

T.C.
BİTLİS EREN ÜNİVERSİTESİ VE FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
YÜKSEK LİSANS TEZİ

AHLAT SAZLIKLARINDAKİ, *Phragmites australis* (CAV.) TRİN. EX STEND, *Typha angustifolia* L., *Lythrum salicaria* L. BİTKİLERİNİN VE BUNLARI ÇEVRELEYEN SEDİMENTLERDE AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ BELİRLENMESİ

Yekda ERKAN

TEMMUZ 2018

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
YÜKSEK LİSANS TEZİ

AHLAT SAZLIKLARINDAKİ, *Phragmites australis* (CAV.) TRİN. EX STEND, *Typha angustifolia* L., *Lythrum salicaria* L. BİTKİLERİNİN VE BUNLARI ÇEVRELEYEN SEDİMENTLERDE AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ BELİRLENMESİ

Hazırlayan
Yekda ERKAN

Danışman
Doç. Dr. Şükrü HAYTA

Jüri Üyeleri
Doç. Dr. Şükrü HAYTA
Doç. Dr. Nazmi GÜR
Dr. Öğr. Üy. Edip AVŞAR

TEMMUZ 2018

Yekda ERKAN tarafından hazırlanan “Ahlat Sazlıklarındaki, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, *Typha angustifolia* L., *Lythrum salicaria* L. Bitkilerinin ve Bunları Çevreleyen Sedimentlerde Ağır Metal Konsantrasyonlarının Belirlenmesi” adlı tez çalışması 06/07/2018 tarihinde yapılan sınavla aşağıdaki jüri tarafından oybirliği/oyçokluğu ile Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

Doç. Dr. Gülşad USLU ŞENEL

(Başkan)

Doç. Dr. Şükrü HAYTA

(Danışman)

Dr. Öğr. Üy. Edip AVŞAR

(Üye)

İmza



Bu tezin kabulü, Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu’nun 01/03/2018 gün ve 38/10 Sayılı kararı ile onaylanmıştır.



Doç. Dr. Keray KÖKSAL
Enstitü Müdürü

ÖZET

AHLAT SAZLIKLARINDAKİ, *Phragmites australis* (CAV.) TRİN. EX STEND, *Typha angustifolia* L., *Lythrum salicaria* L. BİTKİLERİNİN VE BUNLARI ÇEVRELEYEN SEDİMENTLERDE AĞIR METAL KONSANTRASYONLARININ BELİRLENMESİ

Yekda ERKAN

Yüksek Lisans Tezi

Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Şükrü HAYTA

Temmuz 2018, 66 sayfa

Ağır metaller, çevrede bulunan bitki ve hayvan yaşamına yüksek düzeyde kalıcılık ve zehirlilik etkisi göstermesi nedeniyle en tehlikeli ve öncelikli kirletici maddelerden biri olarak kabul edilmektedir. Bu çalışmada, Ahlat Sazlıklarının baskın türleri olan *Phragmites australis* (kamış), *Typha angustifolia* (saz) ve *Lythrum salicaria* (hevhulma) bitki türleri ve bu bitkileri çevreleyen sedimentlerde ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesi üzerinde durulmuştur. Elde edilen sonuçlar ilesahada fitoremediasyon yöntemi uygulanarak sulak alanlardaki ağır metal kirleticilerinin bitki bünyesine alımı ve sucul ortamın kendini iyileştirme çabasının tespit edilmesi için yapılan çalışmalara katkı verilmesi amaçlanmıştır. Çalışmamızda bu bitkilerin ağır metal tolere edebilme kapasiteleri belirlenerek bölgedeki metal kirlilik seviyesi tespit edilmeye çalışılmıştır. Çalışmada kullanılan *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* ve *Lythrum salicaria* bitkileri üzerinde: Mg, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb ve Ca metallerini tolere edebilme kapasitelerine bakılmış ve bu bitkilerin metalleri akümüle etme seviyeleri belirlenmiştir. Toprak analizleri sonucunda Mg, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb ve Ca elementlerinin ortalama konsantrasyonları sırasıyla 480.05, 2.285, 89.47, 1721.5, 2.707, 0.942, 6.611, 0.067, 1.07, 69.255mg kg⁻¹ olarak tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Ahlat Sazlığı, ağır metaller, fitoremediasyon, hiperakümülatör bitki

ABSTRACT

DETERMINATION THE HEAVY METAL CONCENTRATIONS OF *Phragmites australis* (CAV.) Trin. Ex STEND, *Typha angustifolia* L., *Lythrum salicaria* L. PLANTS AND SURROUNDING SEDIMENTS IN THE AHLAT REEDS

Yekda ERKAN

Master Thesis

Bitlis Eren University Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assoc. Prof. Dr. Şükrü HAYTA

July 2018, 66 pages

Heavy metals are considered to be one of the most dangerous and primary pollutants due to their high level of permanence and toxicity in the life of plants and animals in the environment. In this study, determination the heavy metal concentrations of Ahlat Reeds' dominant species of which were *Phragmites australis* (reed), *Typha angustifolia* (rush) and *Lythrum salicaria* (hevbulma) and the sediments surrounding these plants were emphasized. It is aimed to give contribution to both studies carried out in order to determine the effect of heavy metal pollutant intake into the plant body in the wetlands and to improve the remediation capacity of aquatic environment by applying phytoremediation method with the obtained results. In this study, we tried to determine the metal pollution level in the region by determining the heavy metal tolerance capacity of these plants. Metal (Mg, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb and Ca) tolerance capacity of plants used in this study (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia* and *Lythrum salicaria* plants) were investigated and accumulation capacity of these plants were determined. According to soil analysis results, average concentrations of Mg, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb and Ca elements were determined as 480.05, 2.285, 89.47, 1721.5, 2.707, 0.942, 6.611, 0.067, 1.07, 69.255mg kg⁻¹ respectively.

Keywords: Ahlat reed, Heavy metals, Phytoremediation, Hyperaccumulator plant,.

TEŞEKKÜR

Bu çalışma, 2017-2018 yılları arasında Bitlis Eren Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Doç. Dr. Şükrü HAYTA danışmanlığında yapılmıştır. Çalışmalarım sırasından benden manevi desteğini esirgemeyen, destekleri ile göstermiş olduğu sabır ve ilgiden dolayı danışman hocama en içten saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Örneklerin bir takım mineralizasyonu ve analizinin yapılmasında kullandığım Bitlis Eren Üniversitesi Çevre Mühendisliği laboratuvarını kullanmama izin veren üniversite yönetimine teşekkürlerimi sunarım. Ayrıca çalışmama maddi destek sağlayan Bitlis Eren Üniversitesi Bilimsel Araştırmalar Projeleri Koordinatörlüğüne (BEBAP) ve çalışanlarına teşekkür ederim. Yüksek Lisans Eğitimim boyunca benden maddi ve manevi desteğini esirgemyen babam Ayhan ERKAN'a ve ailemin diğer fertlerine sonsuz saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

Sayfa

ÖZET	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR	iii
İÇİNDEKİLER DİZİNİ	iv
ŞEKİLLER DİZİNİ	vi
ÇİZELGELER DİZİNİ	viii
KISALTMALAR DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ	1
2. FİTOREMEDİASYON	5
2.1. Fitoremediasyon Mekanizmaları.....	6
2.1.1. Fitoekstraksiyon (Bitkisel Özümleme)	6
2.1.2. Fitodegradasyon (Bitkisel bozunum).....	8
2.1.3. Fitostabilizasyon (Köklerle sabitleme)	9
2.1.4. Fitovolatilizasyon (Bitkisel buharlaşma)	10
2.1.5. Rizodegradasyon (Köklerle bozunum)	11
2.1.6. Rizofiltrasyon (Köklerle süzme).....	12
2.1.7. Hidrolik Kontrol	13
2.2. Fitoremediasyonun Kullanım Alanları.....	13
3. BÖLGEDE İNCELENECEK AĞIR METALLER VE ETKİLERİ	15
3.1. Ağır Metal Alımı ve Bitkiler Tarafından Translokasyon.....	15
3.1.1. Kök Alımı.....	15
3.1.2. Yaprak Alımı	17
3.2. Ağır Metallerin Bitkiler Üzerindeki Etkileri	18
3.3. Ağır Metallerin İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkileri	18
4. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR	20
5. MATERYAL VE YÖNTEM	22
5.1. Araştırma ve Çalışma Alanı	22
5.2. Kullanılan Bitkiler.....	23

5.2.1. <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. (Kamış)	23
5.2.2. <i>Typha angustifolia</i> L. (Hasır Otu).....	25
5.2.3. <i>Lythrum salicaria</i> L. (Hevhulma).....	26
5.3. Ağır Metal Analizi	27
6. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	36
KAYNAKLAR.....	41
ÖZGEÇMİŞ	53



ŞEKİLLER DİZİNİ

ŞEKİL

Sayfa

2.1	Fitoremediasyonun genel görünümü.....	6
2.2.	Fitoekstraksiyon yöntemi.....	8
2.3.	Fitodegradasyon yöntemi.....	9
2.4.	Fitostabilizasyon yöntemi.....	10
2.5.	Fitovolatilizasyon yöntemi.....	11
2.6.	Rizodegradasyon yöntemi.....	12
2.7.	Rizofiltrasyon yöntemi	13
5.1.	Çalışma Alanı (Ahlat Sazlıkları).....	22
5.2.	Çalışma Alanı (Ahlat Sazlıkları).....	23
5.3.	<i>Phragmites australis</i> (Kamış).....	24
5.4.	<i>Typha angustifolia</i> (Hasır Otu).....	25
5.5.	<i>Lythrum salicaria</i> (Hevhulma).....	26
5.6.	Araziden alınan örneklerin harita konumu üzerinde istasyonlarının Gösterilmesi.....	28
5.7.	Çevre Mühendisliği Laboratuvarında Örneklerin Suyla Yıkanma.....	29
5.8.	ELGA PURELAB-Q DV25 Marka Saf Su Cihazı.....	29
5.9.	Çevre Müh. Lab.da bitki örneklerinin filtre kağıtlarının üzerinde kurutulması.....	30
5.10.	MST55 Marka Etüv Cihazı.....	31
5.11.	Saf Sudan Geçirilen Örneklerin Etüvde Kurutulması.....	31
5.12.	Çalışma arazisinden alınan toprak numuneleri.....	33
5.13.	24 Mg’ un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	33
5.14.	52 Cr’ un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	33
5.15.	55 Mn’ nın Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	34
5.16.	56 Fe’ in Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	34
5.17.	60 Ni’ in Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	34
5.18.	65 Cu’ ın Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	34
5.19.	66 Zn’ un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	35

5.20. 111 Cd' un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	35
5.21. 208 Pb' un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	35
5.22. 44 Ca' un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi.....	35



ÇİZELGELER DİZİNİ

ÇİZELGE

Sayfa

2.1. Fitoremediasyon tekniklerinin farklı kirletici ve ortamlarda kullanım alanları.....	14
5.1. ELGA PURELAB-Q DV25 Marka Saf Su Cihazının Teknik Özellikleri.....	30
5.2. MST55 Marka Etüv Cihazının Teknik Özellikleri.....	32
6.1. Çalışma alanındaki <i>Lythrum salicaria</i> bitkisinin organlarındaki ağır metal değerleri.....	37
6.2. Ahlat Sazlıklarında 1. ve 2. istasyonlara ait topraklar numunelerinin ağır metal içerikleri (ppm).....	39
6.3. Topraktaki ağır metal sınır değerleri (mg/kg).....	39

KISALTMALAR DİZİNİ

Ag	Gümüş
As	Arsenik
B	Bor
Ba	Baryum
Ca	Kalsiyum
Cd	Kadmiyum
cm	Santimetre
Co	Kobalt
Cr	Krom
Cu	Bakır
dak	Dakika
DNA	Deoksiribo Nükleik Asit
EPA	United States Environmental Protection Agency
FAO	Food and Agriculture Organization
Fe	Demir
g	Gram
G	Gerekli
Hg	Cıva
H ₂ O ₂	Hidrojen peroksit
HNO ₃	Nitrik asit
K	Potasyum
K	Kirletici
kg	Kilogram
lt	Litre
m	Metre
Mg	Magnezyum
mg	Miligram

ml	Mililitre
mm	Milimetre
Mn	Mangan
Mo	Molibden
N	Azot
Ni	Nikel
P	Fosfor
PAH	Polisiklik Aromatik Hidrokarbon
Pb	Kurşun
PCB	Poliklorlu Bifenil
pH	Power of Hidrojen
ppb	Milyarda bir
ppm	Milyonda bir
ROS	Reaktif Oksijen Türler
S	Kükürt
Se	Selenyum
Ti	Titanyum
TKKY	Toprak Kirliliğinin Kontrol Yönetmenliği
TWW	Arıtılmış Atık Su
UNEP	United Nations Environment Programme
USEPA	United States Environmental Protection Agency
V	Hız
vd	Ve diğerleri
Zn	Çinko
WHO	World Health Organization
µg	Mikrogram

1. GİRİŞ

Nüfus hareketliliğine paralel olarak artan sanayi ve teknolojik gelişmeler, beraberinde su kirlenmesi ve toprak kirlenmesini de meydana getirmektedir. Su kirliliği ve toprak kirliliği tüm dünya genelinde büyük çevre problemi olarak karşımıza çıkmaktadır. Çevre problemleri, temel olarak kullanılan maddelerin atık haline dönüştükten sonra doğrudan ya da dolaylı olarak çevreye atılmasından kaynaklanmaktadır. Bu atıklar toprak, hava, yeraltı suyu ve yüzey sularını kirletmektedir. Kirlilik; “herhangi bir şeyin bulunmaması gereken alanda normalden fazla bulunması” şeklinde tanımlanabilir (Philips ve Rainbow 1994). Özellikle endüstriyel ve evsel atıklar, tarım faaliyetleri, rafineri atıkları, ulaşım, fosil yakıtlarının yakılması, madencilik, gibi antropojenik faktörler, artan kirlenmenin ana sebeplerini oluşturmaktadır (Bergman vd. 1986; Chen ve Chen 2001). İnsan kaynaklı etkenler sonucu su kütlelerinde; ötrofikasyon, asidifikasyon, alüvyon birikmesi ve ağır metal kirliliği gibi farklı şekillerde kirlilik ortaya çıkabilmektedir (Henderson-Sellers ve Markland 1987).

Canlı organizmalar için hayati bir önem taşıyan suyun yeryüzündeki toplam potansiyelinin ancak % 0,3 lük kısmı kullanılabilir tatlı sudur. Bu su rezervi ise yaklaşık 250 ülke tarafından paylaşılmaktadır (Kocataş 1996). Kullanılabilir su kaynaklarının kısıtlılığına rağmen hızlı nüfus artışı ve endüstriyel faaliyetlere paralel olarak suya olan ihtiyaç her geçen gün artarken, hava ve toprakla iç içe olan su ekosistemleri doğal ve antropojenik kaynaklardan (evsel, endüstriyel, madencilik ve tarımsal aktiviteler gibi) çevreye salıverilen ağır metaller ile sürekli kirletilmektedir. Ağır metallerin yayılım hızı, doğal proseslerle uzaklaştırılardan daha fazladır. Bu sebeple, ağır metallerin çevrede birikimi sürekli artmaktadır (Rai vd. 2002). Ağır metaller, organik kirleticilerin aksine biyolojik yollarla konsantrasyon ya da toksisitelerini azaltan parçalanma işlemine uğramadıkları için toprak, su, dip sediment ve canlı organizmalarda birikirler. Bunlar besin zinciri yoluyla bir organizmadan başka bir organizmanın yapısına geçmekte ve insana kadar ulaşabilmektedir. Besin zinciriyle girdikleri canlı yapılardan atılmadıkları için canlıların bünyesinde birikir ve etkili dozlara ulaştıklarında toksik etki yaparlar (Rainbow 1995; Serfor-Armah vd. 2001; Taylan ve Özkoç 2007; Farooq vd. 2008). En önemli sorun ağır metallerin besin zincirine girme ve kullanma suyuna karışma olasılığıdır. Dünyadaki en önemli çevresel problemlerden biri de sudaki ağır metal kirliliğidir (Rai vd. 2002).

Artan teknolojik gelişmeler, su kirliliğinde olduğu gibi toprak kirliliğinde de dünya genelinde büyük çevre problemlerinde önemli bir madde olarak karşımıza çıkmaktadır.

Toprak, minerallerin ve organik artıkların parçalanarak ayrışması sonucu oluşan, yeryüzünü ince bir tabaka halinde kaplayan, canlı doğal bir kaynak olarak belirtilmektedir. Toprak Kirliliği, insan etkinlikleri sonucu oluşan çeşitli bileşikler tarafından bulaştırılması ardından, toprakta yaşayan canlılar ile yetişen ve yetiştirilen bitkilere veya bu bitkilerle beslenen canlılara toksik etkide bulunacak ve zarar verecek düzeyde anormal fonksiyonda bulunmasını, toprağa eklenen kimyasal materyalin toprağın özümleme kapasitesinin üzerine çıkması, toprağın verim kapasitesinin düşmesidir (TKKY 2005).

Toprak kirlilikleri, tarımsal alanlardan (pestisit ve ticari gübreler), madencilik alanlarından, yenilenemeyen enerji alanlarından (termik ve nükleer santralleri), sanayi alanlarından (kağıt, deri, çimento, tekstil, vb.) ve karayolları ulaşım yakınlarındaki alanlardan ileri gelmektedir (Vanlı 2007).

Kirliliği oluşturan maddeler organik ve inorganik kirleticiler olarak da sınıflandırabilmektedir. İnorganik kirleticilerin başında ağır metaller ve iz elementler gelmektedir. EPA' nın 1993 yılı öncelikli kirleticiler listesinde 129 kirletici vardır. Bunlardan 13 tanesi metal, diğerleri organik bileşikler, pestisitler, poliklorobifeniller ve birkaç metal olmayan inorganik bileşiklerdir. Bu metaller; Kadmiyum, Kurşun, Antimon, Arsenik, Berilyum, Krom, Bakır, Civa, Nikel, Selenyum, Gümüş, Talyum ve Çinkodur. Bu metaller dünyanın birçok yerinde çevre koruma örgütleri tarafından öncelikli kirleticiler listesine alınmışlardır (Novotny 1995).

Ağır metaller çevrede doğal olarak iz düzeyinde, cansız alemde, kayalar ile toprak ve suda, canlı alemde ise bitki ve hayvanlarda bulunmaktadır. Su kütlelerindeki ağır metal zenginleşmesine kayaların aşınması, volkanik aktiviteler gibi doğal fiziksel ve kimyasal süreçler katkı sağlamakla birlikte sistemdeki artışlarda en önemli paya insan kaynaklı faaliyetler sahiptir (Akbiyık 2012).

Ağır metaller madencilik, enerji ve yakıt üretimi, aşırı pestisit ve gübre kullanımı gibi endüstriyel aktiviteler sonucu önemli miktarlarda çevreye yayılmaktadır (Halim vd. 2003; Samarghandi vd. 2007). Topraktaki metal konsantrasyonu tipik olarak 1 ila 100.000 mg kg⁻¹ arasında değişmektedir. Ağır metallerin yüksek seviyeleri toprak kalitesinin bozulmasına, ürün verim ve kalitesinde azalmaya neden olmakta (Long vd. 2002) ve dolayısıyla insan ve diğer organizmalar için önemli tehlikelere yol açmaktadır (Blaylock ve Huang 2000).

Toprağa ve suya karışan ve bu ortamlarda birikme yapan inorganik kirliliklerin en önemlilerinden olan ve aynı cins atomlardan meydana gelen saf maddeler olarak tanımlanan bu elementler; mikrobiyal aktiviteye, toprak verimliliğine, biyolojik çeşitlilik hatta besin zinciri

yoluyla canlılarda zehirlenmelere kadar birçok çevre ve insan sağlığı gibi problemlerin ortaya çıkmasına neden olabilmektedir (Vanlı 2008).

Ekosistemin kendini yenileme kabiliyetinin, antropojenik müdahaleler sonucu azalması su ve hava ortamının kirlenmesine sebep olduğu gibi toprak kaynaklarının da önemli ölçüde kirlenmesine sebep olmuştur. Kirlenmiş toprakların fiziksel, kimyasal ve biyolojik metotlarla remediasyonu ekonomik ve teknolojik olarak yüksek maliyetler gerektirdiğinden, bunların yerine hem ekolojik hem de ucuz bir alternatif olarak kabul edilen agronomik (tarımsal bilim) teknikler kullanılmaktadır. Ağır metaller, çevrede bulunan bitki, hayvan ve insan yaşamına yüksek düzeyde kalıcılık ve zehirlilik etkisi göstermesi nedeniyle en tehlikeli ve öncelikli kirlenici maddelerden biri olarak kabul edilmektedir. Kirlenmiş toprakların iyileştirilmesi amacıyla bitkilerin kullanıldığı ve özellikle ağır metallerin giderilmesinde kullanılmaya başlanan fitoremediasyon yöntemi de bu yöntemlerden birisidir. Daha öncede bahs ettiğimiz gibi ağır metallerle kirlenmiş alanların arıtımında kullanılan geleneksel mühendislik yöntemleri oldukça pahalı olmaktadır (Salt vd. 1995; Glass 2000). Bu nedenle, mevcut remediasyon teknikleri yerine düşük maliyetli ve çevre dostu olan fitoremediasyon tekniği üzerinde yoğunlaşmıştır (Arshad vd. 2008; Shi vd. 2009).

Bu yöntem daha az zararlı, daha güvenli ve potansiyel olarak geleneksel remediasyon tekniklerine göre, daha ucuz olup, fitoremediasyon toprak, su ve havadaki organik ve inorganik kirlenmelere uygulanabilir (Salt vd. 1998; Lasat 2002; Glick 2003). Fitoremediasyon kirlenmiş toprakların ıslahı için diğer metotların yanında yardımcı bir metot olarak kullanılabilir. Fitoremediasyon işleminin uygulanmasında, hangi metalleri hangi bitkilerin akümüle ettiğinin bilinmesi önemlidir. Bitki türleri ve varyetelerinin ağır metalleri absorblama, akümüle etme ve tolere etme yetenekleri büyük farklılıklar göstermekle birlikte, toprak pH değeri ağır metal alımında önemli bir role sahiptir (Lehoczky vd. 2002).

Bitkilerdeki ağır metal içerikleri ile ilgili çalışmalar sonucunda hiperakümülatör ve biyomonitör bitkilerin belirlenmesi çalışmaları da ortaya çıkmıştır. Bu çalışmalara göre; toprak üstü organlarında topraktaki metal konsantrasyonundan 50 ila 500 kat daha fazla metal biriktirebilen bitkiler hiperakümülatör olarak adlandırılmaktadır (Clemens 2006). Diğer bir ifadeyle, hiperakümülatör bitkiler ağır metalleri herhangi bir toksisite semptomu göstermeksizin toprak üstü organlarında diğer bitki türlerine göre 100 ila 1000 kat daha fazla biriktirebilmektedir (Brooks 1998). Hiperakümülatörler ilk olarak *Brassicaceae* ve *Fabaceae* familyalarında gösterilmiş olup, en az 45 familya metal biriktiren türler içermekte ve 400'den fazla bitki metal hiperakümülatörü olarak bilinmektedir (Salt vd. 1998).

Bir türün biyomonitör olarak kabul edilebilmesi için alanda çok fazla sayıda bulunmalı, geniş bir coğrafik alana sahip olmalı, hava ve toprak kaynaklı ağır metaller arasında farklılık ortaya koymalı, örnekleme kolay olmalı ve ayırt edilebilme problemleri olmamalıdır (Wittig 1993) . Likenler, yosunlar, eğreltiler, ağaç kabukları ve mantarlar gibi biyolojik materyaller 1950'den beri ağır metallerin ve çevre kirliliğinin biyomonitörü olarak kullanılmaktadır (Aksoy vd. 1999).

Bitkilerin toksik ağır metal içeriklerinin, biyomonitör ve hiperakümülatör özelliklerinin belirlenebilmesi ile ilgili çalışmalar yapılmakta, bu çalışmalar sonucunda bitkilerin fitoremediasyon kapsamında kullanılmasının insan ve çevre sağlığı açısından değerlendirilmesi her geçen gün önem kazanmaktadır.

Sucul ekosistemlerdeki kirlenici unsurların ve kirlenme derecesinin belirlenmesinde sadece su ve sediment örnekleri yeterli değildir. Bölgedeki sucul bitkilerinde deneylerde kullanılması sonuçların doğruluğu açısından önemlidir. (Demirezen 2002). Bu nedenle bu çalışmada, Ahlat Sazlıklarında belirlenen noktalarda sediment örneği yanında bölgedeki biyomonitör bitkilerinden; *Phragmites australis* (kamış), *Typha angustifolia* (hasır otu) ve *Lythrum salicaria* (Hevhulma) bitkileride meteryal olarak kullanılmıştır. Bu çalışmada, Ahlat Sazlıklarında bulunan *Phragmites australis* (kamış), *Typha angustifolia* (hasır otu) ve *Lythrum salicaria* (Hevhulma) bitki türlerinin ve bu bitkileri çevreleyen sedimentlerde ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışmada kullanılacak *Phragmites australis* (kamış), *Typha angustifolia* (hasır otu) ve *Lythrum salicaria* (Hevhulma) bitkileri üzerinde: Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb ve Cd metallerini tolere edebilme kapasitelerine bakılarak bu bitkilerin metalleri akümüle etme seviyeleri belirlenmiştir.

2. FİTOREMEDİASYON

Genel olarak “fitoremediasyon terimi, Latince kök remediasyonun (kötülüğü düzeltmek ya da ortadan kaldırmak için yani iyileştirmek) önüne eklenen fitodan (bitki) oluşur (Cunningham vd. 1996). Fitotemidasyon, çoğu zaman yüksek sermaye girdisi gerektiren ve emek ve enerji yoğunluğu gerektiren mekanik konvansiyonel temizleme teknolojileriyle birlikte veya bazı durumlarda kullanılabilen alternatif veya ücretsiz bir teknolojidir. Fitoremediasyon, yaşayan bitkilerin doğal yeteneklerini kullanan in situ(yerinde) bir iyileştirme teknolojisidir. Ayrıca, doğayı temizlemek için doğanın (UNEP, Undated) kullanımı kavramına dayanan, ekolojik olarak dost, güneş enerjisi ile çalışan bir temizleme teknolojisidir. Petrol döküntüleri ile toprağın kirlenmesi, genellikle kirlenmiş alanların temizlenmesini gerektiren geniş çaplı bir çevre sorunudur (Bundy vd. 2002).

Fitoremediasyon, toprak, yeraltı suyu veya diğer kontamine ortamlarda kirleticilerin hacmini, hareketliliğini veya toksisitesini azaltmak için bitkilerin kullanımını tanımlamak için 1991'den beri kullanılan geniş bir terimdir (USEPA 2000). Fitoremediasyon, çevrede kirliliği temizlemek için bitkileri kullanır. Bitkiler, metaller, böcek ilaçları, patlayıcı maddeler ve yağ dahil olmak üzere birçok kirliliği temizlemeye yardımcı olabilir. Bitkiler ayrıca, rüzgar, yağmur ve yeraltı suyunun kirletici maddelerin diğer alanlardan başka alanlara taşınmasını önler. Fitoremediasyon, kirlenmiş toprakların temizlenmesi için kullanılabilecek, tahribatsız ve düşük maliyetli bir in situ (yerinde) teknolojisidir. Tropikteki bu teknolojinin potansiyeli, bitki büyümesini destekleyen ve mikrobiyal aktiviteyi harekete geçiren mevcut iklim koşullarına bağlı olarak yüksektir (Zhang vd. 2010).

En az 300 yıl boyunca, bitkilerin çevreden gelen kirletici maddelerin uzaklaştırılma kabiliyeti tanınmıştır ve atıkların tarla tarımı gibi uygulamalarda yararlanılmıştır. Zamanla, bu bitki kullanımı, arıtma sulak alanlarının inşasına ve hatta hava kirliliğine karşı ağaç dikilmesine kadar evrimleşmiştir. Daha yakın yıllarda, dünya çapında bir endüstriyel ekonominin ve kimyasalların yaygın bir şekilde kullanılmasının sonucu olarak ortaya çıkan hasara ilişkin tanınma arttıkça, aralarında kirlilik ve bunlara ek olarak, aralarında fitoremediasyona yol açabilecek teknolojiler bulma konusundaki ilgileri de artmıştır (USEPA 2000).

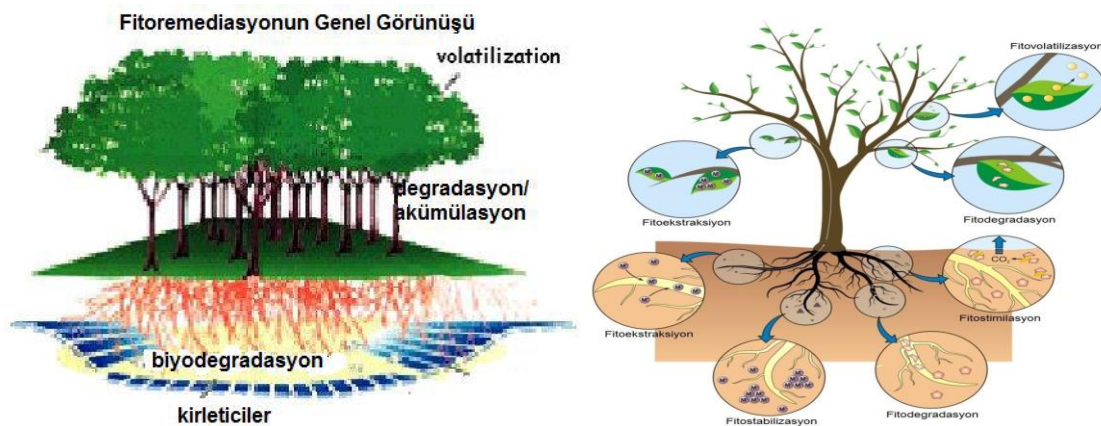
Fitoremediasyon araştırması ve uygulaması son 15 yılda gelişmiştir. Fitoremediasyon, Amerika Birleşik Devletleri'ndeki 18 Superfund sitesindeki seçilmiş çözümün bir bileşeni olarak uygulanmıştır (Wuana vd. 2010). 2001 yılından bu yana, Uluslararası Fitoloji Dergisi her üç ayda bir yayınlanmaktadır. Fitoremediasyon çalışmalarına ayrılan uluslararası bir

konferans yedi kez toplanmıştır. Aynı dönemde, hem bitkilerin hem de bitkilerin mevcut kirliliğe hitap ettiği mekanizmaların anlaşılması ve farklı bitki türlerinin fiili iyileştirme performanslarının farklı ortamlarda oluşturulmasının anlaşılması için laboratuvar, sera ve tarla ölçeğinde kamu ve özel dolar araştırmaları gerçekleştirilmiştir (Tanee ve Akonye 2009).

2.1. Fitoremediasyon Mekanizmaları

Fitoremediasyonun mekanizmaları ve etkinliği, kontaminant, biyoyararlanım ve toprak özelliklerine bağlıdır (Cunningham ve Ow 1996). Bitkilerin kirlenmiş alanları temizlemesini veya kirliliği gidermesini sağlayan çeşitli yollar vardır. Bitkilerde kirletici maddelerin alınması esas olarak, kök salgılama sistemi aracılığıyla gerçekleşir ve buradaki toksisiteyi önlemek için başlıca mekanizmalar bulunur. Kök sistemi, diğer esas olmayan kirleticilerle birlikte büyüme için gerekli olan su ve besin maddelerini emen ve biriktiren muazzam bir yüzey alanı sağlar (Raskin ve Ensley 2000).

Bu derlemede, bitkilerin toprakta, çökeltilerde ve suda kirletici kütleyi etkileyebileceği yedi mekanizma tanımlanmıştır. Bu mekanizmaların bazıları arasında çakışma veya benzerlikler gözlemlenebilmesine rağmen ve isimlendirme farklılıklar gösterse de, bu raporda her biri aşağıda ayrıntılı olarak açıklanan yedi bitkilendirme mekanizmasına atıfta bulunmaktadır. Bu mekanizmaların her birinin, fitoremediasyonun uygulanmasının amaçlandığından (EPA 2000), kirletici maddelerin hacmi, hareketliliği veya toksisitesi üzerinde bir etkisi olacaktır. Fitoremediasyonun genel görünümü Şekil 2.1’ de verilmiştir.



Şekil 2.1. Fitoremediasyonun genel görünümü

2.1.1. Fitoekestraksiyon (Bitkisel Özümleme)

Fitoakümülyasyon olarak da adlandırılan fitoekstraksiyon (Şekil 2.2), bitkide ve topraktaki metal kirletici maddelerin bitkilerin yukarıda yer alan kısımlarına alınması ve yer değıştirmesi anlamına gelmektedir. Fitoekstraksiyon öncelikle kirlenmiş toprakların tedavisinde kullanılır (USEPA 2000). Topraktan gelen kirlenmeyi gidermek için, bu yaklaşım, zehirli metalleri kirlenmiş topraklardan, yukarıdaki toprak biyokütlesine (sürgünler, yapraklar, vb.) emme, konsantre etme ve çöktirmek için kullanır Metal hiperakümülatör türlerin keşfi, bitkilerin kirlenmiş topraklardan metalleri çıkarma potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir (Raskin ve Ensley 2000). Bir hiperakümülatör, ortak biriktirmeyen bir bitkiden (UNEP 2018) 100 kat fazla metal biriktirebilen bir bitki türüdür. Nikel, çinko ve bakır gibi metaller, bitkilerden uzaklaştırma için en iyi adaylardır çünkü bitkilerin çoğunluğu tarafından (yaklaşık 400), alışılmadık derecede büyük miktarlardaki metalleri alıp emenlerin tercih edildiğı gösterilmiştir.

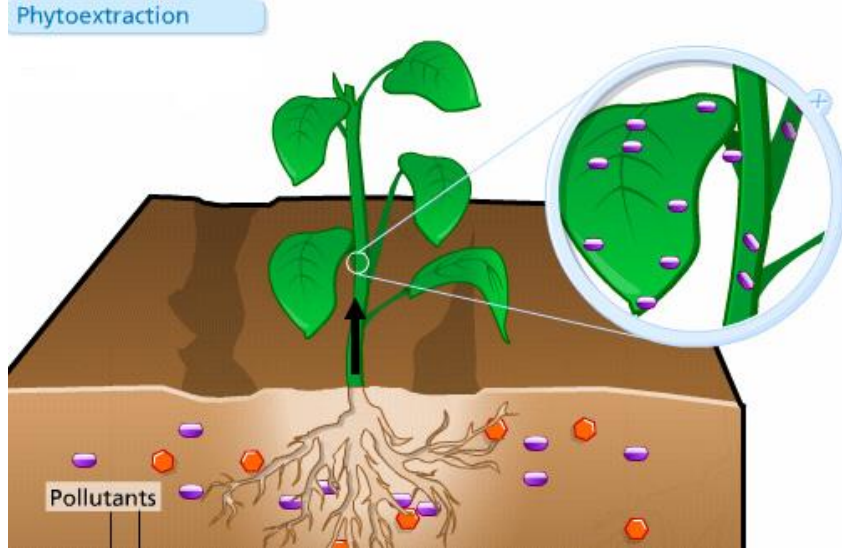
Fitoekstraksiyonun çeşitli avantajları vardır. Geleneksel yöntemlerle karşılaştırıldığında, fitoekstraksiyonun maliyeti oldukça ucuzdur. Diğer bir avantaj ise kirleticinin topraktan kalıcı olarak uzaklaştırılmasıdır. Ek olarak, atılması gereken atık madde miktarı önemli ölçüde azalmıştır (% 95'e kadar) (USEPA 2000) ve bazı durumlarda kontamine kirletici bitki biyokütlesinden geri dönüştürülebilir.

Hiperakümülatör türlerin kullanımı yavaş büyüme, sık kök sistemi ve küçük biyokütle üretimi ile sınırlıdır. Ayrıca, bitki biyokütlesi de standartlara uygun olarak hasat edilmeli ve uygun şekilde bertaraf edilmelidir (Raskin ve Ensley 2000). Metal bitki ekstraksiyonunun kapsamını sınırlayan çeşitli faktörler vardır:

- Rizosferde metal biyoyararlanımı
- Köklerle metal alımı oranı
- Köklerde “sabit” metal oranı
- Sürgünlere ksilem yükleme / yer değıştirme oranı
- Toksik metallere hücresele tolerans

Bu yöntem genellikle toprak veya tortudaki metaller ve diğer inorganik bileşiklerle de sınırlıdır (EPA 2000).

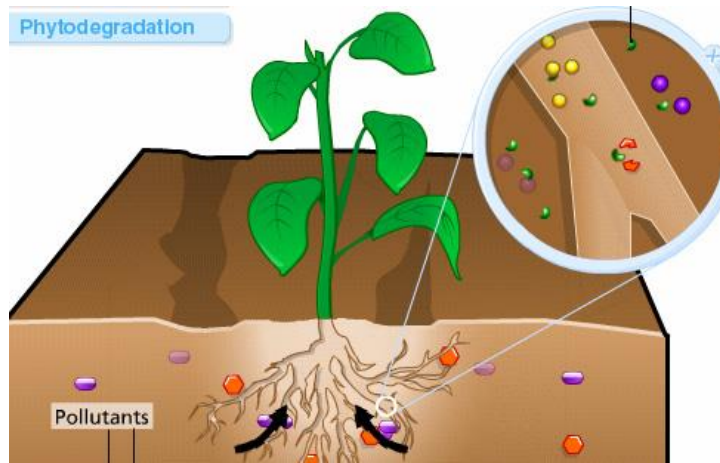
Bu temizleme yönteminin uygulanabilir olması için, bitkiler (1) büyük ağır metalleri köklerine ayırmalı, (2) ağır metali yüzey biyokütlesine aktarmalı ve (3) büyük miktarda bitki üretmelidir. Ek olarak, iyileştirici bitkilerin sürgünlerinde biriken yüksek metal konsantrasyonlarını detoksizetme ve / veya tolere etme mekanizmalarına sahip olmaları gerekir (Brennan ve Shelley 1999).



Şekil 2.2. Fitoekstraksiyon yöntemi

2.1.2. Fitodegradasyon (Bitkisel bozunum)

Bu yöntem aynı zamanda fito transformasyon olarak adlandırılır. Karmaşık organik moleküllerin basit moleküllere parçalanmasını veya bu moleküllerin bitki dokularına dahil edilmesini içermektedir (Trap vd. 2005). Fitodegradasyon mekanizması (Şekil 2.3) çalışırken, kirletici maddeler bitki tarafından alındıktan sonra bozulur. Fitoekstraksiyon ve fitotollilizasyon ile olduğu gibi, bitki alımı genellikle sadece kirletici maddelerin çözünürlüğü ve hidrofobikliği belirli bir kabul edilebilir aralığa düştüğünde ortaya çıkar. Fitodegradasyonun klorlu çözücüler, herbisitler ve mühimmat gibi bazı organik kirletici maddeleri iyileştirdiği gözlenmiştir ve toprak, tortu veya yeraltı suyundaki kirletici maddeleri ele alabilir (EPA 2000).

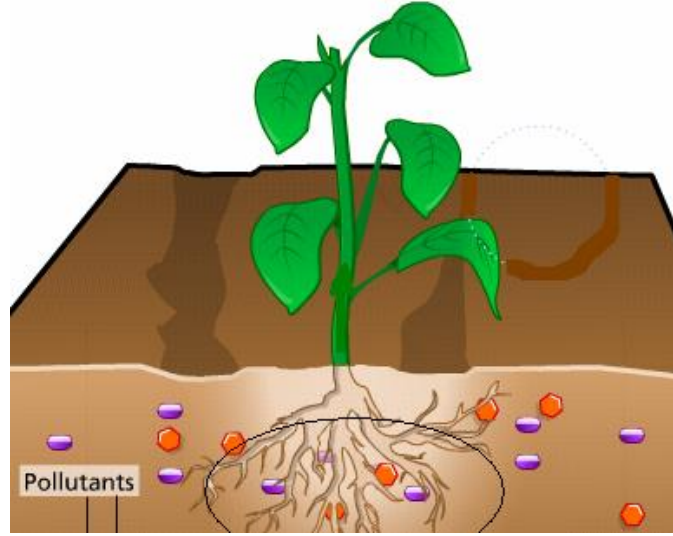


Şekil 2.3. Fitodegradasyon yöntemi

2.1.3. Fitostabilizasyon (Köklerle sabitleme)

Fitostabilizasyon aynı zamanda yerinde inaktivasyon olarak da adlandırılmaktadır. Temel olarak toprak, tortu ve çamurun iyileştirilmesi için kullanılır (USEPA 2000). Topraktaki ve yeraltı sularındaki kirletici maddelerin kökler tarafından emilmesi ve birikmesi, köklere adsorpsiyonu veya bitkilerin kök bölgesi içinde çökmesi (rizosfer) yoluyla belirli bitki türlerinin immobilize edilmesidir. Bu süreç, kirleticinin hareketliliğini azaltır ve yeraltı suyuna göçü önler ve metalin besin zincirine biyoyararlılığını azaltır. Bu yöntem ayrıca, doğal bitki örtüsünün yüzey topraklarındaki yüksek metal konsantrasyonları veya yüzey maddelerine fiziksel rahatsızlıklardan dolayı hayatta kalmayacağı yerlerde bitki örtüsünü yeniden tesis etmek için de kullanılabilir. Metal-toleranslı türler, kirlenmiş alanlardaki bitki örtüsünü yeniden tesis etmek için kullanılır, böylece rüzgar erozyonu ve maruz kalan yüzey topraklarının taşınması ve toprak kirliliğinin yeraltı sularına sızması yoluyla kirleticilerin potansiyel göçünü azaltır. Fitostabilizasyon, sorpsiyon, çökeltme, kompleksleştirme veya metal değer düşüşü ile gerçekleşebilir. Kurşun (Pb), arsenik (As), kadmiyum (Cd), krom (Cr), bakır (Cu) ve çinko (Zn) işlemlerinde faydalıdır. Fitostabilizasyon, bitkinin varlığının toprak kimyasında ve ortamda meydana getirdiği değişikliklerden yararlanır. Toprak kimyasındaki bu değişimler, kirletici maddelerin bitki kökleri veya toprağa adsorpsiyonunu indükleyebilir veya bitki kökü üzerinde metal çökmesine neden olabilir. Phytostabilization, topraktaki ve sedimentlerdeki metaller ve diğer inorganik kirleticileri ele almada başarılı olmuştur (EPA 2000).

Bu teknolojiyle ilişkili avantajlardan bazıları, tehlikeli madde veya biyokütlenin bertaraf edilmesinin gerekmemesi ve yüzey sularının korunması için hızlı immobilizasyon gerektiğinde çok etkili olmasıdır (Zhang vd. 2009). Bitkilerin varlığı ayrıca toprak erozyonunu azaltır ve sistemdeki su miktarını azaltır (USEPA 2000). Bununla birlikte, bu temizleme teknolojisinin aşağıdakiler de dahil olmak üzere birçok dezavantajı vardır: toprakta kalan kirletici madde, geniş çaplı döllenme veya toprak değişikliklerinin uygulanması, zorunlu izleme gereklidir ve kirleticilerin stabilizasyonu temel olarak toprak değişikliklerinden kaynaklanabilir. Fitostabilizasyon yöntemi Şekil 2.4' de verilmiştir.

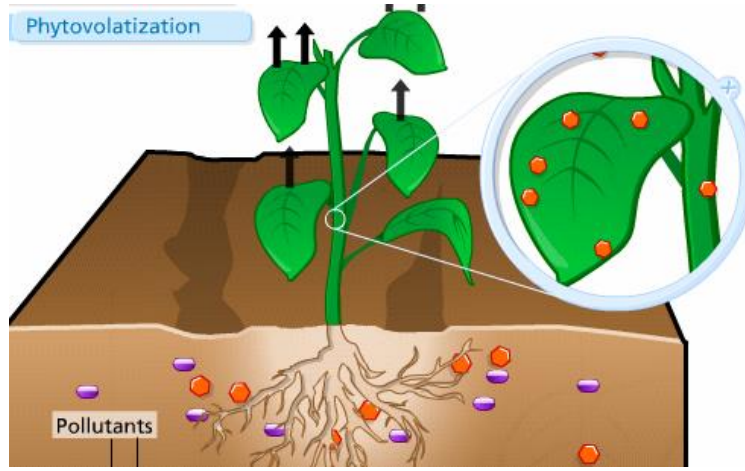


Şekil 2.4. Fitostabilizasyon yöntemi

2.1.4. Fitovolatilizasyon (Bitkisel buharlaşma)

Bu yöntem, bitkilerin topraktan kirletici maddeler almak, onları uçucu formlara dönüştürmek ve onları atmosfere aktarmak için kullanılmasını içerir (USEPA 2000). Fitovolatilizasyon ayrıca, bitkinin gövdesine kontaminantların alınmasını da içerir, ancak daha sonra kirletici, bunun uçucu bir formu veya uçucu bir bozunma ürünü yapraklardan su buharı ile transpired edilir (EPA 2000). Fitovolatilizasyon ayrıca, kirletici maddelerin yapraklardan veya yapraklara ulaşmadan önce kontaminantın geçtiği diğer bitki parçalarından difüzyonunu da beraberinde getirebilir (Raskin ve Ensley 2000).

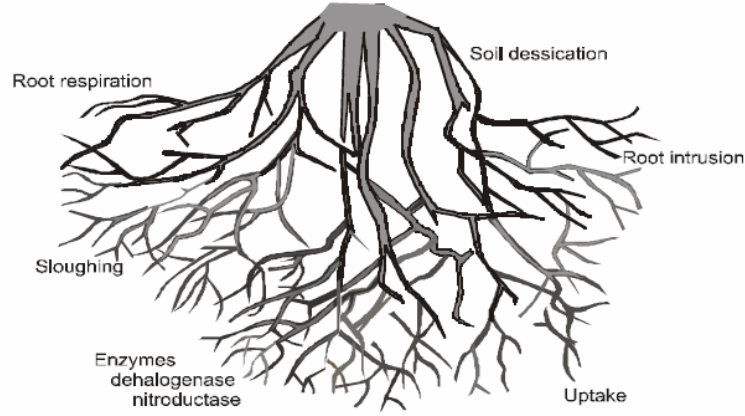
Fitovolatilizasyon (Şekil 2.5) toprakta, çökeltide veya suda bulunan kirleticilerle oluşabilir. Merkür, bu işlemin kullanıldığı başlıca metal kirleticidir. Ayrıca, trikloroetilen gibi uçucu organik bileşiklerin yanı sıra selenyum ve arsenik gibi uçucu formlara sahip olan inorganik kimyasallarla da ortaya çıktığı bulunmuştur. Bu yöntemin avantajı, kirletici, merkürük iyonun daha az toksik bir maddeye (yani, elementel Hg) dönüştürülebilmesidir. Bunun dezavantajı, atmosfere salınan cıvanın çökeltme ile geri kazanılmasının muhtemel olması ve daha sonra tekrar anaerobik bakteriler tarafından metilmercury üretiminin tekrarlanmasıyla göllere ve okyanuslara yeniden ayrılmasıdır (USEPA 2000).



Şekil 2.5. Fitovolatilizasyon yöntemi

2.1.5. Rizodegradasyon (Köklerle bozunum)

Rhizodegradasyon (Şekil 2.6), bitki kök bölgesi veya rizosferdeki kirleticilerin parçalanması anlamına gelmektedir. Bakterilerin veya sayılarının tipik olarak rizosferde geliştiği diğer mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirildiğine inanılmaktadır. Çalışmalar rizosfer dışındaki toprakta olduğu gibi rizosfer topraklarında 100 kat fazla mikroorganizma belgelemiştir (USEPA 2000). Mikroorganizmalar rizosferde çok yaygın olabilir, çünkü bitki şekerler, amino asitler, enzimler ve bakteriyel büyümeyi uyarabilen diğer bileşiklerden salınır. Kökler ayrıca mikropların büyümesi için ek yüzey alanı ve ortamdan oksijen aktarımı için bir yol sağlar. Rhizodegradasyonun lokalize doğası, öncelikle kontamine toprakta yararlı olduğu ve petrol hidrokarbonları, polisiklik aromatik hidrokarbonlar (PAH), klorlanmış olanlar dahil olmak üzere çok çeşitli organik kimyasalların tedavisinde olduğu araştırıldığı ve en azından bazı başarılarla sahip olduğu anlamına gelir. Çözücüler, pestisitler, poliklorlu bifeniller (PCB'ler), benzen, tolüen, etilbenzen ve ksilenler (EPA 2000). Ayrıca bitki destekli biyoremediasyon, ekzisyon / enzimlerin kök bölgesine (rizosfer) salınmasıyla mikrobiyal ve fungal degradasyonun uyarılması olarak da görülebilir (Zhang vd. 2005).



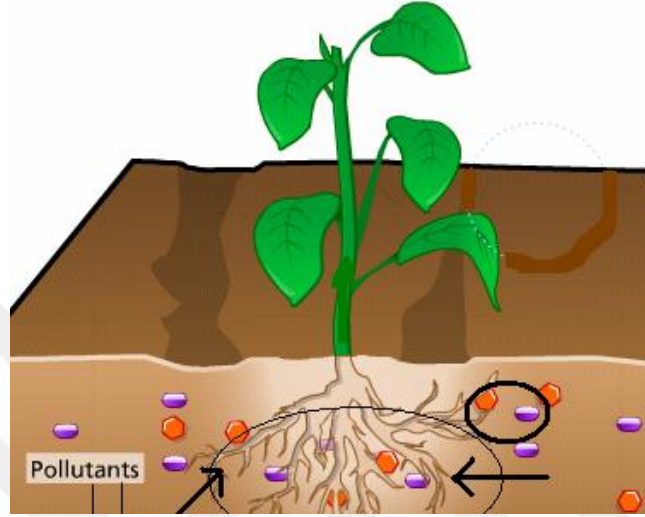
Şekil 2.6. Rizodegradasyon yöntemi

2.1.6. Rizofiltrasyon (Köklerle süzme)

Rizofiltrasyon (Şekil 2.7), özellikle çıkarılmış yeraltı suyu, yüzey suyu ve düşük kirletici konsantrasyonları olan atık suyun giderilmesi için kullanılır. Kök bölgesini çevreleyen solüsyonda bitki kökleri üzerine adsorpsiyon veya çökeltme veya kirletici maddelerin emilmesidir. Rizofiltrasyon tipik olarak yeraltı sularında (in situ veya ekstrakte edilmiş), yüzey suyunda veya metallerin veya diğer inorganik bileşiklerin uzaklaştırılması için atık sularda kullanılır (EPA 2000). Rhizofiltrasyon esas olarak kökler içinde tutulan Pb, Cd, Cu, Ni, Zn ve Cr için kullanılabilir (USEPA 2000).

Rizofiltrasyon bitki ekstraksiyonuna benzer, fakat bitkiler esas olarak topraktan ziyade kontamine yeraltı suyunu ele almak için kullanılır. Temizlik için kullanılacak olan bitkiler, kökleri toprakta değil de sudaki seralarda yetiştirilir. Bitkileri iklime alıştırmak için, büyük bir kök sistemi geliştirildikten sonra, kirlenmiş su bir atık bölgesinden toplanır ve su kaynakları için ikame edildiği bitkilere getirilir. Bitkiler daha sonra köklerin suyu ve kirletici maddeleri beraberinde götürdüğü kirlenmiş alana ekilir. Kökler kontaminantlarla doymuş hale geldikçe, hasat edilir. Ayçiçeği, Hint hardalı, tütün, çavdar, ıspanak ve mısır, su ayıgını en büyük yeteneğe sahip olan sudan çıkarma yeteneğinden dolayı çalışılmıştır. Bir çalışmada, sadece bir saatlik tedaviden sonra, ayçiçekleri, kurşun konsantrasyonlarını önemli ölçüde azaltmıştır. Rizofiltrasyon ile ilgili avantajlar, hem in situ (yerinde) hem de ex situ uygulamaları için hem karasal hem de su bitkilerini kullanma kabiliyetidir. Bir başka avantaj, kirleticilerin sürgünlere yer değiştirmesi gerekmemesidir. Bu nedenle, hiperakümülatörler dışındaki türler kullanılabilir. Karasal bitkiler, lifli ve çok daha uzun bir kök sistemine sahip oldukları için tercih edilir, çünkü kök alan miktarını arttırır (Raskin ve Ensley 2000).

Dezavantajlar ve sınırlamalar arasında pH'ı ayarlama sürekli bir gereksinim vardır, bitkiler ilk önce bir serada veya kreşte yetiştirilmelidir; periyodik hasat ve bitki bertarafı vardır; Tank tasarımı iyi tasarlanmış olmalı; Kimyasal türleşme / etkileşimlerin iyi anlaşılması gerekmektedir. Rhizofiltrasyon ile iyileştirme maliyetinin 1000 galon subaşına 2 ila 6 dolar olduğu tahmin edilmektedir (USEPA 2000).



Şekil 2.7. Rizofiltrasyon yöntemi

2.1.7. Hidrolik Kontrol

Bu yöntem su masalarının ve toprak alan kapasitesinin bitki kanopileri tarafından kontrol edilmesidir. Hidrolik kontrol kullanan filizlenme projeleri genellikle büyük hacimlerde su taşıma kapasitesine sahip olan ve böylece sahadaki mevcut su dengesini etkileyen freatofitik ağaçları ve bitkileri kullanır. Artan transpirasyon, çökeltinin infiltrasyonunu azaltır (böylece, vadoz bölgesinden kirletici maddelerin sızmasını azaltır) veya yeraltı sularının transpirasyonunu artırır, böylece yer altı suyu eriklerinde sahadan kontaminant göçü azaltır. Bu nedenle, hidrolik kontrol, toprak, tortu veya yeraltı suyundaki çok çeşitli kirletici maddeleri ele almak için kullanılabilir (EPA 2000). Hidrolik kontrolün, özellikle yeraltı suyu kontaminasyonunun kontrol edilmesi için uygun bir fito-mekanizma mekanizması olduğuna dikkat edilmelidir, çünkü kirleticilerin özellikleri tekniğin başarısı ile ilgili değildir.

2.2. Fitoremediasyonun Kullanım Alanları

Son yıllarda yaygın olarak kullanılmaya başlayan yeşil ıslah (fitoremediasyon) çalışmaları çok farklı metal ve organik kirleticiler için birçok farklı ülkede denenmiş ve başarılı sonuçlar elde

edilmiştir. Çizelge 2.1’ de farklı ülkelerde uygulanmış fitoremediasyon sınıflarına göre kirleticilerin bulunduğu ortamlar ve kullanılan bitki türleri verilmiştir (Türkoğlu 2006).

Çizelge 2.1. Fitoremediasyon tekniklerinin farklı kirletici ve ortamlarda kullanım alanları (Hamutoğlu 2012)

Mekanizma	Bitkiler	Ortam	Süreç Hedefi	Kirleticiler
Fitoekstraksiyon	Hindistan hardalı, alyssum, ay çiçeği, hibrit kavaklar	Toprak, sediment ve çamur	Kirletici alma ve uzaklaştırma	Metaller, metalloidler ve radyonükleidler
Rizofiltrasyon	Ay çiçeği, Hindistan hardalı, su sümbülü	Yüzey ve yer altı suyu	Kirletici alma ve uzaklaştırma	Metaller, radyonükleidler
Fitostabilizasyon	Hindistan hardalı, Hibrit kavaklar, çimler	Toprak, sediment ve çamur	Kirletici etkisizleştirme	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn
Rizodegradasyon	Kırmızı dut, çimler	Toprak, yer altı suyu	Kirletici giderme	Organik bileşikler
Fitodegradasyon	Alg, Hibrit kavaklar, siyah söğüt, servi	Toprak, sediment ve çamur, yer altı suyu, yüzey suyu	Kirletici giderme	Organik bileşikler, Klorinat çözücüler, Herbisitler, Fenoller
Fitovolatilizasyon	Kavaklar, yonca, Hindistan hardalı	Toprak, sediment ve çamur, yer altı suyu	Kirleticiyi buharlaştırma	Klorinat çözücüler, Bazı inorganikler (Se, Hg, As)
Hidrolik Kontrol	Hibrit kavaklar, söğüt	Yüzey ve yer altı suyu	Kirletici bozunma	Suda çözünen Organik ve İnorganik bileşikler

3. BÖLGEDE İNCELENECEK AĞIR METALLER VE ETKİLERİ

Ağır metaller, 4 g cm^{-3} 'ten daha büyük atomik yoğunluğa sahip metaller ve metaloidler grubuna uygulanan genel bir terimdir (Hawkes 1997). Düşük konsantrasyonlarda bile insanlar için toksiktir (Lenntech Su Arıtma ve Hava Arıtma 2004). Bu çalışmada ele alınan ağır metaller Kadmiyum(Cd), Kurşun(Pb), Kalsiyum(Ca), Krom(Cr), Bakır(Cu), Mangan(Mn), Magnezyum(Mg), Nikel(Ni), Demir(Fe) ve Çinko(Zn) dur. Ağır metaller iki ana gruba ayrılabilir: (i) bitki büyümesi için gerekli olan B, Cu, Fe, Mo, Ni ve Zn gibi elementler, fakat konsantrasyonları kesin olduğunda eşik seviyelerde hayvanlar ve bitkiler için toksik hale gelir. Bunlardan bazıları için önerilen toksik konsantrasyonlar arasındaki sınır oldukça dardır; (ii) bitkiler veya hayvanlar için gerekli olmayan, Cd, Hg ve Pb gibi elementler.

Topraktaki ağır metal kaynakları: toprak minerallerinin ayrışması, arıtılmış atıksu arıtma tesisi (TWW), kanalizasyon çamuru ve gübreler ile endüstriyel faaliyetlerdir (Gupta vd. 2010). Ağır metaller sadece toprak kirlenmesine değil, aynı zamanda gıda üretimini, kalitesini ve güvenliğini de etkilemektedir (Muchuweti vd. 2006). Bazı ağır metaller çok düşük konsantrasyonlarda bitkiler için zehirlidir, diğerleri ise bitki dokularında görülebilir yüksek semptomlarla veya verimde azalma olmadan nispeten yüksek seviyelerde birikebilir (Verkleij vd. 2009). Ağır metallerle kirlenmiş bölgelerde büyüyen bitkiler de büyüme, düşük biyokütle üretimi ve metal birikimi ile sonuçlanan metabolizma fizyolojik ve biyokimyasal süreçler ile değişebilir (Nagajyoti vd. 2010). Yüksek seviyelerde ağır metallere maruz kalan insanlar; kanserler, kardiyobasküler problemler, depresyon, hematik, gastrointestinal ve böbrek yetmezliği, osteoporoz ve tübüler ve glomerüler disfonksiyonlar gibi çeşitli hastalıklardan muzdarip olabilirler (ATSDR 2005; European Food Safety Authority 2012; Fewtrell vd. 2003; Steenland ve Boffetta 2000; Vogtmann vd. 2013; WHO 2010). Bebekler, çocuklar ve ergenler ağır metal zehirlenmesine özellikle duyarlıdır, bu da gelişimsel bozukluklar ve düşük zeka düzeyleri ile sonuçlanır (Dapul ve Laraque 2014; Ernhart vd. 1987, 1988; Schwartz 1994).

3.1. Ağır Metal Alımı ve Bitkiler Tarafından Translokasyon

Bitkiler ağır metalleri emebilir ve bunları dokularında biriktirebilir. Metal Emilimi, büyük ölçüde kök alımıyla gerçekleşir, ancak yaprak alımı da oluşabilir (Nagajyoti vd. 2010).

3.1.1. Kök Alımı

Atık su sulu topraklarda yetiştirilen bitkiler, tatlı su ile sulanan toprakta yetiştirilen bitkilerden önemli ölçüde daha yüksek ağır metal konsantrasyonları sergilemiştir (Balkhair ve Eşref 2016), Bitki dokularındaki ağır metal konsantrasyonu ile kanalizasyon suyundaki ağır metal konsantrasyonu arasında anlamlı bir pozitif ilişki vardır. Khan vd. (2008), arıtılmış ve arıtılmamış atıksu ile suyunun sebzelerin yenilebilir kısımlarında Cd, Pb ve Ni kirliliğini artırdığını ve uzun vadede insan sağlığına potansiyel bir risk oluşturduğuna karar vermiştir. Sachan vd. (2007) ve Khan vd. (2012), sebzelerde Pb ve Cr'un biyoakümüülasyonunun bitki büyümesi için kritik konsantrasyonların ve hayvan diyetleri için öngörülen sınırın üstünde olduğunu bulmuştur. Pek çok araştırmacı, toplam toprağın konsantrasyonlarının, farklı özelliklere sahip topraklar karşılaştırıldığında, fitotoksitesinin iyi bir göstergesi olmadığını göstermiştir (Jacobs vd. 1970). Woolson vd. (1971), bitki büyümesinin, suda çözünürlük konsantrasyonu ile daha iyi ilişkili olduğunu rapor etmiştir. Ayrıca Gulz vd. (2005) mısır, kolza, ingiliz çimi ve ayçiçeği tarafından alındıkça temel olarak kök sistemi ile oluştuğunu ve As çözünürlüğü ile arttığını bulmuşlardır. Pigna vd. (2015), aynı zamanda, As'ın esas olarak köklerde biriktiğini, yerüstü organlarında daha az ölçüde olduğunu ve fizyolojik değişimlere ve zararlara neden olduğunu göstermektedir.

Cd ve onun bileşikleri, toprak ortamına ve yerel ortama göre değişen organik madde içeriği gibi çeşitli faktörlere bağlı olarak toprak yapısından kök sistemine doğru hareket edebilir. (Sauve vd. 2000). Genel olarak Cd, katı organik maddeye güçlü bir şekilde bağlanır, toprakta daha az hareketli hale gelir (Kinniburgh vd. 1999). Ağır metal kirlenmiş topraklarda yetiştirilen sebzeler, özellikle yapraklı sebzeler, yapraklarda biriken çoğu metal ile kirlenmemiş topraklarda yetiştirilenlerden daha fazla miktarda metal emer (Al Jassir vd. 2005). Karnabahar, lahana ve ıspanak gibi yapraklı sebzeler, atık su ile sulama altında oldukça iyi yetişir (Cobb vd. 2000), turp gibi diğer sebzeler ise kanalizasyon suyuna duyarlıdır (Kapourchal vd. 2009). Avcı (2013), atık suyla sulama altında yetiştirilen sebzelerin topluma ve hayvanlara ciddi sağlık tehlikelerine yol açabilecek birçok ağır metal içerdiğini tespit etmiştir.

Metal iyonlarının köklerine girmesi için iki ana yol mevcuttur: apoplastik ve sempatik. Apoplastik hareket sadece katyonik olmayan metal şelatlar ile mümkündür, çünkü hücre duvarları katyonlar için nispeten yüksek bir değişim kapasitesine sahiptir (Raskin vd. 1997). Bu nedenle, metal iyonlarının çoğu, çözünmez ve vasküler sistemde kendi başlarına hareket edemedikleri için, karbonat, sülfat veya fosfat çökeltileri oluşturulduktan sonra apoplastik ve sempatik bölmelerde hareketsiz kalmaktadırlar (Garbisu ve Alkorta 2001; Raskin vd. 1997).

Ağır metal iyonları, kök semptomu yoluyla ksilem akımına girebilir; Bunun gerçekleşmesi için plazma membranını geçmeleri gerekir (Tester ve Leigh 2001). Plazma membranının yüksek negatif dinlenme potansiyeli, elektrokimyasal gradyan nedeniyle metal iyonlarının içe doğru hareketini kolaylaştırır (Raskin vd. 1994). Ksilemde, metal nakil zar taşıma proteinleri tarafından aracılık edilir (Thakur vd. 2016). Metal iyonlarının, casparian şeridinin içinden taşınması, enerji gerektiren bir aktif nakil sistemi aracılığıyla gerçekleşir (Cunningham ve Berti 1993).

3.1.2. Yaprak Alımı

Yaprak yüzeyine atmosferik parçacıkların çökertilmesinden sonra dökülen yapraklarında yüzeyinde ağır metaller birikebilir (Schreck et al. 2011, 2012). Stoma, kesik çatlaklar, lentikeller, ektodesmata ve sulu gözeneklerden yaprak alımı meydana gelebilir (Fernández ve Brown 2013; Fernández vd. 2013). Endüstri alanlarında Dahmani Muller ve diğ. (2000) bitki dokularındaki ağır metal konsantrasyonlarının ML'lerinden birkaç kat daha yüksek olduğunu bulmuşlardır. Diğer birçok çalışma (Cannon ve Bowles 1962; Quinche vd. 1969; Schreck vd. 2012), aynı zamanda, yapraklı bitki organlarında geliştirilmiş ağır metal konsantrasyonlarını da rapor etmiştir. Örneğin, yolların yakınında ya da Fransa'daki sanayi bölgelerinde yetişen bitki dokularında Pb içeriğinin 50-400 $\mu\text{g g}^{-1}$ 'e çıktığı gözlenmiştir (Quinche vd. 1969); New Denver, Kanada'da yıkanmış otlarda Pb içeriğinin 100–3000 $\mu\text{g g}^{-1}$ 'e çıktığı (Cannon ve Bowles, 1962); Zürih, Cu, Sn, Cd, As ve Pb içeriklerinde, bitkisel yayılıştaki (*Lactuca sativa*, *Petroselinum crispum* ve *Lolium perenne*), Fransa'nın güney-güneybatısındaki Toulouse bölgesinde ağır tortular nedeniyle, Fransa'nın güney-doğu bölgesinde yapraklarda artış gözlenmiştir (Schreck vd. 2012). Madencilik ve maden döküm alanlarının yanı sıra kentsel alanlarda da büyüyen bitkiler yapraklarında ağır metal konsantrasyonları görülmüştür. (Shahid vd. 2013; Xiong vd. 2014). Bu nedenle, sanayi veya yolların yakınındaki biyo-izleme çalışmaları, atmosferik çökeltme veya aktarma yoluyla ağır metal kirliliğinin değerlendirilmesine daha fazla dikkat çekmektedir.

Zehirli ağır metaller de meyve ağaçlarında birikebilir. Örneğin, yoğun ağır metal ile kirlenmiş su ile sulanan ağaçlardan elde edilen şeftali meyvesinde, zehirli Ni ve Pb düzeylerinin üstünde konsantrasyonlar bulunmuştur (Başar ve Aydınoğlu 2005). Kirlenmiş toprakta yetişen ağaçların kökleri, yaprakları ve meyvelerinde yüksek konsantrasyonlarda Cd bulunmuştur (Li vd. 2006). Maden topraklarında yetiştirilen yenilebilir meyve ağaçlarında (*Mangifera indica*, *Anacardium occidentale*, *Psidium guajava*, *Artocarpus heterophyllus* ve *Syzygium cumini*),

bahçe topraklarında yetiştirilenlere göre daha fazla ağır metal birikimi gözlenmiştir (Maiti vd. 2016)

3.2. Ağır Metallerin Bitkiler Üzerindeki Etkileri

Birçok bitki, temel mikrobesein olan ağır metallerin hem eksikliğine hem de aşırı mevcudiyetine duyarlıdır. Zirai toprakların zehirli ağır metallerle kirlenmesi, yaygın oluşumları ve bitki büyümesi üzerindeki akut ve kronik toksik etkileri nedeniyle kritik bir çevresel sorun haline gelmiştir. Örneğin, Zn ve Cd'nin fitotoksitesinin, bitki büyümesinde ve gelişiminde ve metabolik aktivitelerinde bir azalma ve çeşitli türlerde oksidatif hasarın indüksiyonu ile endike olduğu; bitkilerin fazlalığa maruz kalması Cu konsantrasyonu, oksidatif stres ve reaktif oksijen türleri (ROS) üretir; Hg'nin toksik seviyeleri, bitkilerdeki görünür yaralanmalara ve fizyolojik bozukluklara neden olabilir; CO₂ gerilmesi, elektron taşınması, fotofosforilasyon ve enzim aktiviteleri açısından fotosentezi etkileyen önemli faktörlerden biri Cr stresidir; Topraktaki yüksek Pb seviyeleri, birçok bitki türünde anormal morfolojiye neden olur; Bitki dokularındaki yüksek Ni içeriği, besin dengesindeki bozulmayı gösterir ve hücre zarı fonksiyonlarının bozulmasına yol açar; Bazı türlerde Mn toksitesisi zamanla genç yapraklara doğru ilerleyen yaşlı yaprakların klorozu ile başlar; Fe fazlalığı, hücre yapısını geri dönüşümsüz olarak bozan ve membranlara, DNA'ya ve proteinlere zarar veren serbest radikal üretime neden olur (Nagajyoti vd. 2010). Fitotoksite belirtileri arasında yaprak nekrozu ve solgunluk, ardından kök büyümesi ve filiz büyümesinin gecikmesi bulunur (Liebig 1965; Woolson vd. 1971). Literatür, özellikle membran hasarı, elektrolit sızıntısı ve reaktif oksijen türlerinin oluşumu ile bağlantılı olanlar olmak üzere, sinyal yollarının indüksiyonu ile As eyleminin olasılığını gösterir (Garg ve Singla 2011).

3.3. Ağır Metallerin İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkileri

Gıda zinciri (toprak-bitki-insan), insanın toprak kirlenmesine maruz kalması için başlıca yollardan biri olarak kabul edilmektedir. Ağır metallerin gıda zincirine sokulması, hayvanlarda ve insanlarda bir dizi ilişkili sağlık riski nedeniyle özel bir endişe kaynağıdır. Ağır metaller çok zehirlidir ve çok düşük konsantrasyonlarda bile ciddi hasara neden olma potansiyeline sahiptir (Sarwar vd. 2010). Örneğin, hem gelişmiş hem de gelişmekte olan ülkelerde içecekler, meyve suları, şaraplar ve çeşitli gıda ürünleri de dahil olmak üzere gıda maddelerinde değişen ağır metal konsantrasyonları tespit edilmiştir (Al-Ahmary 2009; Bua vd. 2016; Goldhabe 2003; Hu

vd. 2013; Licata vd. 2012; Sharma vd. 2009; Vadalá vd. 2016; Zaidi vd. 2006). Zehirli ağır metallere insan maruziyeti ve bunların gelişimsel gerileme, çeşitli kanser türleri, böbrek hasarı, endokrin bozulma, immünolojik ve nörolojik etkileri gibi sağlık etkileri sunulmaktadır.

Ağır metallerin oluşturduğu potansiyel sağlık riskleri, tahmini diyet alımının sonuçlarına göre ihmal edilebilir düzeyde bulunmuş, bu da TWW (arıtılmış atık su) ile sulanan sebzelerin tüketiminin insanlar için güvenli olduğunu göstermektedir. Bunun nedeni, sulama için kullanılan TWW'nin düşük seviyelerde ağır metal içermesi olabilir. Bununla birlikte, tarımsal kullanım için tavsiye etmeden önce, farklı nitelikteki atık sularla kapsamlı bir değerlendirme yapılmalıdır.

Adamo vd. (2014), insan faaliyetlerinin sonucu olarak topraktaki Cu, Cr, Pb ve Zn düzeylerinin, konut düzenlemeleri için İtalyan düzenlemeleri tarafından belirlenen izin verilen değerleri aşmasına rağmen, yerel tüketiciler için risk oluşturmadıklarını bulmuştur. Bu bilgi kirli bölgelerde yaşayan insanlar ve mikro ölçekli gözlemleri ölçeklendirmek isteyen bilim insanları için çok önemlidir. Öte yandan, Romanya'da maydanoz, havuç, alabaşlar ve en yüksek ağır metal akümülatörleri olduğunu kanıtlamıştır ve marulla yapılan pek çok deneyde, kuru ağırlığa göre, fazla ağır metal içeren aşırı içerik bulmuşlardır (Roba vd. 2016).

4. ÖNCEKİ ÇALIŞMALAR

Severne (1974), *Hybanthus floribundus* bitkisinde nikel birikimini araştırmıştır. Ray ve White (1976), ağır metal biriktirme özellikleri bakımından farklı sucul bitkileri karşılaştırmış ve uygun biyolojik izleyiciler belirlemişlerdir.

Welsh ve Denny (1976), İngiliz gölünde su bitkileri ve ağır metallerin geri kazanılmasıyla ilgili çalışmalar yapmışlardır.

Franzin ve Forlane (1980), sucul ekosistemlerin metal derişimlerinin bir indikatörü olarak *Myriophyllum exalbescens* türünün analizlerini yapmışlardır.

Taylor ve Crowder (1981), *Typha latifolia* bitkisinin ağır metal alma ve biriktirme yeteneği ile ilgili çalışmalar yapmış ve bu bitkinin yüksek miktarda ağır metali dokularında tuttuğunu göstermiştir.

Kovacs vd. (1981), kışın yapraklarını döken bazı ağaçların yapraklarının, birçok metal elementinin biyolojik indikatörü olarak kullanılabileceğini göstermişlerdir.

Aulio ve Salin (1982), *Potamogeton*'un beş türünde bakır, çinko, manganez ve demir'in zenginleştirilmesiyle ilgili çalışmalar yapılmıştır.

Heisey ve Damman (1982), Doğu Amerika sucul makrofitlerinin bakır ve kurşun alımı ile ilgili araştırmalar yapmışlardır.

Hickey ve Kittrick (1984), yüksek seviyelerde ağır metalleri içeren sedimentler ve topraklarda kadmiyum, bakır, nikel ve çinkonun kimyasal ayrımı üzerine çalışmalar yapmışlardır.

Taylor ve Crowder (1981), *Typha latifolia* bitkisinin ağır metal alma ve biriktirme yeteneği ile ilgili çalışmalar yapılmış bu bitkinin yüksek miktarda ağır metali dokularında tuttuğunu göstermiştir.

Dinka (1986), *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. ve *Phragmites australis* av. Trin ex Stend bitkilerinde elementlerin birikimi ve dağılımını incelemişlerdir.

Lakatos (1993), sığ göllerde yetişen yüksek bitkilerde (*Phragmites australis* av. Trin.ex Steudel) ve onun perifitonu ile ilgili önemli çalışmalar yapmıştır.

Oliveira vd. (1999), suda yetişen kamış (*Phragmites australis* Cav. Trin.ex Steudel) ve sediment içindeki metalleri araştırmışlardır.

Lakatos vd. (1999), Macaristan sığ sularında yetişen yaygın kamışlarda *Phragmites australis* Cav. Trin ex Steudel) ve onun perifitonunda ağır metal içeriği le ilgili araştırmalar yapmışlardır

Duman (2001), Sarımsaklı – Karasu’da yetişen *Phragmites australis* Cav. Trin x Steudel, *Typha angustifolia* L. bitkileri ve bunları çevreleyen sedimentlerde ağır metal tayini yapmıştır.

Demirezen (2002), Sultan Sazlığı ve çevresindeki sucul ekosistemlerde ağır metal kirliliğini araştırmış en fazla ağır metal biriktiren bitkinin *Phragmites australis* olduğunu ve bu bitkinin ağır metalleri kökleri aracılığı ile sedimentten aldığını belirtmiştir

Demirezen ve Aksoy (2004), Sultan Sazlığı'nda yaşayan *Typha angustifolia* ve *Potamogeton pectinatus* bitkilerinde ağır metal (Cd, Pb, Cr, Ni, Zn ve Cu) birikimini araştırmış; *T. angustifolia* dokularının *P. pectinatus*'a oranla daha fazla ağır metal içerdiğini belirtmişlerdir. Yine aynı çalışmada, bitkiler ve bulundukları su ortamının ağır metal içeriği ile su pH'sı arasında istatistik bakımdan bir ilişki olduğunu belirtmişlerdir.

Demirezen ve Aksoy (2006), yine Sultan Sazlığı'nda yetişen hidrofitlerden *P. australis*, *Typha angustifolia*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus sphaerospermus* ve *Groenlandia densa* bitkileri, bulundukları su ve sedimentteki Mn ve Fe içeriklerini araştırmış; su içi bitkilerinden *P. pectinatus*'un *G. densa*'dan daha fazla ağır metal içerdiğini belirtmiş; *P. australis*'in ise çevredeki ağır metaller için çok iyi bir biyolojik indikatör olacağını ifade etmişlerdir.

Duman vd. (2006), Sapanca Gölü'nde *Potamogeton lucens* bitkisinde ağır metal birikimi ve dağılımının mevsimsel değişimini incelemiş; Cu, Mn ve Zn'nun köklerde aktif olarak taşındığını, özellikle de Sonbahar mevsiminde bu metallerin daha fazla biriktiğini belirtmişlerdir. Ayrıca, bitki köklerindeki Cd konsantrasyonu ile sedimentlerdeki Cr, Cu, Ni ve Cd içerikleri arasında istatistik olarak pozitif bir korelasyon bulunduğunu ifade etmişlerdir

5. MATERYAL VE YÖNTEM

5.1. Araştırma ve Çalışma Alanı

Çalışma alanı olan Ahlat Sazlığı ulusal öneme haiz sulak alandır. Bitlis İli Ahlat İlçesi'nin güneybatısında bulunan Ahlat Sazlıkları, Van Gölü'nün kuzeybatı sınırında yer almakta olup Bitlis, Van, Ahlat ve Tatvan yerleşim merkezlerine sırası ile 59 km, 180 km, 6 km ve 37 km uzaklıktadır. Sulak alan, Bitlis-Ahlat karayolu kıyısında bulunmaktadır. Karayolu sazlığın bir kısmını ikiye ayırmaktadır. Alan Van Gölünün kıyısında yer almakta ve sazlıktan akan tatlısu göle karışmaktadır. Alana Erciş-Ahlat ve Patnos-Ahlat karayolu güzergahından da varılabilmektedir (Şekil 5.1, Şekil 5.2).



Şekil 5.1. Çalışma Alanı (Ahlat Sazlıkları)



Şekil 5.2. Çalışma Alanı (Ahlat Sazlıkları)

5.2. Kullanılan Bitkiler

Çalışma alanı olarak Bitlis İli' nin sulak alanı kabul edilen Ahlat Sazlıkları seçilmiştir. Ahlat Sazlıkları' nında yetişen *Phragmites australis* (kamış), *Typha angustifolia* (hasır otu) ve *Lythrum salicaria* (Hevhulma) bitkileri ve bu bitkileri çevreleyen sedimentlerde ağır metal konsantrasyonlarının belirlenmesi üzerinde durulmuş ve bu bitkilerin hiperakümülatör seviyeleri belirlenmeye çalışılmıştır.

5.2.1. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (Kamış)

Phragmites australis Poaceae familyasına ait bir türdür. *Phragmites australis*; 2–4 m boyunda dik, bazen de 6 m. ye kadar uzayabilen, genellikle de stolonlu, creeping rizomlara sahip çok yıllık bir bitkidir (Şekil 5.3). Akarsular ve bataklıklarda, göllerde, göletlerde, hendeklerde ve ıslak arazilerde yetişir. Stolonlu rizomlar 10 m veya daha fazla uzunluğa ulaşabileceğinden, kökünü sökmek veya yok etmek oldukça zordur. Yapraklar gövdeye bitişik ince bir saçak ile yaprak tabanındaki belirgin kanat benzeri uzantıları taşıyan düzgün bir kılıfla gövdeye

tutunmuştur. Çiçekler çok büyüktür; 20-60 cm uzunluğunda çok dallı çiçeklenme gösterir ve genellikle mor renklidir. *P. australis*' in çiçeklenme dönemi Temmuz ve Ekim aylarındadır (Davis 1965).

Sürünücü toprak altı gövdeleri bulunan iri yapılı çok yıllık emergens (kenar bitkileri) bitkilerdir. Kökleri 75 cm' den daha derine iner. Gövde sağlamdır, çok boğumlu olup üç metreye kadar uzayabilir. Yaprak kınları düz yüzeylidir, kenarları birbiri üzerine binmiştir, taban bölgelerine doğru daralmıştır. Kenarları pürüzlüdür, uzun ve belirgin olarak uca doğru daralır. Başaklar 3–6 çiçeklidir. Başakçık kavuzları eşit boyda değildir; pürüzsüzdür, alt kavuz yumurtamsı-mızraksı, uzun sivri uçlu ve 9 mm boyundadır. En alttaki dış kavuz üst kavuzun iki katı boydadır. Başakçık eksenindeki tüyler 7–9 mm'dir. Geniş yayılışlı bir Avrupa-Sibirya elementidir.

Genellikle göller, ırmaklar, sulama kanalları, bataklıklar ve deniz kıyılarında gelişirler. Gölün her tarafında geniş yayılış göstermekle birlikte özellikle su derinliğinin fazlaştığı yerlerde topluluklar halinde bulunur. Bazen aralarına güneş ışınlarının girebildiği kesimlerde bazı su altı bitkilerinin girmesine engel olamazlar. 100–300 cm derinliklerde yayılmakta ve su çekilmiş nemli yerlerde dahi varlığını sürdürebilmektedir.

Ekonomik önemi olan bir türdür. Halk tarafından beyaz kamış, kamış otu ve süpürge kamışı olarak bilinir. Atlar ve sığırlar için iyi bir besin kaynağıdır. Anadolu'da damları örtmek için kullanılır. Rizomları yenebilir, yaprakları sebze olarak kullanılır. Süslemecilikte, sepet ve sandal yapımında değerlendirilir. %50 oranında selüloz içerir ve 0.8–3.0 mm uzunluğunda, 5.0–30.5 um kalınlığında fibrillere sahiptir.



Şekil. 5.3 *Phragmites australis* (Kamış)

5.2.2. *Typha angustifolia* L. (Hasır Otu)

Typha angustifolia Typhaceae familyasına ait bir türdür. *Typha angustifolia*, yüksekliği 3 veya daha fazla metre uzayabilen, dik, uzun ömürlü tatlı su kenarlarında yaşayan sucul bir bitkidir (Şekil 5.4). Hava kanalları bulunan süngersi bir kesite sahip, şerit benzeri lineer kuyruklu yapraklara sahiptirler. Yeraltı sapı kalın olan rizomları bulunur (Motivans and Apfelbaum 1987). *Typha angustifolia* sulak alanlarda, saz çayırlarında, yavaş hareket eden akarsularda, nehir kıyılarında ve göl kıyılarında bulunabilir. Tesis, yol kenarı hendekleri, rezervuarlar ve diğer bozulmuş ıslak toprak alanları gibi su seviyeleri geniş dalgalanma gösteren alanlarda bulunur. *T. angustifolia*'nın çiçeklenme dönemi Mayıs sonu ve Haziran aylarıdır. Bazen iklim ve çöplerden etkilenen toprak ve su sıcaklıklarına bağlı olarak Temmuz ayının sonunda da gerçekleşebilir. Meyveler Ağustos ve Eylül aylarında olgunlaşır (Keddy ve Ellis 1985). *Typha angustifolia* kolonileri genellikle vejetatif üreme ile korunur. Çok yıllık bir kök stoğu, üremeden sorumlu ana organdır (Apfelbaum 1985). Bitki dokuları, bazı metallerin nispeten yüksek konsantrasyonlarını depolayabilir. *Typha angustifolia*'nın bir iç bakır ve nikel tolerans mekanizması var gibi görünüyor. Ağır metal toleransı için evrimsel bir seçim olması muhtemel değildir, fakat bu olayın daha çok türlerin doğasında olduğunu söylemek daha doğru olur (Demirezen ve Aksoy 2004).



Şekil 5.4. *Typha angustifolia* (Hasır Otu)

5.2.3. *Lythrum salicaria* L. (Hevhulma)

Lythrum salicaria (hevhulma), yazın mor renkli çiçekler açan ve 2 metreye kadar uzayabilen çok yıllık otsu bir bitkidir (Şekil 5.5). Islak ya da nemli toprağı ve güneşli ya da yarı gölgeli bölgeleri tercih eder. Dona dayanıklıdır (-25°C 'ye kadar). Dere kıyısı ve sulak alanlarda görülür. Killi , kumlu ve tınlı topraklara uyumludur. Stemler kırmızı mor arasındadır. Yapraklar lanseolat, tüylü ve sapsızdır. Çiçekler morumsu kırmızı , altı petalli, on iki stamenlidir. Aynı zamanda çiçekleri hermafrodittir. Üç farklı çiçek tipi ile tozlaşabilir. Haziran, temmuz, ağustos aylarında çiçek açar. Tohumları olgunlaştığında yapraklar parlak kırmızıya döner. Birçok farklı yaprak türü vardır , bu yüzden sayısız alttür ve varyete tespiti yapılmıştır. İçeriğinde glikozit, flavon, uçucu yağ ve sarı madde içerir.



Şekil 5.5. *Lythrum salicaria* (Hevhulma)

Halk arasında Hevhulma olarak anılan *Lythrum salicaria* bitkisi aynı zamanda süs bitkisi olarak kullanılır. Ilıman iklimi seven *Lythrum salicaria* bitkisi daha çok Avrupa, Anadolu ve Güney Asya'da yetişmektedir. Dere, göl ve su kenarlarında daha çok görülmektedir. *Lythrum salicaria* bitkisinin faydaları çok fazladır ve bebekler dahil her yaş için kullanımı güvenlidir. İshal ve dizanteri tedavisinde kullanılmaktadır. Astrejan (dokuları sıkıştıran yahut daraltan ilaç) bir bitkidir. Aynı zamanda antibiyotik olarak kullanılır ve kanamayı durdurucur. Haricen yara ve

egzamaya iyi gelen *Lythrum salicaria* bitkisi yaprakları taze iken sebze olarak da kullanılmaktadır.

5.3. Ağır Metal Analizi

Çalışma alanı olarak seçilen Bitlis İli' nin sulak alanı kabul edilen Ahlat Sazlıklarının florasında yetişen *Phragmites australis* (kamuş) ve *Typha angustifolia* (hasır otu) bitkileri bu bölgeden çiçeklenme döneminde toplanmıştır. Aynı zamanda bu bitkileri çevreleyen sedimentler ve toprak numuneleri de uygun bir şekilde araziden alınmıştır. Bu numuneler *Phragmites australis* (Phrag1), *Typha angustifolia* (Typh1), ayrıca yine bu bölgede yoğun olarak tespit ettiğim *Lythrum salicaria* (Lh1), 1. İstasyondaki toprak örneği (T1), 2. İstasyondaki toprak örneğidir (T2). Bu numunelere ait koordinatlar (Şekil 5.6)' da harita üzerinde gösterilmiştir. Toplanan bu türler teşhis edilmek amacıyla Çevre Mühendisliği Laboratuvarına getirilmiştir. Flora of Turkey adlı eser ve Botanik kılavuzu yardımıyla bu türlerin teşhisi yapılmıştır. Teşhisleri yapılan bu türlerin yaprak, gövde, çiçek, kök gibi kısımları ön işlem yapılmak üzere ayrılmıştır. Buradaki amacımız bitkinin sahip olduğu toprak altı ve toprak üstü organlarında birikim gösteren ağır metal içeriklerinin ayrı ayrı tespit edilmesi ve bu organlar arasında karşılaştırılma yapılabilmesidir. Yaprak, gövde, çiçek, kök gibi kısımlarına ayrılan bu bitkiler öncelikle laboratuvardaki çeşme suyuyla yıkanmıştır (Şekil 5.7.). Daha sonra ELGA PURELAB-Q DV25 marka saf su cihazından (Şekil 5.8) geçirilen bu parçalar geçirilen bu parçalar kurutulmak üzere ayrı ayrı filtre kağıtları üzerine serilmiştir (Şekil 5.9.). Kurutulduktan sonra MST55 marka Etüv cihazında (Şekil 5.10.) her bir bitki parçası filtre kağıtlarına sarılı bir biçimde 50 °C' de 24 saat bekletilmiştir (Şekil 5.11.). 24 saat sonunda bu bitki numuneleri ayrı ayrı ağzı kapalı poşetlere konulup dolaplara kaldırılmıştır. Ayrıca bu türlerin toplandığı alanda birbirinden farklı görülen 2 alandan toprak numuneleri alınmıştır (Şekil 5.12.). Yine bu toprak numuneleri ön işlem yapılmak üzere Çevre Mühendisliği Laboratuvarına getirilmiştir. Uygun bir yerde bu toprak numuneleri filtre kağıtlar üzerine serilerek iki hafta boyunca havalandırılmıştır. Toprak numuneleri ön işlem ve analizleri yapılmak üzere plastik ağzı kapalı poşetlere alınmış ve dolaplara konulmuştur. Numuneler ilk olarak mikrodalga cihazında yakma işlemine tabi tutulmuş, 0,5 gr numune alınarak üzerine 6 mL % 65 lik HNO₃ ve 2 mL %30 luk H₂O₂ eklenmiştir. Yakılan numuneler ICP-MS cihazında okuma yapılabilmesi için 50 kat %2 lik HNO₃ ile seyreltilmiştir (200 uM numune+ 9800 uM %2 lik HNO₃). ICP-MS cihazında yapılan okumada mikrodalgadaki seyreltmede kullanılan peroksit ve nitrik asit te ayrıca blank olarak yakma işlemine tabi tutulup special blank olarak okutulmuş ve bu değer ICP okumasında

sonuçlardan düşölerek hesaplama yapılmıştır. Yapılan 50 katlık seyreltmelerde ICP cihazında hesaplanarak sonuçlar excel dosyasına aktarılmıştır.



Şekil 5.6. Araziden alınan örneklerin harita konumu üzerinde istasyonlarının gösterilmesi



Şekil 5.7. Çevre Mühendisliği Laboratuvarında Örneklerin Suyla Yıkınması



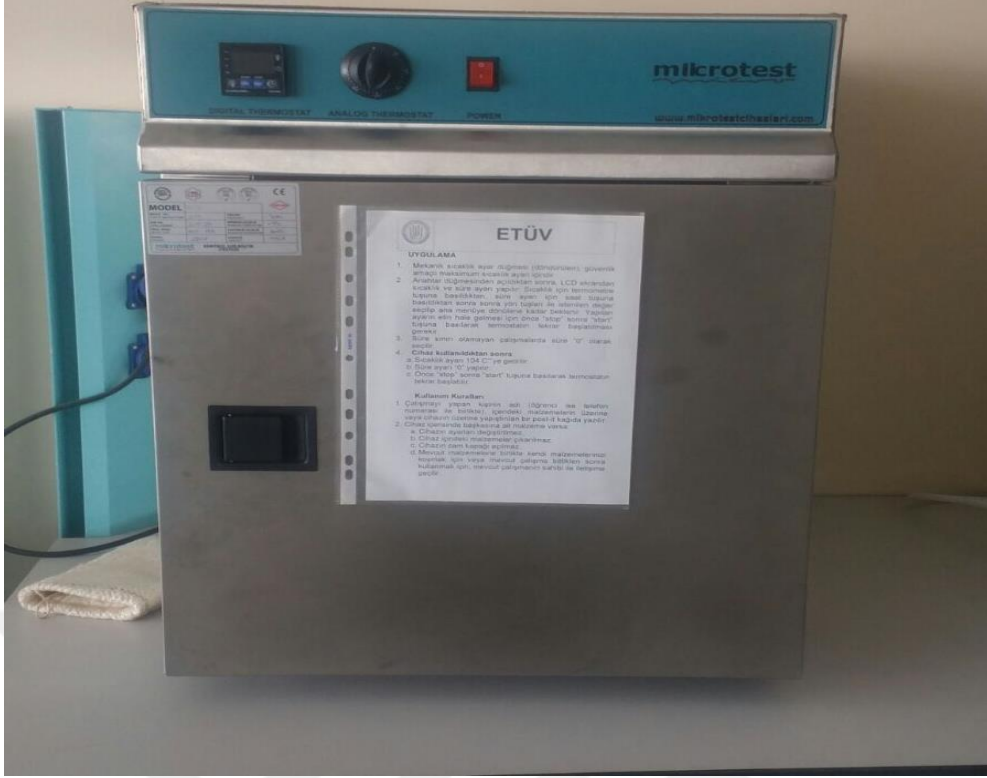
Şekil 5.8. ELGA PURELAB-Q DV25 Marka Saf Su Cihazı

Çizelge 5.1. ELGA PURELAB-Q DV25 Marka Saf Su Cihazının Teknik Özellikleri

ELGA PURELAB-Q DV25 (SAF SU CİHAZI)	
SU KALİTESİ	
25°C 'de rezistivite (direnç)	18,2 MΩ-cm'a kadar
TOC miktarı	<10 ppb
Bakteri miktarı	<1 CFU/ml (POU Filtre ile)
Saflaştırma Teknolojileri	
	Ön Arıtma Reverse Ozmos Iyon exchange Foto-oksidasyon Resirkülasyon Opsiyonel 0,2µm POU filtre
Kapasiteleri	7 ve 15 lt/saat
Dispense Akış Hızları	1 lt/dak



Şekil 5.9.Çevre Müh. Lab.da bitki örneklerinin filtre kağıtlarının üzerinde kurutulması



Şekil 5.10. MST55 Marka Etüv Cihazı



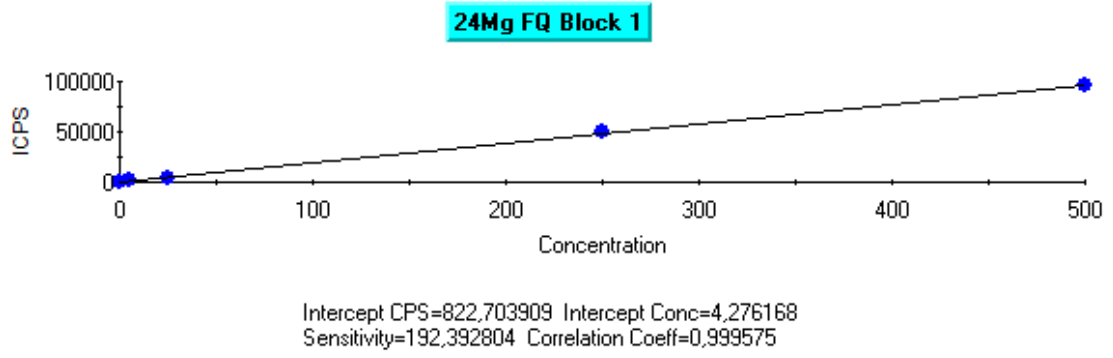
Şekil 5.11. Saf Sudan Geçirilen Örneklerin Etüvde Kurutulması

Çizelge 5.2. MST55 Marka Etüv Cihazının Teknik Özellikleri

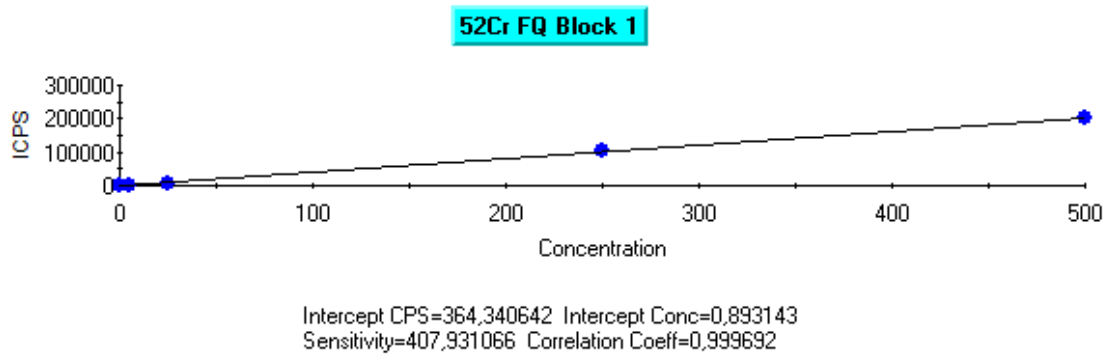
TEKNİK ÖZELLİKLER MST-55 (ETÜV)	
Sıcaklık Çalışma Aralığı	Ortam Sıcaklığı +5 °C/ +250 °C
Sıcaklık Sensörü	FE-CONST.
Kontrol Sistemi	Programlanabilir PID Mikroişlemcili Kontrol Sistemi
Sıcaklık Değişimi(100 °C – 150 °C)	± 2 °C
Sıcaklık Hassasiyeti	± 1 °C
Zamanlayıcı	1 dak.- 99,9 Saat+Süresiz Çalışma
Kullanılabilir Hacim	55
Raf Sayısı(standart/max)adet	2/6
Güvenlik Termostatu	Gaz Genleşmeli Termostat (50 °C/ 300 °C)
Kurulu Güç	1500
Güç Değerleri	230 V,50Hz
İç Yüzey Yapısı	Paslanmaz Çelik
Dış Yüzey Yapısı	Elektrostatik Toz Boyalı Çelik
İç Ölçüler(ExDxY)cm	38x38x38
Dış Ölçüler(ExDxY)cm	55x61x71



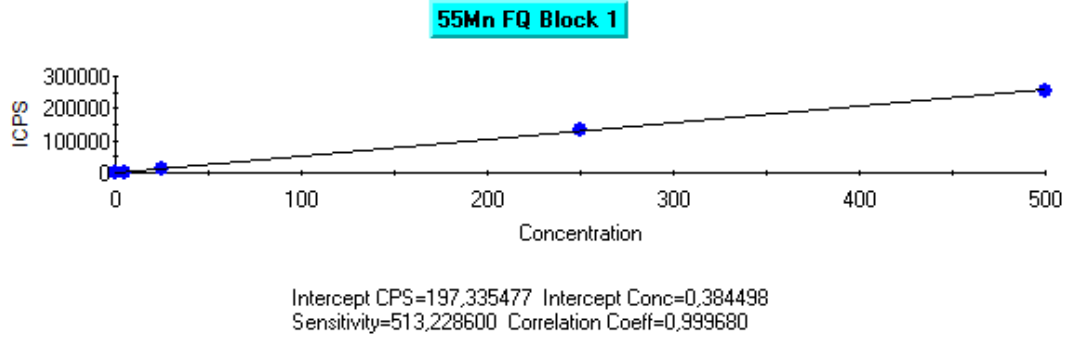
Şekil 5.12. Çalışma arazisinden alınan toprak numuneleri



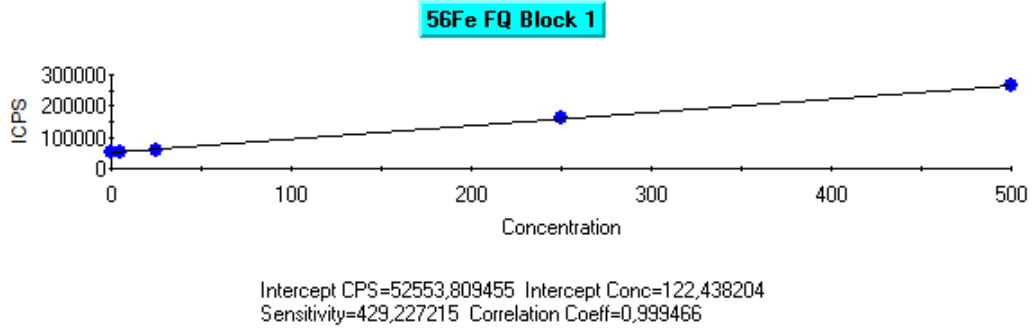
Şekil 5.13. 24 Mg' un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



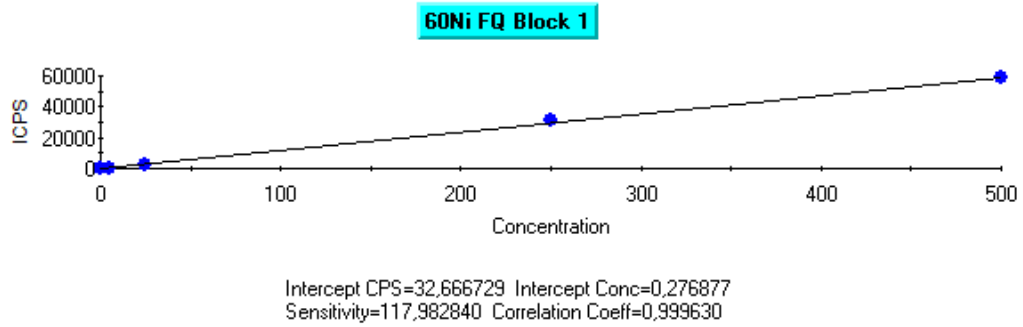
Şekil 5.14. 52 Cr' un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



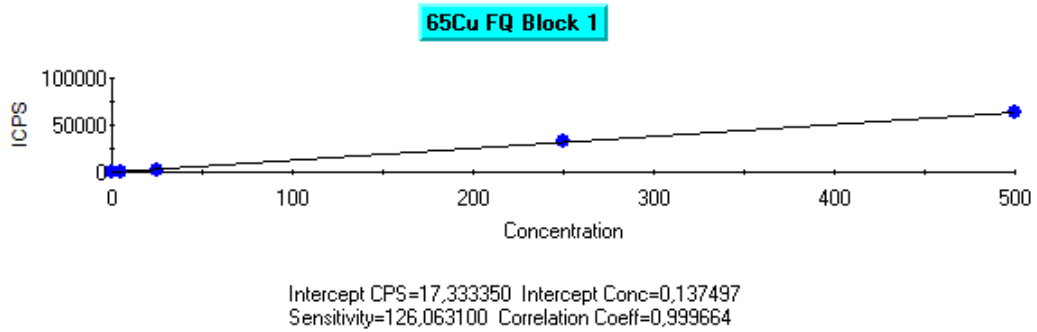
Şekil 5.15. 55 Mn' nın Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



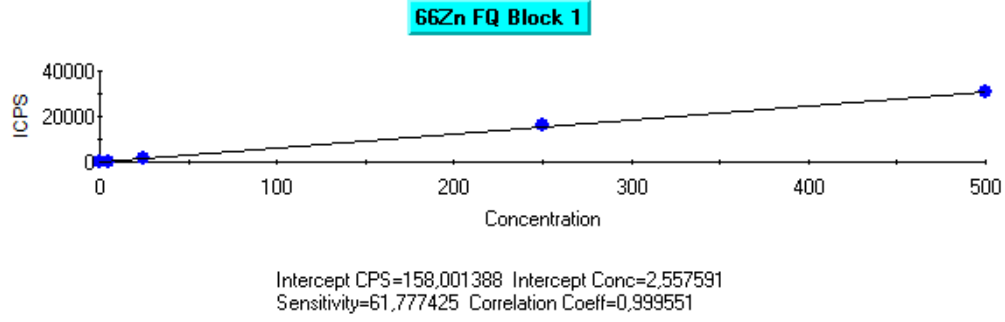
Şekil 5.16. 56 Fe' in Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



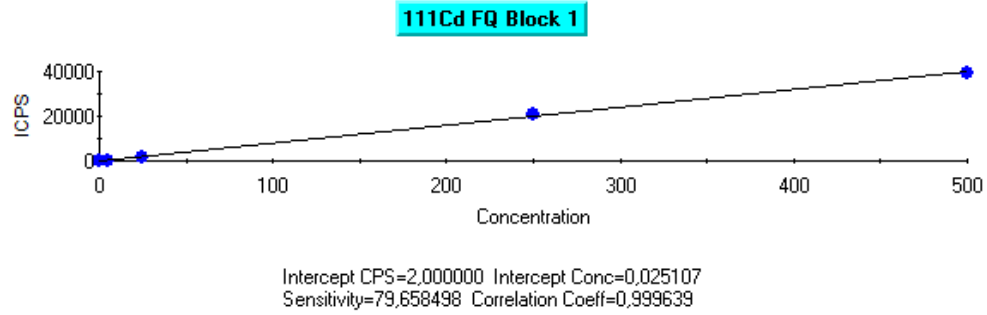
Şekil 5.17. 60 Ni' in Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



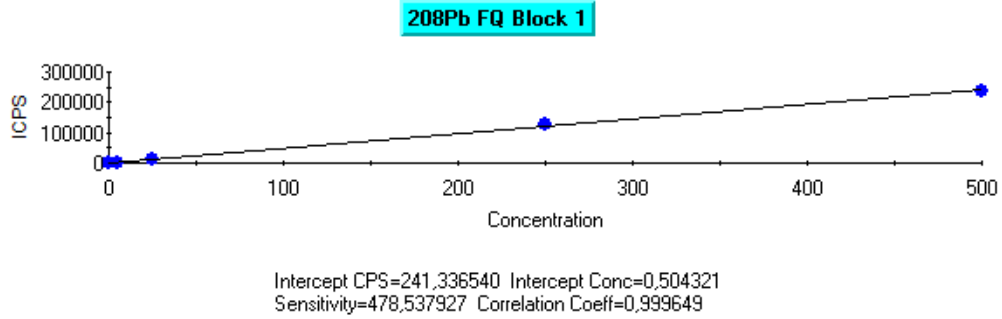
Şekil 5.18. 65 Cu' ın Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



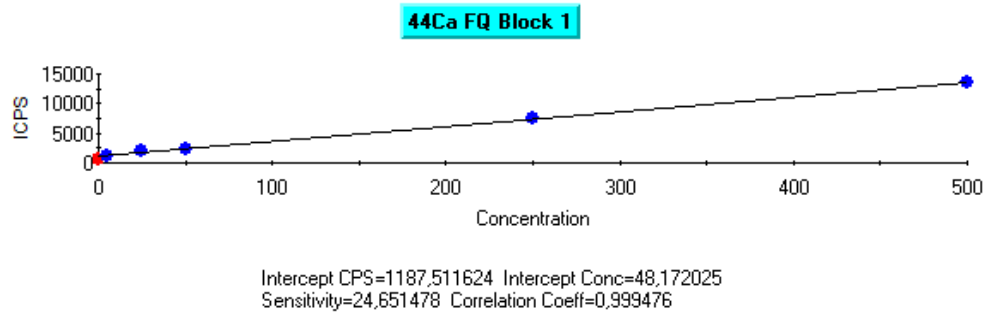
Şekil 5.19. 66 Zn’ un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



Şekil 5.20. 111 Cd’ un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



Şekil 5.21. 208 Pb’ un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi



Şekil 5.22. 44 Ca’ un Standartları Kullanılarak Çizilen Kalibrasyon Eğrisi

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Çalışmamızda Ahlat Sazlıkları çevresinde en fazla yayılış gösteren ve sulak alan bitkileri olan 3 tür *Phragmites australis* (kamuş), *Typha angustifolia* (hasır otu) ve *Lythrum salicaria* (Hevhulma) ile bunları çevreleyen toprak örnekleri, ICP*MS cihazı kullanılarak Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb ve Zn ağır metal konsantrasyonları belirlendi. Ayrıca bu bitkilerin hangi ağır metalleri biriktirebilme yetenekleri olduğu tespit edilmeye çalışıldı.

Lythrum salicaria bitkisinin kökünde ağır metal konsantrasyonundaki azalma eğilimi Mg>Ca>Mn>Fe>Zn>Cu>Ni>Cd, gövdede Ca>Mg>Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Ni>Cd>Cr, yaprakta Ca>Mg>Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>Cd ve çiçekte Ca>Mg>Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>Pb>Cd tespit edildi.

Cr bu bitkinin kök, yaprak ve çiçek, Pb ise kök ve yaprakta yaptığımız analizler sonucunda tespit edilemedi. *Typha angustifolia* bitkisinin kökünde ağır metal konsantrasyonundaki azalma eğilimi

Mg>Fe>Zn>Mn>Ca>Cr>Cu>Ni>Cd>Pb,

gövdede

Mg>Fe>Mn>Ca>Cr>Zn>Ni>Cu>Pb>Cd, ve yaprakta Mg>Ca>Mn>Fe>Zn>Cu>Ni>Cd>Pb tespit edildi. Cr bu bitkinin yaprak kısmında yaptığımız analizler sonucunda tespit edilemedi.

Phragmites australis bitkisinin kökünde ağır metal konsantrasyonundaki azalma eğilimi Mg>Ca>Fe>Zn>Mn>Cu>Cr>Ni>Cd>Pb, gövdede Mg>Ca>Mn>Zn>Fe>Cu>Ni>Cd>Pb, ve yaprakta Mg>Fe>Ca>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd tespit edildi. Cr bu bitkinin gövde ve yaprağında, Ni ise yaprakta yaptığımız analizler sonucunda tespit edilemedi.

Cd, topraklarda oldukça hareketlidir ve alım mekanizmaları iyi bilinmemekle birlikte bitkiler için kolaylıkla kullanılabilir (Madejón vd. 2004). Chaney (1989), tarafından bildirilen Cd nin fitotoksik aralığı (5-700 mg kg⁻¹) değerleri arasında değişkenlik gösterir. Buna karşılık Allen (1989), kirlenmemiş ortamlarda bitkilerdeki Cd içeriğinin 0,01-0,3 mg kg⁻¹ olduğunu savunmaktadır. FAO/WHO'nun bitkilerde kabul ettiği Cd sınır değeri 0,5 mg kg⁻¹'dir. Allen (1989)'e göre, bitkilerde bulunmasına izin verilebilen Cr konsantrasyonu 0,05 – 0,5 mg kg⁻¹, sedimentlerde ise sınır değerler 10 – 200 mg kg⁻¹'dir. FAO/WHO'nun bitkilerde kabul ettiği Cr sınır değeri 0.5 mg kg⁻¹'dir. *Typha angustifolia* bitkisinin kök (1,732 mg kg⁻¹) ve gövde (2,923 mg kg⁻¹) kısmındaki Cr miktarı sınır değerlerinin üzerinde analiz edilmiştir. Allen (1989)'e göre, sediment ve bitki örneklerinde bulunması gereken Cu konsantrasyonu 2,5 – 25 mg kg⁻¹'dir. FAO/WHO'nun bitkilerde kabul ettiği Cu sınır değeri 5 mg kg⁻¹'dir. Allen (1989)'e göre Mn aralığı 50-500 mg kg⁻¹ bitkiler için toksik olarak kabul edilir, sedimentlerde ise 5 – 500 mg kg⁻¹'dir. Allen'e (1989) göre, bitkilerde bulunması gereken Ni konsantrasyonu 0,5 – 5 mg kg⁻¹, sediment örneklerinde ise 5 – 500 mg kg⁻¹ 'dır (Demirezen 2002).

Çizelge 6.1. Çalışma alanındaki *Lythrum salicaria*, *Typha angustifolia*, *Phragmites australis* bitkilerinin organlarındaki ağır metal değerleri

TÜRLER	ORGANLAR	Mg	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Ca
<i>Lythrum salicaria</i>	Kök	82,79	Tespit edilemedi	11,5	9,527	0,02945	0,2494	0,5726	0,003766	Tespit edilemedi	30,090
	Gövde	169,7	0,04479	4,113	28,11	0,1632	0,7524	5,391	0,06151	0,3737	177,500
	Yaprak	119	Tespit edilemedi	3,664	13,74	0,07968	0,4039	1,098	0,000942	Tespit edilemedi	124,000
	Çiçek	282,1	Tespit edilemedi	7,479	36,44	0,2097	0,3008	3,424	0,002511	0,03452	455,200
<i>Typha angustifolia</i>	Kök	177,6	1,732	5,455	15,01	0,7658	1,426	9,544	0,02197	0,002055	2,1
	Gövde	216,7	2,923	110,3	126,5	0,8856	0,2035	2,202	0,008474	0,05249	51,840
	Yaprak	330,9	Tespit edilemedi	56,97	25,21	0,06188	0,2651	1,5	0,04687	0,007628	251,300
<i>Phragmites australis</i>	Kök	133,6	0,07428	2,669	8,475	0,04005	0,8058	3,589	0,03578	0,008429	108,700
	Gövde	180	Tespit edilemedi	7,382	6,835	0,02098	0,7796	7,262	0,01883	0,01223	122,500
	Yaprak	79,72	Tespit edilemedi	2,43	13,51	Tespit edilemedi	0,5462	11,47	0,003138	0,01532	11,62

FAO/WHO'nun bitkilerde kabul ettiği Ni sınır değeri 5 mg kg⁻¹'dir. Allen (1989)'e göre, sucul ortam sedimentlerinde kurşun konsantrasyonunun normal değerleri 2 – 20 mg kg⁻¹, bitkilerde ise 0,05-3 mg kg⁻¹ dir (Demirezen 2002). FAO/WHO'nun bitkilerde kabul ettiği Pb sınır değeri 2 mg kg⁻¹'dir. Allen (1989)'e göre, bitkilerde Zn için normal konsantrasyon 10-100 mg kg⁻¹, sedimentte ise 1–40 mg kg⁻¹ aralığındadır (Duman 2001; Demirezen 2002). FAO/WHO'nun bitkilerde kabul ettiği Zn sınır değeri 50 mg kg⁻¹'dir. Allen (1989)'e göre, sedimentlerde bulunması gereken Fe konsantrasyonu 50-1000 mg kg⁻¹, kirlenmemiş ortamlardaki bitkiler için ise 40-500 mg kg⁻¹'dir (Demirezen 2002). FAO/WHO'nun bitkilerde kabul ettiği Fe sınır değeri 30 mg kg⁻¹'dir.

Kirlenmiş ve kirlenmemiş ortamlarda yetişen *Phragmites australis* ve *Typha angustifolia* ile ilgili yapılan çalışmalarda bu bitkinin metal kirliliğine toleranslı olduğu tespit edilmiş; farklılık sadece iklimsel ve diğer ekolojik faktörlerden kaynaklandığı belirtilmiştir (McKee ve Richards 1996; McNaughton vd. 1974; Yee vd. 1997). Sawidis Etal'e göre (1995), *P. australis*' in kökleri ve rizomları, korteks parankima hücrelerinin hücreler arası geniş hava boşluklarına sahip olduğundan dolayı çok miktarda ağır metal biriktirebilir. *P. australis*, metal içeren kentsel ve endüstriyel atık suların arıtılması için inşa edilmiş sulak alanlarda da yaygın olarak kullanılmaktadır (Bragato vd. 2006; Lesage vd. 2007; Vymazal vd. 2007). Nicholls ve Mal (2003), Pb ve Cu kombinasyonlarının yüksek (1000 mg kg⁻¹) ve düşük konsantrasyonlarında (500 mg kg⁻¹), *Lythrum salicaria* bitkisinin yaprak ve gövdesinin hızlı bir şekilde öldüğünü göstermişlerdir.

Bitki türlerinin yayılış gösterdiği 2 farklı istasyondan alınan toprak örneklerindeki ağır metal konsantrasyonları, Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliğinde verilen topraktaki ağır metal sınır değerlerinin (Anonim 2005) altında tespit edildi. Yalnızca 1 nolu istasyondaki Fe miktarı bu sınır değerlerinin üzerinde tespit edilmiştir. Toprakta ekstrakte edilebilir Fe miktarı 0,2 mg/kg'ın altında ise az, 0,2- 4,5 mg/kg arasında orta ve 4,5 mg/kg'dan fazla ise genellikle yüksek ve toksik olarak değerlendirilmektedir (Lindsay ve Norwell 1978). Elde ettiğimiz analiz sonuçlarına bakıldığında toprakta tespit edilen Fe miktarı 1. istasyonda oldukça yüksek olduğundan toksik etki gösterebilir.

Çizelge 6.2. Ahlat Sazlıklarında 1. ve 2. istasyonlara ait topraklar numunelerinin ağır metal içerikleri (ppm)

TÜRLER	Mg	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Ca
Toprak 1(T1) Ahlat	376,4	Tespit edilemedi	3,261	31,91	0,1435	0,9833	6,929	0,008474	0,02374	369,000
Toprak 2(T2) Ahlat	495,9	1,335	64,74	1,292	1,538	0,6905	4,847	0,03787	0,7317	96,040

Çizelge 6.3. Topraktaki ağır metal sınır değerleri (mg/kg) (Anonim 2005)

Ağır Metal	pH 5-6 (mg/kg kuru toprak)	pH>6 (mg/kg kuru toprak)
Pb	50	300
Cd	1	3
Ni	30	75
Cr	100	100
Co	80	80
Cu	50	140
Fe	4,5	4,5
Zn	150	300
Mn	70	70

ÖNERİLER

1. *P. australis*'in kökleri ve rizomları, korteks parankima hücrelerinin hücreler arası geniş hava boşluklarına sahip olduğundan dolayı çok miktarda ağır metal biriktirebilir. Dolayısıyla bu bitki özellikle ağır metal içeren kentsel ve endüstriyel atık suların arıtılmasında tercih edilebilir.
2. Çalışmada kullanılan bu üç bitki biyo-denetleyici olarak kullanılabilir ve ağır metallerden dolayı ortam koşullarındaki değişikliklerin saptanmasında yararlı olabilirler. Bu nedenle, biyo-izleme programları için su ve sediment ile ilgili çevre kalitesinin nicel değerlendirmesini sağlamada yardımcı olabilirler.
3. Araştırmamız sonucunda çalışma alanından toplanan bu 3 bitki türünün dokularında biriktirdiği Mg, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb ve Ca elementlerinin yoğunluklarının toksisiteye neden olacak seviyelere ulaşmadığı görülmüştür. Ancak incelediğimiz bitki türleri arasında Cr ağır metali bakımından hiperakümülayon özelliği diğerlerine göre en yüksek olan tür *Typha angustifolia* bitkisidir. Ayrıca bu bitki türü FAO/WHO'nun bitkilerde kabul ettiği Cr sınır değerinin üzerinde olduğu görülmüştür. Dolayısıyla *Typha angustifolia* bitkisi Cr bakımından kirlenmiş toprakların temizlenmesinde denenebilir.

KAYNAKLAR

- Adamo P, Iavazzo P, Albanese S, Agrelli D, Benedetto DV, Lima A, 2014. Bioavailability and soil to plant transfer factors as indicators of potentially toxic element contamination in agricultural soils. *Sci. Total Environ.*, 500: 11–22.
- Akbıyık F, 2012. Felent Çayı’nda mikro ve makro elementlerin biyotik ve abiyotik öğelerde birikimlerinin araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.
- Aksoy A, Hale WH, Dixon JM, 1999. *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medic. as a biomonitor of heavy metals. *Sci. Total Environ.*, 226: 177-186.
- Al-Ahmary KM, 2009. Selenium content in selected foods from the Saudi Arabia market and estimation of the daily intake. *Arab. J. Chem.*, 2: 95–99.
- Al Jassir MS, Shaker A, Khaliq MA, 2005. Deposition of heavy metals on green leafy vegetables sold on roadsides of Riyadh City, Saudi Arabia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 75 (5): 1020–1027.
- Arshad M, Silvestre J, Pinelli E, Kallerhoff J, Kaemmerer M, Tarigo A, 2008. A Field Study of Lead Phytoextraction by Various Scented Pelargonium Cultivars. *Chemosphere*, 71: 2187-2192.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Diseases Registry), 2005. Toxicological Profile for Lead. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>. (Erişim tarihi: 24.07.2018)
- Avci H, 2013. Heavy metals in vegetables irrigated with wastewaters in Gaziantep, Turkey: a review of causes and potential for human health risks. *Fres Env Bull.*, 22 (1): 146–151.

- Balkhair KS, Ashraf MA, 2016. Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi J Biol Sci.*, 23: 32–44.
- Başar H, Aydinalp C, 2005. Heavy metal contamination in peach trees irrigated with water from a heavily polluted creek. *J Plant Nutr.*, 28: 2049–2063.
- Bergman HL, Kimerle RA, Maki AW, 1986. Environmental hazard assesment of effluents. Pergamon Press. New York.
- Blaylock MJ, Huang JW, 2000. Phytoextraction of Metals. In: Raskin, I. ve Ensley, B.D. (eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-up the Environment*. Wiley. New York.
- Brennan MA, Shelley M L, 1999. A model of the uptake, translocation, and accumulation of lead (Pb) by maize for the purpose of phytoextraction. *Ecol. Eng.*, 12: 271-297.
- Bua DG, Annuario G, Albergamo A, Cicero N, Dugo G, 2016. Heavy metals in aromatic spices by inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Food Addit. Contam.*, 9 (3): 210–216.
- Bundy JG, Paton GI, Campbell CD, 2002. Microbial communities in different soil types do not converge after diesel contamination. *J. Appl. Microbiol.*, 92: 276-288.
- Brooks RR, 1998. General Introduction. In: Brooks, R.R. (ed.). *Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals: Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining*. CAB International. New York.
- Cannon HL, Bowles JM, 1962. Contamination of vegetation by tetraethyl lead. *Science*, 137: 765–766.
- Chen YC, Chen MH, 2001. Heavy metal concentrations in nine species of fishes caught in coastal waters of Ann-Ping. S.W. Taiwan. *J of Food and Drug Anal.*, 9(2): 107-114.
- Clemens S, 2006. Toxic Metal Accumulation, Responses to Exposure and Mechanisms of Tolerance in Plants. *Biochimie*, 88: 1707-1719.

- Cobb GP, Sands K, Waters M, Wixson BG, Dorward-King E, 2000. Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19 (3): 600–607.
- Cunningham SD, Anderson TA, Schwab PA, Hsu FC, 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Adv. Agron*, 56: 105-114.
- Cunningham SD, Berti WR, 1993. Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. *In Vitro Cell. Dev. Biol. Plant*. 29(4): 207–212.
- Cunningham SD, Ow DW, 1996. Promises and prospect of phytoremediation. *Plant Physiol.*, 110: 715-719.
- Dahmani-Muller H, Van Oort F, Gelie B, Balabane M, 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environ. Pollut.*, 109: 231–238.
- Dapul H, Laraque D, 2014. Lead poisoning in children. *Adv. Pediatr.*, 61 (1): 313–333.
- Demirezen D, 2002. Sultan Sazlığı ve Çevresindeki Sucul Ekosistemlerde Ağır Metal Kirliliğinin İncelenmesi. Doktora Tezi, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- EPA, 2000. A Citizen's Guide to Phytoremediation. EPA 542-F-98-011. http://www.bugsatwork.com/XYCLONYX/EPA_GUIDES/PHYTO.PDF. (Erişim tarihi: 24.07.2018)
- Ernhart CB, Morrow-Tlucak M, Marler MR, Wolf AW, 1987. Low level lead exposure in the prenatal and early preschool periods: early preschool development. *Neurotoxicol. Teratol.*, 9: 259–270.
- European Food Safety Authority, 2012. Cadmium dietary exposure in the European populatio. *Eur. Food Saf. Auth. J.*, 10: 2551–2588.

- Farooq M, Anwar F, Rashid U, 2008. Appraisal of Heavy Metal Contents in Different Vegetables Grown in the Vicinity of an Industrial Area. *Pak. J. Bot.*, 40 (5): 2099-2106.
- Fernández V, Brown PH, 2013. From plant surface to plant metabolism: the uncertain fate of foliar-applied nutrients. *Front. Plant Sci.*, 4: 289.
- Fernández V, Sotiropoulos T, Brown PH, 2013. Foliar Fertilization: Scientific Principles and Field Practices. International Fertilizer Industry Association. Paris.
- Fewtrell L, Kaufmann R, Pruss-Ustun A, 2003. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of Disease Series No. 2. World Health Organization, Geneva.
- Garbisu C, Alkorta I, 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresour. Technol.*, 77 (3): 229–236.
- Garg N, Singla P, 2011. Arsenic toxicity in crop plants: physiological effects and tolerance mechanisms. *Environ. Chem. Lett.*, 9: 303–321.
- Glass DJ, 2000. The 2000 Phytoremediation Industry. Glass Associates, Needham, MA.
- Glick BR, 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotech Advan.*, 21: 383 – 393.
- Goldhabe SB, 2003. Trace element risk assessment: essentiality vs toxicity. *Regul Toxicol Pharmacol.*, 38: 232–242.
- Gupta N, Khan DK, Santra SC, 2010. Determination of public health hazard potential of wastewater reuse in crop production. *World Rev. Sci. Technol. Sustain. Dev.*, 7: 328–340.
- Gulz PA, Gupta SK, Schulin R, 2005. Arsenic accumulation of common plants from contaminated soils. *Plant Soil*, 272: 337–347.

- Halim M, Conte P, Piccolo A, 2003. Potential Availability of Heavy Metals to Phytoextraction from Contaminated SoilsI by Exogenous Humic Substances. *Chemosphere*, 52: 265.
- Hamutoğlu R, Dinçsoy AB, Cansaran-Duman D, Aras S, 2012. Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları, *Türk Hij Der Biy Derg.*, 235-253.
- Hawkes JS, 1997. Heavy metals. *J. Chem. Edu.*, 74: 1369–1374.
- Henderson-Sellers B, Markland HR, 1987. “Decaying lakes,” The origins and control of cultural eutrophication, John Wiley and Sons Publication. New Jersey.
- Hu J, Wu F, Wu S, Cao Z, Lin X, Wong MH, 2013. Bioaccessibility, dietary exposure and human risk assessment of heavy metals from market vegetables in Hong Kong revealed with an in vitro gastrointestinal model. *Chemosphere*, 91: 455–461.
- Jacobs LW, Keeney DR, Walsh LM, 1970. Arsenic residue toxicity to vegetable crops grown on Plainfield sand. *Agron. J.*, 62: 588–591.
- Kapourchal A, Pazira E, Homae M, 2009. Assessing radish (*Raphanus sativus* L.) potential for phytoremediation of lead-polluted soils resulting from air pollution. *Plant Soil Environ.*, 5: 202–206.
- Khan HA, Arif AA, Al Homaidan AA, 2012. Yaygın olarak kullanılan on sebzenin iç ve dış dokularında sekiz ağır metalin dağılım şekli. *Int. J Food Prop.*, 15(6): 1212-1219.
- Khan S, Cao Q, Zheng YM, Huang YZ, Zhu YG, 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environ Pollut.*, 152 (3): 686–692.
- Kinniburgh DG, Riemsdijk WH, Koopal LK, Borkovec M, Benedetti MF, Avena MJ, 1999. Ion binding to natural organic matter: competition, heterogeneity, stoichiometry and thermodynamic consistency. *Colloid Surf. A: Physicochem Eng Asp.*, 151: 147–166.
- Kocataş A, 1996. Ekoloji ve Çevre Biyolojisi, Ege Üniv. Su Ürünleri Fak. Yayınları No: 51, Ege Üniv. Basımevi. İzmir.

- Lasat MM, 2002. Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Mechanisms. *J of Environ Qua.*, 31: 109 – 120.
- Lehoczky É, Németh T, Kiss Z, Szalai T, 2002. Heavy metal uptake by ryegrass, lettuce and white mustard plants on different soils. 7th WCSS, August 14– 21, Thailand.
- Lenntech Water Treatment and Air Purification, 2004. Water Treatment. <http://www.excelwater.com/thp/filters/WaterPurification.htm>. (Erişim tarihi: 24.07.2018)
- Li JT, Qiu JW, Wang XW, Zhong Y, Lan CY, Shu WS, 2006. Cadmium contamination in orchard soils and fruit trees and its potential health risk in Guangzhou, China. *Environ Pollut.*, 143: 159–165.
- Licata P, Di Bella G, Potortí AG, Turco V, Salvo A, Dugo GM, 2012. Determination of trace elements in goat and ovine milk from Calabria (Italy) by ICPAES. *Food Addit Contam Part B Surveill.*, 5 (4): 268–271.
- Liebig J, 1965. Arsenic. In: Chapman, H.D. (Ed.), *Diagnostic Criteria for Plants and Soils*. Quality Printing Co. Inc. Texas.
- Long XX, Yang XE, Ni WZ, 2002. Current Status and Perspective on Phytoremediation of Heavy Metal Polluted Soils. *J of App Eco.*, 13: 757-762.
- Maiti SK, Kumarb A, Ahirwala J, 2016. Bioaccumulation of metals in timber and edible fruit trees growing on reclaimed coal mine overburden dumps. *Int J Min Reclam Environ.*, 30: 231–244.
- Muchuweti M, Birkett JW, Chinyanga E, Zvauya R, Scrimshaw MD, Lester JN, 2006. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixture of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. *Agric Ecosyst Environ.*, 112: 41–48.
- Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM, 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ Chem Lett.*, 8: 199–216.

- Nicholls M, Mal TK, 2003. Effects of lead and copper exposure on growth of an invasive weed, *Lythrum salicaria* L. (Purple Loosestrife). Ohio J of Sci., 103(5): 129–133.
- Novotny V, 1995. Diffuse Source of Pollution by Toxic Metals and Impact on Waters, Heavy Metals Problems and Solutions, Salamons, W., Förstner, U and Mader, P. (Eds.). Springer Verlag., 412-413.
- Pigna M, Caporale AG, Cavalca L, Sommella A, Violante A, 2015. Arsenic in the soil environment: mobility and phytoavailability. Environ Eng Sci., 32 (7): 551–563.
- Philips DH, Rainbow PS, 1994. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Fenviron. 87. London.
- Quinche J, Zuber R, Bovay E, 1969. Lead pollution of highway roadside vegetation. Phytopathol Z., 66: 274-275.
- Rai UN, Tripathi RD, Vajpayee P, Vidyanath Jha, Ali MB, 2002. Bioaccumulation of toxic metals (Cr, Cd, Pb and Cu) by seeds of *Euryale ferox* Salisb (Makhana). Chemosphere, 46: 267–272.
- Rainbow PS, 1995. Biomonitoring of Heavy Metal Availability in the Marine Environment. Mar Poll Bull., 31: 183-192.
- Raskin I, Ensley BD, 2000. Recent developments for in situ treatment of metal contaminated soils. In: Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment. John Wiley & Sons Inc., New York. Available at: <http://clu-n.org/techfocus> .
- Raskin I, Kumar PN, Dushenkov S, Salt DE, 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. Curr Opin Biotechnol., 5(3): 285–290.
- Raskin I, Smith RD, Salt DE, 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. Curr Opin Biotechnol., 8(2): 221–226.

- Roba C, Roşu C, Piştea I, Ozunu A, Baciuc C, 2016. Heavy metal content in vegetables and fruits cultivated in Baia Mare mining area (Romania) and health risk assessment. *Environ Sci Pollut Res.*, 23: 6062–6073.
- Sachan S, Singh SK, Srivastava PC, 2007. Buildup of heavy metals in soil-water-plant continuum as influenced by irrigation with contaminated effluent. *J. Environ Sci Eng.*, 49(4): 293–296.
- Salt DE, Blaylock M, Kumar PBA, Dushenkov V, Ensley BD, Chet I, Raskin I, 1995. Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals From the Environment Using Plants. *Bio/Tech.*, 13: 468-474.
- Salt DE, Smith RD, Raskin I, 1998. Phytoremediation. *Annual Review. P Phys and Plant Mol Bio.*, 49: 643 – 668.
- Samarghandi MR, Nouri J, Mesdaghinia AR, Mahvi AH, Nasser S, Vaezi F, 2007. Efficiency Removal of Phenol, Lead and Cadmium by Means of UV/TiO₂/H₂O₂ Processes. *Int J of Environ Sci and Tech.*, 4: 19-25.
- Sarwar N, Malhi SS, Zia MH, Naeem A, Bibi S, Farid G, 2010. Role of plant nutrients in minimizing cadmium accumulation by plant. *J Sci Food Agric.*, 90: 925–937.
- Sauve S, Norwell WA, McBride M, Hendershot W, 2000. Speciation and complexation of cadmium in extracted soil solutions. *Environ Sci Technol.*, 34: 291–296.
- Schwartz J, 1994. Low-level lead exposure and children's IQ: a meta-analysis and search for a threshold. *Environ Res.*, 65: 42–55.
- Schreck E, Foucault Y, Geret F, Pradere P, Dumat C, 2011. Influence of soil ageing on bioavailability and ecotoxicity of lead carried by process waste metallic ultrafine particles. *Chemosphere*, 85: 1555–1562.
- Schreck E, Foucault Y, Sarret G, Sobanska S, Cécillon L, Castrec-Rouelle M, Uzu G, Dumat C, 2012. Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to

- atmospheric industrial fallout: mechanisms involved for lead. *Sci Tot Environ.*, 427: 253–262.
- Serfor-Armah Y, Nyarko BJB, Osae EK, Carboo D, Seku F, 2001. Rhodophyta Seaweed Species as Bioindicators for Monitoring Toxic Element Pollutants in the Marine Ecosystem of Ghana. *Wat, Air, and Soil Poll.*, 127: 243-253.
- Shahid M, Khalid S, Abbas G, Shahid N, Nadeem M, Sabir M, Aslam M, Dumat C, 2015. Heavy metal stress and crop productivity. In: Hakeem, K.R. (Ed.), *Crop Production and Global Environmental Issues*. Springer International Publishing, Switzerland.
- Shahid M, Xiong T, Castrec-Rouelle M, Leveque T, Dumat C, 2013. Water extraction kinetics of metals, arsenic and dissolved organic carbon from industrial contaminated poplar leaves. *J. Environ Sci.*, 25: 2451–2459.
- Sharma RK, Agrawal M, Marshall FM, 2009. Heavy metals in vegetables collected from production and market sites of a tropical urban area of India. *Food Chem Toxicol.*, 47: 583–591.
- Shi WY, Shao HB, Li H, Shao MA, Du S, 2009. Co-Remediation of the Lead Polluted Garden Soil by Exogenous Natural Zeolite and Humic Acids. *J of Hazard Mat.*, 167: 136-140.
- Steenland K, Boffetta P, 2000. Lead and cancer in humans: where are we now ? *Am J Ind Med.*, 38(3): 295–299.
- Tanee, FBG, Akonye LA, 2009. Effectiveness of *Vigna Unguiculata* as a phytoremediation plant in the remediation of crude oil polluted soil for cassava (*Manihot Esculenta* Crantz) Cultivation. *J Appl Sci Environ Manage.*, 13: 43- 47.
- Tarımsal Fitoremediasyon, 2018. <http://www.tarımsal.com/fitoremediasyon /fitoremediasyon> (Erişim tarihi 04.03.2018).
- Taylan ZS, Özkoç HB, 2007. Potansiyel ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde akuatik organizmaların biokullanılabilirliği. *BAÜ FBE Dergisi*, 9 (2): 17-33.

- Tester M, Leigh RA, 2001. Partitioning of nutrient transport processes in roots. J Exp Bot., 52 (1): 445–457.
- Thakur S, Singh L, Ab Wahid Z, Siddiqui MF, Mekbib S, Atnaw SM, Md Dir MF, 2016. Plant-driven removal of heavy metals from soil: uptake, translocation, tolerance mechanism, challenges, and future perspectives. Environ Monit Ass., 188 (4): 188–206.
- TKKY (Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği), 2005. Resmi Gazete 31/05/2005, Sayı:25831, Ankara.
- Trap S, Kohler A, Larsen LC, Zambrano KC, Karlson U, 2005. Phytotoxicity of fresh and weathered diesel and gasoline to willow and poplar trees. J Soil Sed., 1: 71-76.
- Türkiye Sulak Alanları, 2018. <http://www.turkiyesulakalanlari.com/portfolio/ahlat-sazligi-bitlis/> (Erişim tarihi 03.03.2018).
- UNEP, 2018. Phytoremediation: An Environmentally Sound Technology for Pollution Prevention, Control and Remediation. An Introductory Guide to Decision Makers. Newsletter and Technical Publications Freshwater Management Series No. 2, United Nations Environment Programme Division of Technology, Industry, and Economics.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA).(2000). Introduction to Phytoremediation. EPA 600/R-99/107, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- Vadalá R, Mottese AF, Bua GD, Salvo A, Mallamace D, Corsaro C, Vasi S, Giofré SV, Alfa M, Cicero N, Dugo G, 2016. Statistical analysis of mineral concentration for the geographic identification of garlic samples from Sicily (Italy), Tun and Spa Foods., 5(1): 20-25.
- Vanlı, Ö., Yazgan, M. 2008. Ağır metallerle Kirlenmiş Toprakların Temizlenmesinde Fitoremediasyon Tekniği. <http://www.tarimsal.com>. (Erişim tarihi: 05.04.2018).

- Vanlı Ö, 2007. Pb, Cd, B Elementlerinin Topraklardan Şelat Destekli Fitoremediasyon Yöntemiyle Giderilmesi. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Verkleij JAC, Golan-Goldhirsh A, Antosiewicz DM, Schwitzgubel JP, Schroder P, 2009. Dualities in plant tolerance to pollutants and their uptake and translocation to the upper plant parts. *Environ Exp Bot.*, 67: 10–22.
- Vogtmann E, Xiang YB, Li HL, Levitan EB, Yang G, Waterbor JW, Gao J, Cai H, Xie L, Wu QJ, Zhang B, Gao YT, Zheng W, Shu XO, 2013. Fruit and vegetable intake and the risk of colorectal cancer: results from the Shanghai Men's Health Study. *Can Caus Cont.*, 24: 1935–1945.
- WHO (World Health Organization), 2010. Quantifying Environmental Health Impacts. World Health Organization, Geneva.
- Wittig R, 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants: In Merkert, B., Ed., *Plants as biomonitors/indicators for heavy metals in the terrestrial environment*, VCH Publisher. Weinheim.
- Woolson EA, Axley JH, Kearney PC, 1971. The chemistry and phytotoxicity of arsenic in soils:I. Contaminated field, soils. *Soil Sc Soc Am Proc.*, 35: 97–100.
- Wuana RA, Okieimen FE, Imborvungu JA, 2010. Removal of heavy metals from contaminated soil using chelating organic acids. *Int. J Environ Sci Tech.*, 7: 485-496.
- Xiong TT, Leveque T, Austruy A, Goix S, Schreck E, Dappe V, Sobanska S, Foucault Y, Dumat C, 2014. Foliar uptake and metal(loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter. *Environ Geochem Health*, 36: 897–909.
- Zaidi SS, Usmani BR, Singh MJ, 2006. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJe101 as a bio inoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. *Chemosphere*, 64: 991–997.

- Zhang X, Xia H, Li Z, Zhang P, Gao B, 2010. Potential of four forage grasses in remediation of Cd and Zn contaminated soils. *Bioresour Technol.*, 101: 2063-2066.
- Zhang H, Zheng LC, Yi XY, 2009. Remediation of soil co-contaminated with pyrene and cadmium by growing maize (*Zea mays* L.). *Int. J Environ Sci. Tech.*, 6: 249-258.
- Zhuang P, Ye ZH, Lan CY, Xie ZW, Hsu WS, 2005. Chemically assisted phytoextraction of heavy metal contaminated soils using three plant species. *Plant Soil.*, 276: 153- 162.



ÖZGEÇMİŞ

05.05.1992 yılında Batman Merkezde doğdum. İlköğretimi Batman GAP İlköğretim Okulu'nda, ortaokulu Batman GAP Ortaokulunda tamamladım. Daha sonra lise eğitimimi Batman Fatih Anadolu Lisesinde tamamladım. 2011 yılında kazandığım Bitlis Eren Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Çevre Bölümü'nden 2015 yılında mezun oldum. Aynı zamanda 2011 yılında Eskişehir Anadolu Üniversitesi Açık Öğretim Fakültesi Adalet Bölümüne yerleştim ve bu önlisans eğitimimde 2013 yılında mezun oldum. 2015 yılında Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümü, Çevre Bilimleri Anabilim Dalı'nda yüksek lisansa başladım. Temmuz 2018'de yüksek lisansımı tamamladım. 2018 yılında İş Sağlığı ve Güvenliği Sertifikasını aldım. Yabancı dilim İngilizce'dir.

Adı Soyadı
Yekda ERKAN