktarının bir günde 20 m^3 suya eşdeğer olması bu bitkilerin su kullanma yeteneklerini ve bu amaçla kullanımlarının önemini vurgulamaktadır (EPA, 2000; Pivetz, 2001).

1.2.2.2. Vejetatif Örtü Sistemleri

Uzun ömürlü ve kendi kendini yenileyen bir yapı olarak vejetatif örtü sistemleri çevresel risk taşıyan materyallerin içinde veya üzerinde büyümekte ve minimum bakım gerektirmektedir. Vejetatif örtü topraktan buharlaşarak su kaybını engelleyici olarak veya ıslah edici olarak iki tiptir. Birinci tipte bitki toprağın su kaybını minimize ederken, su tutma yeteneğini de maksimize etmekte, kirletici etmenler ise yıkanma formasyonuna indirgenememekte veya hareket edememektedir. Yeşil ıslah amaçlı ikinci tip örtüde ise bitki bir örtü olarak suyun süzülmesini minimize etmekte ve alt tabakadaki kirliliğin bozulmasını sağlamaktadır. Mekanizmada su alımı, kök çevresi mikrobiyolojisi ve bitki metabolizması faktörleri ile olmakta, sistemde hidrolik kontrol dâhil farklı yeşil ıslah kategorileri

bulunabilmektedir. Uygulamalarda vejetatif örtü genellikle kirliliğin dağılmasını engelleyecek bariyerler şeklinde oluşturulmaktadır. Vejetatif örtüler kirlenmiş yüzey toprağı veya çamur olan yerlerde, belirli kirlilikleri yayan ünitelerin etrafında ve kirli birikintilerin olduğu yerlerde kurulabilmektedir (EPA, 2000).

Kök çevresindeki aerobik mikrobiyal aktivite, katı atık depolama alanlarında anaerobik gazların oluşmasını engelleyebilmekte veya bozulmasını sağlayabilmektedir. En önemli dezavantajı uygun bitki örtüsünü garantiye almak için gerekli olabilecek uzun süreli bakım ve kontrolün sağlanması gereğidir. Çünkü bitki türlerinden bazıları zaman içinde diğerine daha baskın hale gelebilmektedir (EPA, 2000; Pivetz, 2001).

Kirliliğe neden olan bir su kaynağı veya akarsu kenarında kurulan vejetasyon örtüsüne ise "Nehir Kıyısı Vejetasyon Örtüsü" adı verilir (Riparian Corridors). Bu örtü yeşil ıslahın kategorileri ile kirliliğin ıslahı, çevreye yayılmaması, taban suyuna karışmaması gibi görevler üstlenmektedir. Genelde suda eriyebilen kirlilik etmenlerinin bertaraf edilmesi kolaydır. Sistem erozyonu da kontrol eder ve sedimenti azaltır. Kanada'da yapılan çalışmalarla toprak erozyonunun % 90, herbisit akışının % 42–70 oranlarında azaldığı belirlenmiştir (Pivetz, 2001). Ayrıca sistemle sudaki sediment % 71–91, azot % 67–96, fosfor % 27–97, pestisitler % 8–100 ve fekal koliformlar % 70–74 oranlarında azalabilmektedir (Gabor ve ark., 2001; Pivetz, 2001).

1.3. Ağır Metaller

Metaller, doğal olarak yer kabuğunun yapısında bulunan elementlerdir. Periyodik cetvelde hidrojenden uranyuma kadar 90'ın üzerinde element mevcuttur ve bunların 20'si hariç diğerleri metal olarak karakterize edilmektedir. Ancak bu metallerin 59 tanesi "ağır metaller" olarak sınıflandırılmaktadır (Krenkel ve Novotny, 1980).

Antik çağlarda bu metallerin cevherleri işlenmeye başlandığından beri metaller insan faaliyetleri sonucu olarak doğal çevrimler dışında atmosfere, hidrosfere ve pedosfere yayılmaya başlamışlardır. Yüzyıllar boyunca insanlar ağır metalleri etkilerini bilmeden takı, silah, su borusu vb çeşitli amaçlar için kullanmışlardır. Sanayileşme ile birlikte ağır metal içeren kömürlerin yakılmaya başlanması ile endüstri bölgelerindeki ağır metal kirliliği aşırı boyutlara ulaşmış ve ağır metal kirliliğinden kaynaklanan ilk tanımlanan zehirlenmeler Japonya'da ortaya çıkmıştır.

Son zamanlarda ağır metal tanımı ile kimyasal maddelerin ekolojik sisteme verdikleri zarar genelleştirilerek gazete haberlerinde sık sık ağır metallerin, çevresel problemlere neden olduklarını yer almaya başlamıştır. Bunun nedeni çevresel problemler söz konusu olduğunda "ağır metal" tanımı sanki çok tanımlı ve kesin bir grupmuş gibi bu kavramın çok sık "nispeten yüksek yoğunluğa sahip ve düşük konsantrasyonlarda bile toksik veya zehirleyici olan metal" olarak kullanılmasıdır (Alloway ve Ayres, 1997). Bu yaygın kanıya, ağır metallerin belirli bir zaman aralığında canlı organizmada diğer metallere kıyasla akümülasyonunun fazla olması ve bunun sonucu negatif etkinin giderek artması yol açmaktadır (McEldowney ve ark., 1993).

Gerçekte ağır metal tanımı fiziksel özellik açısından yoğunluğu 5 g/cm^3' ten daha yüksek olan metaller için kullanılır (Martin ve Coughtrey, 1985). Bu gruba kurşun, kadmiyum, krom, demir, kobalt, bakır, nikel, cıva ve çinko olmak üzere 60 tan fazla metal dâhildir. Bu elementler doğaları gereği yer kürede genellikle karbonat, oksit, silikat ve sülfür halinde stabil bileşik olarak veya silikatlar içinde hapis olarak bulunurlar. Her ne kadar metallerin yoğunluk değeri üzerinden hareketle ekolojik sistem üzerindeki etkileri tanımlanmaya/gruplandırılmaya çalışılıyorsa da

gerçekte metallerin yoğunluk değerleri onların biyolojik etkilerini tanımlamaktan çok uzaktır. Örneğin yoğunluğu 3,65 g/cm^3 olan Baryumun veya 4,51 g/cm^3 olan titanyumun biyolojik sistemlere kadmiyum (8,65 g/cm^3), kurşun (11,34 g/cm^3) veya lântanit grubu metallerden (5,25 – 9,84 g/cm^3) çok farklı etkide bulunduğu kesindir. Bir elementin yoğunluğu aslında periyodik sistemdeki (grup ve gruptaki sıra) yerinin, kimyasal özellikleri de elementin ait olduğu grubun fonksiyonudur. Metallerin ekolojik sistem üzerine etkilerinden bahsederken aslında metalin ait olduğu grubun ele alınması ve bu özelliğin vurgulanması biyolojik etki açısından çok daha anlamlıdır (Martin ve Coughtrey, 1985).

Ağır metaller, su kaynaklarına, endüstriyel atıklar veya asit yağmurlarının toprağı ve dolayısı ile bileşimde bulunan ağır metalleri çözmesi ve çözünen ağır metallerin ırmak, göl ve yeraltı sularına ulaşmasıyla geçerler. Sulara taşınan ağır metaller aşırı derecede seyrelirler ve kısmen karbonat, sülfat, sülfür olarak katı bileşik oluşturarak su tabanına çöker ve bu bölgede zenginleşirler. Sediment tabakasının adsorpsiyon kapasitesi sınırlı olduğundan dolayı da suların ağır metal konsantrasyonu sürekli olarak yükselir. Ülkemizde de başta tuz ihtiyacımızı karşıladığımız tuz gölü olmak üzere kapalı göllerimizde yeterli çevresel önlem almadığımız ve su havzalarında kontrolsüz sanayileşmeye izin verdiğimizden dolayı ağır metal konsantrasyonu sürekli yükselmektedir.

Ağır metallerin ekolojik sistemde yayınımları dikkate alındığında doğal çevrimlerden daha çok insanın neden olduğu etkiler nedeniyle çevreye yayınımı söz konusu olduğu görülmektedir. Sürekli ve kullanıma bağlı kirlenmenin yanı sıra kazalar sonucu da ağır metallerin çevreye yayınımı önemli miktarlara ulaşabilmektedir. Yıllık olarak doğal çevrimler sonucu 7600 ton kadmiyum, 18800 ton arsenik, 3600 ton cıva 332000 ton kurşun atmosfere atılmakta iken insan faaliyetleri sonucu deşarj edilen miktarlar dikkate alındığında ise; selenyum (19 kat), kadmiyum (8 kat), cıva, kurşun, kalay (6 kat), arsenik, nikel ve krom (3 kat) daha fazladır (Rether, 2002).

Ağır metallerin çevreye yayınımın da etken olan en önemli endüstriyel faaliyetler çimento üretimi, demir çelik sanayi, termik santraller, cam üretimi, çöp ve

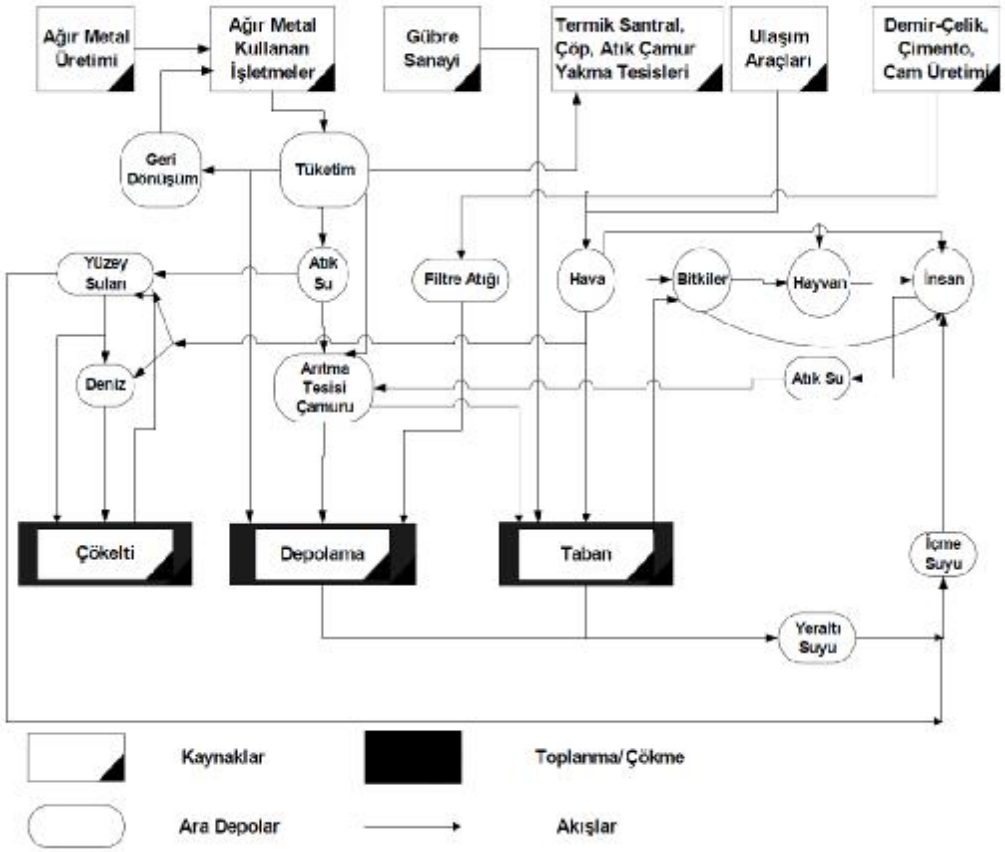
atık çamur yakma tesisleridir. Çizelge 1.1'de temel endüstrilerden atılan metal türleri genel olarak gösterilmiştir.

Çizelge 1.1. Temel Endüstrilerden Atılan Metal Türleri (Rether, 2002)

Endüstri	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Sn	Zn
Kağıt Endüstrisi	-	+	+	+	+	+	-	-
Petrokimya	+	+	-	+	+	-	+	+
Klor-alkali Üretimi	+	+	-	+	+	-	+	+
Gübre Sanayi	+	+	+	+	+	+	-	+
Demir-Çelik San	+	+	+	+	+	+	+	+
Enerji Üretimi (Termik)	+	+	+	+	+	+	+	+

Ağır metallerin doğaya yayınımları dikkate alındığında çok çeşitli sektörlerden farklı işlem kademelerinden biyosfere ağır metal atılımı gerçekleştiği bilinmektedir. Şekil 1.3'te farklı sektörlerden biyosfere ağır metal yayınımı şematik olarak verilmiştir.

Atık suda bulunan ağır metallerin önemli bir miktarı arıtma çamurlarında bulunurlar. Çözünmüş kısımlar ise yüzey suları ve denizlere ulaşarak bu bölgelerde kalırlar. Buralardan ağır metaller tekrar mobilize olarak içme sularına ve besin zincirine ulaşabilirler. Besin zincirine ulaşan ağır metaller kimyasal veya biyolojik olarak bünyeden atılamazlar ve akümüle olurlar. Buna rağmen canlı organizmalarda her ne kadar taban, hava veya sularda rastlanılan konsantrasyonlardan çok daha yüksek oranda ağır metal konsantrasyon değerlerine ulaşılsa dahi, çok nadir olarak hayvan ve insanlarda sağlık riski doğuracak ağır metal akümülasyon sınırına ulaşılır.



Şekil 1.3. Ağır Metallerin Doğaya Yayınımları (Heintz ve ark.,1993)

1.3.1. Ağır Metallerin Etkileri

Ağır metaller biyolojik proseslere katılma derecelerine göre yaşamsal ve yaşamsal olmayan olarak sınıflandırılırlar. Yaşamsal olarak tanımlananların organizma yapısında belirli bir konsantrasyonda bulunmaları gereklidir ve bu metaller biyolojik reaksiyonlara katıldıklarından dolayı düzenli olarak besinler yoluyla alınmaları zorunludur. Örneğin bakır hayvanlarda ve insanlarda kırmızı kan hücrelerinin ve birçok oksidasyon ve redüksiyon prosesinin vazgeçilmez parçasıdır (Bigersson ve ark., 1988).

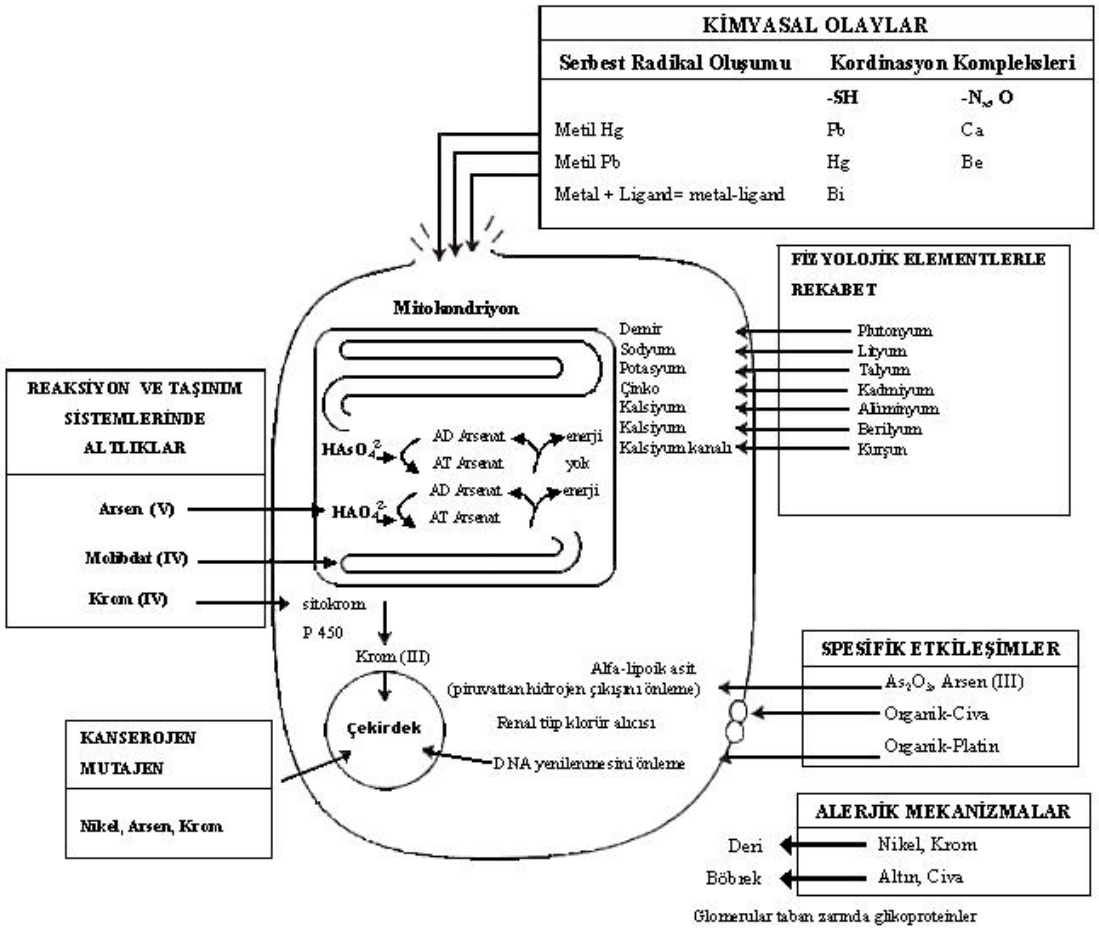
Buna karşın yaşamsal olmayan ağır metaller çok düşük konsantrasyonda dahi psikolojik yapıyı etkileyerek sağlık problemlerine yol açabilmektedirler. Bu gruba en iyi örnek kükürtlü enzimlere bağlanan cıvadır (Duffus ve ark.,1996).

Bir ağır metalin yaşamsal olup olmadığı, dikkate alınan organizmaya da bağlıdır. Örneğin nikel bitkiler açısından toksik etki gösterirken, hayvanlarda iz

elementi olarak bulunması gerekir. Bazı sistemlerde ağır metallerin etki mekanizması konsantrasyona bağlı olarak değişir. Bu tür organizmalarda metallerin konsantrasyonu dikkate alınmalıdır.

Bu nedenle özellikle düzenli olarak tüketildiğinden dolayı içme sularının ve yiyeceklerin içerebileceği maksimum konsantrasyon sınır değerleri sınırlandırılmıştır ve yasal kuruluşlar tarafından düzenli olarak kontrol edilmesi zorunludur.

Ağır metallerin insan metabolizmasında oluşturdukları etki ve etkin oldukları aşamaları ana sistemler açısından kısaca ele alırsak bunları; kimyasal reaksiyonlara etki edenler, fizyolojik ve taşınım sistemlerine etki edenler, kanserojen ve mutojen olarak yapı taşlarına etki edenler, alerjen olarak etki edenler ve spesifik etki edenler olarak sıralamak mümkündür. Yukarıda sayılan bu reaksiyon sistemlerini Şekil 1.4'te şematik olarak göstermek mümkündür. Ancak canlı sistemlerde metallerin neden oldukları biyolojik ve kimyasal reaksiyonlara bağlı olarak ortaya çıkan semptomların ve buna bağlı olarak ortaya çıkan etkilerin incelenmesi ve araştırılması tamamen farklı bir uzmanlık alanı gerektirdiğinden ve bu çalışmada uzmanlık alanın mühendislik olmasından dolayı daha bir genel yol izlenerek özellikle çalışmada da kullanılan krom'un etkileri üzerinde durulacaktır.



Şekil 1.4. Ağır Metallerin İnsan Vücudunda Etki Mekanizması (Duffus ve ark.,1996)

1.4. Krom (Cr)

Krom, ilk kez Fransız kimyacı Vauquelin tarafından 1798'de Sibirya'daki kırmızı kurşun madenlerinde keşfedilmiştir. Cr, $Ar3d^5 4s^1$ elektronik konfigürasyon durumuyla peryodik tablonun VI-B grubunda yer alan bir geçiş elementidir. Cr'un stabil olmayan ve biyolojik sistemlerdeki kısa ömre sahip diğer değerlikteki durumlarına rağmen Cr'un stabil formları Cr^{3+} ve Cr^{6+}' dır. Toprakta Mn bulunması durumunda Cr^{3+}, Cr^{6+}'ya okside olarak ortamda kalır, dolayısıyla da bitki ve hayvan yaşamı için olumsuz etki göstermektedir (Sharma ve ark., 2001). Cr^{6+} kromun en toksik formu olup genellikle kromat (CrO_4^{2-}) olarak oksijenle ya da dikromat ($Cr_2O_2^{7}$) olarak oksianyonlarla kompleks yapmış formda bulunmaktadır (Shanker ve ark., 2005). Cr^{3+} ise oksit, hidroksit ve sülfat formlarında bulunup çok daha az

hareketli, su ve topraktaki organik materyale güçlü bir şekilde bağlı olarak bulunur. Cr^{6+} güçlü bir okside edici ajan olup organik madde varlığında Cr^{3+}'e indirgenmektedir. Bu dönüşüm asidik topraklar gibi asidik ortamlarda daha hızlı olmaktadır (McGrath ve Smith, 1990). Bununla birlikte Cr^{6+}'nın yüksek düzeyleri, ortamın indirgeme kapasitesinin üstünde olup bir kirletici olarak davranmaya başlar. Ayrıca Cr^{3+} de aşırı oksijen varlığında Cr^{6+}'ya oksitlenebilir ve çok toksik bir forma tekrardan dönüşmüş olur (Vajpayee ve ark., 1999).

Krom dünyada en çok bulunan yedinci elementtir (McGrath ve Smith, 1990). Yeryüzündeki Cr miktarı 100–300 μg/g aralığında değişmektedir. Cr hava, toprak ve su ekosistemlerinde doğal olarak bulunmaktadır. Topraktaki doğal bulunurluğu 10-50 mg/kg arasındadır. Tatlı sulardaki konsantrasyonu genellikle 0,1–117 μg/L arasındayken denizlerdeki konsantrasyou 0,2–50 μg/L arasındadır. Atmosferdeki Cr konsantrasyonu ise oldukça farklılık göstermekte olup 5x10–6–1.2x10–3 $\mu g/m^3$ arasındayken kirli alanlarda 0.015–0.03 $\mu g/m^3$ arasındadır (Nriagu, 1988).

Krom, tabak yapımı, boyama, alaşım, kimyasal maddelerin yapımı (Palmer ve Wittbrodt, 1991), maden sanayi, pigment, tekstil ve elektro kaplamacılıktaki (Vajpayee ve ark.,1999) yaygın kullanımına bağlı olarak çeşitli endüstriyel alanlardan doğal su ekosistemlerine girmektedir. Dünyadaki kullanımı her yıl yaklaşık 107 ton civarındadır; bunun yaklaşık %60-70'i çelik ve %15'i de tabak yapımı, pigment ve elektro kaplamacılık gibi kimyasal endüstri prosesinde kullanılmaktadır (Stern, 1982). Bu antropojenik aktiviteler kromu, su, toprak ve hava ekosistemlerinde ciddi bir kirletici potansiyeli haline getirmiş ve Cr'un çevredeki biyolojik bulunurluğunu ve biyohareketliliğini artırmıştır. Çevredeki kromun kritik değerlendirmeleri üzerine detaylı derlemeler Kimbrough ve ark. (1999) ve Kotas ve Stasicka (2000) tarafından yapılmıştır. Atık sulardaki izin verilen Cr miktarı 2.0 μg/mL iken bu değer genellikle 2000-5000 μg/mL'yi bulmaktadır (Vajpayee ve ark.,1999). Kaplamacılık endüstrisi atık sularındaki Cr^{6+} ve Cr^{3+} derişimleri sırasıyla 25–100 ve 5–50 μg/L arasındayken tabak yapımı endüstrisindeki Cr^{+3} konsantrasyonu 1500 μg/L olarak tespit edilmiştir (Dirilgen ve Doğan, 2002). Atık sulardaki Cr türlerinin konsantrasyonları Cr'un kullanıldığı endüstriyel proseslerdeki çeşitliliğe bağlı olarak değişmektedir (Nriagu, 1988). Bu nedenle Cr^{6+} maden

sanayinde Cr^{3+} ise tabak yapımı, tekstil ve dekoratif kaplama endüstrisi atık sularında daha yüksek düzeylerde bulunmaktadır (Dirilgen ve Doğan, 2002). Günümüzde özellikle alaşım elementi olarak kullanılmaktadır. Krom içeren minerallerin endüstriyel oksidasyonu ve fosil yakıtların, ağaç ve kâğıt ürünlerin yanması neticesinde doğada (hexavalent) altı değerlikli krom (Cr^{6+}) oluşmaktadır.

Kromun kayalardan ve topraktan suya, ekosisteme, havaya ve tekrar toprağa olmak üzere doğal bir dönüşümü vardır. Ancak yılda yaklaşık olarak 6700 ton krom bu çevrimden ayrılarak denize akar ve okyanus tabanında çökelir. Çizelge 1.2'de Cr (krom) elementinin fiziksel ve kimyasal özellikleri verilmektedir.

Çizelge 1.2. Krom (Cr) Elementinin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri (ANONYMOUS)

Ortalama atomik kütle	51,9961
Kaynama noktası	294 K 2672^{o}C 4828 ^{0}F
Boyca genleşme katsayısı	62x10-7cm/cm/ ^{o}C(0 ^{o}C)
Yoğunluğu	7.19 g/cc
Elektrik iletkenliği	0.0744x106/cm
Isı iletkenliği	0.937 W/cmK
Niteliği	Sert kırılgan gri renkli geçiş metali
Yanabilirlik sınıfı	Yanıcı olmayan katı
Erime noktası	2130K 1857^{o}C 3375^{o}F
Molar hacmi	7.78 cm^3/mol
Fiziki hali	Katı (20^{o}C 1 atm)
Isınma ısısı	0.45 J/gK
Nötron/proton/elektron sayısı	28/24/24
Atomik yarıçapı	1.85 Á
Atomik hacim	7.23 cm^3/mol
İyonik yarıçapı	0.52 Á
Kovalent yarıçapı	1.18 Á
Kristal yapısı	Kübik merkezli
Elektron konfigürasyonu	$1s^2 2s^2 p^6 3s^2 p^6 d^5 4s^1$
Her enerji seviyesindeki elektron sayısı	2, 8, 13, 1

1.4.1. Krom (Cr)'un Etkileri

Kromun başta insan bünyesinde olmak üzere canlı organizmalardaki davranışı oksidasyon kademesine ve oksidasyon kademesindeki kimyasal özelliklerine ve bulunduğu ortamdaki fiziksel yapısına bağlıdır.

Krom vücutta insulin hareketini sağlayarak karbonhidrat, su ve protein metabolizmasını etkilemektedir (Mertz, 1987)(Ananymous). Günde ortalama krom alımı (tüm değerliklerde) 30–200 µg'dır. Bu oranda alınan kromun toksikolojik bir etkisi yoktur ve yetişkin bir insanda günlük krom ihtiyacını karşılar. Günde 250 µg' a kadar alınan kromun vücut sağlığına zararı yoktur.

Yaklaşık olarak alınan Cr^{3+}'ün % 0,5 – 3'ü vücut tarafından adsorbe edilirken Cr^{+6}'ın sindirim sistemindeki adsorbsiyonu Cr^{3+}'den 3 – 5 kat (yaklaşık %3–6 Cr^{6+}) daha fazladır. Adsorbe olan krom genelde üre bileşiği olarak olarak atılır ve günlük atılan krom 0,5 – 1,5 µg olup, bu da günlük alınan kroma yaklaşık olarak eşittir. Çözeltideki krom deri tarafından hemen adsorbe edilir ve kırmızı kan hücreleri vasıtasıyla böbrekler gider ve dışarı atılır (Mertz, 1987) (Ananymous).

Günlük alınan krom miktarı tüketilen besin maddeleri ile ilintilidir. Et, hububat, bakliyat ve baharatlar en iyi krom kaynağıdır, süt ürünleri, pek çok sebze ve meyve ise az miktarda krom ihtiva eder. İnsan vücudundaki krom eksikliği, şeker hastalığı olarak kendini gösterir (Ananymous, 1996). Krom eksikliği, kurşunun toksikliğini artırırken, biyolojik sistemlerdeki aşırı Cr^{6+} farklı tipte kanser oluşumuna sebep olmaktadır.

Kromat bilenen en genel alerjen maddedir. Ancak krom kaynaklı cilt kanserine rastlanmamıştır. Pek çok araştırma sonucunda, solunum ve deri teması sonuncunda kroma maruz kalan kişilerin sağlık sorunu ile karşılaştıkları tespit edilmesine rağmen kesin sınır değerleri belirlenmemiştir. Cr^{6+}'nın hava yoluyla vücuda alınması ile burun akmaları, burun kanamaları, kaşınma ve üst solunum yollarında delinmelerin yanı sıra kroma karşı alerji gösteren insanlarda da astım krizleri görülmektedir. Cr^{3+}'ün hava ile alınması solunum yollarına Cr^{6+} kadar negatif etki yapmamaktadır. Yetişkin bir insan için ağızdan alınan öldürücü doz 50 – 70 mg Cr^{n+}/kg'dır (Ananymous).

Hegzavalent krom (Cr^{6+}) trivalent kroma (Cr^{3+}) göre daha toksiktir (Mertz, 1987). Krom üç bileşikleri kullanılan işletmelerde çalışan insanlarda kanser vakalarına rastlanmamıştır, ayrıca Cr^{3+} ile yapılan testlerde deney hayvanları üzerinde her hangi bir negatif etki gözlenmemiştir. Kimyasal ve biyolojik olarak stabil özellik gösteren Cr^{3+} (oksidant değildir, tahrip edici değildir, hücre zarına geçmez) kanserojen bir madde olarak düşünülmemektedir. Günlük doz sınırları içinde alınan Cr^{3+} bileşiklerinin insanlara veya hayvanlara zararları görülmemiştir. Ancak Cr^{6+} hücre zarından kolaylıkla geçerek Cr^{3+}'e indirgenir, $Cr^{6+'}$nın biyolojik etkisi bu indirgenme reaksiyonundan kaynaklanır. Cr^{6+} hücre içindeki öğelere Cr^{3+} gibi bağlanarak bu öğelerin fonksiyonlarına zarar verir ve bu redüksiyonun toksik özellik taşıdığı varsayılmaktadır (Ananymous). Yüksek dozda Cr^{6+} bileşiklerinin alımına bağlı olarak şiddetli ve sıklıkla ölümle sonuçlanan patolojik değişimler ortaya çıkar.

Altı değerlikli krom bileşikleri deri, sindirim sistemi ve akciğerler için temas ettikleri durumlarda tahriş edici ve korozif özellik gösterirler. Hegzavalent krom bileşiklerinden en yaygın olanı kromik asit (CrO_3) tir. Kromik asit, asit banyolarının, laboratuvar cam malzemelerinin ıslatılmasında ve temizlenmesinde kullanılmaktadır fakat laboratuvar koşullarında bu uygulama hayati risk oluşturmaktadır.

Kromatlama yapan ve krom üretiminde çalışan işçiler üzerinde yapılan araştırmalarda, cevherden dikromatların ($Cr_2O_7^{2-}$) üretilmesinde ve izolasyonunda çalışan işçilerde bronşit kanserinin arttığı tespit edilmiştir. Laboratuvar denemelerinde $Cr^{6+'}$nın kanserojen özelliği tespit edilmiştir ve kanserojen etki özellikle bronş sisteminde etkindir. Krom uzun süreli temas durumunda kansere neden olur. Kanser oluşum mekanizması kesin olarak bilinmemekle beraber Cr^{6+}'nın çift-iplikli deoksiribonükleik asit (DNA) ile bağlandığı kabul edilmektedir. Dolayısıyla, Cr^{6+}'nın gen kopyalanmasını, onarımını ve duplikasyonunu değiştirdiği düşünülmektedir (Ananymous).

Krom, metal alaşımlandırma ve boyalarda, çimento, kağıt, kauçuk ve diğer malzemeler için pigment olarak kullanılmaktadır. Düşük seviyelerde kroma maruz kalındığında, deride iritasyon ve ülser meydana gelir. Uzun süreli maruz kalındığında

ise böbreklerde ve karaciğerde hasara yol açabildiği gibi kan dolaşım sistemini ve sinir dokularını tahrip edebilmektedir.

2. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Çalışmayla ilgili olarak yurt içi ve yurt dışı literatür taraması yapılmıştır. Konunun gerek bitki gerekse kromla kirletilmiş topraklar ile ilgili yapılmış olan daha önceki çalışmalar bu çalışmaya ışık tutması açısından derlenmiştir. Ayrıca başka bitkiler kullanılarak yapılan phytoremediation çalışmaları da derlenerek konuyla ilgili deneyimlerden yararlanılmıştır.

Elsokkary, (1982) Mısır'da klor-alkali işletmeleri, kağıt endüstrileri ve elektrik üreten istasyonları içeren endüstriyel kompleksin etkisini yansıtacak şekilde sebzelerde civa birikmesinin 0.014–0.385 ppb arasında değiştiğini bulmuştur.

Warren ve ark., (1983) Kanada'da yaptıkları bir çalışmada mineral birikmiş alanlarda yetişen Salix spp.'nin yapraklarında 1.6 ppb'ye ulaşan civa konsantrasyonları rapor etmişlerdir.

Mankovska, (1983) kayın ağacının *(Fagus slyvatica)* ve çam ağacının *(Pinus pinea)* yapraklarını analiz ederek Çekoslovakya'da demir-metal endüstrilerinden yayılan Pb, Cd ve Mn'ı incelemiştir. Endüstriyel ortamda her iki türdeki üç element kirlenmeyen uzak bir alana göre anlamlı bir şekilde artış göstermiştir. İki yıllık *Pinus pinea* iğnelerinde kirlenmeden uzak alandaki 33 ppb'lik Pb ve 0.8 ppb'lik Cd ve temel Cd düzeylerine göre kirlenmiş alanda 67 ppb ve 4.5 Cd konsantrasyonları kaydedilmiştir. *Pinus pinea*'nın yapraklarında, kirlenmeden uzak bir alandaki 787 ppb'lik Mn'ye karşılık, 1372 ppb'lik yüksek mangan konsantrasyonu gözlenmiştir. Bitkilerin örneklendiği diğer özel kaynak noktaları, Yeni Zelanda'daki gümüş madeni işletmeleri ve Finlandiya'daki klor alkali işletmelerini içerir. Her iki durumda çam iğnelerinde metallerin birikiminin deşarj kaynağında uzaklığa bağlı olarak kirlenmenin boyutlarını yansıttığı bulunmuştur. Çimlerdeki gümüş konsantrasyonlarının uzaklık ile belirgin bir şekilde azaldığı saptanmıştır.

Lubke ve ark., (1996) "Madencilik Sonrası Güney Afrika Zululand Sahillerinin Rehabilitasyonu" konulu çalışmalarını farklı bitki türleri ile yapmışlardır. 1977'den beri maden tarama işlemlerinin sürdürüldüğü sahil, ağır metallerin tamamıyla alandan uzaklaştırılmasından sonra eski haline uygun olarak şekillendirilmeye çalışılmıştır. Çalışmada alanın üzeri toprakla kapatılmış, çeşitli örtücü bitkilerle ve çok yıllık bitki tohumlarıyla yeniden bitkilendirilmiştir. Örtü

alanının farklı yaşlarda olması tür kompozisyonlarında ve vejetasyon dinamiklerindeki değişiklikleri çalışma fırsatını sağlamıştır. 10x10 m^2'lik 5 tesadüf bloku alanı, 4, 5, 7, 8, 9, 10 ve 12 yaşlarındaki alanlarda kapalılık verileri çoklu varyans analizi "Twinspan" ve "Decorana" kullanılarak örneklendirilmiştir. Buna göre her türün önem değeri, toplam ve ortalama tür zenginlikleri hesaplanmıştır. Madencilik öncesi ve madencilikteki toprak örneklerinin iz elementler, organik madde ve pH yönünden analizleri yapılmıştır. Araştırmada 4–5 yıl boyunca rehabilite alanında *Acacia carro* türünün baskın olduğu, fakat rehabilite alanlarının yaşı arttıkça tür zenginliğinin görüldüğü ve *Acacia carro*'nun baskınlığının da giderek azaldığı ortaya konulmuştur. Twinspan alanları yaşlıdan gence doğru sükseyonlara göre derece kronolojik olarak ayrı ayrı gruplara göre sınıflandırmıştır. Rehabilite alanlarının toprakları besin elementleri yönünden madencilik öncesi üst ve orta tabaka topraklarıyla karşılaştırılmış, organik madde içeriği yüzdesinin doğal kumul ormanlarına göre daha düşük olduğu saptanmıştır. Sonuçta çalışmada toprak flora ve faunasının etkili bir şekilde oluşturulabilmesi için topraktaki besin elementlerinin artırılması gerekliliği vurgulanmıştır.

Estaun, (1997) "Bozulmuş torakların *Rosmarinus offıcinalis* ile Biyolojik Amaçlı Mikorizal Mantar (AM) Aşılanarak Yarı Kurak Koşullar Altında Yeniden Bitkilendirilip Geliştirilmesi" konulu bir çalışma yürütmüşlerdir. Çalışmada her zaman yeşil bir Akdeniz çalısı olmasından dolayı yarı-kurak koşullarda yeniden bitkilendirme amacıyla *Rosmarinus officinalis* bitkisi kullanılmıştır. Bitkiler son zamanlarda yapılmış bir otoyol şevinden toplanarak *Arbuscular mikoriza (AM)* mantarı olan *Glomus intraradices schenck & Smith* ile aşılanarak erozyona uğrayarak bozulmuş üst toprak üzerinde yetiştirilmiştir. Simbiyozun bitki gelişimi ve toprak kaplama ile toprakta mikoriza sayısının gelişimi üzerindeki etkileri başarılı sonuçlar vermiş, bitkilere AM aşılamanın erozyona uğramış alanlarda çok yararlı olduğu ortaya konulmuştur.

Garbisu ve ark., (2001) bu araştırmayı topraktaki metallerin giderilmesinde bir yeşil ıslah yöntemi olan bitkisel özümleme (phytoextraction) tekniğinin kullanılması ve bitkilerin hasat edildikten sonra maddi kazanç sağlaması üzerine

yapmışlardır. Bitkisel özümlemenin henüz gelişmekte olan bir araştırma konusu olduğunu belirtmişlerdir

Hasat edilebilen parçaların bünyesinde depolanmış halde bulunan metaller bulunduğu ve bu parçaların rahatlıkla kurutulabileceğini belirtmiş ayrıca bunların külleştirilip veya kompostolaştırılarak, bitki bünyesine alınan yüksek orandaki metallerin geri kazanılabilir olduğunu ortaya çıkarmışlardır. Sonuç olarak, bitkisel özümleme yaklaşımının fizibilitesinin, küçük ölçekli denemelerde kirlenmiş topraklardan metallerin geri alına bildiği ve bundan maddi kazanç sağlanmasıyla ispatlanmıştır.

McKeon, (2001) araştırmada eski uranyum madenlerinin yakınında, yer alan ve nitrat bulaşmış akiferlerin yerli iki çalı türünün yeşil ıslah teknolojisi kullanılarak temizlenmesi amaçlanmıştır. Kullanılan bitkiler çöl florasının baskın iki türü olan "*Sarcobatus vermiculatus"* ve "*Atriplex canescens*" bitkileridir. Havadan çekilen fotoğraflar ve toprak örneklerinin yardımıyla bu türlerin yüksek nitrat seviyesi sorununa bir cevap olabileceğini öngörmüştür. Ancak bölgede yapılan otlakçılık ve herbisit püskürtme işlemleri yüzünden bitki örtüsünün iyi gelişemediğinden bahsedilmiş, bu işlemlerin durdurulması durumunda 24 hektarlık alanda beş yıl içinde gölgelik alanın %25 artacağı öne sürülmüştür. Sonuç olarak birkaç öneri sunulmuştur. Bunlardan birincisi sulama yapılmadan yerel bitki örtüsünün yalnızsa bitkisel iyileştirme amacıyla kullanmaktır. İkinci olarak sunulan öneri ise toprağın atık suyla sulanarak üretimin artırılması ve hem topraktaki nitratın gideriminin sağlanması hem de hayvan yemi üretimidir. Sulama yapılacak olursa üretimin 20 ton/ha artacağı ileri sürülmüştür. Sonraki 20 yıl içindede mümkün olabilecek en yüksek verimliliğe ulaşıla bileceği belirtilmiştir.

Guerro ve ark., (2001) "Belediye Katı Atık Kompostlarının Yanmış Orman Toprağı Üzerindeki Etkileri" konulu araştırmalarında belediye katı atık kompostlarını yanmış orman toprağı üzerine belirli kalınlıklarda sererek bir yıl süre ile izlemişler, kompost uygulamasının yanmış orman toprağının verimliliğini arttırdığını ve hızlı bir şekilde oluşan bitki örtüsünün toprak erozyonu riskini en aza indirdiğini ortaya koymuşlardır.

Pivetz, (2001) *pyhtoremediation* teknolojisinde karasal bitkilerin kullanılabilmesi ince bir toprak tabakasının olduğu yüzen platformlar gerektiğini belirtmiştir. Köklerle süzmede her 1000 galon kirli suyun temizlenmesinin maliyeti 2-6 ABD $'ıdır (Henry, 2000). Çalışmada, Çernobil yakınlarında oluşturulan bir küçük havuzdaki platformlarda yetiştirilen *Helianthus annuus* bitkisi dört ve sekiz haftada bünyesinde çok fazla miktarda Cs^{137} ve Sr^{90} biriktirmiştir.

Pivetz, (2001); Sutherson, (1999) Hibrit bir kavak cinsi Güney Dakota (ABD)'daki bir çalışmada ilk yıl 12 m büyüme kaydederek bünyesinde tahmin edilenden çok daha yüksek miktarlarda As ve Cd biriktirmiştir.

Sharma ve ark. (2001), yaptıkları bir çalışma da 0.05 mM, 0.1 mM, 0.25 mM, 0.5 mM, 1 mM, konsantrasyonlarda $NaCr_2O_7$ kimyasalı kullanılarak hazırlanan Cr^{+6} içerikli çözeltileri *Zea maize L.* (mısır) bitkisine uygulamışlar ve mısır bitkinin kök, gövde, yaprak ve koçanlarında Cr^{6+} ağır metalinin birikimini gözlemlemişlerdir Sonuç olarak mısır bitkisi bünyesinde en çok Cr^{6+} birikiminin bu çalışmada da olduğu gibi köklerinde biriktiği ve en yüksek konsantrasyon olan 1mM da dahi bitkinin canlılığını korumaya devam ettiği gözlemlenmiştir.

Madejon ve ark., (2003) yaptıkları çalışmada 1998 yılında İspanya'nın güney batısında yer alan Aznalcollar bölgesindeki eski maden bölgesini kullanmışlardır. Bölgede yaklaşık olarak 4300 ha bir alan toksik etkiye maruz kalmış ve kullanılamaz hale gelmiştir. İki yıllık çalışmalarında bölgede ayçiçeği yetiştirip toprağın iyileşme miktarını, kontamine olmamış bölgedeki sonuçlarla karşılaştırmışlardır. Çalışmayı fide ve olgun olmak üzere bitkinin her iki evresinde de gerçekleştirmişlerdir. Bitkinin hem fide dönemindeki hem de olgun dönemindeki giderim kapasitesinin yok denecek kadar az olduğunu belirtmişlerdir. Sonuç olarak ayçiçeği bitkisinin bitkisel özümleme kapasitesinin çok düşük olduğu ancak bu bitkinin bölgede toprak koruma için kullanılabileceğini belirtmişlerdir. Bitkilerden elde edilecek bitkisel yağın endüstriyel olarak da kullanılabileceğini belirtmişlerdir.

Manios ve ark., (2002) yaptıkları çalışmada atık su kompostları içeren substratlarda gelişen *Typha latifolia* bitkilerinin toplam protein konsantrasyonları üzerine ağır metallerin etkilerini incelemişlerdir. Bunun içinde 6,5 L hacminde seçtikleri gölcüklerde beş gruba bölünen ve her bir grupta iyi gelişmiş bitkiler

bulunan alanları kullanmışlardır. Bu gölcüklere beşincisi boş olmak üzere diğer dördüne 10 haftalık dönem için Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn'nin farklı konsantrasyonlarını içeren solüsyonlar uygulamışlardır. Sonuçta *Typha latifolia*'nın yaprak ve gövdelerinde Ni ve Zn'nin temel konsantrasyonlarında bir artış gözlemlemişler ve aynı yüksek konsantrasyonları diğer beş metaryal içinde kaydetmişlerdir. Bununla birlikte yaprak dokularında protein konsantrasyonunun arttığını gözlemlemişler ve dört gruptan üçünde bitkilerin gelişimi ve sağlığında herhangi bir engellemeye rastlamamışlardır. Yalnızca dördüncü gruptaki engellemenin ağır metallerin toksisitesi nedeniyle meydana geldiğini bulmuşlardır.

Duncan, (2002) "Nova Scotia, Springhill'deki (Kanada) Duff Bank Kömür Madeni Atıklarının Yeniden Bitkilendirme Potansiyeli" konulu çalışmasını 75 ha'lık ve 150 yıldan daha fazla kömür madeni artıklarının biriktirildiği bir atık depo alanında gerçekleştirmiştir. 1958 yılından beri kapalı olan ve 1992'de ağır iş makineleri ile sıkıştırma dışında hiçbir şey yapılmamış olan alanda yeniden oluşan mevcut vejetasyon belirlenmiş ve restorasyonu hızlandırmak için yapılabilecek bazı uygulamaların kullanılabilirlikleri değerlendirilmiştir. Araştırmada vejetasyon sörveylerinde grid sistemi kullanılmış, mevcut bitki topluluklarının, tohum bankasının ve toprağın kimyasal yapısının değerlendirilebilmesi için toprak örnekleri ve toprak kesitleri analiz edilmiştir. Restorasyon potansiyeli için beş çim bitkisinin karışımı, kireç ve kompost kombinasyonları denenmiştir. Denemeler sonunda beş türün de çimlenebildiği ve kompostun en iyi yetişme ortamı olduğu görülmüştür. Sonuç olarak Duff Bank kömür madeni atıklarının ıslah edici bitkilerle başarılı bir şekilde yeniden bitkilendirilebilir olduğunu belirtmişlerdir.

Pulford ve ark., (2003) yaptıkları çalışmada ağaçların ağır metalleri özümleme kapasitelerini araştırmışlardır. Araştırmalarında hızlı gelişen bir söğüt türü olan *salix spp*. bitkisini kullanmışlardır. Kullanılan bitki söğüt ağacının çalılık bir türüdür. Bu türün hızlı büyümesinin ve düzenli hasat edilebilmesinin besi elementlerinin hızlıca alına bileceğini ancak topraktaki ağır metallerin yüksek konsantrasyonları için aynı şeyin geçerli olamayacağını öngörmüşlerdir. Yani bitkinin yüksek konsantrasyonlarda ki besi elementlerine veya düşük konsantrasyonlardaki metal kirliliğine tahammülü olduğunu belirtmişlerdir. Ayrıca

yeşil ıslah çalışmalarının daha anlaşılır olması için daha fazla temel ve uygulama çalışmasına ihtiyaç duyulduğun uda eklemişlerdir.

Osborne, (2003) "Tuzlu Su İle Kirlenmiş Toprakların İyileştirilmesi İçin Yeniden Bitkilendirilmesi" konulu çalışması için alan ve laboratuar koşullarında denemeler yürütmüştür. Louisiana, Springhill'de tuzla kirlenmiş alanların iyileştirilmesi için yürütülen denemelerde tohumu ekilen *Pinus taeda* bitkisinin canlılığı ve gelişme parametreleri ile toprakta oluşan fiziksel ve kimyasal değişikliklerin izlenmesi ve değerlendirilmesi yapılmıştır. Alanın iyileştirilmesi için toprağın orta tabakasında sızıntı sularının drenaj sistemi oluşturulmuş, temiz su ile sulama sistemi kurulmuş, gübreleme ve odunsu organik materyallerle katkı yapılmıştır. Alan toprak stabilizasyonu için *Cynodon dactylon* ve *Lolium multiflorum* ile çimlendirilmiştir. Çalışma süresince Sodyum (Na) adsorbsiyonu oranı ve elektriksek iletkenlik (EC) ölçümleri 40 cm derinlikte önemli artışlar göstermiştir. İlk yıl *Pinus taeda* tohumları % 84 canlılık oranına sahipken, boyları % 37 oranında, kapalılığı da % 24 oranında artış göstermiştir. İkinci yıl ise bitki % 63 canlılık oranına sahipken, boyları % 43 oranında, kapalılığı da % 61 oranında artmıştır. Arazi ve oda koşullarında yapılan çalışmalar sonucunda tuzla kirlenmiş toprakların özellikleri *Pinus taeda* yetiştirilerek iyileştirilebileceği ortaya konulmuştur. Araştırıcı ayrıca uzun dönem dikkate alındığında 40 cm kök derinliğini aşan bitkiler için canlılık durumu konusunda bu çalışma koşullarında bir yargıya varmanın söz konusu olmadığını belirtmiştir.

Murray, (2003) yaptığı çalışmada nitrat ve 1,2- dicloropropanın melez bir kavak türü olan *Populus deltoides* x *P. Nigra* melez ağacıyla toprağın iyileştirilmesi amaçlamışlardır. 1990'ların başlarında içme sularının dezenfeksiyonu amacıyla kullanılan 1,2- dicloropropan (DCP) ve nitratın 97'lerin sonlarında toprakta aşırı biriktiğini anlamalarıyla hem toprağın iyileştirilmesi hem de bölgenin içme suyu kaynaklarının kirlenmemesi için yeşil ıslah teknolojisini kullanmışlardır.

Uygulamada çalışma bölgesinin toprağına kompostlanmış talaş uygulamışlardır. Bu sayede bitkilerin hayatta kalma oranı %85 civarına çıkara bilmişlerdir. İlk büyüme sezonundan sonra bitkilerin boyları 8 ile 12 feet (2,438–3,658 m) arasında iken, ikinci yıl bitkilerin boyunu 15 ile 20 feet (4,572–6,096 m)

olarak tespit etmişlerdir. İlk belirlemeler ağaçların yılda dönüm başına 136,08 ile 226,80 kg arasında nitratı topraktan giderebileceklerini ortaya koymuşlardır.

Sonuçta yetiştirilen melez kavakların toprakta ki artık besi elementlerini ve 1,2- dicloropropanı (DCP), metabolize edebildiği bulgusuna ulaşmışlardır. Bitkilerin dikiminden sonraki üç büyüme sezonundan sonra bitkilerin kök yapısının su kaynağının sığ taban suyunun bulunduğu seviyeye inebileceğini ileri sürmüşlerdir. Bu çalışma melez kavakların organik kirleticiler ve gübreyle kirlenmiş sığ taban sularının temizlenmesinde kullanılabileceğini ispatlamışlardır.

Fischerova´ ve ark., (2006) As, Cd, Pb, ve Zn iz elementlerinin orta seviye kirlenmiş toprakların bitkisel yollarla iyileştirilebilme durumu araştırmışlardır. Yedi farklı bitki türünün iz elementleri biriktirme kapasitesi ve iyileştirme potansiyelleri karşılaştırmış.

Deneysel çalışma iki yıl boyunca açık havada ancak yağmurdan korunarak tamamlamışlardır. Bitkiler iki farklı gruptan seçilmişler. İlk grupta hiper akümülatör olarak bilinen, *Arabidopsis halleri (L.) Hayek* ve *Thlaspi caerulescens J. et C. Presl* bitkileri seçmişlerdir. İkinci grupta ise akümülatör ağaç türleri olarak bilinen *Salix x smithiana Willd. cf. dasyclados, Salix x dasyclados Vimm., Salix caprea L., Populus trichocarpa Torr. et Gray x koreana Rehd., Populus nigra L. x maximowiczii Henry* seçilmişleridir.

Çalışma sonunda yapılan incelemede bitkilerin hiç birinde orta seviyedeki bir kirlilikte toksik etki gözlemlememişler. Bitki bünyesinde bulunan kuru ağırlıktaki element miktarı incelemişler *Salix dasyclados* (söğüt türü) bitkisi için çalışılmış diğer hiper akümülatör bitki (*Arabidopsis halleri* ve *Thlaspi caerulescens*) türleriyle benzer akümülasyon kapasitesi ve iyileştirme etkinliği bulmuşlardır. En iyi iyileştirme kapasitesinin, dikkate alınan birçok element için söğüt türünde olduğu fark etmişlerdir.

Nouairi ve ark., (2006) çalışmalarında *Brassica napus* bitkisinin Cd biriktirme potansiyelini Cd-hiper akümülatör olarak bilinen *Brassica juncea* bitkisiyle karşılaştırmışlardır. Çalışma sonunda her bitkinin de kök bölgesinde biriken Cd konsantrasyonlarının gövdede birikenden fazla olduğunu belirtmişlerdir.

Ancak B. Juncea bitkisinin gövdesinde B. Napus bitkisine göre üç kat daha fazla Cd biriktirdiğini belirtmişlerdir.

Lázaro ve ark., (2006) bu çalışmada Cr, Mn ve Zn ile kontamine olmuş toprak bir yeşil ıslah türü olan bitkisel özümleme (phytoextraction) tekniği ile arıtmaya çalışmışlardır. Çalışma için yüksek biriktirme kapasitesine sahip "*Cistus ladanifer*", "*Lavandula stoechas*", "*Plantago subulata*" ve "*Thymus mastichina*" bitkilerini kullanmışlardır. Çalışma bölgesi Portekiz'in Trás-os-Montes bölgesidir. Bölge Akdeniz iklimine sahiptir. Yaklaşık 80 km^2'lik bir alanı kapsamakta, yıllık ortalama sıcaklığı ise 12,4 ^{0}C olup ortalama yağış miktarı 720 mm olduğu belirtilmiştir. Araştırma sonucunda Akdeniz bölgesine özgü bu bitki türlerinden "*P. Subulata*" hariç diğer üç bitki sahip oldukları yüksek tolerans kabiliyeti sayesinde hayatta kalmış ve arıtım için iyi bir performans sergilemişlerdir. Ayrıca bu çalışmada tanımlanan 3 bitki türü hoş kokulu ve yağı sayesinde ekonomik fayda sağlayabilecek bir biokütleye sahip olduğunu ortaya koymuşlardır.

Sharma, (2006) yaptığı araştırmada aşırı fosfor (P) içeren toprakların yeşil ıslah amaçlı kullanılacak bitki türlerinin fosfor (P) alım potansiyelini incelemiştir. Araştırmada salatalık (*Cucumis sativus*) ve sarı kabak(*Cucurbita pepo var. melopepo*) potansiyel fosfor depolayan bitkiler olarak tanımlanmaktadır. Bu bitkilerin yüksek fosfor ihtiva eden topraklarda tatmin edici bir biokütle oluşturduğunu belirtmiştir. Söz konusu bitkilerde phosphomonoesterase enziminin aktivitesinin %35 artmasıyla, phytase aktivitesinin % 400 attığını belirtmiştir. Bu gelişmiş enzim aktivitesini bu bitkileri özel kılan tek etken olduğunu ortaya koymuştur. Söz konusu bitkilerin yüksek biokütle ve ekonomik değer oluşturduğunu, fosforun bitkisel özümlenmesi için birer potansiyel aday olduklarını öne sürmüştür.

Marques ve ark., (2006) Çalışmada "*Solanum nigrum*" bitkisinin kirlenmiş topraklarda giderim kapasitesinin "*Arbuscular mycorrhizal*" mantar ailesine ait iki farklı türü aşılayarak arttırmaya çalışmışlardır. Uygulamayı Portekiz'in kuzeyinde bulunan Esteiro de Estarreja bölgesinde yapılmışlardır. Bölgede, endüstriyel tesislerin atık sularının deşarjı nedeniyle kirlenmiş küçük ve durgun nehir yatakları mevcuttur. Bölge toprağının geçirgenliğinin yüksek olması nedeniyle toprağın filtre görevi gördüğü ve suda bulunan atıkları bünyesine aldığı belirtilmektedir. Bu deşarj

uzun süreli değildir ancak bölgede yüksek seviyede metal kirliliği özelliklede çinko bikrimi gerçekleşmiş.

Solanum nigrum'un doğal olmayan kirlenmelere karşı dayanıksız olması nedeniyle bitki "*Glomus claroideum*" ve "*Glomus inraradices"* mantarları ile aşılanarak zehirli etkilerden korunmuştur. Mantarların çinkoyu, kullanılan bitkinin bünyesinden, kendi bünyelerine alıp biriktirdikleri belirtilmiştir. Bu sayede bitki zarar görmeden topraktaki çinkonun %49~83 arasında daha fazla alınmasını sağlamışlardır. Ayrıca çinko alımının mantar kolonisinin mevcut kök yüzdesiyle alakalı olmadığını ortaya çıkarmışlardır. Aşılanan mantarlardan "*G. Claroideum*", kök, gövde ve yapraklardaki çinko depolanma miktarını sırasıyla % 58, %44 ve %120 artırırken, "*G. İnraradices*" mantarında bu artış sırasıyla, %54, %39, %122 olarak tespit etmişlerdir. Sonuç olarak kullanılan bitkiye söz konusu mantarların aşılanması, bitkinin mevcut arıtım kapasitesini artırdığı kanısına varmışlardır.

Zaimoğlu ve ark., (2009) yılında yaptıkları çalışmada arıtma çamuru ve sızıntı suyu kullanarak yaptıkları çalışmada *Aptenia cordifolia* bitkisini kullanarak bu bitkinin Cr^{6+} ağır metalini biriktirme potansiyelini değerlendirmişlerdir. Çalışmaya göre *Aptenia cordifolia* bitkisinin Cr^{6+} ağır metalini bizim çalışmamızda da olduğu gibi en fazla kök bölgesinde biriktirdiği gözlemlenmiştir. Alınan sonuçlar doğrultusunda da sadece arıtma çamuru uygulanarak yetiştirilen *Aptenia cordifolia* bitkisinin kökünde ki Cr^{6+} ağır metal birikimi 15.19 mg/kg, hem arıtma çamuru hemde sızıntı suyu uygulanarak yetiştirilen *Aptenia cordifolia* bitkisinin kökünde ki Cr^{6+} ağır metal birikimi 31.81 mg/kg olarak tespit edilmiştir.

3. MATERYAL VE METOD

3.1. Materyal

3.1.1. Kullanılan Bitki ve Özellikleri

Çalışmada yörede ticari olarak sıklıkla yetiştirilen bölgenin iklimsel koşullarına uygun bir bitki olan mısır (*Zea maize*) kullanılmıştır. Bu bitkinin seçilme nedeni literatür de Cr^{6+} giderim performansı göstermesi ve yoğun Cr^{6+} içerikli ortamda canlılığını devam ettirebilmesidir. Bitkinin yaşam periyodu 120 gündür ve çalışma boyunca farklı dönemlerde Cr^{6+} giderim performansının gözlemlenmesi amaçlanmıştır.

Mısır dünyada ekim alanı bakımından buğday ve çeltikten sonra 3. sırada yer alırken üretim miktarı bakımından ilk sırada yer almaktadır. Mısır ülkemizde 500-550 bin ha'lık ekim alanı, 2300000 ton üretim miktarı ile, buğday ve arpadan sonra üçüncü sırada yer almaktadır (Cerit ve ark., 2001).

3.1.1.1. Mısır'ın Morfolojisi ve Döllenme Biyolojisi

Mısır yüksek oranda (%96) yabancı döllenen bir bitkidir.

- **Çiçek Yapısı:** Mısır bitkisinde erkek çiçekler tepe püskülünde, dişi çiçekler ise sap boğumundan çıkan koçanlar üzerinde toplanmıştır.
- **Erkek Çiçekler (Tepe Püskülü):** Bir mısır bitkisi 3–5 milyon polen vermektedir. Tepe püskülünde bitkinin koçan püskülü vermesinden 1–3 gün önce çiçeklenme başlamaktadır. Nemli ve serin havalar mısırda çiçeklenme süresini uzatır, sıcak ve kurak havalar ise kısaltmaktadır. Bir bitkinin çiçektozu verme süresi 1 hafta ya da 10 gün sürmektedir.
- **Dişi Çiçekler (Koçan):** Koçan püskülü çıkışı, tepe püskülünün görünmesinden 4–8 gün sonra olmaktadır. Bir koçanda püsküllerin çıkışı, hava koşullarına da bağlı olarak, 2–4 günde tamamlanmaktadır. Her koçanda 300–1000 püskül oluşur ve polen tozu alıncaya kadar 10–15 gün canlı kalabilmektedir. Koçan üzerinde stigmalarını ilk çıkaranlar orta ve alt başakçıklardır. Üst başakçıklarda stigma gelişmesi daha geçtir. Bu yüzden, koçanın üst ucundaki çiçeklerin tozlanma,

döllenme ve dane doldurma olanakları daha kısıtlıdır. Püskül çıkar çıkmaz döllenmeye hazırdır. Koçan püskülü üzerine düşen çiçektozları 5–10 dakika sonra çim borusunu oluşturur ve yumurtalığa doğru uzatmaya başlamaktadır. Döllenmeden sonra ilk koçan püskülü pörsür ve kısa zamanda kurumaktadır (Cerit ve ark., 2001).



Şekil 3.1. Çalışmada Yetiştirilen Mısır *(Zea maize)* Bitkisi – Koçanı

3.1.1.2. Mısır Bitkisinin İklim İstekleri

Mısır'ın Sıcaklık İsteği: Normal olarak mısır bitkisi 10–11 ^{o}C'de çimlenmeye başlayabilmektedir. 5–10 cm derinliğindeki toprak sıcaklığı 15 ^{o}C'ye ulaştığında çimlenme olayı hızlanmaktadır.

Çimlenme sırasında, kök ve sap uzama miktarı ile sıcaklığın 10–30 ^{o}C arasında yer almasıyla doğrusal ilişkisi vardır. Sıcaklık 32 ^{o}C'ye ulaştığında kök ve

sap uzamasında ani bir azalma görülür ve sıcaklık 40 ^{o}C'ye ulaşınca çimler ölür. Öte yandan sıcaklık 9 ^{o}C'nin altına düşerse de kök uzaması durmaktadır.

Mısır üretimi için ideal sıcaklık 24–32 C^{o}'ler arasıdır. Mısır bir sıcak iklim bitkisi olmasına rağmen aşırı sıcaklık isteyen bir bitki değildir. Sıcaklık 38 ^{o}C'ye ulaştığında sulama şartlarında bile transprasyonla kaybettiği suyu kökler vasıtasıyla karşılayamaz. Bitki turgoritesini kaybeder. Bu durum bir kaç gün devam ederse hücre yapısı esnekliğini kaybeder ve tekrar eski formuna dönemez.

Tepe püskülü çıkışı ve tozlanma sırasında sıcaklık 32 ^{o}C'nin üzerine çıktığında üreme organlarındaki farklılaşma çok hızlı gelişir. Koçan püskülleri çabuk kurumaktadır. Bu nedenle püskül içerisinde polen tozlarının çimlenip tüpte ilerlemesini sağlayacak yeteri kadar rutubeti bulamaz. Polen keseleri kuruduğundan polenleri dışarıya çıkaramaz veya polenler kendi canlılıklarını kaybederler. Bunun sonucu olarak da koçanda tane bağlama oranı azdır.

Mısır bitkisi sıcak ve rutubetli gecelerde iyi bir gelişme göstermez. Sıcak ve rutubetli gecelerde solunum oldukça artar ve böylece daha çok enerji sarf edilir. Mısır için en ideali serin geceler, güneşli günler ve orta sıcaklıktır (Cerit ve ark., 2001).

Işık İsteği: Döllenmeden sonraki ilk bir kaç gün, verimi etkileyen diğer faktörler gibi ışıklanma açısından da bitkiler için kritik bir dönemdir. Bu konuda yapılan araştırmalarda; döllenmeden sonraki ilk 3 günlük dönemde % 90 gölgelenme (tam bulutluluk) bir melezin verimini % 25 düşürdüğünü; altı günlük gölgelenme % 71 düşürdüğü belirlenmiştir. Gölgelenmeye daha toleranslı bir melezde bile % 16–44 arasında verim azalması belirlenmiştir.

Ancak güneş enerjisinin yüksek olduğu aşırı sıcak bir günde de bol ışık alan tepedeki yapraklarda bile yüksek sıcaklık, fotosentezin tamamen durabileceği unutulmamalıdır (Cerit ve ark., 2001).

Ortalama Bağıl Nem İsteği: Mısır için optimum ve minimum bağıl nem değerleri sıcaklığa ve alınabilen su miktarına bağlı olmakla birlikte; genel olarak nem %60'ın altına düşmemesi gerekir. % 50 düzeylerine inen bağıl nem ortamında bitki, maksimum transprasyondan sonra stomalarını kapatmak zorunda kalır. Nemin % 75'den % 50'ye düşmesi su tüketimini iki katına çıkarır. Mısır bitkisinin özellikle

tozlanma dönemindeki düşük hava neminden olumsuz etkilenmesi tane bağlamayı aksatır ve transprasyonla su kayıplarını arttırır. Döllenme stresi nem stresiyle birlikte % 6 dişi çiçekteyken her gün için % 3 verim kaybı yaparken,% 75 dişi çiçekteyken her gün için verim kaybı % 7 olduğu belirtilmektedir. Dane doldurma dönemindeki nem stresinden dolayı stresli her gün için verim düşüşü %4,1 olarak bulunmuştur (Cerit ve ark., 2001).

3.1.2. Bitki Yetiştirme Ortamının Özellikleri

Çalışmada nötr bir ortam sağlamak amacıyla bitki yetiştirme ortamı olarak pomza kullanılmıştır. Pomza, açık renkli, boşluklu, süngerimsi, volkanik olaylar neticesinde oluşmuş, fiziksel ve kimyasal etkenlere karşı dayanıklı, gözenekli volkanik bir kayaçtır. Özgül ağırlığı 1-2 g/cm^{3}' olan pomza, makro ölçekten mikro ölçeğe kadar birçok gözenek içermektedir.

Pomzanın kimyasal yapısı kararlıdır. Nötr bir malzemedir. Suda erimez, kimyasal reaksiyona girmez. Bu özelliği ile tarımda her türlü bitkinin üretiminde kullanılmakta, bitkilerin hastalıklarından korunmasında etkili olmaktadır. Pomza hafif bir malzemedir. İnorganiktir. Hastalık taşımaz, barındırmaz. Çözünebilir iyonların çok az olması sebebiyle tuz ve alkalilik açısından sorun yaratmaz. Nötr oluşu (pH=6,5–7,5) ortam pH'nı kolayca düzenler.

TS 2823 (1977) standartlarına göre pomza; birbirine bağlantısız boşluklu, sünger görünümlü silikat esaslı, birim hacim ağırlığı genellikle 1 g/cm^{3}'ten küçük, sertliği Mohs skalasına göre yaklaşık 6 olan ve camsı doku gösteren volkanik bir doğal hafif agregadır. Pomza taşı agregası yaklaşık %70 boşluk içermektedir. Pomza'nın genel kimyasal bileşimi Çizelge 3.1'de verilmektedir.

Çizelge 3.1. Pomza'nın Genel Kimyasal Bileşimi

BİLEŞEN	İÇERİK (%)
SiO	60-75
Al,O	13-15
Fe_2O	1-3
CaO	1-2
MgO	1-2
$Na_2O + K_2O$	7-8
$TİO_2$	Eser
SO	Eser
Cl	Eser

Tarımda Pomza Kullanımı:

- Toprak ıslahında,
- Az topraklı veya topraksız ortamlarda bitki yetiştiriciliğinde,
- Suya dayalı tarımsal üretim ve yeşil alanlarda ekonomik ve sağlıklı çözümler sağlamaktadır. Bunun dışında kuraklık sorunu olan yerlerde ise yüksek su tutma kapasitesi nedeniyle sulama miktarının azalmasını sağlamaktadır.

3.1.3. Sulama Suyu ve Özellikleri

Çalışmada sulama suyu olarak $K_2Cr_2O_7$ kullanılarak 5 farklı konsantrasyonda Cr^{6+} çözeltisi hazırlanmıştır. Sulama suyu olarak kullanılan Cr^{6+} içerikli çözeltiler 13, 26, 39, 52 ve 65 ppm'lik derişimler de hazırlanmıştır.

Cr^{6+} çözeltisi günlük olarak en yüksek konsantrasyondan hazırlanmış ve diğer konsantrasyonlarda bu stok çözeltiden belirli miktarlarda alınarak seyreltilmiştir. 1,25 mM'lık (65 ppm) Cr^{6+} çözeltisi $K_2Cr_2O_7$ kimyasal malzemesinden hassas terazide 0,3677 g tartılarak 2 L'lik balon jojeye konulup üzeri saf su ile tamamlanmıştır ve günde krom çözeltisinden 15 L hazırlanmıştır.

3.1.4. Bitki Besin Solüsyonu

Yapılan çalışmada bitki yetiştirme ortamı olarak pomza kullanılmasından dolayı, bitkinin ihtiyacı olan besin elementleri 6 farklı bitki besin solüsyonu

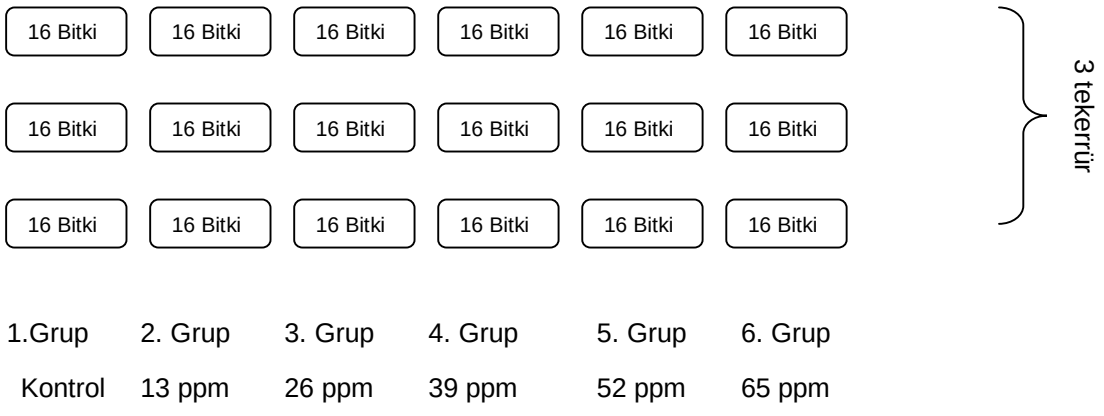
uygulaması yapılarak giderilmiştir. Solüsyonların uygulanma biçimleri mısır bitkisinin büyüme evrelerindeki besin ihtiyacına göre düzenlenmiştir (Çizelge 3.2). Solüsyonlar ACTAGRO (Z*n 9, Phorus 0-31-23, Nitro 30-0-0, Nutri Phite Rally, Liquid Humus ve Structure (7-21-0)*) markası ile bilinmekte ve yörede ticari olarak mısır bitkisi için de kullanılmaktadır.

3.2. Metot

3.2.1. Çalışma Düzeneğinin Oluşturulması

Çalışma düzeneği Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi Tarımsal Yapılar ve Sulama Bölümü serasında kurulmuştur. Çalışmanın sera koşullarında yapılmasının sebebi iklim faktörlerini kontrol altında tutmaktır. Çalışma boyunca seradaki sıcaklık ve nem ölçümleri takip edilmiştir. Çalışmada 1x1x0,5 m'lik plastik kaplar kullanılmış ve ekim aralığı göz önüne alınarak her bir kaba 16 tane bitki tohumdan ekilmiştir.

Şekil 3.2.'de görüldüğü üzere 1 kontrol ve 5 farklı konsantrasyon grubu için çalışma planlanmıştır. Her bir grup verilerin istatistikî hesabının yapılabilmesi amacıyla üç tekerrürden oluşmaktadır. Tohum halindeki mısırlar pomza doldurulmuş 1x1x0,5 m'lik kaplara 13.02.2008 tarihinde yüzeyden 10 cm derine ekilmiş ve gün aşırı olarak verilen çeşme suyu ile çimlenene kadar sulanmıştır. Çalışma mısır bitkisinin yetiştirilme ömrü olan 120 gün boyunca sürdürülmüştür.



Şekil 3.2. Çalışma Düzeneğinin Planlanması

3.2.2. Çalışmanın Yürütülmesi

Çalışma toplam 120 gün sürmüştür. Ekildikten sonra can suyu ile sulanan mısırlar yaklaşık 1 hafta sonra çimlenme aşamasına gelmiştir. Bitkilerin ortama adapte olmaları için ilk 75 gün, sulama suyu olarak çeşme suyu ve bitki besin solüsyonları verilmiştir. Bu solüsyonların içerikleri ve hangi periyotlarda uygulandıkları Çizelge 3.2'de gösterilmektedir. Cr^{6+} uygulamasına geçildikten sonraki evrelerde bitki gelişiminin yeterli miktarda sağlanması için Cr^{6+} içerikli çözeltilerin yanı sıra bitkilere bitki besin solüsyonları verilmeye devam edilmiştir.

Çalışmada 5 farklı konsantrasyonda Cr^{6+} uygulanmıştır. Uygulanan konsantrasyonlar aşağıda verilmektedir. $K_2Cr_2O_7$ kullanılarak hazırlanan çözelti konsantrasyonları;

- 1. Grup: Şahit
- 2. Grup: 13 ppm
- 3. Grup: 26 ppm
- 4. Grup: 39 ppm
- 5. Grup: 52 ppm
- 6. Grup: 65 ppm'dir.

Çizelge 3.2. Çalışmanın Aşamaları

Kontrol Zamanları	Bitkinin Durumu	Sulama Suyu	Miktar/Zaman (L/gün aşırı)	Besin Besin Solüsyonu (Gün aşırı)
13.02.08	Tohum olarak ekildi	Çeşme suyu	20 L	Yok
22.02.08	Çimlendi	Çeşme Suyu	20 L	Yok
01.03.08	Büyüme Periyodunda	Çeşme Suyu	5 L	Verildi [1,2]
09.04.08	Büyüme Periyodunda	Çeşme Suyu	5 L	Verildi [3,4]
01.05.08	Büyüme Periyodunda	Cr^{6+} Çözeltisi	5 L	Verildi [3,4]
15. 05.08	Birinci söküm	Cr^{6+} Çözeltisi	5 L	Verildi [3,4]
30. 05. 08	İkinci söküm	Cr^{6+} Çözeltisi	5 L	Verildi [3,4]
15. 06.08	Üçüncü söküm	Cr^{6+} Çözeltisi	5 L	Verildi [3,4]

[1] Zn 9, Phorus 0-31-23, Nitro 30
[2] Nutri Phite Rally
[3] Structure+ Liquid Humus
[4] Phorus 0-31-23, Nitro 30

Çalışma boyunca 6 farklı besin solüsyonu uygulaması yapılmıştır. Solüsyonların uygulanma biçimleri mısır bitkisinin büyüme evrelerindeki besin ihtiyacına göre düzenlenmiştir. Solüsyonların hazırlanması ve çalışmada kullanım şekilleri aşağıdaki gibi özetlenmiştir;

Zn 9, Phorus 0-31-23, Nitro 30: 5 L'lik bir kaba 10 ml Zn, 10 ml Phorus, 20 ml Nitro eklenerek üzeri çeşme suyu tamamlanmış 5 L'lik karışımla her bir kaba gün aşırı olarak uygulanmıştır.

Nutri Phite Rally (% 0.4 Bor, % 2.0 Bakır, % 9.5 Demir, % 3.8 Mangan, % 5.0 Çinko): 5 g 'ı 5 L çeşme suyu ile karıştırılarak bitkilere yapraktan uygulanmıştır.

Liquid Humus ve Structure (7-21-0): 5 L'lik bir kaba bitki büyüme evrelerine göre (5-10 ve 15 ml) üzeri çeşme suyu ile tamamlanarak her bir kap için kökten uygulanmıştır.

Çalışmada 3 farklı zamanda bitki sökümü yapılmıştır. Bunun amacı bitkilerin farklı gelişme evreleri için bünyelerine alabildikleri Cr^{6+} konsantrasyonlarının tespitidir. Her bir sökümde bir kaptan 1 bitki olmak üzere toplam 21 bitki

sökülmüştür. Çalışma boyunca bitkilerin fenolojik gözlemleri (bitki boyu ve canlılık durumu) yapılmıştır.

3.2.3. Ön İşlemler

Tüm bitkilerin sökülmesinden sonra bitkiler kök, gövde, yaprak ve koçan (oluşan bitkilerde) olmak üzere dörde ayrılmıştır. Her bir haznedeki pomza numuneleri ve bitki kısımları hassas terazide tartılarak yaş ağırlıkları alınmıştır.

Bitki kökü, gövdesi, yaprağı ve koçanın tümü, pomza numunelerinin ise bir miktarı örnek alınarak ısıya dayanıklı zarflara yerleştirilmiş ve sabit ağırlığa ulaşmasını sağlamak üzere 60°C'ye ayarlanmış etüvde 5 gün boyunca bekletilmiştir. Beş gün sonunda bitkilerin kuru ağırlıkları ölçülmüştür. Kurutulmuş bitkiler ve toprak numuneleri öğütülerek elekten geçirilmiş ve eş boyutta olmaları sağlanmıştır. Numuneler söküldükleri hazne numaralarına göre isimlendirilerek özel nem geçirmez poşetlerde saklanmıştır.

Numuneler Perkin Elmer marka Optima 2100 DV OES (Optical Emission Spectrometer) cihazı ile ağır metal analizlerine hazırlanmak için standart metotlar kitabındaki SM 3030 K Methoduna uyularak ön işleme tabi tutulmuştur. Numunelerden 0,3 g tartılarak mikrodalga yakma ünitesinin kaplarına konulmuştur, üzerine 9 ml % 65 saflıkta HNO_3 eklenmiş ve parçalanmaya bırakılmıştır. Parçalanan numuneler etiketlenmiş şişelere konulmuştur. Numunelerin içerisinde kalan inorganik maddeleri uzaklaştırmak için süzme işlemi yapılmıştır. Süzme işlemi için Selülozik Whatman 0,45 mm filtre kağıdı kullanılmıştır. Süzülen numuneler saf su eklenerek 30 ml'ye tamamlanmıştır.

Ç.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü'ne ait olan Hassas Cihaz laboratuarında Perkin Elmer marka Optima 2100 DV OES (Optical Emission Spectrometer) cihazı ile SM 3120 B Methoduna uyularak, SM 3030 K Methodu ile hazırlanmış numunelerin içindeki ağır metal muhtevası ölçülmüştür.

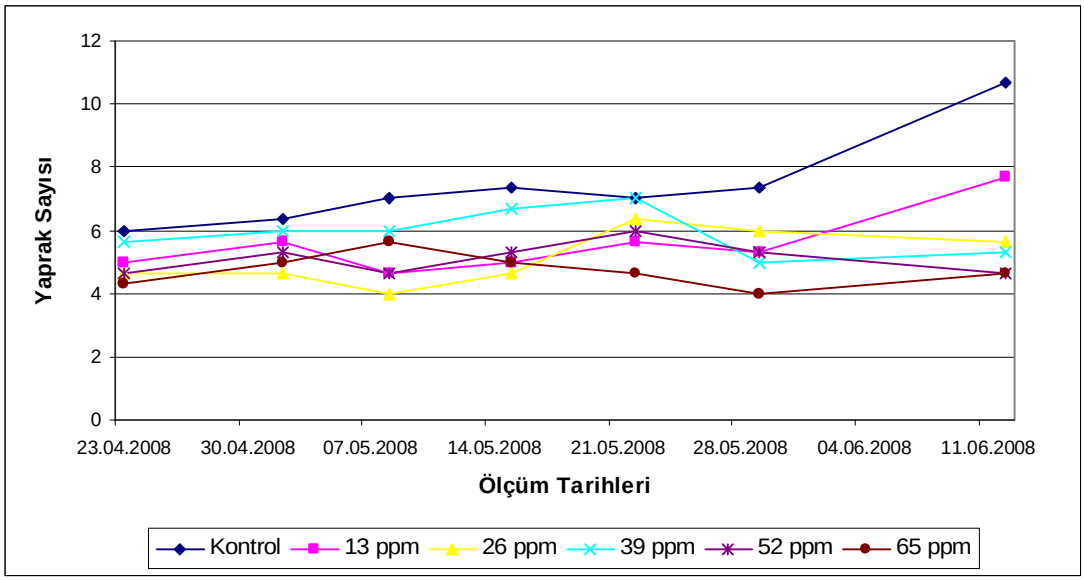
4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1. İklimsel Şartlar

Çalışma Ç.Ü. Tarımsal Yapılar ve Sulama Bölümü serasında gerçekleştirilmiştir. Çalışma boyunca sera koşullarında sıcaklık ve nem ölçümleri günlük olarak yapılmıştır. Aylık ortalama nem ve sıcaklık değerleri; Şubat ayı için %29 nem ve 32^{o}C, Mart ayı için %37 nem ve 34^{o}C, Nisan ayı için % 35 nem ve 33^{o}C, Mayıs ayı için % 32 ve 35^{o}C, Haziran ayı için %46 nem ve 31^{o}C olarak ölçülmüştür.

4.2. Bitkisel Gelişim

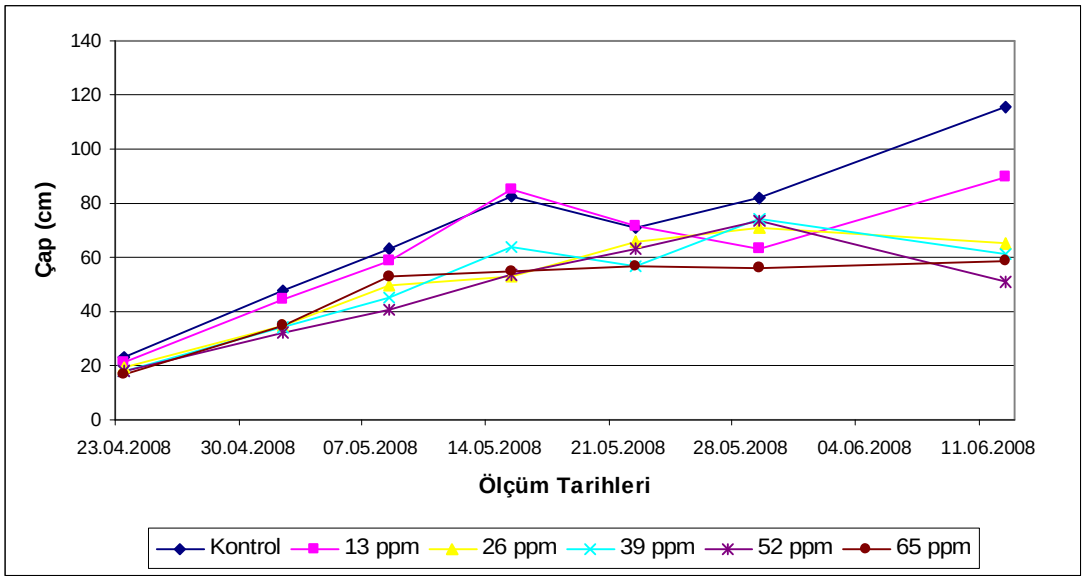
Mısır bitkisine farklı konsantrasyonlardaki Cr^{6+} çözeltilerinin verilmesinden sonra bitkinin gelişimi düzenli olarak gözlenmiş ve haftalık olarak yaprak sayısı, çap ve boy değişiklikleri ölçülüp grafiklendirilmiştir (Şekil 4.1, 4.2, 4.3).



Şekil 4.1. Mısır Bitkisinin Yaprak Sayısı Değişim Grafiği

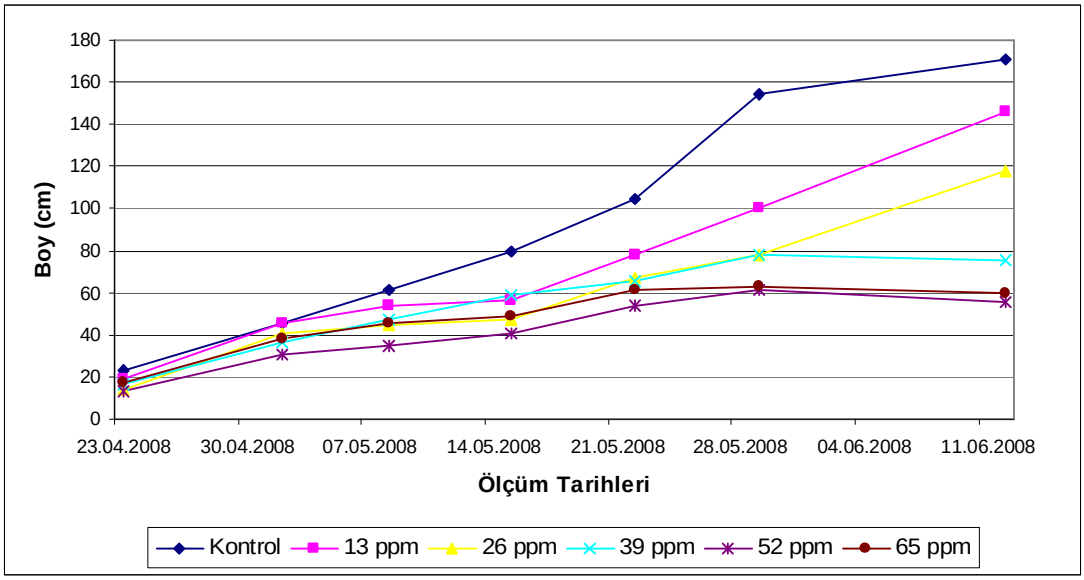
Yapılan çalışmada mısır bitkisine uygulanan Cr^{6+} konsantrasyonu arttıkça bitkideki yaprak oluşumunun yavaşladığı gözlenmiştir. Şekil 4.1'de görüldüğü gibi geçen süre zarfında Cr^{6+} konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak bitkideki ortalama yaprak sayısının kontrol grubuna (11 adet yaprak) nazaran diğer gruplarda daha az

olduğu görülmüştür (13 ppm'de 7 adet; 26, 39, 52, ve 65 ppm'de 5adet yaprak). Sharma ve ark. (1995)'te yaptıkları bir çalışmada benzer şekilde, 0,5 mM (26 ppm) Cr^{6+} konsantrasyonuna maruz kalmış buğday bitkisinde yaprak sayısının, kontrol grubuna nazaran bitki başına %50 oranında azaldığını belirtmişlerdir.



Şekil 4.2. Mısır Bitkisinin Çap Değişim Grafiği

Şekil 4.2'de görüldüğü gibi geçen süre zarfında Cr^{6+} konsantrasyonundaki artışa bağlı olarak bitkideki çap ölçüm değerlerinin, yaprak sayısı değişim grafiğinde olduğu gibi, kontrol grubuna nazaran diğer gruplarda daha az olduğu görülmüştür. Çalışma sonunda kontrol grubunda ortalama çap değeri 115,3 cm olarak ölçülürken, diğer konsantrasyonlardaki çap değişimlerinin sırası ile 90,0; 65,3; 61,3; 51,0 ve 58,7 cm olduğu görülmüştür.



Şekil 4.3. Mısır Bitkisinin Boy Değişim Grafiği

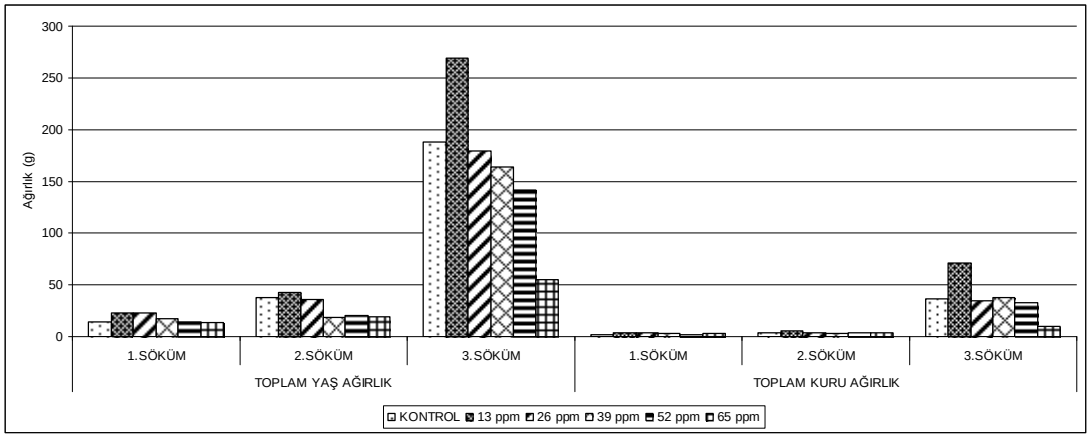
Şekil 4.3'te Cr^{6+} iyonunun mısır bitkisinin zamana bağlı boy değişimi üzerinde ki etkisi açıkça görülmektedir. Cr^{6+} konsantrasyonu arttıkça mısır bitkisinin ortalama boy ölçüm değerlerinde azalma görülmüştür. Çalışma sonucunda mısır bitkisinin ortalama boy uzunluğu kontrol grubu için 171,0 cm ölçülürken, diğer gruplarda sırasıyla 145,7; 117,7; 75,7; 55,7 ve 59,7 cm olduğu görülmüştür. Cr^{6+} bitkiler için oldukça toksik olup, büyümeyi inhibe etmekte ve sonuçta da bitkinin ölümüne neden olmaktadır (Tripathi ve Smith, 1996; Gaur ve ark., 1994; Sharma ve ark., 1995).

4.3. Bitkisel Verimlilik

Yapılan çalışmada bitkinin 3 farklı söküm evresinde kök, gövde, yaprak, koçan ve yetiştirme ortamından alınan numuneler tartılmış ve yaş ağırlıkları kaydedilmiştir. Aynı şekilde numuneler kurutulma işleminden sonra tekrar tartılarak ağırlıkları kaydedilmiştir. Elde edilen verilerin ortalamaları alınmış ve toplamda mısır bitkisi ile pomzanın, yaş ve kuru ağırlıkları grafiklendirilmiştir (Şekil 4.4, 4.5).

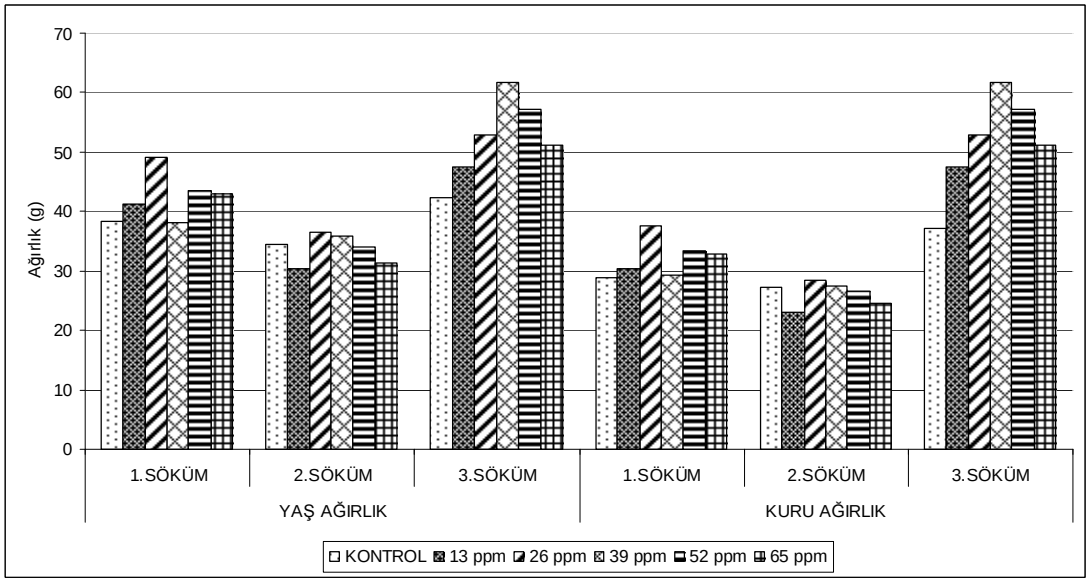
Sözü edilen bitki söküm evreleri; Cr^{6+} uygulamasından 15 gün sonra gerçekleştirilen 1. Söküm (15.05.2008), Cr^{6+} uygulamasından 30 gün sonra

gerçekleştirilen 2. Söküm (30.05.2008), Cr^{6+} uygulamasından 45 gün sonra gerçekleştirilen 3. Söküm (15.06.2008) olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.4. Mısır Bitkisi Toplam Yaş ve Kuru Ağırlık Grafiği

Şekil 4.4'te mısır bitkisinin toplam yaş ve kuru ağırlık grafiği incelendiğinde 3. söküm evresinde ilk 2 evreye göre mısır bitkisinde su tutma kapasitesinin arttığı gözlenmiştir. Yapılan çalışmada mısır bitkisinin bütün evreler göz önüne alındığında ise 26 ppm'den fazla olan konsantrasyonlarda su tutma kapasitesinin azaldığı görülmüştür.



Şekil 4.5. Pomza Yaş ve Kuru Ağırlık Grafiği

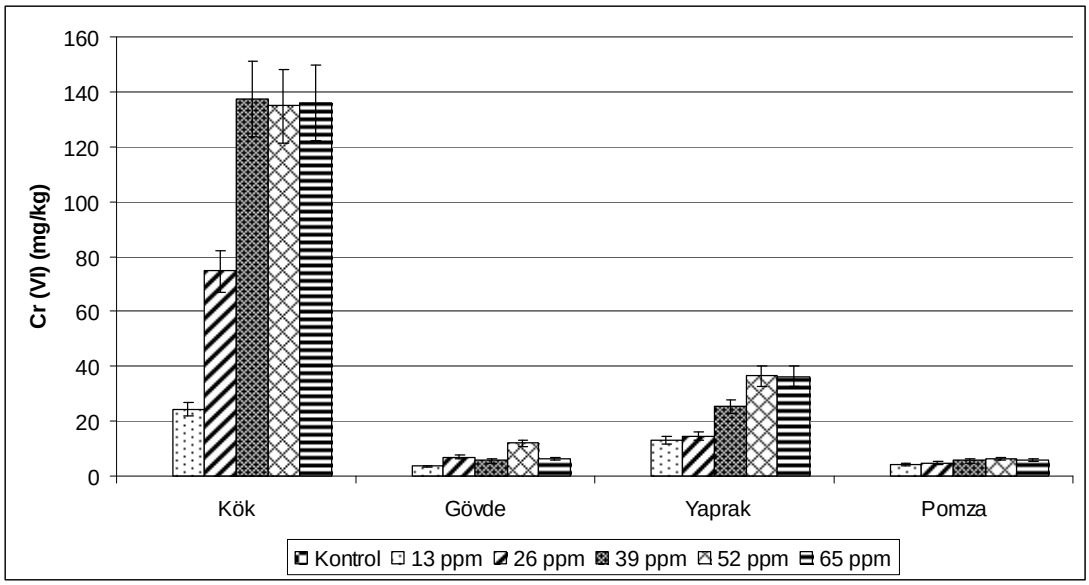
Şekil 4.5'te pomzanın yaş ve kuru ağırlık grafiği verilmekte, yaş ağırlık ile kuru ağırlık değerlerinin birbirine yakın olduğu görülmektedir.

4.4. Mısır Bitkisinin Cr^{6+} Alımı

Bu araştırmada mısır bitkisinin zamana ve konsantrasyona bağlı olarak Cr^{6+} alımı belirlenmeye çalışılmıştır. Analizlerde bitki bünyesindeki Cr^{6+} iyonunun birikimi incelenmiştir.

Çalışmada 1'i kontrol grubu olmak üzere, 5 farklı Cr^{6+} konsantrasyonuna maruz kalan mısır bitkilerinin bünyelerinde Cr^{6+} biriktirebilme potansiyelleri 3 farklı söküm evresinde araştırılmış olup sonuçlar Şekil 4.6, 4.7, 4.8'de gösterilmektedir.

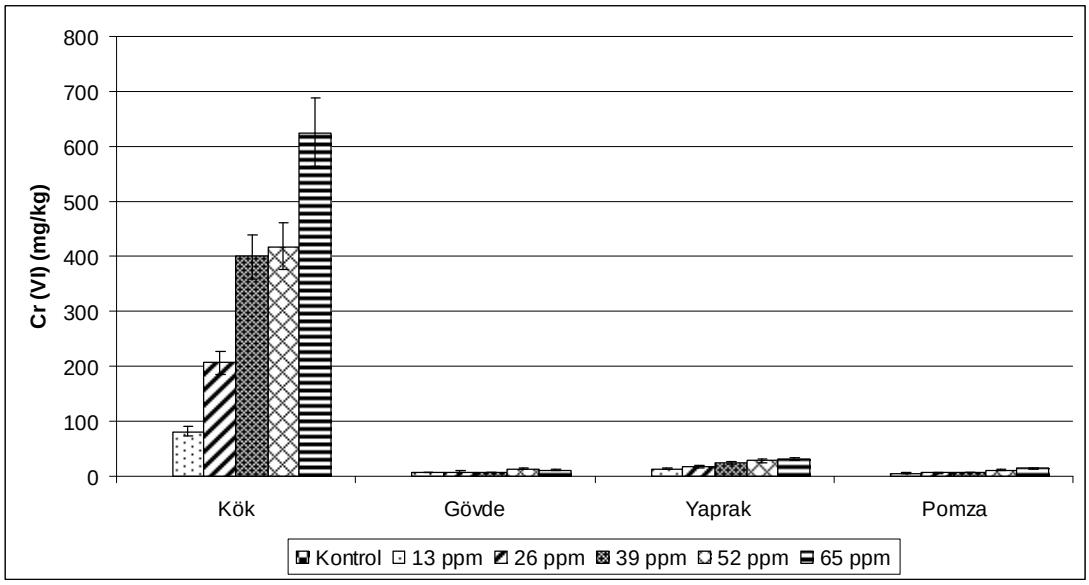
Sözü edilen bitki söküm evreleri; Cr^{6+} uygulamasından 15 gün sonra gerçekleştirilen 1. Söküm (15.05.2008), Cr^{6+} uygulamasından 30 gün sonra gerçekleştirilen 2. Söküm (30.05.2008), Cr^{6+} uygulamasından 45 gün sonra gerçekleştirilen 3. Söküm (15.06.2008) olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.6. 1. Söküm Cr^{6+} Analiz Sonuçları

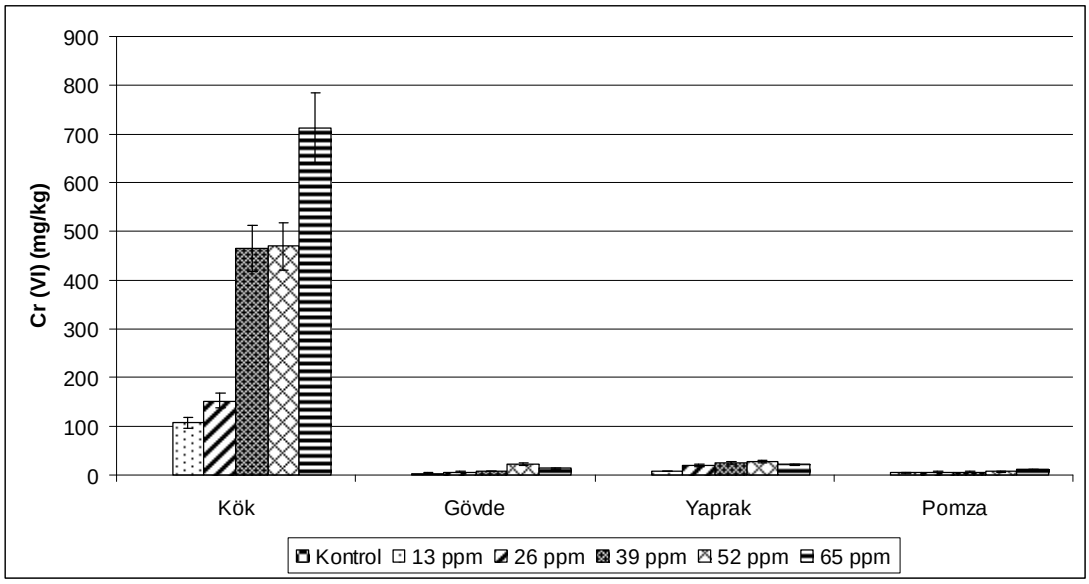
Elde edilen sonuçlara göre 1. söküm evresinde, mısır bitkisinin köklerindeki Cr^{+6} birikiminin gövdeye ve yaprağa göre daha yüksek olduğu gözlenmektedir. Sharma ve ark., (2001)'de yaptıkları bir çalışmada benzer şekilde, Cr^{+6} kullanılarak mısır *(Zea maize)* bitkisi ile Cr^{6+} birikiminin konsantrasyona bağlı olarak değişmekle

birlikte köklerde daha fazla gerçekleştiğini belirtmişlerdir. Mısır bitkisi, en fazla uygulanan 65 ppm'lik konsantrasyona karşı dayanıklılık göstermiştir. Kökte en fazla Cr^{6+} birikim 39, 52 ve 65 ppm'lik konsantrasyonlarda gerçekleşmiştir (137,4 ± 5,2 mg/kg, 134,9 ± 11,7 mg/kg, 136,1 ± 5,8 mg/kg). Gövde de (12,1 ± 1,9 mg/kg), yaprakta (36,5 ± 1,9 mg/kg) ve pomzada (6,3 ± 2,0 mg/kg) ise en fazla Cr^{6+} birikimi ise 52 ppm'lik konsantrasyonda gerçekleşmiştir.



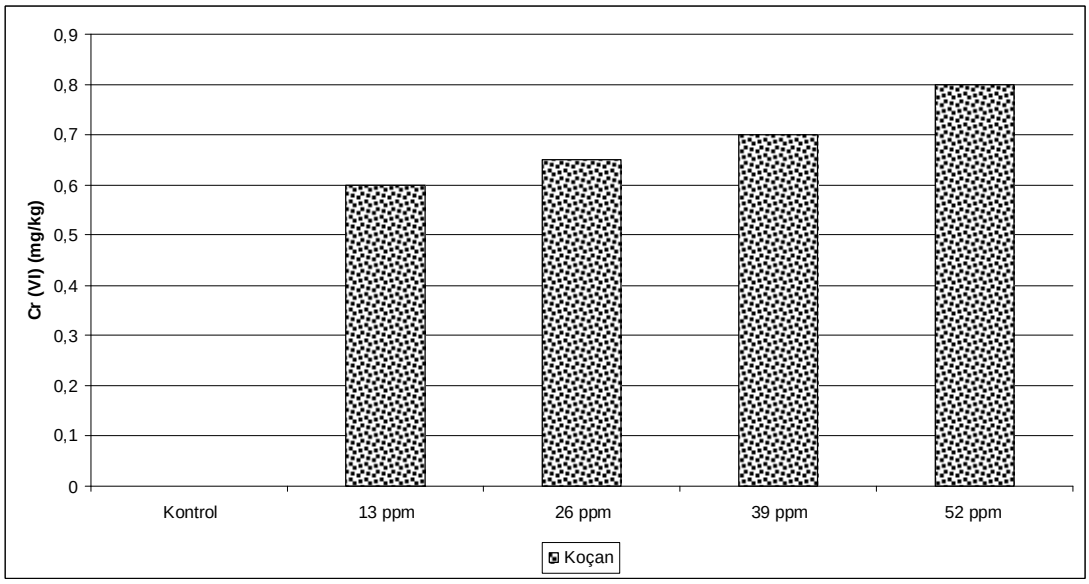
Şekil 4.7. 2. Söküm Cr^{6+} Analiz Sonuçları

2.Söküm Cr^{6+} analiz sonuçları incelendiğinde mısır bitkisinin köklerindeki Cr^{6+} birikiminin gövdeye ve yaprağa göre daha yüksek olduğu gözlenmektedir. Kökte (625,6 ± 10,0 mg/kg), yaprakta (31,8 ± 1,69 mg/kg) ve pomzada (13,7 ± 9,4 mg/kg) en fazla Cr^{6+} birikimi 65 ppm'lik konsantrasyonda gerçekleşmiştir. Gövdedeki en fazla Cr^{6+} birikimi ise 52 ppm'lik konsantrasyonda gerçekleşmiştir (13,1 ± 0,3 mg/kg).



Şekil 4.8. 3. Söküm Cr^{6+} Analiz Sonuçları

3.Söküm Cr^{6+} analiz sonuçları grafiği incelendiğinde kökteki (713,4 ± 29,5 mg/kg) ve pomzadaki (10,1 ± 4,3 mg/kg) en fazla Cr^{6+} birikimi 65 ppm'lik konsantrasyonda gerçekleşmiştir. Gövdedeki (21,9 ± 1,2 mg/kg) ve yapraktaki (26,7 ± 1,3 mg/kg) en fazla birikim ise 52 ppm'lik konsantrasyonda gerçekleşmiştir. Bitki kökleri, sürgün ve diğer dokulara oranla 10-100 kat daha fazla Cr biriktirmektedir (Zayed ve ark., 1998; Srivastava ve ark., 1999).



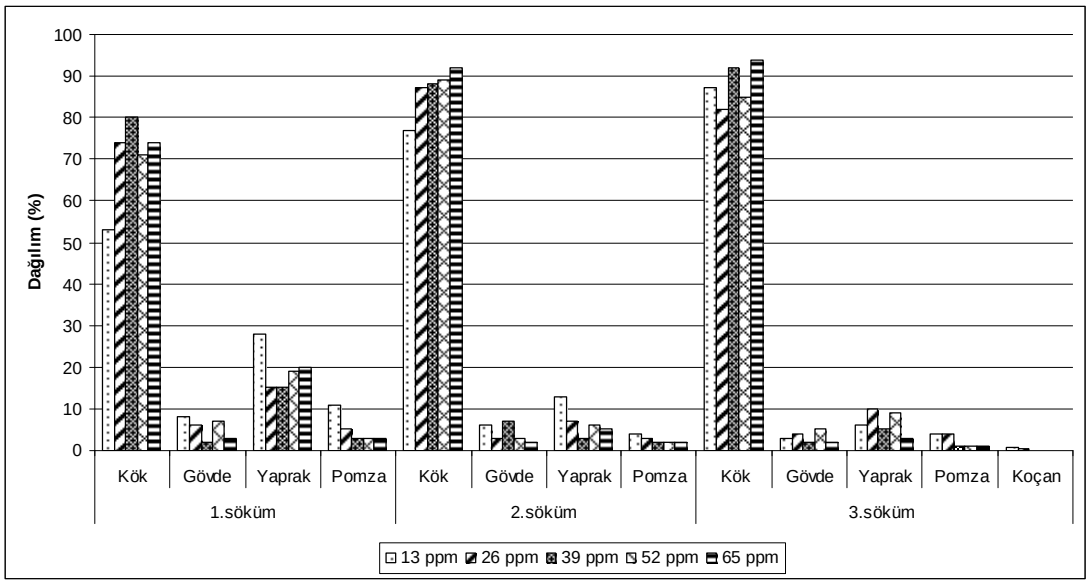
Şekil 4.9. Koçan'daki Cr^{6+} Birikimi

Yapılan çalışmada 65 ppm'lik Cr^{6+} konsantrasyonu uygulanan mısır bitkisinde koçan oluşumu gözlenmezken, buna karşılık 13, 26, 39 ve 52 ppm'lik konsantrasyonlarda bitkide koçan oluşumu gözlenmiştir. Şekil 4.9'da, uygulanan konsantrasyona bağlı olarak koçandaki Cr^{6+} birikiminin sırasıyla 0.6, 0.65, 0.70 ve 0.80 mg/kg olduğu görülmüştür. Koçandaki Cr^{6+} birikiminin konsantrasyona bağlı olarak artmasına karşın, bitkideki toplam birikim miktarı yüzde(%) olarak dikkate alındığında, koçandaki Cr^{6+} birikiminin 13, 26, 39 ve 52 ppm'lik konsantrasyonlarda sırasıyla gerilediği ve % 0,5; 0,3; 0,1; 0,1 olduğu görülmüştür. Mısır bitkisinin köklerindeki birikim kapasitesi %90'ın üzerinde iken koçandaki birikim yüzdesinin ortalama %0,2 olduğu görülmektedir. Benzer şekilde, Huffman ve Alloway (1973) yılında yaptıkları bir çalışmada Cr biriktirme kapasitesinin kökte %98 olmasına karşın koçanda %0,1 oranında olduğunu belirtmişlerdir. Bitkinin Cr'u kök hücrelerinde daha yüksek oranda biriktirme kapasitesi, belki de bitkinin doğal toksisite tepkisidir (Shanker et al. 2005).

Çalışma sonunda Cr^{+6} uygulaması yapılan gruplardaki koçan oluşumlarının kontrol grubuna nazaran, konsantrasyon artışına bağlı olarak boyutlarında küçülme, dane oluşumlarında azalma ve mevcut dane oluşumlarının kontrol grubuna göre daha küçük, buruşuk ve şekilsiz olduğu gözlenmiştir. Benzer şekilde Sharma ve ark. (2001) yılında yaptıkları bir çalışmada, 0,05; 0,1; 0,25; 0,5 ve 1,0 mM'lık Cr^{6+} uygulaması yaptıkları mısır bitkisinde, 110 günlük büyüme evresi sonunda kontrol grubunda oluşan koçanların, Cr^{6+}'ya maruz kalmış diğer gruptakilerden daha büyük olduğunu gözlemlemişlerdir. Yine aynı çalışmada kontrol grubu ile kıyaslandığında diğer gruptaki koçan oluşumlarının dane boyutu ve şekli bakımından anormal, deforme olmuş ve büzüşmüş olduğunu belirtmişlerdir.

4.4.1. Cr^{6+}'nın Yüzde (%) Dağılımı

Yapılan çalışmada Cr^{6+}'nın farklı söküm evrelerinde, konsantrasyona bağlı olarak mısır bitkisinde ve pomza'da birikimi incelenmiştir. Şekil 4.10.'da Cr^{6+} birikiminin yüzde (%) dağılım grafiği verilmektedir.

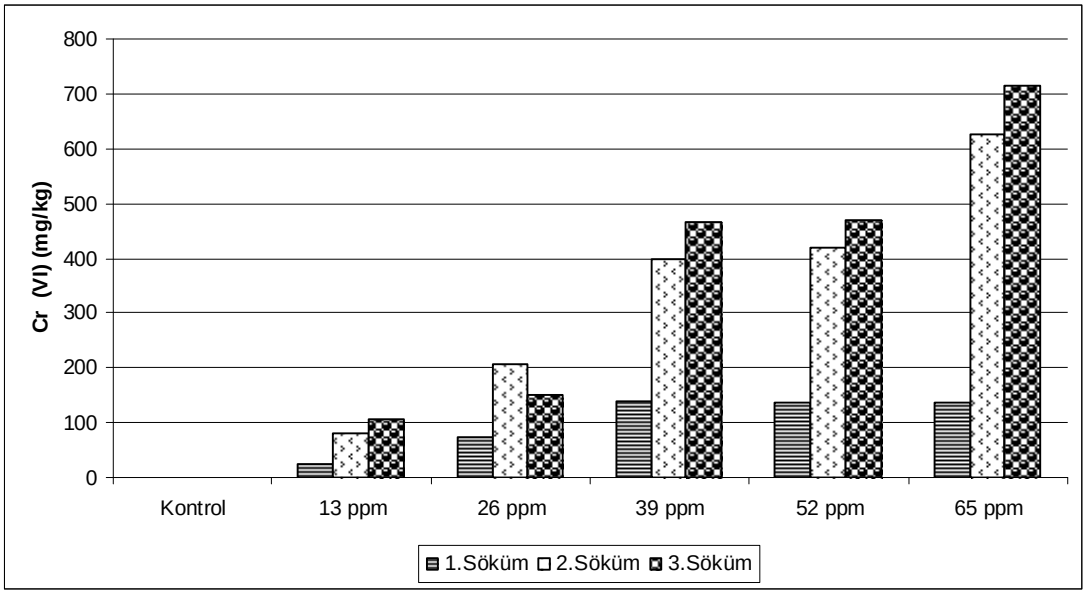


Şekil 4.10. Cr^{6+}'nın Yüzde (%) Dağılımı

Şekil 4.10'da görüldüğü gibi tüm söküm evreleri göz önüne alındığında bitkideki Cr^{6+} birkimi kök bölgesinde yoğunlaşmıştır. Tüm sökümler göz önüne alındığında bitkinin kök, gövde, yaprak, koçan ve pomza'daki Cr^{6+} birikiminin sırasıyla % 53-94, %2-8, %3-28, %0,1-0,5 ve %1-4 değerleri arasında değiştiği görülmektedir. Bitkide Cr birikimi, bitki türüne, ortamdaki Cr konsantrasyonuna (Kleiman ve Cogliatti, 1998) ve krom tipine (Mishra ve ark., 1995) bağlı olarak farklılık göstermektedir.

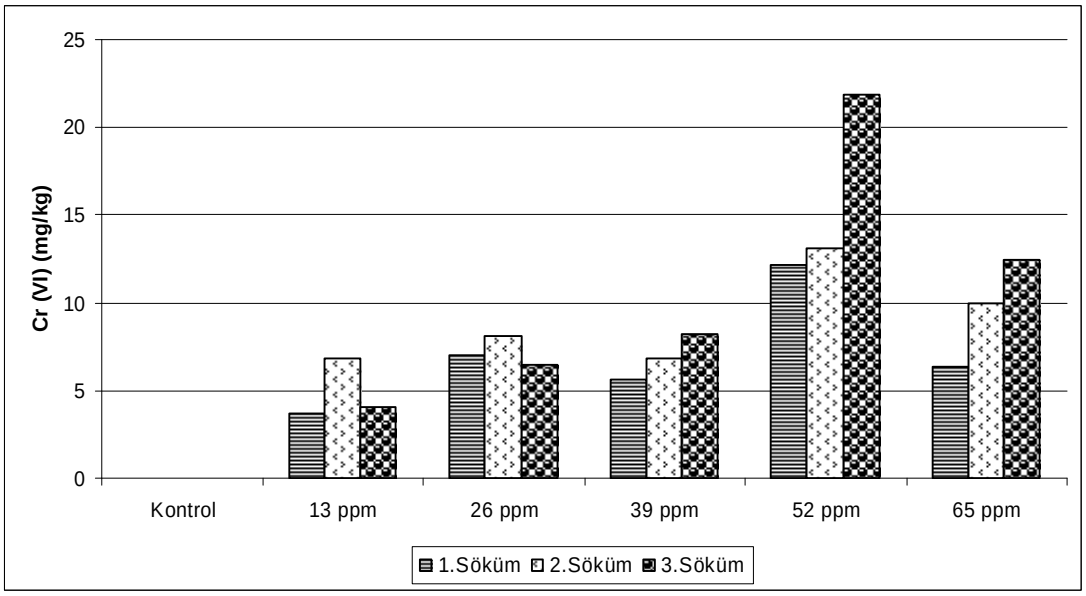
4.4.2. Bitkinin Kök, Gövde, Yaprağında ve Toplamda Cr^{6+} Birikim Miktarının Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi

Mısır bitkisinin kök, gövde, yaprağında ve toplamda Cr^{6+} birikiminin zamana ve konsantrasyona bağlı değişimi Şekil 4.11, 4.12, 4.13 ve 4.14'de grafiklendirilip detaylı olarak incelenmektedir.



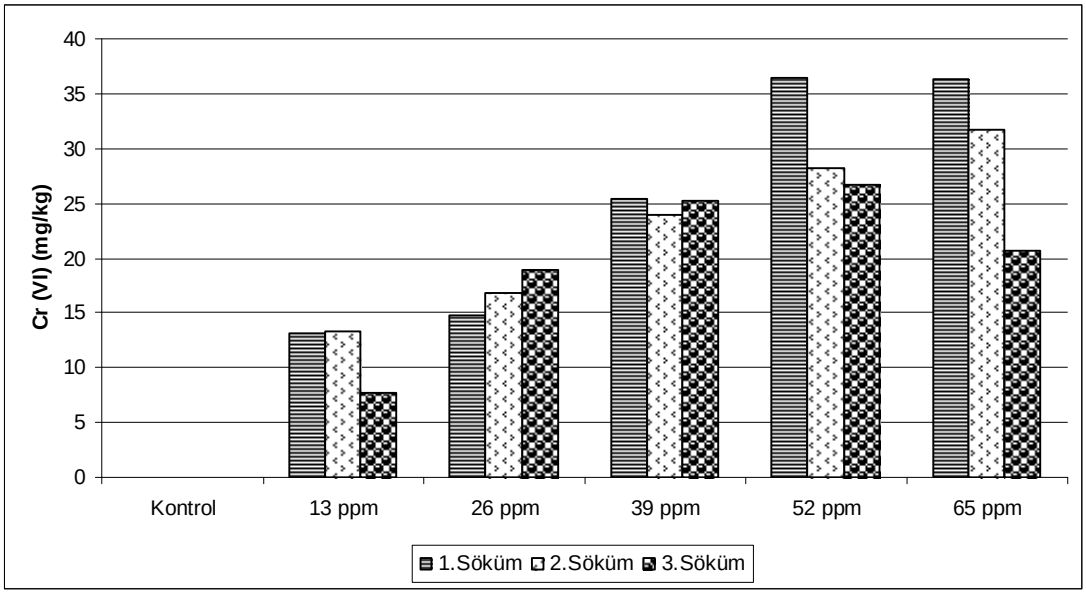
Şekil 4.11. Kökteki Cr^{6+} Birikiminin Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi

Yapılan çalışmada mısır bitkisinin kök bölgesindeki Cr^{6+} birikiminin konsantrasyona ve zamana bağlı olarak arttığı gözlenmiştir. 1. söküm evresinde (15 gün sonra) bitkinin kök bölgesinde 13 ppm'lik konsantrasyonda Cr^{6+} birikim miktarı 24,5 mg/kg iken 65 ppm'lik en yüksek konsantrasyonda 136,1 mg/kg, 2. söküm evresinde (30 gün sonra) 13 ppm'de 80,9 mg/kg iken 65 ppm'de 625,6 mg/kg, 3. söküm evresinde (45 gün sonra) ise 13 ppm'de 107,5 mg/kg iken 65 ppm'de 713,4 mg/kg olarak belirlenmiştir. Bitki gelişimine bağlı olarak 2. söküm evresinde kökteki Cr^{6+} birikiminin arttığı görülürken, buna karşılık 3. söküm evresinde Cr^{6+}'nın bitki bünyesindeki birikiminin yarattığı toksik etkiden dolayı artış miktarında azalma görülmüştür. Çalışma bitiminde bitki kökündeki birikimin konsantrasyona bağlı olarak arttığı ve en yüksek birikimin 65 ppm'lik grupta olduğu belirlenmiştir (713,4 mg/kg).



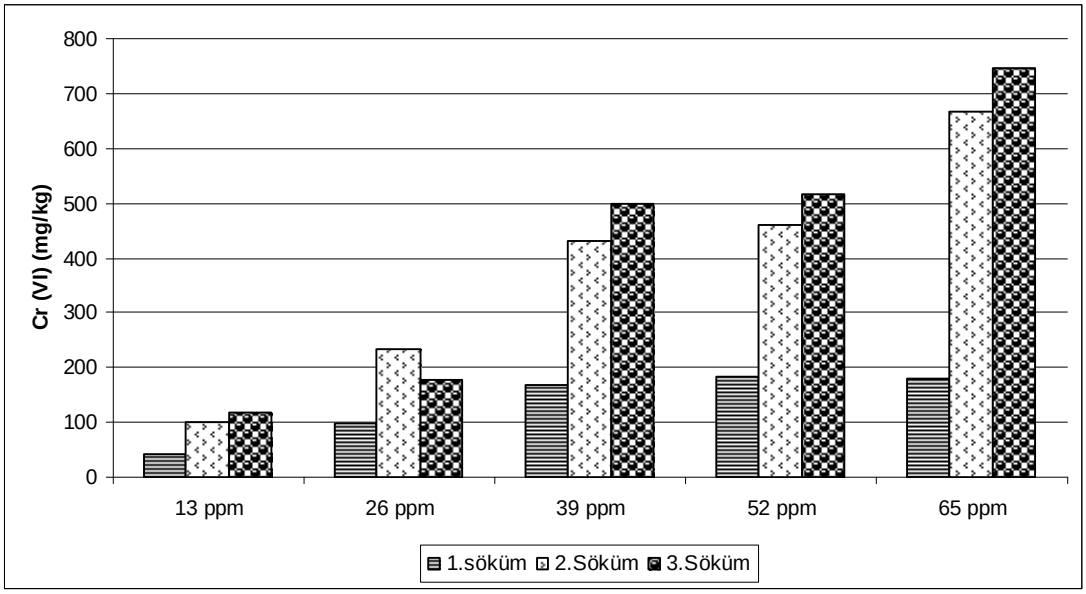
Şekil 4.12. Gövdedeki Cr^{6+} Birikiminin Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi

Şekil 4.12 incelendiğinde, bitkinin gövdesindeki Cr^{6+} birikiminde 52 ppm'e kadar artış gözlenirken, bu konsantrasyonda sonra tüm söküm evrelerinde gövdedeki birikimin azaldığı görülmektedir. 52 ppm'lik konsantrasyonda söküm evrelerine göre sırası ile 12,1; 13,1; 21,9 mg/kg Cr^{6+} birikimi görülürken, 65 ppm'lik grupta bu değerler sırası ile 6,3; 10,0; 12,5 mg/kg değerlerine gerilemiştir.



Şekil 4.13. Yapraktaki Cr^{6+} Birikiminin Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi

Mısır bitkisinin yaprağındaki Cr^{6+} birikiminin 1. ve 2. söküm evrelerinde konsantrasyona bağlı olarak arttığı gözlenirken, 3. söküm evresinde 52 ppm'lik konsantrasyonda bu atışın azaldığı ve 65 ppm'lik en yüksek konsantrasyonda ise gerilediği görülmektedir. 3. söküm evresinde konsantrasyona bağlı olarak yapraktaki Cr^{6+} birikim miktarları 7,7; 18,8; 25,2; 26,7; 20,7 mg/kg olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.14. Bitkideki Toplam Cr^{6+} Birikiminin Zamana ve Konsantrasyona Bağlı Değişimi

Şekil 4.14'de Mısır bitkisinde toplam Cr^{6+} birikiminin konsantrasyona ve zamana bağlı olarak arttığı görülmektedir. Bitkide konsantrasyona bağlı olarak Cr^{6+} birikim değerleri 1. sökümde 41,4; 96,4; 168,4; 183,5 ve 178,8 mg/kg, 2. sökümde 101,1; 231,8; 429,9; 459,2 e 667,4 mg/kg, 3.sökümde 119,3; 177,3; 498,9; 518,0 ve 746,6 mg/kg olduğu görülmüştür.

5. SONUÇLAR

Günümüzde çevreye verilen toksik maddeler doğanın ekolojik dengesini bozacak düzeye ulaşmıştır. Antropojenik aktivitelerin yoğun olduğu kentsel alanlardan ve çeşitli endüstri kuruluşlarından ortama yayılan toksik maddeler çevre kirliliğine neden olmaktadırlar. Meydana gelen bu kirliliğin önemli kaynaklarından birini de ağır metaller oluşturmaktadır. İnsan faaliyetleri sonucunda oluşan bu ağır metallerden biri olan Cr^{6+}, çevre ve insan sağlığı üzerine olumsuz etkilerinden ötürü önemli bir yere sahiptir.

Günümüzde Cr^{6+} tabak yapımı, boyama, alaşım, kimyasal maddelerin yapımı (Palmer ve Wittbrodt, 1991), maden sanayii, pigment, tekstil ve elektro kaplamacılıktaki (Vajpayee ve ark.,1999) yaygın kullanımına bağlı olarak çeşitli endüstriyel alanlardan doğal su ekosistemlerine girmektedir. Dünyadaki kullanımı her yıl yaklaşık 107 ton civarındadır; bunun yaklaşık %60-70'i çelik ve %15'i de tabak yapımı, pigment ve elektrokaplamacılık gibi kimyasal endüstri prosesinde kullanılmaktadır (Stern, 1982). Bu antropojenik aktiviteler Cr^{6+}'yı su, toprak ve hava ekosistemlerinde ciddi bir kirletici potansiyeli haline getirmiş ve Cr^{6+}'nın çevredeki biyolojik bulunurluğunu ve biyohareketliliğini artırmıştır.

Cr^{6+} ile kirlenmiş toprakların, toprak kirliliğinin kontrolünde kullanılan fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri ile temizlenmesi, uygulama kolaylığı ve uygulama süresinin kısalığı gibi bazı avantajlara sahip olmasına rağmen, gerek arıtma masrafının yüksek olması, gerekse arıtma sonucunda ortaya çıkan diğer kirletici formlarının nihai gideriminin zorlukları nedeniyle çevresel açıdan fazla tercih edilmemektedir. Bu konuda yapılan bir çalışmada, 0,4 da genişliğinde, kurşunla (Pb) kirlenmiş bir alanının temizlenmesi için 30 yıllık tahmini masraflar hesaplanmıştır. Bu hesaba göre; alanı kazıyarak uzaklaştırma için 12,000,000 dolar, toprak yıkama yöntemi için 6,300,000 dolar, toprak üstünün kapatılması için 600,000 dolar, yeşil ıslah (phytoremediation) yöntemi için ise 200,000 dolar harcama yapılması öngörülmüştür (Cunningham, 1996). Kimyasal arıtmaya alternatif olarak kullanılan ve kısaca bitkiler kullanılarak topraktan yerinde (in-situ) organik ve metal kirleticilerin giderimi olarak tarif edilen yeşil ıslah yöntemi, ekonomik ve ekolojik

olması ile özel donanım gerektirmemesi ve uygulanan bölgenin yeniden kullanılabilmesine imkan vermesi gibi avantajlara sahip olması nedeniyle günümüzde tercih edilen bir yöntem haline gelmektedir.

Bu çalışmada Cr^{6+} ile kontamine olmuş alanların, yeşil ıslah *(phytoremediation)* tekniği ile mısır *(Zea maize)* bitkisi kullanılarak iyileştirilebilirliği ve mısır bitkisinin Cr^{6+} biriktirme kapasitesi araştırılmıştır.

Yapılan çalışmada, nötr bir yetiştirme ortamı sağlanması amacıyla pomza, literatürdeki Cr^{6+} giderim potansiyelinden dolayı da mısır *(Zea maize)* bitkisi tercih edilmiştir. Çalışmada, $K_2Cr_2O_7$ (potasyumdikromat) kimyasal malzemesi kullanılarak 5 farklı konsantrasyonlarda hazırlanan Cr^{6+} içerikli çözeltilerin sulama yolu ile mısır *(Zea maize)* bitkisine verilmesi ve zaman ile konsantrasyona bağlı olarak bitkinin bünyesindeki Cr^{6+} birikimi incelenmiştir. Böylelikle yapılan çalışma, endüstriyel faaliyetler sonucu Cr^{6+} iyonu ile kirlenmiş bir bölgenin bitkiler tarafından iyileştirilmesine ve ileri arıtılmasına bir alternatif olarak sunulmuştur. Çalışmada Cr^{6+}'nın bitki bünyesinde tutularak toprağa, yüzey ve yer altı sularına karışımının önlenmesi amaçlanmıştır.

Bitkilerde krom ile organizma arasındaki ilk etkileşim kromun alınım prosesi esnasında olmaktadır. Cr bitkiler için gerekli olmayan ve toksik bir metal olduğu için bitkilerce alınımı için spesifik mekanizma prosesi yoktur. Kromun toksik etkileri esas olarak metalin alınımı ve birikimi gibi faktörlere bağlıdır. Cr^{6+}'nın alınım yolu sülfat gibi gerekli anyonların taşınmasına katılan aktif bir mekanizmayla olmaktadır. Fe, S ve P'nın taşıyıcılara bağlanmak için Cr ile rekabet ettiği bilinmektedir (Wallace ve ark.,1976). Kimyasal özelliklerindeki (oksianyon yükü gibi) benzerliklerinden dolayı Cr alınımı sülfat ve fosfat analogları olarak aniyonik kanallar yoluyla olmaktadır (Simkiss ve Taylor, 1995). Metabolik inhibitörler Cr^{6+}'nın alınımını azaltırken Cr^{3+} bu durumdan etkilenmemektedir. Bu da iki kromdan Cr^{6+}'nın metabolik enerjiye bağlı olarak alındığını göstermektedir (Skeffington ve ark., 1976). Bitkilerde Cr alınımı farklılık göstermektedir. Bazıları Cr^{6+}'yı aktif taşıma ile Cr^{3+}'ü pasif taşıma ile alırken (Skeffington ve ark., 1976) bazılarında her iki Cr türü de aktif taşınma ile alınmaktadır (Ramachandran ve ark., 1980). Bazılarında da

mikroorganizlardaki gibi sülfat transport sistemi CrO_4^{2-}'nin alınımında rol oynamaktadır (Shewry ve Peterson, 1974).

Kotas ve Stasicka (2000), Cr'nın biyolojik bulunurluğu ve hareketi kadar toksisitesinin de esas olarak kimyasal formuna bağlı olduğunu öne sürmüşlerdir. Cr^{6+}, Cr^{3+}'e oranla hücre membranında kolayca difüze olması nedeniyle biyolojik sistemler üzerine toksik etkiler göstermektedir (Dirilgen ve Doğan, 2002). Cr^{6+} çoğu organizmalar için oldukça toksik iken Cr^{3+} daha az toksiktir (Wong ve Trevors, 1988). Cr^{6+} bitkiler için oldukça toksik olup, kök indirgenmesi, fitomas, fotosentetik pigmentler, klorosis ve büyümeyi inhibe etmekte ve sonuçta da bitkinin ölümüne neden olmaktadır (Tripathi ve Smith, 1996; Gaur ve ark., 1994; Sharma ve ark., 1995).

Çalışma süresince yapılan fenolojik gözlemlerde, konsantrasyon artışına bağlı olarak bitkinin yaprak sayısında ve boy uzunluğunda azalma gözlenmiştir. Kontrol grubundaki mısır bitkilerinin ortalama boy uzunlukları 171 cm'yi bulurken, 65 ppm'lik konsantrasyon uygulanan bitkilerin ortalama boy uzunlukları 59 cm'yi geçememiştir. Benzer şekilde, yaprak sayısı ölçümlerinde kontrol grubundaki bitkilerin ortalama yaprak sayısı 11'i bulurken, 65 ppm'lik konsantrasyon uygulanan bitkileri ortalama yaprak sayısı 5 olarak belirlenmiştir.

Çalışma sonunda 65 ppm'lik en yüksek konsantrasyon haricindeki diğer konsantrasyonlarda koçan oluşumu gözlenmiştir. Bitkideki koçan oluşumlarının konsantrasyon artışına bağlı olarak boyutlarında küçülme, dane oluşumlarında azalma ve deformasyon görülmüştür.

Bitki büyümesi ve gelişmesi türlerin yaşaması ve üremesini devam ettirmesi için gerekli proseslerdir. Büyüme esas olarak genotip ve çevrenin bir fonksiyonu olarak gerçekleşen bir proses olup dış faktörler ve iç faktörler tarafından etkilenmektedir. Dış ortamdaki Cr bileşikleri bitkilere oldukça toksik olup büyüme ve gelişmelerine zarar vermektedir. Yapılan çalışmalarda bazı ekin türlerinin düşük krom derişiminden ($3{,}8.10^{-4}$ μM) etkilenmediği gözlenmişken, 100 μM Cr/kg kuru ağırlık konsatrasyonunun çok daha yüksek bitkilere oldukça toksik olduğu gözlenmiştir (Davies ve ark, 2002). Cr stresi, CO_2 fiksasyonu, elektron transportu,

fotofosforilasyon ve enzim aktivitelerini etkileyerek fotosenteze zarar veren önemli faktörlerden biridir (Clijters ve Van Assche, 1985).

Bitki içinde Cr'un birikimi, bitki türüne, ortamdaki Cr konsantrasyonuna (Kleiman ve Cogliatti, 1998) ve krom tipine (Mishra ve ark., 1995) bağlı olarak farklılık göstermektedir. Bitki organlarındaki krom birikimi de farklılık göstermektedir. Bitki kökleri, sürgün ve diğer dokulara oranla 10-100 kat daha fazla Cr biriktirmektedir (Zayed ve ark., 1998; Srivastava ve ark., 1999). Cr^{6+} bileşikleri Cr^{3+} bileşiklerine oranla oldukça yüksek çözünürlüğe sahip olup biyolojik bulunurlukları daha yüksektir (Dirilgen ve Doğan, 2002).

Sharma ve ark. (2001), yaptıkları bir çalışma da 0.05 mM, 0.1mM, 0.25mM, 0.5mM, 1mM, konsantrasyonlarda $NaCr_2O_7$ kimyasalı kullanılarak hazırlanan Cr^{6+} içerikli çözeltileri ***Zea maize L.*** (mısır) bitkisine uygulamışlar ve mısır bitkinin kök, gövde, yaprak ve koçanlarında Cr^{6+} ağır metalinin birikimini gözlemlemişlerdir. Sonuç olarak mısır bitkisi bünyesinde en çok Cr^{6+} birikiminin bu çalışmada da olduğu gibi köklerinde biriktiği ve en yüksek konsantrasyon olan 1mM'da da bitkinin canlılığını korumaya devam ettiği gözlemlenmiştir.

Yapılan çalışmada mısır bitkisinin farklı gelişim evrelerindeki Cr^{6+} alım kapasitesini incelemek amacıyla, Cr^{6+} uygulamasına başladıktan sonraki üç farklı gelişim evresinde bitki sökümleri gerçekleştirilmiş ve bitki bünyesindeki Cr^{6+} birikimi analiz edilmiştir. Her üç söküm evresinde ve konsantrasyonda da mısır bitkisinde en yüksek Cr^{6+} birikiminin kök bölgesinde olduğu gözlenmiştir.

Yapılan analizler sonucunda, mısır bitkisinin köründeki Cr^{6+} birikim miktarının bir önceki sökümde elde edilen miktara oranla ikinci sökümde ortalama %65, üçüncü sökümde ise % 17 oranında arttığı görülmüştür.

Çalışma sonucunda mısır bitkisi bünyesindeki toplam Cr^{6+} birikiminin 13, 26, 39, 52 ve 65 ppm'lik konsantrasyonlarda sırasıyla 119,3; 177,3; 498,9; 518,0; 746,6 mg/kg olduğu görülmektedir.

Ayrıca yapılan çalışma sonunda bitki bölümlerindeki Cr^{6+} birikimi ise kökte 13 ppm'lik konsantrasyonda 107,5 mg/kg iken 65 ppm'de 713,4 mg/kg, gövdede 13 ppm'lik konsantrasyonda 4,1 mg/kg iken 65 ppm'de 12,5 mg/kg, yaprakta ise 13 ppm'de 7,7 mg/kg iken 65 ppm'de 20,7 mg/kg olarak belirlenmiştir. Koçandaki Cr^{6+}

birikimlerinin konsantrasyona bağlı olarak sırası ile (65 ppm'lik konsantrasyon hariç) 0,60; 0,65; 0,70; 0,80 mg/kg olduğu görülmektedir.

Çalışmada yeşil ıslah ***(phytoremediation)*** yöntemi kullanılarak mısır ***(Zea maize)*** bitkisi ile Cr^{6+} giderimi araştırılmış ve mısır bitkisinin Cr^{6+}'yı bünyesinde biriktirebildiği saptanmıştır. Bundan sonraki araştırmalarda mısır bitkisi için daha farklı ağır metallerin ve daha yüksek konsantrasyonların uygulanması, bitkiye tohumdan itibaren yapılacak uygulamanın bitki üzerine etkisi ve bitkinin giderim verimi, bunun yanı sıra Cr^{6+} gideriminde kullanılmak üzere farklı bitki türleri araştırılabilir.

Yeşil ıslah yöntemi sonucunda bünyesinde ağır metal ihtiva eden bitkilerin yakıt olarak, külleştirilip veya kompostolaştırılarak bitki bünyesine alınan yüksek orandaki metallerin geri kazanılarak, hasat edilen bitkilerden maddi kazanç sağlanması araştırılabilir.

ABD'de bu yolla altın ve nikel gibi elementler geri kazanılmaktadır. Bitkisel madencilik (phytomining) denilen bu yöntem; işlenerek çıkarılması ekonomik olmayan maden cevherlerinin elde edilebilmesi yolunu açmaktadır (Sutherson, 1999; EPA, 2000; Pivetz, 2001).

Sonuç olarak, bitkisel ıslah yaklaşımının, küçük ölçekli denemelerde kirlenmiş topraklardan metallerin geri alınabildiği ve bundan maddi kazanç sağlandığı ispatlanmıştır (Garbisu ve ark., 2001).

KAYNAKLAR

ALLOWAY, B. J., AYRES, D. C., 1997. Chemical Principles of Environmental Pollution, Chapman and Hall, 2nd edition, 395.

ANONYMOUS, http://www.inchem.org

ANONYMOUS, 1996. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/chromium.pdf

BIGERSSON, B., STERNER, O., ZIMERSON, E., 1988. Chemie und Gesundheit, Eine Verst 2nd liche Einführung in die Toxikologie, , VCHVerlagsgeselschaft, ISBN 3-527-26455-8

BROWN, R. G., 1985. Effects of Wetlands on Runoff Entering Lakes in the Twin Cities Metropolitan Area, Minnesota. U.S. Geological Survey, Water Resource Investigations Report 85-4170. in Freshwater Wetlands, Urban Stormwater, and Nonpoint Pollution Control: A Literature Review and Annotated Bibliography, Ed. E.C. Stockdale. 2d Ed. Washington State Department of Ecology, Olympia, WA.

CERİT, İ., TYRKAY, M. A., SARIHAN, H., ŞEN, M. H., 2001. Mısır Yetiştiriciliği, Tarım ve Köy İşleri Bakanlığı Tarımsal Araştırma Genel Müdürlüğü Çukurova Tarımsal Araştırma Enstitüsü Müdürlüğü, Adana.

CLIJSTERS, H., VAN ASSCHE, F., 1985. Inhibition of Photosynthesis by Heavy Metals. Photosynth. Res. 70: 31- 40.

CUNNINGHAM, S., D, OW D., W., 1996. Promises And Prospects Of Phytoremediation Plant Physiol, 110: 715-719.

DAVIES, F., PURYEAR, J., NEWTON, R., EGILLA, J., GROSSI, J., 2002. Mycorrhizal Fungi Increase Chromium Uptake by Sunflower Plants: Influence on Tissue Mineral Concentration, Growth and Gas Exchange. J. Plant Nutr., 25: 2389- 2407.

DİRİLGEN, N., DOĞAN, F., 2002. Speciation of Chromium in the Presence of Copper and Zines and Their Combined Toxicity. Ecotoxicology and Environmental Safety., 53: 397- 403.

DUFFUS J. H., HOWARD, G. J. W., 1996. Fundamental toxicology for chemists, Cambridge, UK : Royal Society of Chemistry Information Services.

DUNCAN, R., 2002. Nova Scotia, Springhill' deki (Kanada) Duff Bank Kömür Madeni Atıklarının Yeniden Bitkilendirilme Potansiyeli.

ELSOKKARY, T. H., 1982. Contamination of Soils and Plants by Mercury as Influenced by theProximity to Industries in Alexandria, Egypt. The Sci. of the Tot. Environ, 55–60.

EPA, 2000. Environmental Protection Agency, Introduction to Phytoremediation, Epa/600/R–99/107, Cincinati, Ohio, U.S.A, p 72, www.clu–in.org

ESTAUN, 1997. Bozulmuş Toprakların Rosmarinus Officinalis ile Biyolojik Amaçlı Mikorizal Mantar (AM) Aşılanarak Yarı Kurak Koşullar Altında Yeniden Bitkilendirilip Geliştirilmesi.

FARRELL, S., HILLARD, J., MCCURDY, M., 1999. Unassisted and Enhanced Remediation Studies for Onshore Oil Spills, Concept Development Louisiana Applied and Educational Oil Spill Research and Development Program, Osradp Tecnical Report Series, 98–002.

FISCHEROVÁ, Z., TLUSTOŠ, P., SZÁKOVÁ, J., and ŠICHOROVÁ, K., 2006. A Comparison of Phytoremediation Capability of Selected Plant Species for Given Trace Elements. Environ. Pollut. 144: 93–100.

GARBISU, C., ALKORTA I., 2001. Phytoextraction: A Cost–Efective Plant–Based Technology for the Removal of Metals from the Environment, Bioresource Technology 77 2001 229–236.

GABOR, T. S., NORTH, A. K., ROSS L. C. M., MURKIN, H. R., ANDERSON, J. S., TURNER, M. A., 2001. Beyond the Pipe: the Importance of Wetlands and Upland Conservation Practises in Watershed Management: Function and Values for Water Quality and Quantity. Ducks Unlimited Canada, 52.

GAUR, J.P., NORAHO, N., CHAUHAN, Y. S., 1994. Relationship Between Heavy Metal Accumulation and Toxicity in *Spirodela polyrrhiza* SCHLEİD, L. And *Azolla pinnata* BR, R. Aquat. Bot. 49: 183- 192.

GUERRO, ve ark., 2001. Belediye Katı Atık Kompostlarının Yanmış Orman Toprağı Üzerindeki Etkileri.

HENRY, J., 2000. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. U.S. Epa, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office, Report May–Aug, 51.

HEINTZ, A., REINHART, G., 1993. Chemie und Umwelt, 3. Auflage, Verlag Vieweg, Braunschweig.

HOSSNER, L. R., LOEPPERT, R. H., NEWTON, R. J., SZANISZLO, P. J., MOSES ATTREP, Jr. 1998. Literature Review: Phytoaccumulation of Chromium, Uranium, and Plotonium in Plant Systems, Amarillo National Resource Center for Plutonium. Report: 3, 51.

HUFFMAN, JR EWD., ALLAWAY, H., W., 1973. Chromium In Plants: Distribution In Tissues, Organelles, And Extracts And Availability Of Bean Leaf Cr To Animals, J Agric Food Chem., 21:928-6.

JHEE, E. M., DANDRIDGE, K. L., CHRISTY, A. M., Jr., POLLARD, J., 1999. Selective Herbivory on Low–Zinc Phenotypes of the Hyperaccumulator *Thlapsi Caerulescens Brassicacea*, Chemoecology, 9, 93–95.

KIMBROUGH, DE., COHEN, Y., WINER, AM., CREELMAN, L., MABUN, C., 1999. A Critical Assessment of Chromium in the Environment. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 29: 1- 46.

KLEIMAN, I. D., COGLIATTI, D. H., 1998. Chromium Removal From Aqueous Solution By Different Plant Species. Environ. Technol., 19: 1127- 1132.

KRENKEL, P. A., NOVOTNY, V., 1980. Water Quality Management, Academic Press, New York, Ny.

KOTAS, J., STASICKA, Z., 2000. Commentary. Chromium Occurrence in the Environment and Methods of its Speciation. Environ Pollut., 107: 263- 283.

LÁZARO, D. J., KIDD P. S., MARTÍNEZ, C. M., 2006. A Phytogeochemical Study of the Trás–Os– Montes Region Ne Portugal: Possible Species for Plant–Based Soil Remediation Technologies, Science of the Total Environment 354 2006 265–277.

LUBKE VE ARK., 1996. Madencilik Sonrası Güney Afrika Zululand Sahillerinin Rehabilitasyonu.

MADEJON, P., MURILLO, J. M., MARANON, T., CABRERA, F., SORIANO, M. A., 2003. Trace Element and Nutrient Accumulation in Sunflower Plants Two Years After the Aznalcollar Mine Spill. The Science of the Total Environment 307, 239–257.

MANIOS, T., STENTIFORD, E. I., MILLNER, P. A., 2002. The Effect of Heavy Metals on the Total Protein Concentration of *Typha Latifolia* L. Plants, Growing in A Substrate Containing Sewage Sludge Compost and Watered with Metaliferus Water. Environmental Engineering 37 (8):1441-1451.

MANKOVSKA, B., 1983. The Natural Sulphur Content in the Leaves of Forest Trees, Biulogia 38: 51–57.

MARTIN, M. H., COUGHTREY, P. J., 1985. Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution, Land and Air Applied Science Publishers, England.

MARQUES, A. P. G. C. A, OLIVEIRA, R. S., SAMARDJIEVA, K. A., PISSARRA, J., RANGEL, A. O. S. S., CASTRO, P. M. L., 2006. *Solanum Nigrum* Grown in Contaminated Soil: Effect of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on 68 Zinc Accumulation and Histolocalisation, Environmental Pollution (Article in Press), 1–9.

MCELDOWNEY, S., HARDMAN, D. J., WAITE, S., 1993. Pollution: Ecology and Biotreatment, Addison Wesley Longman, Malaysia.

MCKEON, C. 2001. Phytoremediation of Nitrate-Contaminated Groundwater by Desert Phreatophytes. international containment & remediation technology conference and exhibition.

MCINTYRE, T., 2003. Phytoremediation of Heavy Metals from Soils. Advances in Biochemical Engineering/Biotechhnology.Vol.78, 97–123.

MCGRATH, S. P., SMITH, S., 1990. Chromium and Nickel. In: Heavy Metals in Soils (Alloway, B.J., Ed). Wiley, New York. 125- 150.

MEAGHER, R. B., 2000. Phytoremediation of Toxic Elemental and Organic Pollutants. Current Opinion in Plant Biology , Vol. 3 p.153–162.

MERTZ, W., 1987, Trace Elements in Human And Animal Nutition-15th Edition, Volume 1, Academic Pres.

MISHRA, S., SINGH, V., SRIVASTAVA, S., SRIVASTAVA, R., SRIVASTAVA, M. M., DASS. S., SATSANGI, G. P., PRAKASH, S., 1995. Studies on Uptake of Trivalent and Bexavalent Chromium by Maize (*Zea mays*). Food Chem. Toxicol., 33: 393- 397.

MURRAY, M. 2003. Poplar Trees Show Promise for Phytoremediation of DCP. A Newsletter of the Environmental and R esource Management Group of HDR. Volume 11, Number 3.

NRIAGU, JO., 1988. Production and Uses of Chromium. In Natural and Human Environment. New York, USA: John Wiley and Sons., 81- 105.

NOUAIRI, I., AMMAR, W. B., YOUSSEF, N. B., DAOUD, D. B. M., GHORBAL, M. H., ZARROUK, M., 2006. Comparative Study of Cadmium Effects on Membrane Lipid Composition of *Brassica Juncea* and *Brassica Napus* Leaves, Plant Science, 170 3: 511–519.

OSBORNE, 2003. Tuzlu Su ile Kirletilmiş Toprakların İyileştirilmesi İçin Yeniden Bitkilendirilmesi.

OW, D. W., 1996. Heavy Metal Tolerance Genes: Prospective Tools for Bioremediation. Resources, Conservation Recycling 18, 135–149.

PALMER, C. D., WITTBRODT, P. R., 1991. Processes Affecting the Remediation of Chromium- Contaminated Sites. Environ. Health Presp., 92: 25- 40.

PIVETZ, B. E., 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites" U.S Environmental Protection Agency Epa, 540/S–01/500, 36.

PULFORD, I. D., WATSON C., 2003. Phytoremediation of Heavy Metal–Contaminated Land by Trees—A Review Environment International, 29: 529–540.

RAMACHANDRAN, V., D'SOUZA, R. J., MISTRY, K. B., 1980. Uptake and Transport of Chromium in Plants. J. Nuclear Agric. Biol., 9: 126- 128.

RETHER, A., 2002. Entwicklung und Charakterisierung wasserlöslicher Benzoylthioharnstofffunktionalisierter Polymere zur selektiven Abtrennung von Schwermetallionen aus Abwässern und Prozesslösungen, Doktora Tezi, Münih Teknik Üniveristesi.

RULKENS, W. H., TICHY, R., GROTENHUIS, J. T. C., 1998. Remediation of Polluted Soil and Sediment: Perspectives and Failures. Water Sci. Technol. 37, 27–35.

SHANKER, K., CERVANTES, C., LOZA- TAVERA, H., AVUDAINAYAGAM, S., 2005. Chromium Toxicity in Plants. Environmental International., 31: 739- 753.

SHARMA, D. C., CHATTERJEE, C., SHARMA, C. P., 1995. Chromium Accumulation and its Effects on Wheat *(Triticum aestivum)*. Plant Sci., 111: 145- 151.

SHARMA, D.C. SHARMA, C.P. TRİPATHİ, R.D. 2001 Phytotoxic Lesions of Chromium in Maize Department of Botany, Lucknow University, Lucknow-226007, İndia Ecotoxicology and Bioremediation Group, National Botanical Research Institute, Rana Pratap Marg, Lucknow- 226001, İndia

SHARMA, N. C., DANIEL L. S., SHIVENDRA, V. S., 2006. Phytoextraction of Excess Soil Phosphorus. Environmental Pollution (Article in Press), 1–8.

SHEWRY, P. R., PETERSON, P. J., 1974. The Uptake and Transport of Chromium by Barley Seedlings (*Hordeum vulgare* L.). J. Exp. Bot., 25.

SIMKISS, K., TAYLOR, G., 1995. Transport of Metal Across Membranes. In: TESSIER, A., TURNER, D.R.(Eds.). Metal Speciation and Bioavailability in Aquqtic Systems. , JOHN, WILEY and SONS, SUSSEX, WEST. 1- 44.

SKEFFINGTON, R. A., SHEWRY, P. R., PETERSON, P. J., 1976. Chromium Uptake and Transport in Barley Seedlings (*Hordeum vulgare* L.). Planta., 132: 209- 214.

STERN, R. M., 1982. Chromium Compounds: Production and Occupational Exposure. In: Biological and Environmental Aspects of Chromium (Langard, S., Ed.), 5- 47.

SRIVASTAVA, S., NIGAM, R., PRAKASH, S., SRIVASTAVA, M. M., 1999. Mobilization of Trivalent Chromium in Presence of Organic Acids: A Hydroponic Study of Wheat Plant (*Triticum vulgare*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 63: 524- 530.

SUTHERSON, S. S., 1999. Phytoremediation& Remediation Engineering: Design Concepts" Book. Sutherson, S. S. Editor. Crc Press Llc. Boca Raton.

SADOWSKY, M. J., 1999. Phytoremediation: Past Promises and Future Practises, Microbial Biosystems: New Frontiers, Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology, Bell Cr, Brylinsky M, Johnson–Green P Ed, Atlantic Canada Society for Microbial Ecology, Halifax, Canada.

TRIPATHI, R. D., SMITH, S., 1996. Effect of Chromium (VI) on Growth, Pigment Content, Photosynthesis, Nitrate Reductase Activity, Metabolic Nitrate Pool and Protein Content in Duckweed (*Spirodela polyrrhiza*).

VAJPAYEE, P., SHARMA,S. C., TRIPATHI, R. D., RAI, U. N., YUNUS, M., 1999. Bioaccumulation of Chromium and Toxicity to Photosynthetic Pigments, Nitrate Reductase Activity and Protein Content of *Nelumbo nucifera* Gaertn. Chemosphere, 39: 2159- 2169.

WALLACE, A., SOUFI, S., CHA, J., ROMNEY, E., 1976. Some Effects of Chromium Toxicity on Bush Bean Plants Grown in Soil, 44: 471- 473.

WARREN, J. W., 1983. Synthesis of fish management program. In: A Guide to Integrated Fish Health Management in the Great Lakes Basin.

WONG, P. T. S., TREVORS, J. T., 1988. Chromium Toxicity to Algae and Bacteria. In '' Chromium in the Natural and Human Environments'' (J. O. Nriagu and E. Nieboer, eds.), 20: 305- 316.

YÜCEL, İ. H., 1997. Bilim–Teknoloji Politikaları ve 21. Yüzyılın Toplumu, Devlet Planlama Teşkilatı. Sosyal Sektörler ve Koordinasyon Genel Müdürlüğü, Araştırma Dairesi Başkanlığı, Temmuz, Ankara, ii, s 123.

ZAİMOĞLU Z., ERDOĞAN R., KEKEC S., SUCU M. Y., BUDAK F., 2009 Heavy metal uptake by Aptenia cordifolia as utility for sewage sludge compost recuperation, using leachate, *Asian Journal of Chemistry*, Vol. 21, No. 2 (2009) 1081- 1089.

ZAYED, A., LYTLE, C. M., QIAN, J. H., TERRY, N., 1998. Chromium Accumulation, Translocation and Chemical Speciation in Vegetable Crops. Planta., 206: 293- 299.

ÖZGEÇMİŞ

1983 yılında Seyhan/ADANA'da doğdum. Lise öğrenimimi 2001 yılında Bilimkent Koleji'nde tamamladım. Lisans öğrenimimi Çukurova Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünde 2006 yılında tamamladıktan sonra yine 2006 yılında Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda yüksek lisans öğrenimime başladım.