



**T.C.  
SIVAS CUMHURİYET ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

***PISTIA STRATIOTES* (SU MARULU) KULLANILARAK  
SULARDAN NİKEL (II) VE KROM (III) GİDERİMİNİN  
ARAŞTIRILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Nur Sena EYCEYURT DİVARCI  
(201692200009)**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı  
Dr. Öğr. Üyesi İlknur ŞENTÜRK**

**SIVAS  
EKİM 2020**

Nur Sena EYCEYURT DİVARCI'nın hazırladığı ve “*Pistia stratiotes* (Su marulu) Kullanılarak Sulardan Nikel (II) ve Krom (III) Gideriminin Araştırılması” adlı bu çalışma aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

**Danışman** Dr. Öğr. Üyesi İlknur ŞENTÜRK  
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

**Jüri Üyesi (Başkan)** Doç. Dr. Yağmur UYSAL  
Mersin Üniversitesi

**Jüri Üyesi** Dr. Öğr. Üyesi Mustafa ÖZTÜRK  
Sivas Cumhuriyet Üniversitesi

**Jüri Üyesi** Dr. Öğr. Üyesi İlknur ŞENTÜRK  
Sivas Cumhuriyet Üniversitesi

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak onaylanmıştır.

**Prof. Dr. Özlem Pelin CAN**  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRÜ

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Senatosu'nun 20.08.2014 tarihli ve 7 sayılı kararı ile kabul edilen Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Tez Yazım Kılavuzu (Yönerge)'nda belirtilen kurallara uygun olarak hazırlanmıştır.

*Bu tez, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (CÜBAP) Komisyonu tarafından M-726 Nolu proje kapsamında desteklenmiştir.*



Bütün hakları saklıdır.

Kaynak göstermek koşuluyla alıntı ve gönderme yapılabilir.

© Nur Sena EYCEYURT DİVARCI, 2020

## ETİK

Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Tez Yazım Kılavuzu (Yönerge)'nda belirtilen kurallara uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada;

- ✓ Bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- ✓ Görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- ✓ Başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda ilgili eserlere, bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu ve atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- ✓ Bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir farklılık yapmadığımı,
- ✓ Tezin herhangi bir bölümünü, Sivas Cumhuriyet Üniversitesi veya bir başka üniversitede, bir başka tez çalışması olarak sunmadığımı; beyan ederim.

28/9/2020

Nur Sena EYCEYURT DİVARCI

## KATKI BELİRTME VE TEŞEKKÜR

Tez çalışmam boyunca her aşamada bilimsel katkıları ve deneyimleri ile beni yönlendiren ve aydınlatan, yakın ilgi, yardım ve emeklerini esirgemeyen danışman hocam Sayın Dr. Öğr. Üyesi İlknur ŞENTÜRK'e gönülden teşekkür ederim.

Çalışmalarım süresince metal örneklerinin analizi konusunda yardımcı olan ve bize laboratuvarlarını açan Sivas Meslek Yüksekokulu Bitkisel ve Hayvansal Üretim Bölümü'nden Dr. Öğr. Üyesi Mustafa ÖZTÜRK'e ve Doç. Dr. Ahmet DEMİRBAŞ'a teşekkür ederim.

Bu tez çalışmasını, M-726 Nolu proje ile destekleyen Sivas Cumhuriyet Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (CÜBAP) Komisyonuna çok teşekkür ederim.

Her zaman maddi ve manevi desteğiyle yardımcı olan, değerli bilgilerini benimle paylaşan ve tecrübelerinden yararlandığım Eğitim Fakültesi, Matematik ve Fen Bilimleri Eğitimi Bölümü'nden ablam Dr. Öğr. Üyesi Gülseda EYCEYURT TÜRK'e teşekkür ederim.

Bu günlere gelmemde en büyük destekçilerim olan annem Gülnur EYCEYURT'a babam Yüksel EYCEYURT'a tüm aileme ve arkadaşlarıma, ayrıca çalışmalarım boyunca beni gönülden destekleyen sevgili eşim Mehmet DİVARCI'ya teşekkürlerimi ve en iyi dileklerimi sunarım.

## ÖZET

### ***PISTIA STRATIOTES* (SU MARULU) KULLANILARAK SULARDAN NİKEL (II) VE KROM (III) GİDERİMİNİN ARAŞTIRILMASI**

**Nur Sena EYCEYURT DİVARCI**

**Yüksek Lisans Tezi**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Danışman: Dr. Öğr. Üyesi İlknur ŞENTÜRK**

**2020, 88+xii sayfa**

Artan sanayileşme ve kentleşme sonucunda ortaya çıkan ağır metal içerikli atık suların arıtımında sucul makrofitler sıkça kullanılmaya başlanmıştır. Bu çalışmada, canlı serbest yüzen sucul makrofit *Pistia stratiotes* ile hidroponik ortamdan  $Ni^{+2}$  ve  $Cr^{+3}$  giderimi çalışılmıştır. Araştırmada tekli ve çoklu çözeltiler kullanılmış olup; çözeltilerin sentetik olarak hazırlanmasının yanında gerçek atıksu kullanılarak da metal karışımlarının bitkinin yapısında birikimi, bitki üzerindeki toksik etkisi ve bu ağır metallerin gideriminde seçilen makrofitin ne derece etkili ve verimli olduğu araştırılmıştır. Araştırma sonuçlarında tekli çözeltilerde yapılan hesaplamalarda  $Ni^{+2}$  için çalışılan tüm konsantrasyon değerlerinde giderim veriminin (%98),  $Cr^{+3}$  (%87) konsantrasyonlarına göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Gerçek atıksu karışımlarındaki  $Ni^{+2}$  sonuçlarının ise bitkide en fazla toksisiteye ve en az giderim verimine (%36) neden olduğu görülmüştür. Atıksuda yapılan analizler sonucunda arıtım veriminin ağır metallerin düşük konsantrasyonlarında daha fazla olduğu sonucuna ulaşılırken, hasatta yapılan bitki analiz sonuçlarında ise yüksek konsantrasyonlarda bitkide metal birikiminin daha fazla olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Çalışma sonucunda bitkide meydana gelen değişimler ve elde edilen sonuçlar incelendiğinde *Pistia stratiotes*'in ağır metaller için iyi bir akümülatör olduğu tespit edilmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Fitoremediasyon, Ağır metal giderimi, *Pistia stratiotes*, Su marulu, Endüstriyel Atıksu.

# ABSTRACT

**Nur Sena EYCEYURT DİVARCI**

**Master's Thesis**

**Department of Environmental Engineering**

**Supervisor: Asst. Prof. Dr. İlknur ŞENTÜRK**

**2020, 88+xii pages**

Aquatic macrophytes have started to be used frequently in the treatment of heavy metal-containing wastewater resulting from increased industrialization and urbanization. In this study, the removal of  $\text{Ni}^{+2}$  and  $\text{Cr}^{+3}$  from hydroponic environment with live free floating aquatic macrophyte *Pistia stratiotes* was studied. Single and multiple solutions were used in the study. In addition to the synthetic preparation of the solutions, the accumulation of metal mixtures in the structure of the plant by using real wastewater, their toxic effect on the plant and how effective and efficient the macrophyte selected in the removal of these heavy metals was investigated. According to the results of the research, it was seen that the removal efficiency (98%) for  $\text{Ni}^{+2}$  was higher than the  $\text{Cr}^{+3}$  (87%) concentrations in the calculations made in single solutions. It was observed that  $\text{Ni}^{+2}$  results in real wastewater mixtures caused the highest toxicity and the least treatment rates (36%) in the plant. As a result of the analysis made in wastewater, it was concluded that the treatment efficiency was higher at low concentrations of heavy metals, while it was concluded that the metal accumulation in the plant at high concentrations was higher in the plant analysis results at harvest. As a result of the study, when the changes in the plant and the results obtained are examined, it has been determined that *Pistia stratiotes* is a good accumulator for heavy metals.

**Keywords:** Phytoremediation, Heavy metal removal, *Pistia stratiotes*, Water lettuce, Industrial Wastewater.



## İÇİNDEKİLER

<b>ETİK</b> .....	iv
<b>TEŞEKKÜR</b> .....	v
<b>ÖZET</b> .....	vi
<b>ABSTRACT</b> .....	vii
<b>İÇİNDEKİLER</b> .....	viii
<b>ŞEKİLLER DİZİNİ</b> .....	x
<b>ÇİZELGELER DİZİNİ</b> .....	xi
<b>1. GİRİŞ</b> .....	1
1.1. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı .....	2
<b>2. GENEL BİLGİLER</b> .....	4
2.1. Sulara Ağır Metal Kaynakları ve Ağır Metallerin Çevreye Zararları .....	4
2.2. Ağır Metallerin Giderim Yöntemleri.....	7
2.2.1. Kimyasal çöktürme .....	8
2.2.2. Koagülasyon – flokülasyon.....	9
2.2.3. Flotasyon (yüzdürme) .....	10
2.2.4. Membran filtrasyonu .....	11
2.2.5. İyon değiştirme.....	13
2.2.6. Adsorpsiyon .....	13
<b>3. AĞIR METAL GİDERİMİNDE YENİ YAKLAŞIM BİYOREMEDİASYON</b> .....	16
<b>4. FİTOREMEDİASYON</b> .....	19
4.1. Fitoremediasyon Türleri .....	22
4.1.1. Fitoekstraksiyon (Bitkisel Özümleme - Fitoakümülasyon) .....	23
4.1.2. Fitostabilizasyon (Köklerle Sabitleme).....	24
4.1.3. Fitovolatilizasyon (Bitkisel Buharlaştırma) .....	25
4.1.4. Fitotransformasyon – Fitodegradasyon (Bitkilerde bozunum) .....	26
4.1.5. Rizofiltrasyon (Köklerle süzme) .....	27
4.1.6. Rizodegradasyon (Köklerle bozunum) .....	28
4.1.7. Hidrolik kontrol.....	29
4.1.8. Vejetatif örtü sistemleri.....	29
4.1.9. Kıyı tampon şeritleri .....	29
4.2. Sucul Makrofitler .....	30

4.3. Çalışma İçin Seçilen Ağır Metaller .....	35
4.4. Örnek Çalışmalar .....	37
<b>5. MATERYAL VE METOT .....</b>	<b>40</b>
5.1. <i>Pistia Stratiotes</i> (Su Marulu).....	40
5.2. Deneysel Tasarım .....	41
5.3. Deneyde Kullanılan Gerçek Atıksuyun Özellikleri.....	44
5.4. Klorofil (chl a ve chl b) Tayinleri .....	46
5.5. Bitkide Metal Analizi .....	46
5.6. Hesaplamalar .....	48
<b>6. BULGULAR VE TARTIŞMA.....</b>	<b>50</b>
6.1. Nikel Giderim Sonuçları .....	50
6.2. <i>Pistia Stratiotes</i> Yapısında Nikel Birikimi.....	51
6.3. <i>Pistia Stratiotes</i> 'in Nikel Toleransı.....	55
6.4. Krom (III) Giderim Sonuçları .....	57
6.5. <i>Pistia Stratiotes</i> Yapısında Krom (III) Birikimi.....	59
6.6. <i>Pistia Stratiotes</i> 'in Krom (III) Toleransı.....	62
6.7. Atıksu Karışımı Giderim Sonuçları.....	65
6.8. Atıksu karışımından <i>Pistia Stratiotes</i> Yapısına Metal Geçişi .....	66
6.9. <i>Pistia Stratiotes</i> 'in Gerçek Atıksu Karışımına Karşı Toleransı .....	69
<b>7. SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRME .....</b>	<b>72</b>
<b>8. KAYNAKLAR .....</b>	<b>76</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ.....</b>	<b>87</b>

## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Sucul ekosistemleri etkileyen metal kirlilik kaynakları.....	5
Şekil 2.2. Ağır metallerin doğaya yayınımları.....	7
Şekil 2.3. Koagülasyon – flokülasyon mekanizması .....	10
Şekil 2.4. Flotasyon mekanizması .....	11
Şekil 2.5. Ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz membran görünüşü.....	13
Şekil 2.6. Katı faz üzerinde adsorpsiyon ve desorpsiyon işlemleri .....	14
Şekil 4.1. Fitoremediasyon .....	20
Şekil 4.2. Fitoremediasyon tiplerinin şekilsel gösterimi.....	23
Şekil 4.3. Fitoekstraksiyon mekanizması .....	24
Şekil 4.4. Fitostabilizasyon mekanizması.....	25
Şekil 4.5. Fitovolatilizasyon mekanizması .....	26
Şekil 4.6. Fitodegradasyon mekanizmaları (a) bitki enzimatik aktivitesi, (b) fotosentetik oksidasyon.....	27
Şekil 4.7. Rizofiltrasyon mekanizması .....	28
Şekil 4.8. İnşa edilmiş sulak alanlarda bulunan su bitkilerinin formları .....	31
Şekil 4.9. Serbest yüzen hiper akümülatör bitki örnekleri (a) Su sümbülü (b) Su marulu (c) Su mercimeği.....	35
Şekil 5.1. <i>Pistia stratiotes</i> (su marulu) .....	40
Şekil 5.2. Tartılan bitki örnekleri.....	42
Şekil 5.3. 3 paralel olarak hazırlanan deney düzenekleri.....	43
Şekil 5.4. Bitki gözlemleri .....	45
Şekil 5.5. Klorofil tayini .....	46
Şekil 5.6. Bitkinin tartımı ve tüplerin görünümü.....	47
Şekil 5.7. Bitkide metal analizi .....	47
Şekil 6.1. <i>Pistia stratiotes</i> ile fitoremediasyon sonrası Nikel giderim verimindeki değişim .....	51
Şekil 6.2. <i>Pistia stratiotes</i> 'in Nikel biyoakümülasyonu .....	52
Şekil 6.3. <i>Pistia stratiotes</i> içinde Nikel biyokonsantrasyon faktörü.....	53
Şekil 6.4. Nikel arıtımı sonrası hasatta bitki kuru ağırlıkları.....	54
Şekil 6.5. Hasatta <i>Pistia stratiotes</i> yapısındaki Nikel konsantrasyonu.....	54
Şekil 6.6. Nikel arıtımı sonrası <i>P. stratiotes</i> için elde edilen bağıl büyüme oranları 55	

<b>Şekil 6.7.</b> <i>Pistia stratiotes</i> ile fitoremediasyon sonrası Krom giderim verimindeki değişim .....	58
<b>Şekil 6.8.</b> <i>Pistia stratiotes</i> Krom biyoakümülasyonu .....	59
<b>Şekil 6.9.</b> <i>Pistia stratiotes</i> içinde Krom biyokonsantrasyon faktörü .....	60
<b>Şekil 6.10.</b> Krom arıtımı sonrası hasatta bitki kuru ağırlıkları .....	61
<b>Şekil 6.11.</b> Hasatta <i>Pistia stratiotes</i> yapısındaki Krom konsantrasyonu .....	62
<b>Şekil 6.12.</b> Krom arıtımı sonrası <i>P. stratiotes</i> için elde edilen bağıl büyüme oranları .....	63
<b>Şekil 6.13.</b> <i>Pistia stratiotes</i> ile fitoremediasyon sonrası karışıma ait giderim verimleri .....	65
<b>Şekil 6.14.</b> <i>Pistia stratiotes</i> ile metallerin biyoakümülasyonunun karşılaştırılması..	66
<b>Şekil 6.15.</b> <i>P. stratiotes</i> içinde metallerin biyokonsantrasyon faktörünün karşılaştırılması .....	67
<b>Şekil 6.16.</b> Tekli ve çoklu metal karışımlarında hasat sonrası bitki kuru ağırlıkları .	68
<b>Şekil 6.17.</b> Hasatta <i>P. stratiotes</i> yapısındaki metal konsantrasyonlarının karşılaştırılması .....	69
<b>Şekil 6.18.</b> Metal teması sonrası <i>P. stratiotes</i> için elde edilen bağıl büyüme oranlarının karşılaştırılması.....	70

## ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1. Temel endüstrilerden atılan metal türleri.....	6
Çizelge 2.2. Metal uzaklaştırma yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları .....	15
Çizelge 4.1. Farklı ortamlar ve kirleticiler için kullanılan fitoremediasyon teknikleri .....	30
Çizelge 5.1. Modifiye hoagland nutrient çözeltisinin içeriği.....	41
Çizelge 5.2. Kullanılan metal konsantrasyonları .....	42
Çizelge 5.3. Deneyde kullanılan atıksuyun özellikleri .....	44
Çizelge 6.1. Nikel arıtımı sonrası hasatta <i>Pistia stratiotes</i> 'e ait klorofil değerleri....	56
Çizelge 6.2. Cr <sup>+3</sup> arıtımı sonrası hasatta <i>Pistia stratiotes</i> 'e ait klorofil değerleri .....	63
Çizelge 6.3. Karışımın arıtımı sonrası hasatta <i>Pistia stratiotes</i> 'e ait klorofil değeri. 71	
Çizelge 7.1. Çalışma sonucunda metallerin arıtımına ait değerler .....	72
Çizelge 7.2. Metal sanayii atıksularının alıcı ortama deşarj standartları .....	73
Çizelge 7.3. Hasatta <i>Pistia stratiotes</i> 'e ait klorofil değerleri.....	74

## 1. GİRİŞ

Hızlı ve çarpık kentleşme, sanayileşme, gittikçe artan tüketim ihtiyaçları, nüfus artışı ve antropojenik faaliyetlerden ötürü su yapılarındaki ağır metal kirliliği her geçen gün daha da artmaktadır. Diğer organik yapıları kirleticilerin aksine ağır metaller doğada bozunmadan kalmakta ve birikim oluşturmaktadır. Endüstriyel birimler, metalürjik faaliyetler ve maden aktivitelerinden kaynaklanan ağır metaller, çevre için tehdit oluşturur. Ağır metaller, toprak ve su kaynakları gibi deşarj edildiği alanlarda toksik etki göstermekte, doğal yaşam ve insanlar için tehdit oluşturmaktadır (Dhir vd., 2011). Farklı toksisitede metaller içeren artılamayan atık suların nehir, ırmak, akarsu yapılarına deşarjı sadece sucul ekosisteme değil insan sağlığına da ciddi bir tehdit oluşturmaktadır. Metaller ile kirlenmiş suların tüketimi insanların böbrek, karaciğer ve kemiklerinde kronik birikime sebep olarak metabolik aktiviteye zarar verebilir (Shah vd., 2015). Bu nedenle evsel ve endüstriyel atık sular içindeki ağır metal kirliliğinin su yapılarına deşarjından önce mutlaka giderilmesi gerekir. Organik moleküllerin aksine, ağır metaller inatçı ve bozulmaya dayanıklı olduğu için iyileştirici faaliyetler yani insan müdahalesi gerekir (Sharma vd., 2014).

İnorganik ve organik kirleticilerin sulara bulaşması ciddi endişe kaynağıdır. Kirletici maddelerin biyolojik olarak yok edilmesi kolay değildir, ancak toksisite seviyesi azaltılabilir (Zhang vd., 2017; Jiang vd., 2018; Ansari vd., 2020). Kirlenmiş su ortamı, hayvanların, bitkilerin ve mikroorganizmaların yaşamını değiştiren tüm su ekosistemlerini etkiler. Tatlı su ve deniz suyu ekosistemlerinin ötrofikasyonu, nitrojen ve fosforun farklı iyonik formlarını meydana getirir. Dünya Sağlık Örgütü, içme suyu kalitesinin özel olarak değerlendirilmesi için Cd, Cr, Cu, Pb, Co, Hg, Ni ve Zn gibi çeşitli ağır metalleri belirlemiştir (Ansari vd., 2020).

Ters ozmos, iyon değişimi, adsorpsiyon vb. yöntemler ağır metal arıtımı için kullanılan geleneksel teknolojilerdir. Ancak bu teknolojilerin çoğu oldukça maliyetli (kimyasal ve enerji kullanımından ötürü), laboratuvarında yapılan ve ikincil atık ürün üretimine sebep olan metal seçimli teknolojilerdir (Mishra ve Tripathi, 2008; Dhir ve Srivastava, 2011). Bu nedenle çevreden ağır metalleri gidermek için verimli olarak biyolojik materyalleri kullanan teknolojiler geliştirmek için çaba harcanmaktadır (Dhir ve Srivastava, 2013).

Sucul bitkiler ile metal akümülayonu üzerine yapılan çalışmaların çoğu metal ile zenginleştirilmiş nütrient çözeltileri kullanılarak laboratuvar ya da seralarda yapılmaktadır. Bu çalışmalardan elde edilen sonuçlar yüksek metal alımı ya da birikimi (>%90) olduğunu göstermektedir. Fakat alan koşulları altında bu sonuçlar değişebilir. Doğal su yapılarında sucul bitkilerin performansı daha anlamlıdır. Büyük ölçekte noktasal olmayan kaynak kirliliğinin remediasyonu için henüz geleneksel (fiziksel ya da kimyasal) arıtım metotları uygun değildir (Lu vd., 2011).

Yeni teknolojilerden biri olan fitoremediasyon, bitkilerin kullanımı ile kirlletici giderimi, atık sudan ağır metal giderimi için maliyetçe etkili, umut verici, yeşil bir teknolojidir. Dahası yerinde (in-situ) uygulanabilir. Sucul makrofitler kendi bitki yapısı içinde ağır metalleri biriktirmek için büyük bir potansiyel ve artan popülariteye sahiptir (Mishra ve Tripathi, 2008; Dhir ve Srivastava, 2011; Lizieri, Aguiar ve Kuki, 2011; Razak vd., 2013). Fitoremediasyon sadece ağır metal giderimi için değil çeşitli diğer kirlleticilerin kontrolü için de çevre dostu ve maliyetçe etkin bir tekniktir.

### **1.1. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı**

Bitkinin ağır metal toleransını araştırmak, yapay sulak alan içerisinde ağır metal içeren endüstriyel atık suların arıtımında bu bitkilerin kullanım potansiyelini ve tolerans seviyelerini belirlemek açısından faydalı olmaktadır. Bu çalışmanın amacı da serbest yüzen sucul bitki türleri (makrofit) ile sudan ağır metal ( $Ni^{+2}$ ,  $Cr^{+3}$  ve  $Ni+Cr$  karışımı) giderimi, makrofitin ağır metal biyoakümülayon kapasitesi ve makrofitin klorofil içeriği üzerine ağır metal türlerinin etkisinin araştırılmasıdır.

Çalışmada, makrofit olarak *Pistia stratiotes* (su marulu) bitkisi kullanılmış olup bitkideki metallerin birikim kapasitesi ve farklı metal konsantrasyonlarına bitkinin tepkisi izlenip değerlendirilmiş ve metal giderim verimi, metal biyoakümülayonu (MB), biyokonsantrasyon faktörü (BCF) ve bağıl büyüme oranı (RGR) gibi makrofitin metal alım kapasitesini belirleyen ve metale karşı duyarlılığını test eden parametreler hesaplanmıştır. Ayrıca metalin fotosentetik pigmentler üzerindeki etkisini belirlemek için klorofil a, b ve toplam klorofil ölçümleri yapılmıştır.

Bu araştırma sonucunda metal içerikli endüstriyel atıksulardan düşük maliyetle ağır metal giderimi sağlanmış olmaktadır. Yoğun enerji ve kimyasal kullanımı gerektiren, ikincil atıkların oluşumuna neden olan fizikokimyasal işlemlere önemli bir alternatif

olan fitoremediasyon yöntemi ile ikincil atıklar oluşmadan çevresel kirleticilerin azaltılması, giderilmesi veya immobilizasyonu, kaynakların verimli kullanımı ve doğaya zarar vermeden ağır metallerin giderimi sağlanabilmektedir.





## 2. GENEL BİLGİLER

### 2.1. Sularda Ağır Metal Kaynakları ve Ağır Metallerin Çevreye Zararları

Periyodik cetvelin, üçüncü ya da daha yüksek periyodunda bulunan metaller için kullanılan ağır metal tanımı bilimsel olmayan bir deyimdir. Genel bir tanım olarak zehirli kimyasal içeriğe sahip olan ve çeşitli çevre kirliliklerine neden olan tüm metallere ağır metal denilmektedir (Kahvecioğlu vd., 2003). Fiziksel olarak ağır metaller, atomik yoğunluğu  $5 \text{ g/cm}^3$ 'ten fazla olan metal ve metaloid grupları için kullanılan genel bir terimdir (Nagajyoti vd., 2010; Antonious, 2016). Düşük konsantrasyonlarda bile insan sağlığı üzerinde toksik ve zehirli etki göstererek ciddi sorunlara yol açabilmektedirler (Memon ve Schröder, 2009). Başlıca ağır metaller; civa (Hg), kurşun (Pb), krom (Cr), demir (Fe), kadmiyum (Cd), kobalt (Co), nikel (Ni), bakır (Cu), çinko (Zn) olmakla birlikte bunlardan başka çok sayıda farklı ağır metaller de bulunmaktadır (Kahvecioğlu vd., 2003).

Geçmişten günümüze, en çokta sanayi faaliyetleri sonucu petrol, yağ, klorlu hidrokarbonlar, radyoaktif atıklar, sentetik deterjanlar, pestisitler, yapay ve doğal tarımsal gübreler ve ağır metaller gibi kirleticiler atmosfere, hidrosfere ve biyosfere yayılmaktadır. Bu kirleticiler arasında bulunan ağır metaller çevre açısından en tehlikeli kirleticiler olarak kabul edilmektedir. Çünkü ağır metal içeren kirleticiler toksik etkileri nedeniyle sucul ortamlarda ve sucul canlılarda birikim gösterebilir (Şener, 2010).

Metaller yerkabuğunda doğal olarak meydana gelir ve antropojenik veya biyolojik süreç tarafından ne yaratılır ne de yok edilir. Bununla birlikte, mineraller ve metal endüstrisi (madencilik ve eritme), enerji üretimi ile yeniden dağıtılması, çevremizdeki metal konsantrasyonlarında artış insan ve ekosistem sağlığı için tehdit oluşturabileceğinden fosil yakıt yanması ve diğer birçok endüstriyel süreç endişe verici olabilir. Sanayi devriminin bir sonucu olarak, biyosferde ağır metallerin yüksek antropojenik emisyonuna yol açan ağır metaller için, muazzam ve artan bir talep vardır. Radyoaktif olmayan As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn ve radyoaktif Sr, Cs ve U en önemli metalik kirleticilerdir (Raskin vd., 1997). Bu metaller, konsantrasyonları insan sağlığını ve çevreyi etkilemeye başladığında çevresel bir sorun haline gelir. Ağır metallerin biyolojik olarak gerekli olup olmadıklarına bakılmaksızın ortak bir özelliği, düşük konsantrasyonlarda dahi toksik etki gösterebilir olmasıdır.

Endüstriyel atıklar ve asit yağmurlarının toprak ve kayalardaki ağır metalleri çözmesi ve çözünen ağır metallerin ırmak, göl ve yer altı sularına ulaşması sonucunda ağır metaller çeşitli su kaynaklarına taşınır (Şekil 2.1). Ağır metaller su kaynaklarına taşındıktan sonra kısmen karbonat, sülfat, sülfür gibi katı bileşikler oluşturarak su tabanına çökerler. Sulardaki ağır metal konsantrasyonu sediment tabakasının adsorpsiyon kapasitesi sınırlı olduğundan sürekli yükselir. Ülkemizde de kapalı göllerimizden olan Tuz Gölü başta olmak üzere, su kaynaklarımızda gerekli önlemler alınmaması ve havzalarımızda yeterli denetim yapılmadan gerçekleşen sanayileşme faaliyetleri metal konsantrasyonunun sürekli olarak yükselmesine neden olmaktadır (Kahvecioğlu vd., 2003).

Endüstriyel atıkların toprağa ve suya deşarjı, insan sağlığı, canlı organizmalar ve diğer kaynaklar için kritik bir tehdit anlamına gelmektedir (Ali vd., 2020). Kirlenmiş ortamlardaki metal kalıntıları, sucul ekosistemlerde flora ve fauna tarafından akümülyasyona uğrayarak, insan besin zincirine girebilir ve bu durum ciddi sağlık sorunlarına neden olabilir (Gheorghe vd., 2017).



**Şekil 2.1.** Sucul ekosistemleri etkileyen metal kirlilik kaynakları (Gheorghe vd., 2017).

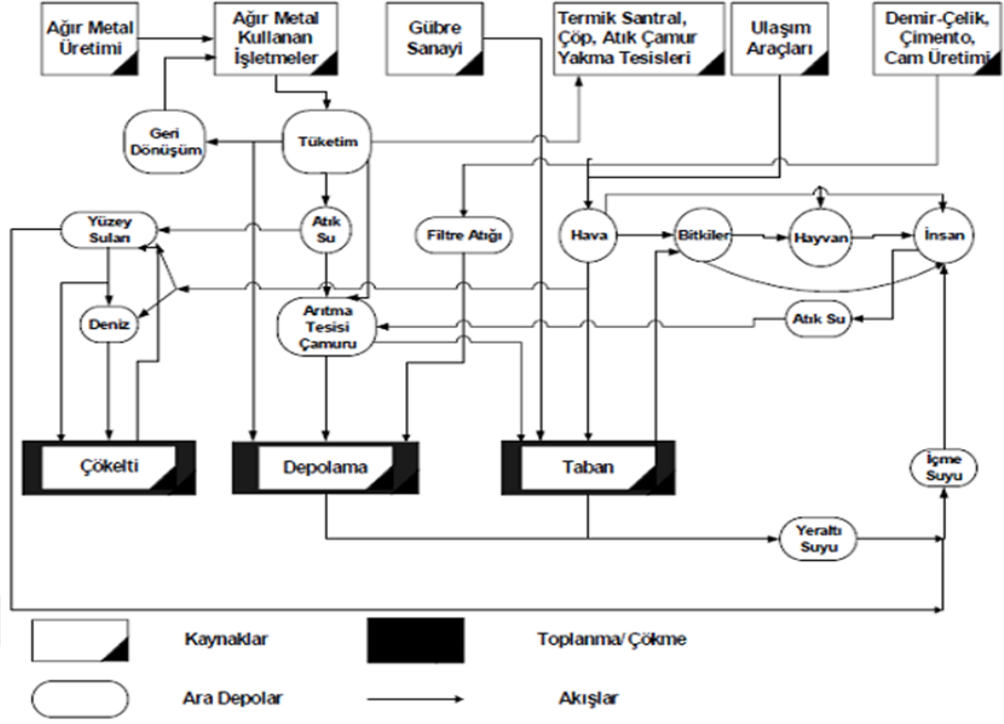
Çizelge 2.1’den de görüldüğü üzere ağır metallerin çevreye yayınımlarında etken olan en önemli endüstriyel faaliyetler çimento üretimi, demir çelik sanayi, termik santraller, cam üretimi, çöp ve atık çamur yakma tesisleridir. Endüstriyel atık suların içme sularına karışması ya da ağır metalce kirli partiküllerin polenleşmesi sonucu ağır metaller hayvanlar ve insanlar üzerinde zararlı etkilere neden olmaktadır (Dikmen Usta, 2008).

**Çizelge 2.1.** Temel endüstrilerden atılan metal türleri (Rether, 2002)

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

Ağır metal kirliliğinin bir etkisi olarak sucul canlılarda tür sayısında azalma, bazı türlerin ortamdan kaybolması ya da ağır metallerle karşı yüksek toleranslı türlerin baskın olduğu ortamlar görülebilmektedir. Ağır metaller, suda yaşayan canlıların karaciğer ve solungaç gibi dokularında birikerek besin zincirine giriş yapmaktadırlar. Oldukça karmaşık süreçlere sahip olan ağır metallerin sucul ortamlardaki taşınımı, çözünme, çökelme, kompleks oluşumu, adsorpsiyon ve biyoakümülyasyon şeklinde olup, suyun fizikokimyasal özelliklerinden etkilenmektedir (Dereli vd., 2017).

Biyosfere farklı sektörlerden ve işlemlerden ağır metal atılımının gerçekleştiği bilinmektedir. Şekil 2.2’de ağır metal yayınımları şematik olarak verilmiştir (Kahvecioğlu vd., 2003).



Şekil 2.2. Ağır metallerin doğaya yayınımları (Kahvecioğlu vd., 2003).

Ağır metallerle kirlenmiş suların kendiliğinden temizlenmesi mümkün olmadığı gibi, tarımsal açıdan da sulama suyunda bulunan ağır metaller çevresel açıdan bazı sınırlamalara tabi tutulmaktadır. Ağır metal iyonlarının, insan ve hayvanlarda çeşitli sağlık problemlerine neden olan toksisite derecelerine sahip olduğu ve bu nedenle bu maddelerin kirlenmiş sulardan giderilmesi gerektiği bilinen bir gerçektir (Xiao vd., 2012). Bu zararlı etkileri göz önüne alındığında ağır metal iyonlarının bulunduğu ortamlardan uzaklaştırılmaları büyük önem kazanmaktadır.

## 2.2. Ağır Metallerin Giderim Yöntemleri

Endüstri ve teknolojinin gelişmesi ile birlikte çevre kirliliği en ciddi tehlikelerden birisi haline gelmiş ve özellikle de su kirliliğine neden olan ağır metaller tüm dünyada ilgileri üzerine çekmiştir. Ağır metaller inatçı yani kalıcı olmaları, biyolojik birikim göstermeleri ve çevrede biyo-artışlarından ötürü yüksek oranda toksiktir. Bu nedenle gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde önemli çevre ve sağlık problemlerine neden olurlar (Lakra vd., 2017).

Ağır metallerin toksik etkilerinden korunmak ve atık sulardan giderilmesi amacıyla, çeşitli yöntemler geliştirilmiştir. Ağır metallerle kirlenen atıksuların arıtılması için metalin özelliklerine bakılmalı ve buna göre arıtma yöntemine karar verilmelidir. Son yıllarda ağır metal içeren atık sular için geliştirilen arıtım teknolojilerinin amacı hem atık su üretim miktarını azaltmak hem de arıtılan suyun kalitesini artırmaktır (Kurniawan vd. 2006). İyon değişimi, membran filtrasyonu, kimyasal çöktürme, ters osmoz, buharlaşma, biyolojik adsorpsiyon atıksularda ağır metal giderimi için kullanılan uygulanması kolay ve ekonomik yöntemlerdir (Hamutoğlu vd., 2012).

### **2.2.1. Kimyasal çöktürme**

Atıksulardan ağır metal ve fosfor giderimi için kullanılan en yaygın yöntemlerden birisi kimyasal çöktürmedir (Çetin, 2004). Bu yöntem, atık sudaki çözünmüş ya da askıda kirleticilerin demir tuzları ve kireç gibi koagülantlar ilave edilerek fiziksel durumunu değiştirip çökmelerini sağlayan bir işlemdir (Yalçın, 2012; Er, 2016).

Bazık şartlar altında (pH 11) çözünmüş metal iyonları, eklenen çeşitli çöktürücülerle birlikte kimyasal reaksiyona girerek çözünmeyen katı faza dönüştürülürler. Hazırlanan çözeltilerde tipik olarak çöktürme hidroksit yapıda gerçekleşir (Kurniawan vd., 2006).

Kimyasal çöktürmede, çözünürlükleri düşük sülfür ve hidroksit bileşiklerinin atık suya eklenerek, ağır metallerin çözünürlükleri zor olan tuzlarının oluşmasını sağlamak esastır. Yüksek maliyet ve ikincil atık oluşumuna neden olan bir prosestir (Korkmaz, 2017). Kimyasal çöktürmede indirgeme ve yükseltgeme ile çöktürme olmak üzere iki yöntem bulunmaktadır. Bu yöntemler;

**İndirgeme ile çöktürme yöntemi:** Yüksek değerlikli metalin çökebilien bir forma indirgendikten sonra nötralizasyonu esasına dayanan yöntemdir. Fazla miktarda kullanılan reaktif ile metalin çökmesi ve istenmeyen metalin ortamdan ayrılmasıyla işlem gerçekleşir. Bu yöntem kromlu atıkların giderimi için kullanılır (Otmanbölük, 2017).

**Yükseltgeme ile çöktürme yöntemi:** İndirgenmiş metalin, kararlı yükseltgenmiş ve çözünmeyen şekillerine dönüştürülme esasına dayanan yöntemdir. Bu proses; havalandırma, sedimentasyon ve filtrasyondan oluşan üç aşamalı ve birbirini takip eden bir yöntemdir. Havalandırma havuzunda yükseltgenmesi tamamlanıncaya kadar tutulan atık suyun daha sonra bir filtre kullanılarak yükseltgenmiş olan metalin sudan

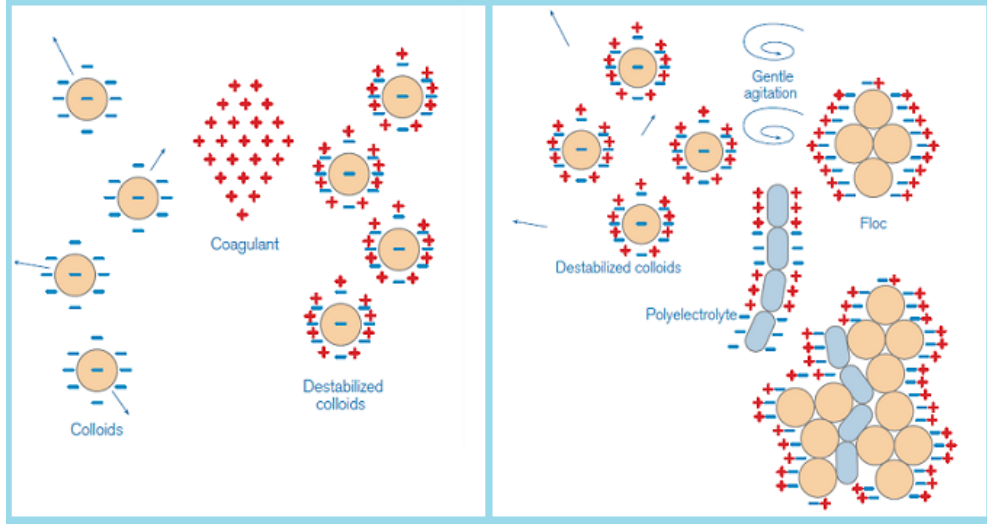
ayrılması sağlanır. Havalandırma işleminin yeterli olmadığı zor yükseltgenen metaller için prosese kimyasal yükseltgenme aşaması da eklenir. Bu yöntem çoğunlukla demir ve mangan ile kirlenmiş atıksuların arıtılması için kullanılır (Otmanbölük, 2017).

Kireçle çöktürme, 1000 mg/L'den yüksek metal konsantrasyonu ile inorganik atıkların etkili bir şekilde arıtılması için kullanılabilir. Kireçle çöktürmenin avantajları işlemin basitliği, kullanılan ekipmanın ucuz ve kolay elde edilebilir olması, kullanışlı ve güvenli bir yöntem olmasıdır. Bütün bu avantajların karşısında kimyasal çöktürme ile kabul edilebilir deşarj limitlerinin sağlanması için büyük miktarda kimyasal gerektirmesinin yanı sıra diğer dezavantajları ise; ekstra arıtım gerektiren aşırı çamur oluşumu, oluşan çamurun giderimi için artan maliyet, metal çökeltme hızının yavaşlığı, biriken metal çökeltileri ve çamur imhasının uzun süren çevresel etkileri olarak sayılabilir (Kurniawan vd., 2006).

### **2.2.2. Koagülasyon – flokülasyon**

Koagülasyon prosesi, genel olarak çeşitli koagülantlar eklenerek kolloidal partiküllerin kararlı ve durağan yapısının bozularak çökmesi prensibine dayanır (Şekil 2.3). Kullanılan koagülantlar yardımıyla kararlılığı bozulan partiküllerin uygun hızlarda karıştırılması sonucu birleşerek floklar oluşturmasıyla koagülasyon işlemini flokülasyon işlemi takip eder. Bu işlem genel olarak pH ayarlamasını ve demir/alüminyum tuzlarının eklenmesini kapsamaktadır. Koagülasyon – flokülasyon prosesinde etkili ağır metal giderimi için pH aralığı kimyasal çöktürmede olduğu gibi 11 – 11,5 arasında tutulur (Kurniawan vd., 2006).

Koagülasyonun en temel avantajları; yüksek çamur çöktürme kabiliyeti, çamur dengesi (kararlılığı) ve bakteriyel etkisizlik kapasitesidir. Bu avantajlara rağmen fazla kimyasal madde tüketiminden kaynaklanan yüksek işletme masrafı bulunmaktadır. Çamur hacminin artması tüm dünya tarafından kullanılan koagülasyon-flokülasyon işleminin kullanımını geride bırakmaktadır. Koagülasyonun bu dezavantajlarından dolayı, elektrokoagülasyon klasik koagülasyondan daha iyi bir alternatif olabilir. Elektrokoagülasyon yöntemi ile en küçük kolloidal partiküllerin bile giderimi gerçekleştirilebilir ve daha az miktarda çamur oluşumu gözlemlenir (Kurniawan vd., 2006).

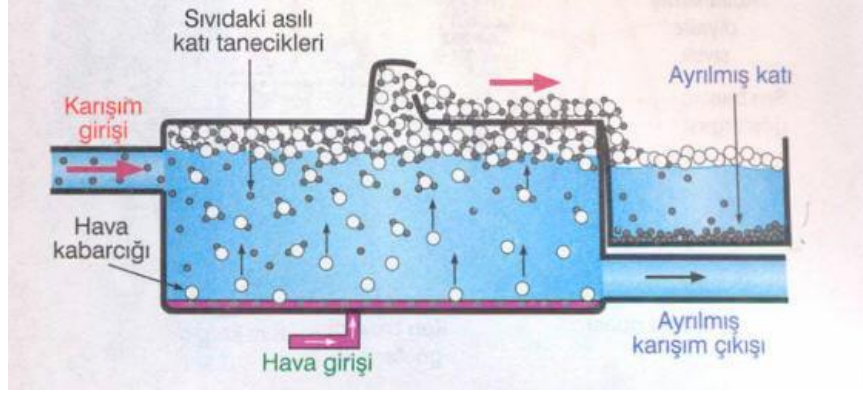


**Şekil 2.3.** Koagülasyon – flokülasyon mekanizması (URL-1).

### 2.2.3. Flotasyon (yüzdürme)

Flotasyon, sıvı ortama verilen gaz kabarcıklarının sıvı halde bulunan diğer sıvı ve katı parçacıkların etrafına tutunarak onları yukarı doğru hareket ettirmesi esasına dayanan bir arıtım yöntemidir (Şekil 2.4). Flotasyon işlemi sonucunda yüzeyde toplanan maddeler bir sıyırıcı yardımıyla toplanarak uzaklaştırılır, arıtılmış su ise köpük seviyesinin altında daha derin bir kısımdan alınır. Flotasyon, su ve özellikle atıksu arıtımında, reçineli maddeler, metal hidroksitler, lifler, algler, yağ – gres, pigmentler ve çeşitli askıda maddelerin gideriminde; aynı zamanda biyolojik çamur (aktif çamur), ve kimyasal yolla yumaklaştırılmış çamurun giderilmesinde kullanılmaktadır. Flotasyon aşağıdaki şekilde sınıflandırılabilir (Kurniawan vd., 2006).

1. Çözünmüş hava flotasyonu
2. Dağılmış hava flotasyonu
3. Vakum flotasyonu
4. Elektroflotasyon
5. Biyolojik flotasyon



Şekil 2.4. Flotasyon mekanizması (URL-2).

Son zamanlarda ağır metal gideriminde, flotasyonla birlikte aktif karbonla flotasyon ve filtrasyonla flotasyon gibi fizikokimyasal yöntemlerin kullanıldığı sistemler flotasyonun tek başına kullanıldığı sistemlerden daha çok denenmektedir (Uzun, 2013). Bir tür fiziksel ayırma işlemi olmasına rağmen, yüzdürme yoluyla ağır metal giderimi endüstriyel uygulama potansiyeline sahip bir işlemdir. Flotasyon, 50 mg/L'den daha düşük veya 150 mg/L'den daha yüksek metal konsantrasyonuna sahip inorganik atıkların arıtılmasında da kullanılabilir (Kurniawan vd., 2006).

Metal içeren atıksular için yaygın olarak çözünmüş hava flotasyonu kullanılmıştır. Her ne kadar sadece fiziksel ayırma prosesi olarak görünse de flotasyonla ağır metal giderimi, endüstriyel alanlar için yüksek potansiyele sahiptir. Küçük partiküller için daha iyi giderim, kısa hidrolik bekleme süreleri, az miktarda oluşan düşük konsantrasyonlu çamur oluşumu ve ekonomik olması gibi avantajları vardır (Kurniawan vd., 2006).

#### 2.2.4. Membran filtrasyonu

Membran filtrasyonu, yarı geçirimli bir membran ile sıvı içindeki organik bileşikleri, ağır metalleri ve askıda bulunan katı maddeleri sıvı ortamdan ayırabilmek için uygulanan bir yöntemdir. Bu yöntemle yapılan ağır metal gideriminde yüksek verim elde edilmektedir. Membran filtrasyonu yönteminde elde edilen yüksek verime karşılık, maliyetinin yüksek olması ve membran kirliliğinin fazla olması gibi dezavantajları sistemin pek tercih edilmemesine sebep olmaktadır (Hamutoğlu vd., 2012).



Membran filtrasyonu sadece askıda katılar ve organik bileşikler için değil ağır metaller gibi inorganik kirleticilerin gideriminde de etkili bir yöntemdir. Tutulabilecek parçacığın boyutuna bağlı olarak ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz gibi çeşitli membran filtrasyon tipleri ile ağır metal giderimi yapılabilir (Kurniawan vd., 2006). Membran filtrasyonunda kullanılan 3 tip yöntem vardır. Bu yöntemler aşağıda açıklanmıştır.

#### **2.2.4.1. Ultrafiltrasyon**

Ultrafiltrasyonda ağır metalleri ayırmak için geçirgen membranlar kullanılır. Membran gözenek boyutundan daha büyük olan makromoleküller filtrede kalırken, düşük molekül ağırlıklı çözünenlerin ve suyun geçişine izin verilir (Kurniawan vd., 2006).

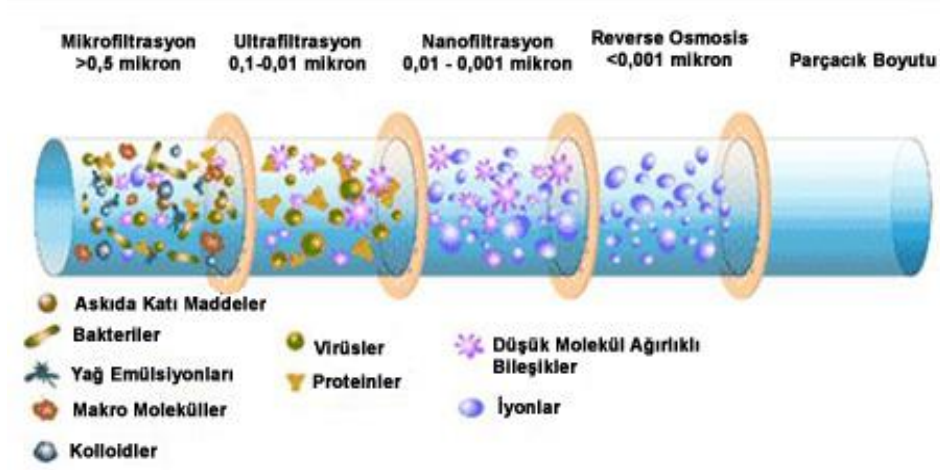
#### **2.2.4.2. Nanofiltrasyon**

Nanofiltrasyon, ultrafiltrasyon ve ters osmoz membranları arasında nadir özelliklere sahiptir. Bu ayırma mekanizması eleme ve elektriksel etkileri içerir. Nanofiltrasyon membranı içinde yüklü anyonlar arasında Donnon potansiyeli yaratılır ve atıksudaki ortak iyonların geri çevrimi daha sonra gerçekleşir. Membran karakteristiklerine bağlı olarak nanofiltrasyon, pH 3-8 aralığında, 3-4 bar basınç değerinde metal giderimi için etkilidir. Yine de nanofiltrasyon ağır metal gideriminde ultrafiltrasyon ve ters osmozdan daha az araştırılmıştır (Kurniawan vd., 2006).

#### **2.2.4.3. Ters osmoz**

Yarı geçirgen özellikteki bir membrandan yüksek basınç altında atık suyun, geçirilmesi esnasında, seyreltik çözelti kısmından su geçerken ve çözülmüş bir şekilde bulunan kirletici maddelerin membranda tutulması prensibine dayanan bir yöntemdir. Birbirlerine seri ya da paralel bağlanarak kullanılabilen bir metottur. Bütün ağır metaller için uygulanabilen bu yöntemde, kullanan membranlar yardımıyla sıvı ortamdan hem iyonlar hem de kolloidler ayrılabilir (Korkmaz, 2017).

Ters osmoz ile ağır metal gideriminde kimyasal çöktürmeden farklı olarak pH yerine basınç temel parametredir. Daha yüksek basınçta daha fazla metal giderilir ve böylelikle daha fazla enerji tüketilir (Kurniawan vd., 2006). Şekil 2.5'de parçacık boyutuna göre kullanılan membran tipleri verilmiştir.



Şekil 2.5. Ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters osmoz membran görünüşü (URL-3).

### 2.2.5. İyon değiştirme

İyon değiştirme içme sularında yumuşatma yapmak amacıyla kullanılan bir metottür. Bu metot yardımıyla içme sularında bulunan ve arıtılması istenilen magnezyum ve kalsiyum iyonları, sodyum iyonlarıyla yer değiştirerek suyun sertliğinin azaltılmasıyla faydalı sonuçlar elde edilmektedir. Bununla birlikte flor, uranyum, arsenik, krom, baryum, nitrat ve radyum gibi radyoaktif veya zehirli olan metallerin arıtılmasında da yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu yöntem ağır metal iyonlarının, elektrostatik kuvvetin etkisiyle fonksiyonel gruplar halinde katı bir yüzeyde tutunarak, ortamdaki farklı olan diğer iyonlarla yer değiştirilmesi prensibine dayanmaktadır. İyon değiştirme yönteminin dezavantajı ise kullanılan iyon değiştirici reçinelerde kil, kum, yağ, gres, kolloidal silika ve mikroorganizmalardan kaynaklanan kirliliklerin oluşması, yüksek maliyetli olması ve sadece belirli iyonları uzaklaştırmasıdır. Bu gibi nedenlerden dolayı yöntemin ağır metal gideriminde kullanımı sınırlandırılmaktadır. Membran filtrasyonun yanı sıra, ağır metal içeren atıksular için dünya çapında yaygın olarak kullanılan arıtım yöntemlerinden bir tanesi de iyon değiştirmedir (Kurniawan vd., 2006).

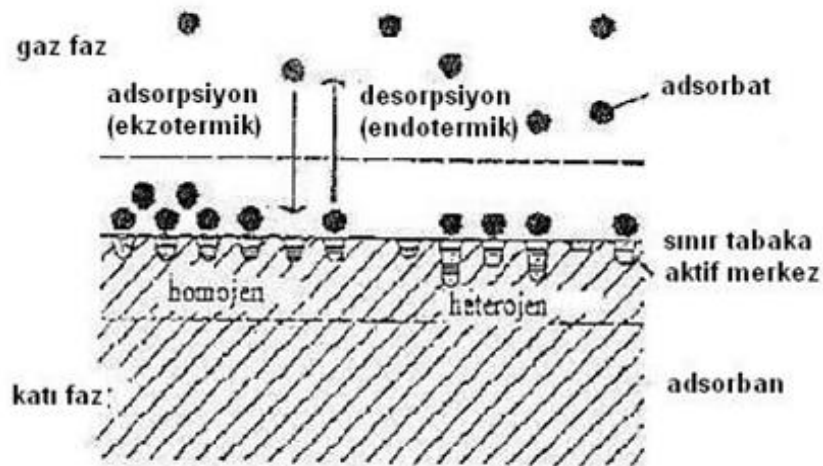
### 2.2.6. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, uygun bir ara yüzey üzerinde çözelti içerisinde çözülmüş biçimde bulunan maddelerin toplandığı bir arıtım biçimidir. Bir katı veya diğer bir sıvı veya bir sıvı ile bir gaz arasında uygun bir ara yüzey olabilir. Adsorpsiyon işleminde iyon, atom

veya moleküller katı bir yüzeye tutunmaktadır. Bu tutulan taneciklerin katı yüzeyinden ayrılması desorpsiyon olarak adlandırılırken, kullanılan katı maddeye adsorblayıcı yani adsorbent ve katı yüzeyine tutunan maddeye adsorblanan yani çözünen adı verilir. Adsorpsiyon kolay uygulanabilen bir yöntem olmakla birlikte kirliliğe neden olan maddelerin uzaklaştırılmasında da oldukça etkilidir. Adsorpsiyon ile giderimde, aktif karbon, zeolit, doğal ve yapay adsorbanlar gibi çeşitli adsorbent maddeler kullanılarak atık sudaki ağır metallerin giderimi gerçekleştirilmektedir (Hamutoğlu vd., 2012; Yalçın, 2012).

Şekil 2.6'da katı faz üzerinde adsorpsiyon ve desorpsiyon işlemleri şematik olarak verilmiştir. Bütün katılar adsorblama özelliğine sahip olduklarından dolayı, katıların hepsi adsorbant olarak kullanılabilir. İyi bir adsorbanın en belirgin özelliği ise birim kütlesi başına geniş bir yüzey alanına sahip olmasıdır.

Bu yöntem, diğer ağır metal giderim yöntemlerine göre daha ekonomik olması ve kolay yenilenebilen bir metot olması sebebiyle yaygın kullanım imkanı sunmaktadır. Adsorpsiyon ile ağır metal gideriminde fiziksel, kimyasal, biyolojik ve iyonik olmak üzere dört çeşit adsorpsiyon mevcuttur (Yalçın, 2012).



**Şekil 2.6.** Katı faz üzerinde adsorpsiyon ve desorpsiyon işlemleri (Deniz, 2010)

Tanımlanan tüm ağır metal giderim teknolojilerinden hangisinin kullanılacağına atıksu içeriğine ve kirliliğin durumuna bağlı olarak karar verilmektedir. Çizelge 2.2’de ağır metal gideriminde kullanılan yöntemlerin avantaj ve dezavantajları verilmiştir.

Organik ve inorganik kirleticileri gidermek için fiziksel ve kimyasal metotlar geniş ölçüde kullanılmaktadır. Fakat bu metotlar genellikle pahalı, zahmetli ve ikincil atık üreten tekniklerdir. Çok ümit verici, çevreye dost ve maliyetçe etkili ve alternatif bir metot olan bitki bazlı biyoremediasyon yada fitoremediasyon, hem labaratuvar hem de alan çalışmalarında artan bir popülerite kazanmaktadır (Lakra vd., 2017).

**Çizelge 2.2.** Metal uzaklaştırma yöntemlerinin avantaj ve dezavantajları (İleri, 2000)

<b>Metot</b>	<b>Avantaj</b>	<b>Dezavantaj</b>
Kimyasal Çöktürme ve Filtrasyon	Basit Ucuz	Yüksek konsantrasyonlarda zor ayrılma Atık çamur oluşumu Pahalı olması
Elektrokimyasal Yöntemler	Metali geri elde etme	Sadece yüksek konsantrasyonlarda etkin olması
Kimyasal Oksidasyon ve İndirgenme	İnaktivasyon	Ortam hassasiyeti
İyon Değişimi	Etkin arıtım ve saf atık metalin geri kazanımı	Partiküllere hassas ve reçinelerin pahalı olması
Buharlaştırma	Saf atık elde etme	Fazla enerji gereksinimi olması Pahalı olması Atık çamur oluşumu
Ters Osmoz	Geri dönüşüm için saf atık eldesi	Yüksek basınç ihtiyacı Membran boyutlarının büyüklüğü Pahalı olması
Adsorpsiyon	Sorbentlerin aktif karbon kullanımı	Tüm metaller için uygulanamaması

### 3. AĞIR METAL GİDERİMİNDE YENİ YAKLAŞIM BİYOREMEDIASYON

Biyoremediasyon uzun yıllardan beri kullanılan bir uygulamadır. İnsanlar binlerce yıldır atıklarını azaltmak için biyolojik işlemlere başvurmuşlardır. Bunun en bariz örneği fosseptik çukurlarıdır. Geçmişten günümüze insan kaynaklı atıkları ayrıştırmak için toprakta bulunan doğal canlılarla yapılan arıtım biyoremediasyonun en güzel örneğidir. Doğal şartlar sonucunda oluşan bataklıklar ve sulak alanlar uzun zamandır biyoremediasyon yöntemine katkıda bulunmuştur. Bu ortamlardaki bitki yaşamı ve mikroorganizmalar geniş bir çevredeki kimyasal çeşidini absorbe ederek ortamdaki kirleticileri zararsız yan ürünler haline dönüştürebilmektedir. Günümüzde popüler olan biyoremediasyondaki yeni uygulamalar birçok değişik ortamdaki toksik kimyasalların büyük miktarını temizlemek için geliştirilen yeni ve yaratıcı arıtım stratejileri içermektedir (Thieman vd., 2013).

Biyoremediasyon bakteri, mantar ve bitkiler gibi canlıları kullanarak ortamdaki kimyasal bileşiklerin ayrılmasını sağlama esasına dayanan bir arıtım yöntemidir. Bu işlemde kimyasal reaksiyonların avantajı kullanılır ve organizmalar beslenmek ve enerji elde etmek için kimyasal bileşikleri parçalar. Yani zararlı maddeleri daha az toksik hale getirerek kirlenmiş ortamların arıtımı sağlanır (Thieman vd., 2013). Yöntem biyoakümülyasyon, biyosorpsiyon ve fitoremediasyonu (bitki ıslahı) içerir (Rezania vd., 2016).

Çevrenin insan sağlığı üzerinde doğrudan ve dolaylı etkileri olduğu artık bilinen bir gerçektir. Birçok arıtım yöntemi varken neden biyoremediasyonun kullanıldığı merak konusu olmaktadır. Yöntemin kullanışlı olma sebebi toprak kirliliğine veya kimyasal kirliliğe maruz kalmış alanları fiziksel yöntemlerle arıtmanın çok pahalı olması ve kimyasal uygulamalardan sonra arıtım gerektiren kirlilik oluşumu ihtimalidir. Yöntemin en önemli avantajı; zararlı kirletici maddeleri karbondioksit, klor, su ve basit organik maddeler gibi zararsız ürünlere dönüştürerek kirliliği gideren bir yöntem olmasıdır. Arıtım sürecinde canlı organizmalar tercih edildiğinden, biyoremediasyon diğer arıtım proseslerinden genelde daha temizdir. Biyoremediasyonun bir diğer avantajı ise, farklı biyoremediasyon yöntemlerinin kirliliğin olduğu bölgede (in situ) uygulanabilmesi imkanındır. Kirlenmiş alan veya maddelerin başka bir ortama

taşınması zorunluluğu olmadığından, çevreye zarar vermeden bir arıtım çoğunlukla mümkün olmaktadır (Thieman vd., 2013).

Biyoremediasyon teknolojileri; kirletici maddeleri arıtmayı veya kirleticilere maruz kalmayı azaltarak kirliliğin etkilerini en aza indirmeyi amaçlar. Bu yöntemler;

**In-situ Biyoremediasyon Teknikleri:** Yüzey ve yeraltı arıtımını kapsayan bu yöntemde havanın oksijeninden yararlanılmaktadır. Yüzey remediasyonunda oksijenin sağlanması daha kolay iken yeraltı remediasyonunda kontamine olan materyale mutlaka oksijen veya su verilmelidir (URL-4). Bu teknoloji sağladığı yerinde arıtım imkanları, düşük arıtım maliyeti ve kirlenmiş ortamın alandan uzaklaştırılmaması açısından daha cazip olmakla birlikte uzun arıtım işlemi yöntemin dezavantajıdır (Boopathy 2000).

**Ex-situ Biyoremediasyon Teknikleri:** Kirliliğe maruz kalan suların pompalanarak mevcut yerinden alınıp ex-situ yani saha dışında arıtıldığı remediasyon seçeneğidir (URL-4). Ex-situ teknikler, in-situ tekniklere nazaran daha hızlı gerçekleşmesine karşın yüksek arıtım maliyetleri yöntemin dezavantajıdır (Dindar vd., 2010).

**Fitoremediasyon:** Kirlenmiş toprakların ve suların arıtımında kullanılan biyolojik temelli ve düşük maliyetli bir arıtım yöntemidir. Fitoakümülyasyon, fitodegradasyon ve fitostabilizasyon mekanizmaları aracılığıyla sudan metalleri gidermek yada stabilize etmek için bitkilerin kullanıldığı fitoremediasyon teknolojisi, ilgi çeken bir yaklaşımdır (Victor vd., 2016).

Fitoremediasyon, bitkilerin kullanımı ile kirletici giderimi, atıksudan çeşitli kirleticilerin kontrolü ve ağır metal giderimi için maliyetçe etkili, umut verici, yeşil bir teknolojidir. Dahası yerinde (in-situ) uygulanabilir. Sucul makrofitler kendi bitki yapısı içinde ağır metalleri biriktirmek için büyük potansiyele sahiptir (Mishra ve Tripathi, 2008; Dhir ve Srivastava, 2011; Lizieri, Aguiar ve Kuki, 2011; Razak vd., 2013). İşletim ve bakım maliyetleri diğer yöntemlere kıyasla oldukça düşük olan fitoremediasyon yöntemleri çevre dostu olarak kabul edilmekte olup orta dereceli kirlenmiş sularda ağır metal giderimi için uygun bir teknoloji olarak değerlendirilmektedir (Miretzky vd., 2004; Doni vd., 2015). Fitoremediasyon teknolojisi bir seri metot kapsar; İndirgeme (reduction), giderim, degradasyon ya da çevresel kirleticilerin immobilizasyonu gibi. İkincil atık oluşumu yoktur. Bitkiler

hedef metalin önemli miktarını tolere eder ve biriktirir. İlâveten düşük bakım maliyeti ile kolaylıkla işletilir ve bitkiler kolay bir şekilde elde edilebilir. Sucul bitkiler büyük verimlilikle atıksudan ağır metaller, nütrientler ve askıda materyalleri giderebilir. Fitoremediasyonda kullanılan bitki türleri biyolojik olarak aktif bitkilerdir ve çoğu ağır metal iyonlarının giderimi için uygundur. Ayrıca kirlenmiş toprak ve sudan ağır metalleri fitoakümüle etme yeteneğine sahiptir (Victor vd., 2016). Kirlenmiş su ve topraktan toksik kirleticilerin giderimi için fitoremediasyon potansiyellerinden dolayı sucul makrofit türleri tercih edilmektedir. Su yapılarındaki kirlilik seviyesini izlemek ve bitki yapısı içinde belirli toksik kirleticileri akümüle etme potansiyellerinden ötürü nehir gibi su yapılarında büyüyen çeşitli sucul makrofitler kullanılmaktadır. Makrofit bazlı arıtım sistemleri atıksuyun geri kazanımı ve bu tarz metallerle kirlenmiş suların arıtımında gelişmekte olan ülkeler tarafından kullanılmaktadır (Shah vd., 2015).

Belirtilen avantajlarından dolayı bu çalışmada fitoremediasyon yöntemi kullanılmış olup aşağıda ayrıntılı olarak açıklanmıştır.

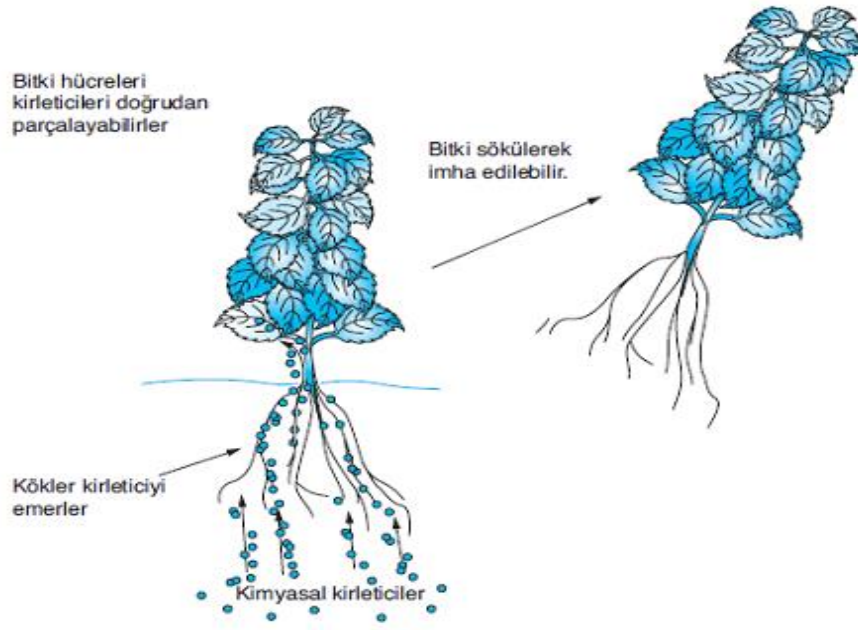
#### 4. FİTOREMEDIASYON

Birleşmiş Milletler Çevre Programı, fitoremediasyonu; bitkilerin çevresel kirleticileri uzaklaştırmak, detoksifiye etmek veya hareketsiz hale getirmek için verimli kullanımı olarak tanımlamıştır. Fitoremediasyon, kirlenmiş ortamların temizlenmesi için çevre dostu ve avantajlı bir tekniktir. Mekanizma, kirleticilerin kökler yoluyla emilmesi, bitki dokularında birikmesi, kirletici maddelerin ayrıştırılması ve daha az zararlı formlara dönüştürülmesini kapsamaktadır. Farklı ortamlarda kullanılan çeşitli fitoremediasyon teknikleri, dünya çapında birçok çalışma tarafından kapsamlı bir şekilde incelenmiştir (Favas vd., 2018; Yadav vd., 2018; Vidal vd., 2019).

Toprak, su ve havadaki kimyasalları temizlemek için bitkilerin kullanılması esasına dayanan fitoremediasyon, uygulamaları gittikçe artan bir arıtım metodudur. Yaklaşık olarak 350 civarında bitki türü, toksik materyalleri büyüme ve gelişme için bünyesine almaktadır. Kavak ve Ardiç ağaçları, bazı otlar ve yonca fitoremediasyon yönteminde etkili bir şekilde kullanılmaktadır. Fitoremediasyonda bitkiler kimyasal kirleticileri kökleri aracılığıyla topraktan temizlemektedirler. Biyoremediasyon işlemlerinde bitkilerin kullanılması çok başarılı sonuçlar doğurmuştur. Bazı bitkiler kirletici maddeleri doğrudan parçalarken, diğer bitkiler ise maddeleri ortamdan toplayarak uzaklaştırılmasını sağlayabilmektedir (Thieman vd., 2013).

Fitoremediasyon, bitki kökleri ve bitkinin üst kısmıyla yer değiştirmesi yoluyla kirleticilerin alınması ve emilimi için doğal veya doğrudan yeşil bitkilerin kullanımınıdır (Şekil 4.1). Organik ve inorganik kirleticiler (metaller, pestisitler, kalıcı organik kirleticiler) bu yöntem ile kontamine toprak, çamur, sediman ve sudan kolaylıkla uzaklaştırılabilir (Rezania vd., 2016).





**Şekil 4.1.** Fitoremediasyon (Thieman vd., 2013).

Fitoremediasyon için kullanılan bitki türleri doğal olmalı ve hızlı büyüme oranı, geniş kök sistemi, yüksek biyokütle verimi, çeşitli ortam adaptasyonu, yüksek tolerans ve yerüstü kısımlarında kirlenmeleri biriktirme yeteneğine sahip olmalıdır (Valipour vd., 2016). Köklerle sorpsiyon (adsorpsiyon, şelatlaşma, iyon değişimi ve kimyasal çökeltme) ve biyolojik prosesler (havalı parçalara taşınım ve kök sızıntılarının neden olduğu çökeltme) fitoremediasyonda sorumlu prosesler olarak düşünülür (Maine vd., 2016).

Fitoremediasyon, sadece ağır metalleri uzaklaştırmak için değil, aynı zamanda diğer çeşitli kirlenmeleri kontrol etmek için de çevre dostu uygun maliyetli bir teknolojidir (Smith vd., 2007). Organik kirlenmeler, TNT ve 2,4-DNT gibi patlayıcılar, ham petrol ile petrol hidrokarbonları, klorlanmış bileşikler, radyoaktif maddeler, tuz ve pestisitler gibi arıtımı zor ve/veya pahalı olan pek çok kirlenme için de uygulanabilmektedir (Zengin Şapçı, 2008).

Bu teknoloji indirgeme, giderim, degradasyon ya da yeşil bitkiler kullanarak ikincil atıklar oluşmadan çevresel kirlenmelerin immobilizasyonu gibi bir dizi yöntemi içerir. Bitkiler, düşük miktarda bakım maliyeti ile yaygın olarak elde edilebilir ve kullanımı kolay olmasının yanı sıra, önemli miktarda hedef metalleri biriktirir ve tolere eder.

Katyonların negatif yüklü kök yüzeylerine adsorpsiyonu ile, su kirleticilerinin alınması ve uzaklaştırılması için geniş bir kök sistemine ve kök yüzey alanına sahiptirler (Lakra vd., 2017).

Zehirli etkileri bulunan kimyasal maddeler bitki bünyesine girdikten sonra, bitki bu maddeleri ayrıştırmak için enzimleri kullanabilir. Diğer koşullarda ise kimyasal maddeler bitki bünyesinde yoğunlaşır ve bu şekilde bitki tüm kirletici maddeyi bünyesine almak için sünger gibi davranır. Kirlenmiş bitkiler atık madde olarak düşünülür ve yakma veya diğer yollarla bertaraf edilebilirler. Kirletici maddelerin yüksek konsantrasyonları birçok bitkinin ölümüne sebep olduğu için, fitoremediasyon işlemi düşük konsantrasyonlarda daha verimli olmaktadır (Thieman vd., 2013).

Su arıtımında etkin bir şekilde kullanılan fitoremediasyon, bilim adamları ve sivil toplum kuruluşları tarafından büyük ilgi görmektedir. Bununla birlikte, atık su arıtımında bitkilerin kullanımı yaklaşık 300 yıldır var olan bir yöntemdir (Carolin vd., 2017; Ansari vd., 2020).

Fitoremediasyonda kullanılması düşünülen bitki seçiminde dikkat edilmesi gereken faktörler vardır. Bunlar bitkinin habitat uyumluluğu (karasal, sucul, yarı sucul ortamlar), ortamda var olan metallere karşı tolerans derecesi, metal birikim, taşıma ve giderme yeteneği, yüksek büyüme - gelişme hızı ve biyokütle verimi, sel ve kuraklık gibi doğal afetlere dayanıklılığı, yüksek pH'da ve tuzlulukta yaşama kabiliyeti, kök yapısı ve kök bölgesi derinliğidir. Bunun yanında bazı egzotik sucul bitki türlerinin kirlenmiş sulardan ağır metal gideriminde daha iyi sonuçlar verdiği ve istilacı davranış olasılığı olmadan güvenle kullanılabileceği belirtilmiştir (Ay, 2019). Bitkilerin büyüme, gelişme ve fotosentez gibi diğer biyolojik süreçleri, sucul sistemin sürdürülebilirliği için hayati faktörlerdir. Bir bitki ıslah sisteminin başarısı, kirliliğin şiddeti ile ilgili faktörlere de bağlıdır (Ansari vd., 2020).

Hızlı büyüme, yüksek biyokütle, yüksek tolerans ve birikme kabiliyeti nedeniyle, sucul makrofitler, su kirleticilerinin fitoremediasyonunda büyük ilgi çekmektedir. Çeşitli sucul makrofit türlerinin özellikle yabancı sucul otların, ağır metallerin uzaklaştırılmasında yararlı olduğu bulunmuştur. Bu makrofitler; *Eichhornia Crassipes*, *Lemna*, *Pistia*, *Salvinia* ve *Azolla* türleridir (Lakra vd., 2017; Ansari vd., 2020).

EPA (1995)'ya göre yeşil bir arıtım teknolojisi olan fitoremediasyonun aşağıda sıralanan birçok avantaj ve dezavantajı bulunmaktadır:

#### **Avantajları;**

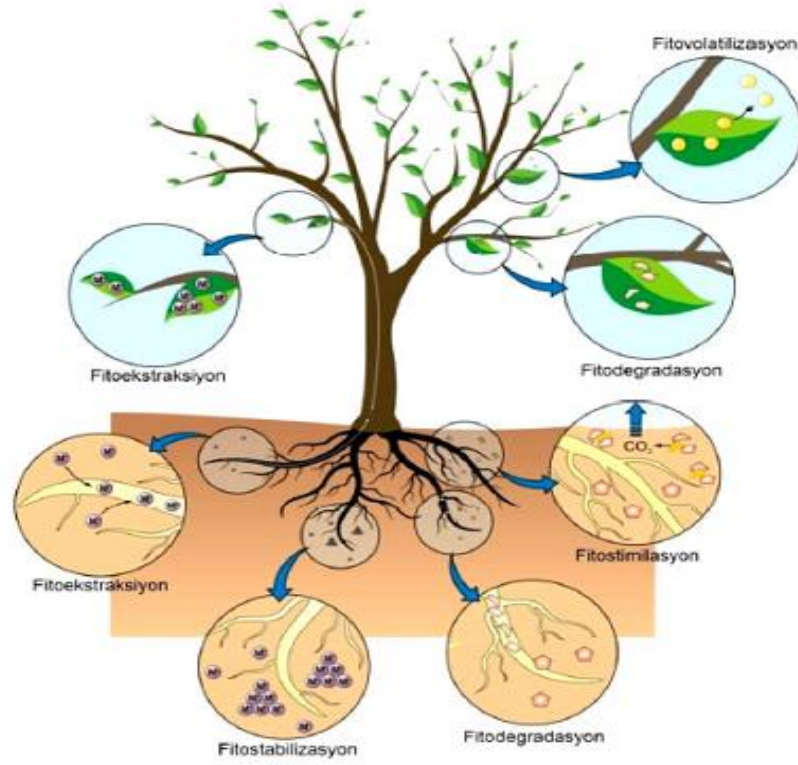
- ❖ Diğer ıslah teknolojilerine göre daha ekonomiktir,
- ❖ Sahayı tekrar istila etmede yeni bir bitki topluluğuna gerek duyulmaz,
- ❖ Atık dökümü için ekstra bir sahaya ihtiyaç duyulmaz,
- ❖ Diğer metotlarla kıyaslandığında halk tarafından da kabul gören estetik bir görünüm meydana gelir,
- ❖ Yerinde ıslah özelliği ile kirlenmiş alanın başka bir yere taşınmasına gerek kalmadan kirleticilerin yayılması engellenmiş olur,
- ❖ Tek tip kirleticinin dışında birçok kirleticiyle aynı anda mücadele edilerek alanın ıslahı sağlanabilir.

#### **Dezavantajları;**

- ❖ Başarıya ulaşma hızı alanda kullanılacak bitkilerin, alanın biyolojik faktörlerine uyum sağlamasıyla birlikte bitkinin kirleticiye olan direncine bağlıdır,
- ❖ Yapraklarda biriken kirleticiler sonbaharda yaprak dökümüyle beraber tekrar toprağa karışabilir,
- ❖ Yakacak odun olarak kullanılan bitkilerin dokularında kirletici birikmiş olabilir,
- ❖ Diğer ıslah metotlarıyla kıyaslandığında ıslah zamanı daha uzun sürebilir,
- ❖ Kirleticilerin çözünerek yıkanma sonucu toprağa karışma ihtimali artabilir.

#### **4.1. Fitoremediasyon Türleri**

Kirletici maddelerin çeşitli bitkiler yardımıyla arıtılması teknolojilerine genel olarak fitoremediasyon denilmektedir. Fitoremediasyon teknolojisi birden çok yöntemi içinde barındırmaktadır. Bu yöntemlerin her biri farklı modifikasyonlar şeklindedir (Hamutoğlu vd., 2012). Şekil 4.2'de bitkinin hangi bölgesinde hangi fitoremediasyon türünün gerçekleştiği gösterilmiştir.



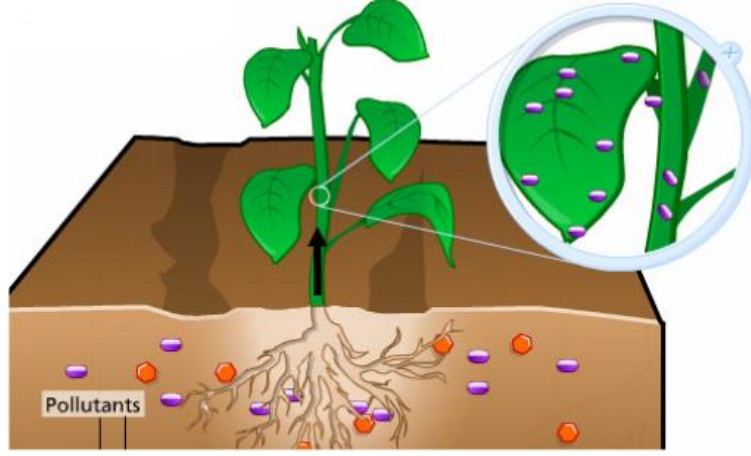
Şekil 4.2. Fitoremediasyon tiplerinin şekilsel gösterimi (Favas vd., 2014)

#### 4.1.1. Fitokstraksiyon (Bitkisel Özümleme - Fitoakümülyasyon)

Bitki kökleri tarafından kirleticilerin alınımını ve sonrasında toprak üstü organlarda biriktirilmesini takiben bitkilerin hasat edilerek yok edilmesini içermektedir (Şekil 4.3). Bu teknik Cu ve Zn gibi aktif olarak alınan besin elementleri ve Cd, Ni ve Pb gibi besin elementi olmayan ağır metallerin uzaklaştırılmasında kullanılmaktadır. Fitokstraksiyon teknolojisi sadece metal kirliliğinin düşük veya orta seviyede olduğu alanlar için uygulanmaktadır. Bunun nedeni çok fazla kirlenmiş alanlarda bitki büyümesi sürdürülememektedir (Padmavathiamma, vd., 2007).

Fitokstraksiyon yöntemi sonucunda hasat edilen bitki kalıntıları;

- ❖ Kurutularak,
- ❖ Yakılıp kül haline getirilerek,
- ❖ Kompost haline getirilmesi amacıyla çürütülme yoluyla sınırlandırılarak,
- ❖ Biyolojik metal madeni (bio-metal ore) halinde yeniden dönüşüme sokularak, izole edilebilir.



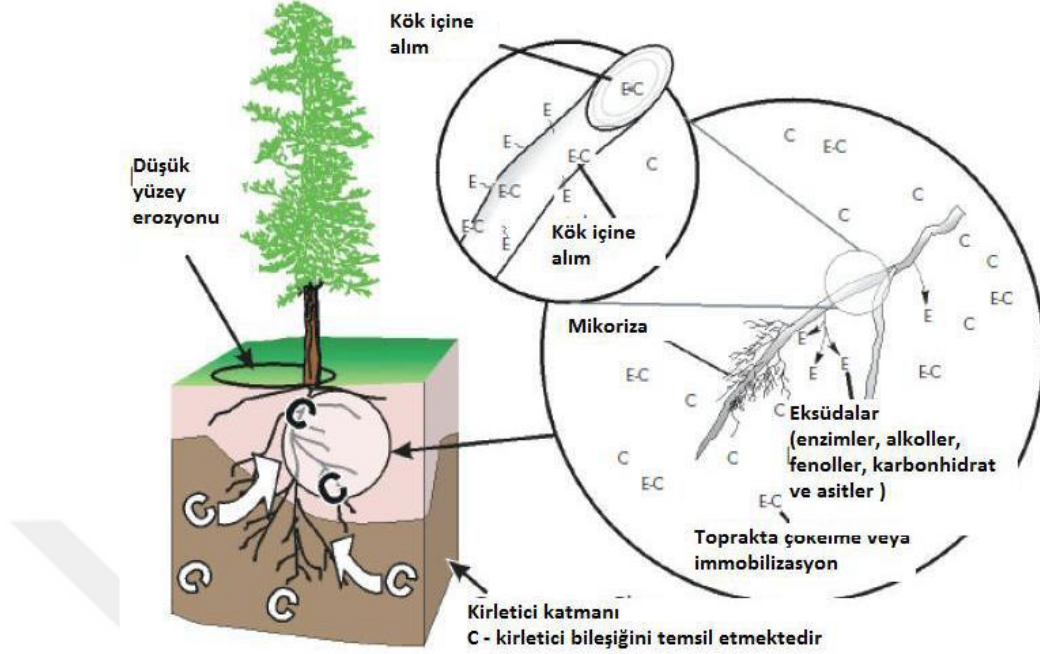
**Şekil 4.3.** Fitoekstraksiyon mekanizması (Karabaş, 2019)

#### **4.1.2. Fitostabilizasyon (Köklerle Sabitleme)**

Çoğunlukla erozyona yatkın alanlarda toprak kaymasını önlemek, kirli suların yeraltındaki sulara akışını ve kirliliğin direk olarak toprakla buluşmasını engellemek amacıyla kullanılan bir yöntem olan fitostabilizasyon yönteminde toprağın yüzeyindeki alana uygun yapıda olan hiperakümülatör bitkiler kullanılmaktadır (Şekil 4.4). Bu yöntemde bitki, kökleri aracılığıyla bünyesine aldığı kirletici maddeleri fiziksel ve kimyasal olarak tutar (Berti ve Cunningham, 2000). Fitostabilizasyon işleminde kullanılan bitkilerin farklı toksisitede ve konsantrasyonlardaki ağır metal içeren topraklarda büyüüp gelişmeye yatkın olması ve ortamdaki kirliliğin azaltılması için toprağın fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştirme yeteneğine sahip olması gerekmektedir. Bu bitkiler, kirlilik konsantrasyonu arttıkça artan biyokütle üretim kabiliyetine ve kirleticileri kolaylıkla arıtmak için geniş kök sistemine sahip olmalıdır (Rizzi vd., 2004).

Bu yöntem genellikle toprak, sediment ve çamurların arıtılmasında kullanılır. Arıtım işlemleri As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn gibi elementlerle kontamine olmuş alanlarda hibrit Kavaklar ve Hindistan Hardalı gibi bitkiler kullanılarak sürdürülen çalışmalarda başarılı sonuçlar alındığı gözlenmiştir (EPA, 2000).

## FİTOSTABİLİZASYON



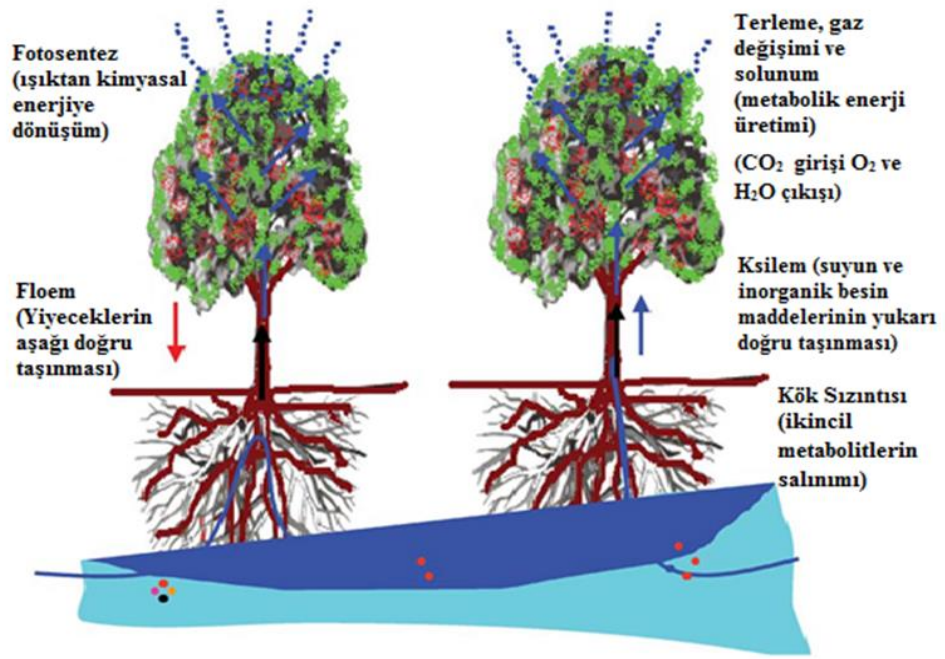
Şekil 4.4. Fitostabilizasyon mekanizması (Kaya, 2019)

Kirlenmiş ortamlardaki kirlenmenin hareket kabiliyetini azaltma esasına dayanan fitostabilizasyon, toprakların remediasyonunda kullanılan bir yöntemdir (Kaya, 2019).

### 4.1.3. Fitovolatilizasyon (Bitkisel Buharlaştırma)

Bitkisel buharlaştırma teknolojisi, organik kirlenmeler ve zengin ağır metal içeren suların çoğunu kökleri aracılığıyla bünyesine alan ağaçlarda gerçekleşir. Bu yöntemde bitki tarafından bünyesine hapsedilen kirlenmelerin terleme vasıtasıyla daha az toksik hale getirilerek doğaya salınması amaçlanmaktadır. Suyun köklerle alınıp gövde ve yapraklara iletilmesi ile kirlenmeler atmosfere transpirasyon ve gaz formuna dönüşerek ulaşır (Şekil 4.5). Kavak ağaçlarında denenen bu çalışmada başarılı sonuçlar alınmıştır (Ghosh ve Singh, 2005).

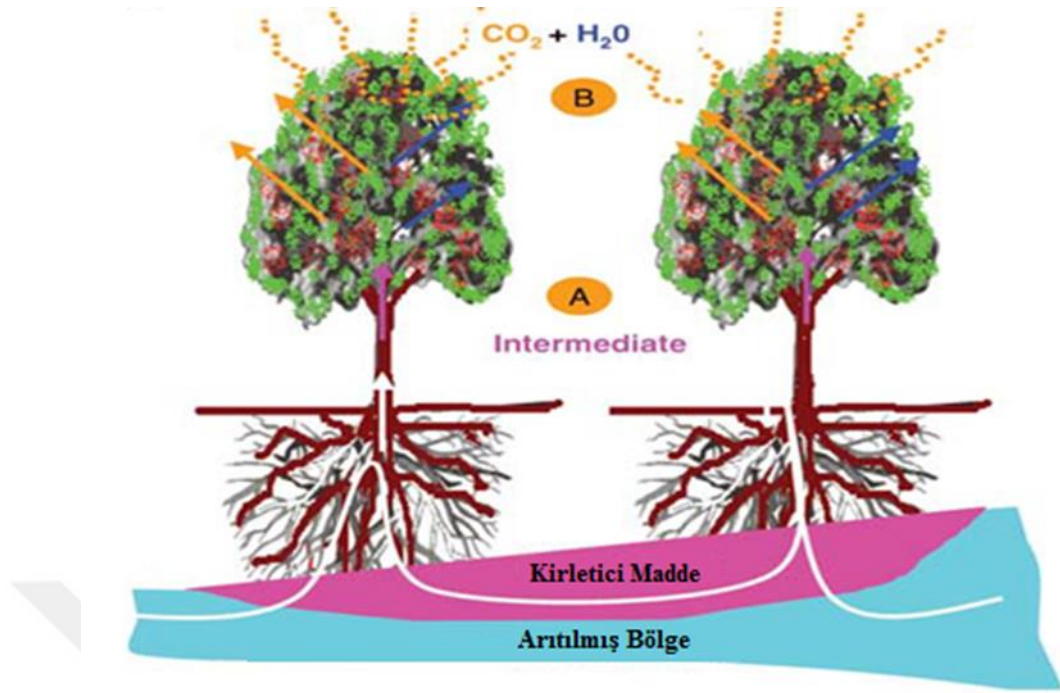
Fitovolatilizasyon, fitodegradasyon yönteminden de faydalanmaktadır. Civalı bileşikler gibi oldukça toksik bileşiklerin daha az toksik formlara dönüştürülmesi yöntemin en önemli avantajıdır. Fakat bununla birlikte toksik kirliliklerin atmosfere salınabilmesi de bir dezavantajdır. Bu yöntem başta yeraltı suları olmakla birlikte toprak, sediment (dip çamuru) ve çamur alanlarında da uygulanabilmektedir (EPA, 2000).



Şekil 4.5. Fitovolatilizasyon mekanizması (Prasad, 2011)

#### 4.1.4. Fitotransformasyon – Fitodegradasyon (Bitkilerde bozunum)

Hiperakümülatör bitkiler, kullanılan fitodegradasyon yöntemiyle ortamda bulunan organik kirleticilerin yapısı bozulduktan sonra ayrıştırma yeteneğine sahip bitkiler haline gelirler. Bu değişimin en büyük etkeni enzimatik reaksiyonların devreye girmesidir. Kısacası yöntemin esasında kirleticiler önce bitki bünyesine hapsedilir ve sonrasında enzimlerin devreye girmesiyle bozunurlar. Organik bileşikler bitkiler tarafından akümüle edilir ve metabolik mekanizmalar aracılığıyla daha küçük parçalara bölünürler. Bölünen bu moleküller daha sonrasında bitki bünyesi tarafından metabolik olarak kullanılabilir hale gelerek bitki dokuları ile birleşirler (Şekil 4.6) (Aybar vd., 2015).



**Şekil 4.6.** Fitodegradasyon mekanizmaları (a) bitki enzimatik aktivitesi, (b) fotosentetik oksidasyon (Prasad, 2011)

Bu yöntem aracılığıyla yeraltı sularındaki çözücüler, toprakta bulunan petrol ve aromatik bileşikler ve havadaki uçucu bileşikler gibi farklı türde birçok kirlenici arıtılabilir (Newman ve Reynolds, 2004).

Fitodegradasyon yöntemiyle; pestisitler, klorlu bileşikler, fenoller ve askeri kimyasal maddeler giderilebilir. Organik moleküllerin arıtımına örnek olarak, bir su bitkisi olan *Myriophyllum Aquaticum* (papağan tüyü) ve bir alg olan *Nitella Sp.* (kayaotu) bitkileri Trinitrotoluenin (TNT) degradasyonunda kullanılmaktadır (EPA, 2000).

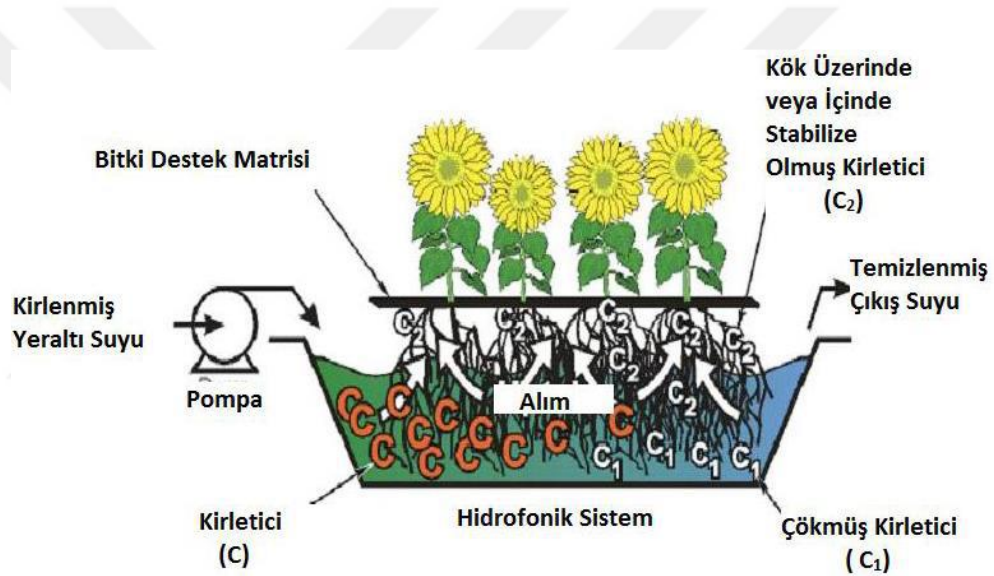
#### 4.1.5. Rizofiltrasyon (Köklerle süzme)

Diğer yöntemlere nazaran rizofiltrasyon yönteminde kullanılacak bitkilerde, filtre görevi yapması için iyi gelişmiş bir kök sistemine sahip olan bitkilere ihtiyaç duyulmaktadır (Şekil 4.7). Kirlenici maddelerin bitki içinde veya üzerinde hareketsizliğini sağlamak rizofiltrasyon işleminin asıl amacıdır (Karabaş, 2019). Bu yöntem toprağı ıslah etmekten çok kirlenmiş sudaki ağır metallerin alandan uzaklaştırılması esasına dayanmaktadır. Kirleniciler ya bitkilerin kök yüzeylerinde



tutunur ya da kökler vasıtası ile emilerek bitkinin diğer organlarına taşınır (EPA, 1995).

Rizofiltrasyon yönteminde, tercih edilen yüksek akümülyasyon yeteneğine sahip bitkiler alana ekilmeden önce farklı bir ortamda bekleyerek kirletici maddeye adapte olması sağlanır. Kökler istenilen uzunluğa gelene kadar temiz suda bekletilmesi önerilir. Daha sonra kök gelişimi tamamlanan bu bitkiler adapte olması amacıyla kirliliği bir su kaynağına götürülür. Son olarak uyum sağlayan bitkiler rizofiltrasyon yöntemi uygulanacak kirlenmiş alana dikilir. Doymunlaşan kökler hasat edilir ve güvenli bir şekilde imha edilir (EPA, 1995).



Şekil 4.7. Rizofiltrasyon mekanizması (Kaya, 2019)

#### 4.1.6. Rizodegradasyon (Köklerle bozunum)

Rizodegradasyon toprakta bulunan köklerin, mikroorganizmalar aracılığıyla organik kirleticileri ayrıştırmasıdır. Kök çevresinde mikrobiyolojik olayları etkileyen ve köklerden salınan aminoasit, şeker, organik asit, sterol, yağ asitleri, büyüme etmenleri, flavanon, nükleotid ve enzimler bulunur. Kirliliğe neden olan organik bileşikler de kök etrafında bulunur. Kirleticilerin doğal ortamlarında yok olması, köklerle bozunumun en büyük avantajıdır. Fakat bu kirleticiler çok az miktarlarda da olsa bitki bünyesine veya atmosfere taşınır (Söğüt vd., 2004).

Rizodegradasyon yöntemi ile arıtılan kirletici maddelerden bazıları; PAH (çok halkalı aromatik hidrokarbonlar), TPH (toplam petrolü hidrokarbonlar), BTEX (benzen, toluen, etilbenzen, ksilen), klorlu bir çözücü olan TCA (trikloretan), pestisitler (herbisit, insektisit vb.), PCP (pentaklorofenol), PCB (poliklorinatlı bifeniller), yüzey aktif maddeler LAS (lineer alkilbenzen sülfonat) olarak sıralanabilmektedir. Kırmızı dut (*Morus Rubra L.*), su kamışı (*Typha Latifolia*), nane (*Mentha Spicata*) ve yonca (*Medicago Sativa*) bu yöntem için uygun özelliklere sahip bitkiler sınıfındadır (EPA, 2000).

#### **4.1.7. Hidrolik kontrol**

Yer altı sularındaki kirletici maddelerin gerçekleştirmiş olduğu birikim ve taşınım faaliyetlerinin bitkiler yardımıyla kontrol altına alınması işlemidir. Çoğunlukla yer altı suları ve yüzey suları üzerinde uygulanabilen bu yöntemde, diğer birçok fitoremediasyon yöntemi bir arada kullanılmaktadır. Bitki köklerinin geniş bir alana yayılıp etkinliğinin çok olması ve tamamen doğal bir sistem olması yöntemin en önemli avantajıdır. Mevsimsel ve iklimsel koşullardan dolayı bitkinin su alma kapasitesinin değişkenlik göstermesi ise en önemli dezavantajdır (Hamutoğlu vd., 2012).

#### **4.1.8. Vejetatif örtü sistemleri**

Toprak yüzeyinde uzun vadede bulunan ve ortamın doğal şartlarında kendiliğinden yetişen bitkiler kullanılarak toksisitenin yayılımının engellenmesi işlemidir. Çamur, toprak ve sediment gibi ortamlarda uygulanabilen bu yöntemde çoğunlukla Kavak ağaçları kullanılmaktadır (Söğüt vd., 2004).

#### **4.1.9. Kıyı tampon şeritleri**

Akarsu yönünde akışı olan yer altı ya da yüzeysel su kaynaklarında bulunan kirleticilerin arıtılmasında yoğunlukla kullanılan kıyı tampon şeritleri, akıntı yönünde, akarsuların kıyı bölgelerine, uygun akümüle kapasitesi yüksek bitkilerin bir şerit olarak ekilerek arıtımın gerçekleştirilmesi işlemidir. Kirleticilerin daha geniş alanlara yayılımını ve toprak tabanındaki sulara karışmasını önlemeyi amaçlayan bu yöntem, sediment tabakayı azaltarak toprak kaymasını da kontrol altına alır. Tampon şerit uygulamalarının toprak erozyonunu %90, herbisit akışını %42-70 oranlarında azalttığı Kanada'da gerçekleştirilen çalışmalarla belirlenmiştir. Bununla birlikte sistem

sayesinde, sudaki sediment %71-91, azot %67-96, fosfor %27-97, pestisitler %8-100 ve fekal koliformlar %70-74 oranlarında azalabilmektedir (Gabor vd., 2001).

Farklı ortamlar ve kirleticiler için kullanılan fitoremediasyon teknikleri Çizelge 4.1’de verilmiştir.

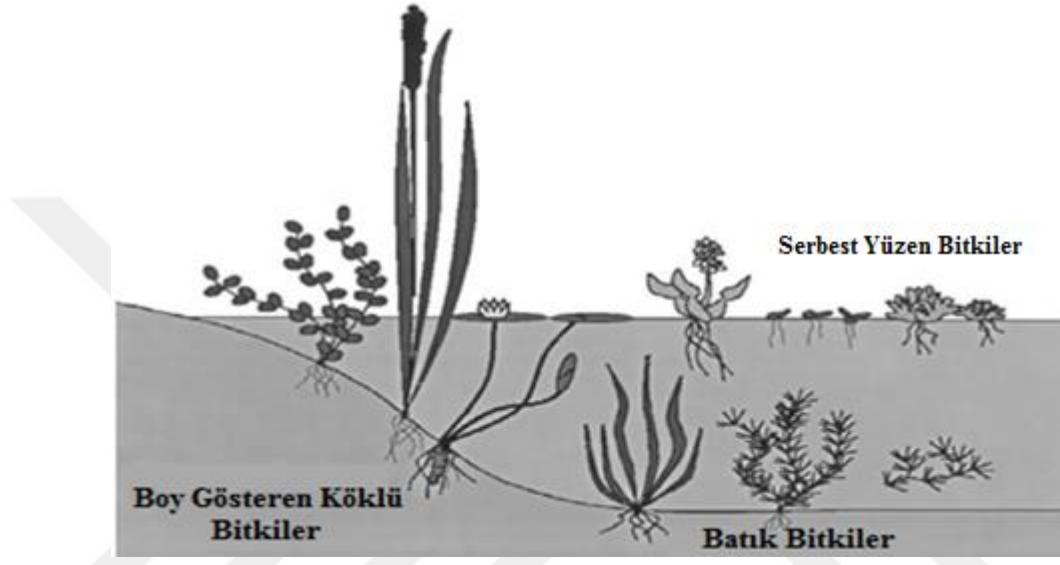
**Çizelge 4.1.** Farklı ortamlar ve kirleticiler için kullanılan fitoremediasyon teknikleri (Hamutoğlu vd., 2012).

Mekanizma	Süreç hedefi	Ortam	Kirleticiler	Bitkiler
Fitoelektrokinetik	Kirlenmiş toprak ve suyun uzaklaştırılması	Toprak, sediment ve çamur	Metaller, metalloidler ve radyonükleidler	Hindistan hardalı, pennycress, alyssum, ay çiçeği, hibrit kavaklar
Rizofiltrasyon	Kirlenmiş toprak ve suyun uzaklaştırılması	Yüzey ve yer altı suyu	Metaller, radyonükleidler	Ay çiçeği, hindistan hardalı, su sümbülü
Fitostabilizasyon	Kirlenmiş toprak ve suyun etkisizleştirilmesi	Toprak, sediment ve çamur	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn	Hindistan hardalı, hibrit kavaklar, çimler
Rizodegradasyon	Kirlenmiş toprak ve suyun giderilmesi	Toprak, yer altı suyu	Organik bileşikler	Kırmızı dut, çimler
Fitodegradasyon	Kirlenmiş toprak ve suyun giderilmesi	Toprak, sediment ve çamur, yer altı suyu, yüzey suyu	Organik bileşikler, Klorinat çözücüler, Herbisitler, Fenoller	Alg, Hibrit kavaklar, siyah söğüt, servi
Fitovolatilizasyon	Kirlenmiş toprak ve suyun buharlaştırılması	Toprak, sediment ve çamur, yer altı suyu	Klorinat çözücüler, Bazı inorganikler (Se, Hg, As)	Kavaklar, yonca, hindistan hardalı
Hidrolik kontrol	Kirlenmiş toprak ve suyun bozunması	Yüzey ve yer altı suyu	Suda çözünen organik ve inorganikler	Hibrit kavaklar, söğüt
Vejetatif (fitoremediasyon) örtü sistemleri (suyun dikey akışının toprak altındaki kirlenmiş toprağa ulaşımını bitki tarafından engellenmesi)	Erozyon kontrolü	Toprak, sediment ve çamur	Organik ve inorganik bileşikler	Kavaklar, çimler
Riparian buffer strips (Kıyı Tampon Şeritleri) (kirlenmiş toprağın su ile dere vb. akarsulara taşınmasını engellenmesi)	Kirlenmiş toprak ve suyun giderilmesi	Yüzey ve yer altı suyu	Suda çözünen organik ve inorganikler	Kavaklar

#### 4.2. Sucul Makrofitler

Makrofit; tamamı ya da bir parçası su altında bulunan veya su ortamında serbest halde yüzen, gözün görebileceği kadar büyük olan su bitkileridir. Kirliliğe maruz kalan ortamda makrofit adı verilen bitkiler kullanılarak kirlenmiş suyun arıtılması ve adna yapay sulak alan denilen bölgeler oluşturulmaktadır. Bu sulak alanlar makrofitlerin tiplerine ve suyun akış yönüne göre temel olarak iki şekilde sınıflandırılırlar. Yüzer tip makrofit kullanılan sistemler, yere bağlı köklü makrofit kullanılan sistemler, su içine

daldırılmış makrofit kullanılan sistemler ve serbest akışlı sistemler olarak sınıflandırılan, kullanılan makrofit tipinin değiştiği çeşitli yapay sulak alanlar vardır (Şekil 4.8). Yatay akışlı sistemler, dikey akışlı sistemler ve bu iki tipin birlikte kullanıldığı hibrit sistemler ise su akış yönüne göre sınıflandırılan sistemlerdir (Güneş vd., 2017).



Şekil 4.8. İnşa edilmiş sulak alanlarda bulunan su bitkilerinin formları (Singh vd., 2007)

**Serbest yüzen** *Salvinia Herzogii*, *Water Hyacinth (Eichhornia Crassipes)*, *Duckweed (Lemna Polyrhiza, Lemna Minor, Spirodela Polyrhiza)*, *Mosquito Fern (Azolla Pinnata)* ve *Water Lettuce (Pistia Stratiotes)*; **batık** *Potamogeton*, *Myriophyllum*, ve **boy gösteren köklü** *Typha*, *Spartina* gibi sucul bitki türleri atık sudan metal giderim kapasitesine sahiptir. Özellikle de *Salvinia* türleri ile ağır metal akümüasyonu literatürde iyi sonuçlar vermiştir (Dhir ve Srivastava, 2011; Lu vd., 2011).

Makrofitler su kirleticilerinin giderimi ve alımı için geniş bir kök sistemi ve kök yüzey alanına sahiptir, boldur, ağır metalleri biriktirmek için çok büyük kapasiteye sahip olan biyolojik kaynaklı güçlü fitoremediatördür (Dhir ve Srivastava, 2013; Lakra vd., 2017). Dokuları içinde bazı toksik kirleticileri biriktirme potansiyeli gösterirler ve kirlilik seviyesini izlemek için kullanılırlar. Bu sucul bitkiler, kirlenmiş su ve topraktan

toksik kirleticilerin giderimi için fitoremediasyon potansiyelinin belirlenmesi için de kullanılırlar. Makrofit bazlı arıtım sistemleri, özellikle de metaller ile kontamine olmuş içilebilir su arıtımı ve atık suyun geri dönüşümü için gelişmekte olan ülkeler tarafından kullanılmaktadır (Shah vd., 2015).

Makrofitlerin atık su arıtımında kullanımı özellikle gelişmekte olan ülkelerde çok etkilidir. Bu sistemler, geleneksel yöntemlere kıyasla maliyet açısından nispeten düşüktür ve mekanik veya kimyasal ekipman olmadan endüstriyel atık suların (örneğin gıda endüstrisi) arıtılması için kullanılabilir (Uysal ve Zeren, 2004).

Yapılan çeşitli çalışmalara göre, sucul bitkilerin çeşitli türleri kök, gövde ve yapraklarıyla iz elementleri biriktirmek için büyük potansiyele sahiptir (Dhir ve Srivastava, 2013; Singh ve Rai, 2016; Alacabey ve Çelebi-Zorer 2020). Aynı zamanda sucul makrofitler; nütrient, ışık, toksik kirletici, metaller, herbisitler, bulanıklık, su seviyesi değişimi ve tuz miktarındaki değişimlere tepki veren kirlenmiş ortamlar için kullanılacak mükemmel bir indikatördür (Othman vd., 2015).

Birçok sulak alan makrofit türü, ağır metalle kirlenmiş su yapılarının daha da kirlenmesini önlemek için metalleri degrade etmek ve absorplamak amaçlı kullanılır. Suda yaşayan makrofitler, zararlı etkileri gidermek için yeterince yüksek konsantrasyonlardaki bazı metalleri biyotransfer edebilir, biyolojik artış sağlayabilir ya da biyolojik birikim gösterebilir. Makrofitlerin bazıları metal konsantrasyon toleransına sahiptir. Kirlenmiş ortama adapte olan bazı makrofit türleri daha yüksek metal konsantrasyonlu alanlarda büyüyebilir. Farklı makrofitlerin kök, gövde ve yapraklarda metal elementi birikimi farklı davranış göstermektedir (Singh ve Rai, 2016).

Makrofit fitoremediasyon mekanizması birkaç prosesten oluşur; fitoremediasyon (Phytoremediation), rizofiltrasyon (rhizofiltration), fitostabilizasyon (phytostabilization), bitkisel buharlaşma (phytovolatilization), bitkisel taşıma (phytotransformation) ve fitodegradasyon (pyhtodegradation) gibi. Proseslerin her biri metallerin remediasyon ve akümülyasyonunda farklı bir role sahiptir. Bu nedenle sucul ekosistemlerde makrofitlerin işlevini anlamak çok önemlidir (Singh ve Rai, 2016).

Makrofitler, hem sucul omurgasızlar için gıda kaynağı hem de ağır metaller için verimli bir akümülatör olduğundan sucul ekosistemin önemli bir bileşeni olarak

düşünülür. Değişmeyen biyolojik filtrelerdir ve sucul ekosistemin bakımında önemli rol oynar (Sharma vd., 2014).

Sulak alanların önemli bir parçası olan sucul bitkiler, kendi büyümeleri için besinleri kullanır ve biyokimyasal süreçler sonucunda bünyelerinde depolarlar. Su akışına direnç gösteren bu bitkiler ayrıca, sudaki bekleme sürelerini artırarak askıda katı maddelerin çökmesini destekler, bu sayede simbiyotik ilişkide bulunan mikroorganizmalarla birlikte kirlenmiş su, toprak ve sedimentteki kirleticiler azaltılmış olur (Zengin Şapçı, 2008). Birikim, dışarda tutma, yer değiştirme, osmoregülasyon (canlının su içeriğinin homeostazını sağlamak için sıvılarının osmotik basıncının aktif olarak düzenlenmesi) ve yayılımı içeren ağır metal fitoremediasyon mekanizmasında her bitki türünün spesifik bir rolü vardır (Bhargava vd., 2012).

Nyquist ve Greger'a (2007) göre, su bitkilerinde metal alım mekanizması, bitkinin türüne ve suyun, bitki yüzeyine doğrudan emilimi ile oluşan atıksu seviyesine bağlıdır. Bu süreci, membranlar boyunca pasif veya aktif taşıma ve küçük ölçekte kök alımı takip etmiştir. Jha vd., (2016) bu mekanizmayı özellikle batık (submerged) türlerde ve zayıf gelişmiş kök sistemi nedeniyle serbest yüzen (free floating) bitkilerde gözlemlemiştir. Bitki büyüme hızı ve bitki dokularındaki ağır metallerin konsantrasyonu, bitkilerin metal uzaklaştırma kapasitesi üzerinde doğrudan etkiye sahiptir.

Serbest yüzen sucul bitki türlerinde metal alımı, kökleri tarafından diğer bitki parçalarına translokasyonlu parçalardan meydana gelmiştir. Bitki türleri, ortam ile doğrudan temas halinde olduklarında, adsorpsiyonu içeren ve hava parçalarında metal birikimi ile sonuçlanan pasif metal alma işlemi gerçekleşir (Rezania vd., 2016).

Vymazal (2016), sucul bitkilerin önemli avantajlarından biri olarak ağır metalleri biriktirme yeteneğinin yüksek olduğunu göstermiştir. Beklendiği gibi, ağır metallerin konsantrasyonları genellikle aşağı bölgelerdeki biyokütlenin hava bölümlerinden özellikle başlangıç yerleri olan köklerden çok daha yüksektir.

Doğal arıtma sistemi olarak inşa edilen sulak alanlar (constructed wetlands - CWs) düşük maliyetli ve çevre dostu olarak tanımlanmakta ve onlarca yıldır kullanılmaktadır. CWs'lerde su / toprak, bitkiler ve mikroorganizmalar arasındaki etkileşim kimyasal, fiziksel ve biyolojik süreçlerden dolayı meydana gelmiştir.

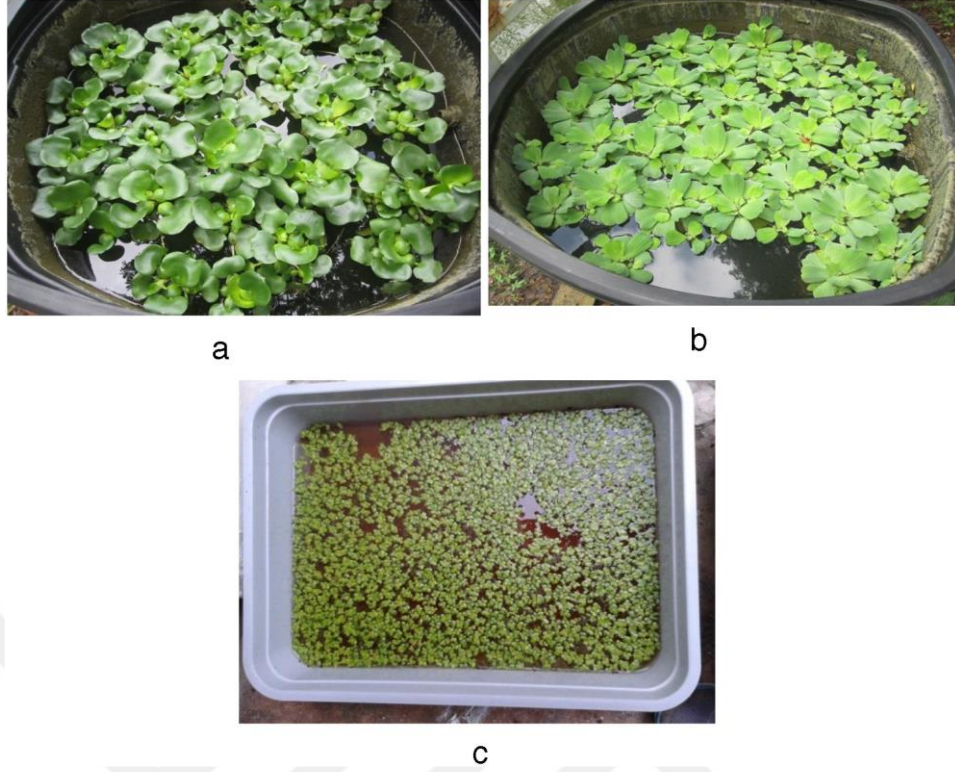
Belediye, sanayi, tarım ve yağmur suyu gibi geniş çaplı atıksular CWS'lerde iyileştirilebilir. Bazı araştırmacılar, CWS'lerin bitkilerle ağır metal alımında etkin olduğunu göstermiştir CWS'lerde, ağır metal giderimi için önemli yol, bitki ve mikrobik alımını içeren biyolojik bir yöntemdir. Bitkilerin metal giderilme oranı, bitki büyüme oranı, bitki türleri ve atık sudaki ağır metallerin yoğunluğu ile büyük ölçüde ilişkilidir (Rezania vd., 2016).

Fitoremediasyon tekniği, doğallığı, estetik görüntüsü ve kirlenmiş alanların kapsamı nedeniyle bilimsel olarak büyük ölçüde dikkat çekmiştir. Marbaniang ve Chaturvedi (2014), sulak bitkilerin ya da sulak alanların son beş yıl içinde atık sudan gelen ağır metal ve kirletici maddelerin bertaraf edilmesinde yaygın olarak kullanıldığını göstermiştir.

Yapılan literatür taramasında sucul sistemdeki ağır metallerin giderilmesinde sıklıkla kullanılan sucul makrofit türleri su sümbülü (*Eichhornia Crassipes*), su mercimeği (*Lemna Minor*) ve su marulları (*Pistia Stratiotes*) şeklinde belirlenmiştir (Şekil 4.9) (Hua vd., 2012; Singh vd., 2012).

*Pistia stratiotes* (Water Lettuce), su marulu, hızlı büyüyen serbest yüzen sucul makrofitir ve yüksek metal absorpsiyon kapasitesine sahiptir. Metal remediasyonu, metal detoksifikasyonu ve kentsel çamur arıtımı için kullanılmaktadır. Bu bitkiler ekstrem koşullarda hayatta kalabilir ve ağır metallerin çok yüksek konsantrasyonlarını tolere edebilir. Bu özellikler, fitoremediasyon için mükemmel bir seçenek olmasını sağlar (Lakra vd., 2017).

*Pistia stratiotes*, Arjantin'deki doğal sulak alanlarda bulunabilen en yüksek yayılma ve üretkenliğe sahip serbest yüzen sucul bitkiler arasındadır ve endüstriyel atık su ve kanalizasyon arıtımı için inşa edilen sulak alanlarda kullanılmış olup metal arıtımında etkili olduğu birçok çalışma sonucunda kanıtlanmıştır (Maine vd., 2001, 2004, 2016; Odjegba ve Fasidi 2004; Chen vd., 2006; Hadad vd., 2007; Mishra ve Tripathi 2008; Lu vd. 2010; Mufarrege vd., 2010; Di Luca vd., 2014).



**Şekil 4.9.** Serbest yüzen hiper akümülatör bitki örnekleri (a) Su sümbülü (b) Su marulu (c) Su mercimeği

### 4.3. Çalışma İçin Seçilen Ağır Metaller

*Pistia Stratiotes* bitkisi çeşitli ağır metal arıtım çalışmalarında kullanılmıştır. Bu metallerin çeşitli çalışmalardaki kombinasyonları şu şekildedir; Pb, Cd (Vesely vd., 2011), Fe, Mn, Na, Ni, Pb, Cr, Cu, Zn, Al, Ca, Cd, Co, K, Mg (Lu vd., 2011), Pb(II) (Volf vd., 2015), Fe (Razak vd., 2013; Singh ve Rai 2016), Cr(III) ve Cr(VI) (Sune vd., 2007; Espinoza-Quinones vd., 2008; Maine vd., 2016;), Cr ve Ni (Odjegba ve Fasidi, 2004; Mufarrege vd., 2010), Pb, Fe, Ni, Mn, Zn, Cr, Cu, Cd (Lakra vd., 2017), Zn, Mn, Cu, Ni, Cd (Galal ve Frahat, 2015), Cu, Zn ve Cd (Buta vd., 2014). Bu araştırmada ise bitkinin Cr (III), Ni (II) ve Ni+Cr ağır metallerini akümüle etme düzeyi araştırılmıştır.

Cr, Cu, Ni ve Zn gibi bazı iz metaller organizma içinde mikronütrient olarak önemli rol oynar. Fakat onlar yüksek konsantrasyonda toksik etkiye sahiptir. Bu nedenle toksik etkilerinden ötürü  $Ni^{+2}$  ve  $Cr^{+3}$  bu çalışma için arıtılmak istenen metaller olarak seçilmiştir.



Krom (Cr), demir ve metal kaplama, tabakhane, krom kaplama ve diğer antropojenik kaynaklar gibi farklı endüstriyel aktivitelerin sonucu olarak ekosisteme giriş yapar (Espinoza-Quinones vd., 2008). En stabil formlar Cr (III) ve yüzey suyunda Cr (VI) türleri olmasına rağmen Cr birkaç oksidasyon aşamasında meydana gelebilir. Özellikle  $Cr^{+6}$  formunun,  $Cr^{+3}$  formundan hem daha toksik olduğu hem de hareketliliğinin (mobilité) daha yüksek olduğu bilinmektedir. Çoğu atığın birincil arıtımında Cr (VI), kısmen ya da tamamen Cr (III)'e indirgenir. Genellikle her iki krom formu da ikincil arıtıma ulaşan endüstriyel atıksu içinde bulunur (Maine vd., 2016).

Cr (III) insanlar ve hayvanlar için gerekli iken, Cr (VI) insanlar, hayvanlar ve bitkiler için toksiktir. Fakat araştırmacılar Cr (III)'ün bitkiler için gerekli olup olmadığını hala tartışmaktadır. Her iki Cr türü de bitkiler tarafından alınır. Bitkiler için kuru ağırlıklarında bulunan 100 g/kg Cr'un toksik olduğu belirtilmektedir. Metal alımı için bitkiler tarafından gerçekleştirilen proseslerin, farklı metaller ve farklı bitkiler için aynı gereklilikte olmadığı bildirilmektedir ve öyle ki metal alımının Cr türleri ve konsantrasyonu ile etkilendiği bildirilmiştir (Maine vd., 2016).

Nikel (Ni), en az birkaç hayvan türü, mikroorganizma ve bitki gruplarında beslenme açısından gerekli bir eser metaldir ve bu nedenle, çok az veya çok fazla nikel alındığında sırasıyla eksiklik veya toksisite semptomları ortaya çıkabilir. Nikel ve nikel bileşiklerinin birçok endüstriyel ve ticari kullanımı vardır ve sanayileşmenin ilerlemesi, ekosistemlerde kirletici emisyonlarının artmasına neden olmuştur (Cempel vd., 2006).

Nikel her yerde bulunmasına ve birçok organizmanın işlevi için hayati öneme sahip olmasına rağmen, hem antropojenik salımdan hem de doğal olarak değişen seviyelerden bazı bölgelerdeki konsantrasyonlar canlı organizmalar için toksik olabilir. Birkaç farklı oksidasyon durumunda bulunabilmesine rağmen, çevresel koşullar altında yaygın oksidasyon durumu +2 değerlik durumunda olan Nikel'dir (Cempel vd., 2006).

Nikelin zararlılık sınırı balıklar için 1 - 5 mg/L, küçük su canlıları için 3 - 4 mg/L'dir. Sudaki 6 mg/L nikel konsantrasyonu, mikrobiyolojik olayları inhibe edebilir. Bu yüzden çalışma için konsantrasyon belirlerken bu bilgi göz önüne alınmıştır.

#### 4.4. Örnek Çalışmalar

Manios vd., (2003) yaptıkları çalışmada atık su kompostları içeren substratlar da gelişen *Typha Latifolia* bitkilerinin klorofil konsantrasyonları üzerine ağır metal birikiminin etkilerini incelemişlerdir. Bunun içinde beş gruptan oluşan bir deneme kurmuşlar ve beşinci grupta (Grup M) musluk suyu diğer dört grupta ise (A, B, C ve D) (Her 2 haftada bir) Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn'nin farklı konsantrasyonlarını içeren solüsyonlar kullanmışlardır. Sonuçta 10 haftalık deneysel periyodun sonunda ilk dört grupta bitkilerin kökleri ve yapraklarında Ni, Cu ve Zn'nin temel konsantrasyonlarının grup M'nin bitkilerindeki konsantrasyondan daha fazla olduğunu gözlemlemişlerdir. Daha sonra gelişen bitkilerin yapraklarında toplam klorofil konsantrasyonu klorofil-a (Chl-a) ve klorofil-b (Chl-b) iki hafta aralıklarla izlemişlerdir. Sonuçta ise A, B, C ve M gruplarında toplam klorofil konsantrasyonlarında artış gözlemlenmiştir. Grup D de ise biriken metallerin toksik etkisi nedeniyle klorofil oranlarında önemli bir azalma gözlemlenmiştir.

Artan ve Keskinan (2008), *Lemna minor* (su mercimeği) bitkisinin ağır metal (kadmiyum) giderim kapasitesini araştırmıştır. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü'ne ait fosseptik sahasında yetiştirilen su mercimekleri laboratuvara taşınmıştır. Bitkiler 5 L'lik akvaryumlarda bekletilerek iki gün süre ile laboratuvar şartlarında adaptasyonu sağlanmıştır. Laboratuvar da sentetik olarak hazırlanan ağır metal içeren atık sularında Kadmiyum klorür ( $CdCl_2$ ) kimyasalı kullanılmıştır. Deneysel çalışmalar iki farklı hacimdeki sistemlerde yürütülmüştür. 100 mL' lik ve 500 mL' lik her iki sistemde de kesikli olarak çalışılmıştır. Kadmiyum 5,0 ve 10,0 mg/L konsantrasyonlarında 100 mL'lik kesikli reaktörlerde deney süresi sonunda yaklaşık % 96 giderim verimi elde edilmiştir, 500 mL' lik kesikli reaktörlerde ise yaklaşık % 90 oranında giderim verimi elde edilmiştir.

Lakra vd., (2017), Hindistan'ın Jharkhand şehrinde bulunan Central Coalfields Limited (Coal India Limited'in bir kuruluşu olan CCL) altında Rajrappa kömür madeni kompleksinde oluşan atık su toksisitesini araştırmıştır. Kömür madeni atıklarındaki tüm zehirli metallerin (Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Pb, Cr ve Cd) konsantrasyonlarının (mg/L) Çevre Koruma Ajansı tarafından önerilen güvenli sınırın üzerinde olduğu tespit edilmiştir. Bunların arasında Fe en yüksek konsantrasyona sahiptir ( $18,21 \pm 3,865$ ), Cr ise en düşük atık konsantrasyonuna sahiptir ( $0,15 \pm 0,014$ ). Sudaki iki tür sucul

makrofit (*Salvinia Molesta* ve *Pistia Stratiotes*) kullanılarak atık suların detoksifiye edilmesi için çalışılmıştır. 10 günlük fitoremediasyondan sonra *S. Molesta* Pb (% 96,96) > Ni (% 97,01) > Cu (% 96,77) > Zn (% 96,38) > Mn (% 96,22) > Fe (% 94,12) > Cr (% 92,85) > Cd (% 80,99) ve *P. Stratiotes* Pb (% 96,21) > Fe (% 94,34) > Ni (% 92,53) > Mn (% 85,24) > Zn (% 79,51) > Cr (% 78,57) > Cu (% 74,19) > Cd (% 72,72) sonuçlarına ulaşılmıştır. Kömür madeni maruziyetinin klorofil içeriği üzerindeki etkisi, *S. molesta* ve *P. stratiotes*'teki kontrol değerlerinden sırasıyla % 42,49 ve % 24,54'lük bir düşüş göstermiştir. Bu durum bitki dokularının çürümesine neden olan toksik metallerin vermiş olduğu zarardan kaynaklanmaktadır.

Victor vd., (2016), atıksulardan kurşun (Pb), çinko (Zn), kadmiyum (Cd), bakır (Cu) ve krom (Cr) alımının ve *Eichhornia Crassipes* ve *Pistia Stratiotes*'in biyoakümülyasyon faktörünün kapasitesini değerlendirmişlerdir. *Eichhornia crassipes* ve eşit büyüklükteki *Pistia stratiotes* bitkileri, 20 gün boyunca endüstriyel atıksu atıklarında yetiştirilmiştir. Deneydeki bitkiler Zn, Cu, Cr ve Pb'nin % 50'sinden fazlasını uzaklaştırmıştır. Metallerin sudan çıkarılması özellikle ilk on günde çok hızlı olmuştur. Su sümbülü ve su marulunda metal birikimi sırasıyla Zn > Pb > Cr > Cu > Cd şeklindedir. *Eichhornia crassipes*'in kökleri, yapraklardan daha iyi bir akümülyatör olduğunu göstermiştir. Biyokonsantrasyon faktörü (BCF) Pb, Zn ve Cu için iki türde de 1000'den fazla çıkmıştır. Su sümbülü içindeki Cr, Pb, Cu ve Zn'nin translokasyon faktörü (TF) Cd (3,35) dışında düşüktür (0,07 – 0,46). *Eichhornia crassipes* ve *Pistia stratiotes*, atık sulardan ağır metallerin etkili bir şekilde uzaklaştırılması için uygun adaylar olarak bulunmuştur.

Miçillioğlu (2010), bor toksisitesine karşı duyarlı olan bitkiler yardımı ile yüksek bor konsantrasyonuna sahip sulardan bor giderim kapasitesini, bitkisel arıtım yöntemi kullanarak araştırmıştır. Sulardan Bor giderimi, *Lactuca sativa* (7 kule cinsi marul) bitkisi kullanılarak farklı konsantrasyonlarda hazırlanmış Borik asit ( $H_3BO_3$ ) içeren sentetik atık suyun bitkilere verilmesi ile incelenmiştir. Çalışmada öngörülen sentetik atık suyun Bor konsantrasyonları 0,5, 2, 7, 15 ve 25 mg/L olarak hazırlanmıştır ve çalışma 25 gün devam etmiştir. Yapılacak olan çalışmalarda borca zengin olan sulardan bitki yardımı ile giderim bakıldığında maliyetin düşük olması, uygulanabilir bir metot olması ve ıslahının diğer yöntemlere göre daha kolay olması yönünden tercih sebebi olabilir.

Odjegba ve Fasidi (2004), 21 gün boyunca potansiyel 8 eser element (gümüş, kadmiyum, krom, bakır, civa, nikel, kurşun ve çinko) kullanarak *P. stratiotes* bitkisinde emilimi ve toleransını ölçmüşlerdir. Sonuç olarak bitkinin çinkoya karşı yüksek toleranslı olduğunu, civaya ise çok düşük toleransı olduğu tespit edilmiştir.

Vesely (2011), su marulu ile yaptıkları çalışmada ilk 7 gün içerisinde giderim veriminin en yüksek oranda olduğunu ve 5 mg/L Pb çözeltisine maruz bırakılan bitkilerin %97 oranında giderim sağladığını göstermişlerdir.

Lu vd. (2011), su marulunun %20 oranında Al, Fe ve Mn giderimi sağladığını göstermişlerdir.

Gupta vd. (2012), yaptıkları çalışmada su marulunun köklerinin yüksek oranda Fe, K, Mg, Mn, Ca, Cd ve Co giderimi sağladığını göstermişlerdir.

Das vd. (2014) 21 gün süreyle Cd'nin 4 farklı konsantrasyonuna (5, 10, 15 ve 20 ppm) maruz bırakılan *P. stratiotes* bitkisinin remediasyon potansiyelini araştırmışlar ve bu bitkinin kadmiyuma karşı toleransının yüksek olduğu gösterilmiştir.

Aurangzeb vd. (2014) *Pistia stratiotes*'in kadmiyum, bakır, arsenik, alüminyum ve kurşun içeren atık sular için giderim kapasitelerini araştırmış ve sonuç olarak en yüksek giderim oranını Pb (%70,7) ve Cu (%66,6) için elde etmişlerdir.

Gonzales-Gustavson vd. (2019) *Pistia stratiotes*'in Cu, Zn, Fe, Cr ve Cd ile teması sonucunda bitkide herhangi bir zararlı etkinin olmadığı ve *Pistia stratiotes*'in atık sudan gelen organik kirleticilerin ve ağır metallerin geniş ölçekte arıtılması için bir hiperakümülatör olarak kullanılmaya uygun olduğunu bildirmişlerdir.

## 5. MATERYAL VE METOT

### 5.1. *Pistia Stratiotes* (Su Marulu)

*Pistia stratiotes*, Plantae alevi, Monocotyledoneae sınıfı ve Araceae familyasına ait olan Su marulu olarak adlandırılan çok yıllık ve serbest yüzen, gövdesiz, stolonlu ve saçak köklere sahip bir bitkidir (Nassouhi vd., 2018). Orta derece ışıktta bile rahatlıkla yetişebilen ve yüksek ışıktta genellikle daha iri boyutlara ulaşabilen çok fazla bir gereksinimi olmayan su marulu, çoğunlukla akarsu, göl ve bataklıkların sığ olan bölgelerinde yüksek yayılış göstermektedir. Bunun yanında üstü açık olmak şartıyla akvaryumlarda ve süs havuzlarında da yaşayabilen bir bitkidir. 22 – 30°C arasında optimum büyüme sıcaklığına sahip olan su marulunun çapı, akvaryum şartlarında 5-6 cm olabiliyorken, doğal ortamlarda bu değer 20 cm'lere kadar ulaşabilmektedir (Rand, 1995). Su marulu, geniş bir sıcaklık ve pH aralığında gelişebilir ancak asidik ortamlarda daha iyi gelişim göstermektedir (Nassouhi vd., 2018; Ali vd., 2020).

Yüzücü olması, hızlı büyüme göstermesi, yaygın bulunabilen bir tür olması, kolay hasat edilebilmesi ve bünyesinde yüksek oranda kirletici biriktirebilmesi özelliklerinden dolayı atık sularda kirleticilerin giderilmesinde sıklıkla kullanılmaktadır (Das vd., 2014; Galal ve Farahat, 2015; Ansari vd., 2020).

*Pistia stratiotes* (Şekil 5.1) sahip olduğu geniş uygulama alanı, yaygın tür olması, toksik ortamdaki dayanıklılıkları, biyolojik birikim potansiyelleri, istilacı mekanizmaları ve biyokütle potansiyellerinden dolayı tarımsal, evsel ve endüstriyel atık suların arıtılmasında yaygın olarak kullanılmaktadır (Mustafa ve Hayder, 2020).



Şekil 5.1. *Pistia stratiotes* (su marulu)

Ağır metal gideriminde etkisi bilinen sucul makrofit türlerinden birisi olan *Pistia stratiotes*, bu çalışma için fitoremediasyon amacıyla seçilmiştir. *Pistia stratiotes* türü, Ege Üniversitesi Botanik Bahçesi ve Herbaryum Araştırma ve Uygulama Merkezi ve Muğla ilinde bulunan Palmiye Merkezi adlı bir botanik bahçesinden temin edilmiştir. Ardından Çevre Mühendisliği bölüm laboratuvarına getirilen *Pistia stratiotes* örnekleri, yeni ortama adaptasyonunun sağlanması ve gelişiminin artırılması amacıyla laboratuvar ortamında gerekli şartlar sağlanarak mikro ve makro besin elementleri içeren kültür ortamında (Hoagland çözeltisi) 10 gün boyunca bekletilmiştir. Bu işlemdeki amaç, hem bitkinin bir miktar daha büyümesi hem de ortam koşullarına adaptasyonunun sağlanmasıdır. Hoagland çözeltisi içerisinde bekletilen bitki kökleri deney kaplarına aktarılmadan önce musluk suyu ve distile su ile yıkanmıştır. Ardından benzer şekil ve boyuttaki sağlıklı bitkiler deney setlerine aktarılmıştır.

## 5.2. Deneysel Tasarım

Deneyde kullanılan bütün cam şişe ve plastikler %10 (v/v) nitrik asit çözeltisi içinde gece boyunca bekletilmiş, ardından deiyonize su ile iyice yıkandıktan sonra analizlerde kullanmadan önce kurutulmuştur.

Buta vd., (2014)'e göre hazırlanan Hoagland çözeltisinin içeriği Çizelge 5.1'de verilmiştir.

**Çizelge 5.1.** Modifiye hoagland nutrient çözeltisinin içeriği

<b>Kimyasal Adı</b>	<b>Miktar</b>
KNO <sub>3</sub>	1,25 mM
Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	1,25 mM
MgSO <sub>4</sub>	0,5 mM
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,25 mM
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	11,6 µM
MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	4,5 µM
ZnSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	0,19 µM
Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,12 µM
CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	0,08 µM
FeEDTA	10 µM

Deney düzeneği için 10 L hacme sahip plastik kaplar (27cmx27cmx13cm) hazırlanan % 10 (v/v) HNO<sub>3</sub> çözeltisi ile temizlenerek çalışma setlerine göre numaralandırılmıştır. *Pistia stratiotes* bitkisinden yaklaşık 40 g tartılarak hazırlanan deney kaplarına Şekil

5.2’de görüldüğü gibi konulmuştur. Daha sonra belirlenen konsantrasyonlardaki (Çizelge 5.2) ağır metal Hoagland çözeltileri içinde çözülerek sentetik metal çözeltileri hazırlanmıştır.



Şekil 5.2. Tartılan bitki örnekleri

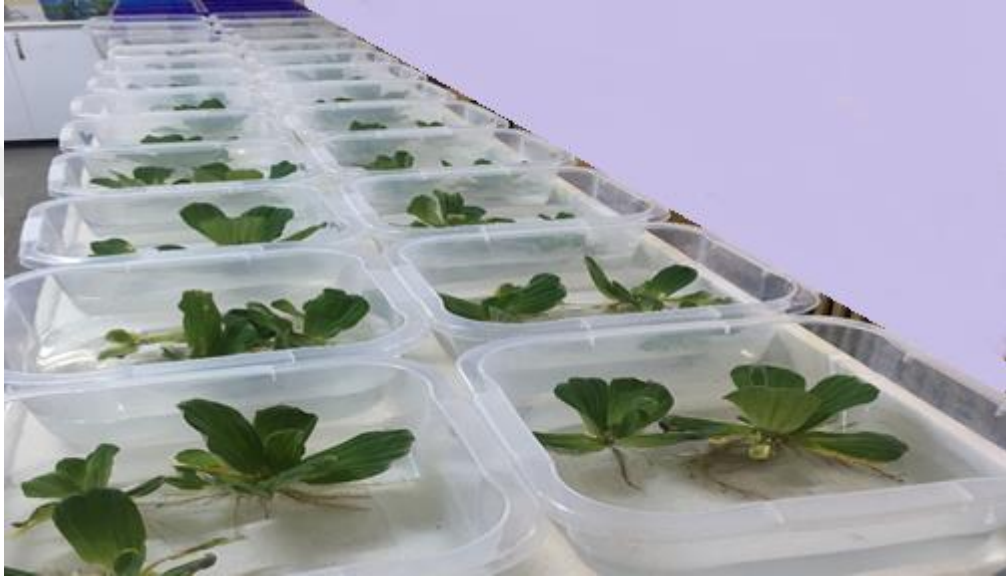
Çizelge 5.2. Kullanılan metal konsantrasyonları

Kullanılan Kimyasal	Çalışılan Ağır Metal	Konsantrasyonlar (mg/L)
$\text{Cl}_2\text{Ni}.6\text{H}_2\text{O}$	$\text{Ni}^{+2}$	0,75
		1,25
		3,00
		5,00
$\text{CrCl}_3.6\text{H}_2\text{O}$	$\text{Cr}^{+3}$	1,25
		3,00
		5,00

Ardından hazırlanan bu çözeltilerden 4 L alınarak Şekil 5.3’de görüldüğü üzere deney kaplarına eklenmiştir (~ 40 g bitki + 4 L sentetik çözeltiler). Deney kapları için hazırlanan 10 g/L’lik oran yapılan literatür taramasında benzer çalışmalar baz alınarak

belirlenmiştir (Mishra ve Tripathi, 2008; Mufarrege vd., 2010; Shuvaeva vd., 2013; Di Luca vd., 2014; Galal ve Farahat, 2015, Victor vd., 2016; Lakra vd., 2017).

Bu işlemler çalışılan her bir ağır metal ve belirlenen farklı konsantrasyonları için üç paralel olacak şekilde devam ettirilmiştir. Ayrıca yine 3 paralel olacak şekilde biyolojik (sadece Hoagland ve bitki çözeltisi) ve kimyasal kontrol (sadece Hoagland ve metal çözeltisi) setleri hazırlanmıştır.



**Şekil 5.3.** 3 paralel olarak hazırlanan deney düzenekleri



Deney setleri 2019 yılı Haziran ve Temmuz aylarında hazırlanmış olup 24 - 28°C ortam sıcaklığında çalışılmıştır. Çalışma kaplarında buharlaşma ile oluşan su kaybı, 2 günde bir yapılan kontroller ile takip edilmiş herhangi bir azalma varsa distile su ilave edilmiştir. Deney kabı içerisindeki metal konsantrasyonu azalmayana kadar örnekleme işlemine devam edilmiş, konsantrasyon dengeye ulaştığında deney setleri sonlandırılmıştır. Bitki örnekleme ise sadece deney süreci sonunda ve başında olmak üzere 2 kez yapılmıştır. Deney süresince alınan su örnekleri konsantre HNO<sub>3</sub> ile pH 2'nin altına getirilerek analize kadar cam tüpte buzdolabında bekletilmiştir.

Çalışma boyunca her kirletici için kontrol kabı hazırlanmıştır. Kontrol kabının pH değeri ile çalışma kabının pH değeri eşit tutularak günlük olarak takip edilmiştir. Çalışma süresince de pH takibi yapılarak gerekli durumlarda 0,1 M HCl ve NaOH ile pH ayarlaması yapılmıştır. Günlük takip sonucunda pH miktarlarında en fazla  $\pm 0,3$  birimlik bir değişim izlenmiştir. pH parametresi, metal çökmesi üzerinde oldukça etkilidir. Bu nedenle deney setlerinde herhangi bir çökme olmaması için gerekli görüldüğünde mutlaka pH ayarı yapılmıştır.

Cr<sup>+3</sup> çalışılan kaplarda, pH 5,4 - 5,8 olarak ayarlanmıştır (Maine vd., 2016). Ni<sup>+2</sup> çalışılan kaplarda, pH 5 üzerinde Ni<sup>+2</sup> çöktüğü yani kimyasal çöktürme devreye girdiği için çözelti kabının pH'sı 5'in altında olacak şekilde ayarlanmıştır.

### 5.3. Deneyde Kullanılan Gerçek Atıksuyun Özellikleri

Çalışmada kullanılan atıksu Sivas ili Organize Sanayi Bölgesinde Nikel ve Krom kaplama yapan bir endüstrinin atık havuzundan elde edilmiştir. Alınan atıksuyun özellikleri Çizelge 5.3'de verilmiştir.

**Çizelge 5.3.** Deneyde kullanılan atıksuyun özellikleri

Parametre	Ni <sup>+2</sup>	Cr <sup>+3</sup>
Konsantrasyon (mg/L)	2735	25
pH	6,77	7,86
İletkenlik (mS/cm)	11,21	2,38

Gerçek atıksu örnekleri, Nikel ve Krom kaplama havuzlarından ayrı ayrı temin edilmiştir. Deney düzenekleri için gerçek atıksu numunesi hazırlanırken içerdikleri yüksek konsantrasyondan ötürü kaplama havuzlarından alınan atıksular konsantrasyon 5 mg/L olacak şekilde saf su ile seyreltikten sonra kullanılmıştır. Karışım için ayrı ayrı 5 mg/L'ye seyreltilen atıksular, aynı oranda karıştırılarak kullanılmıştır.

Hazırlanan deney düzeneklerinin tümünden başlangıç numuneleri alınmıştır. Bundan sonra gün aşırı örnekler alınarak AA7000 – Atomik Absorpsiyon Spektrofotometre cihazı ile sudaki metal konsantrasyonları ölçülmüştür. Deney periyodunca bitkinin durumu (kararma (nekroz), canlılık – dirilik – solma (solgunluk), sararma (kloroz), ölme, yapraklarda dökülme vb.) gözlemlenerek kaydedilmiş ve bitkide çürümeler, yaprak ve kökte kopmalar (Şekil 5.4) gözlemlenene kadar çalışma devam ettirilmiş ve Şekil 5.4'deki durum oluştuğunda deney setleri sonlandırılmıştır. Deney sonunda yine deney kabından örnek alınarak okunmak üzere deney tüplerine aktarılmıştır. Ayrıca deney sonunda bitkiye geçen metal miktarını bulmak için deney kabı içindeki bitki ve bitki parçaları bir süzgeç yardımı ile ayrılarak etüvde 60°C'de 1 gün kurutulmuştur. Sabit tartıma gelen örnekler numaralandırılarak daha sonra analiz edilmek üzere plastik poşetlerde saklanmıştır.



**Şekil 5.4.** Bitki gözlemleri

#### 5.4. Klorofil (chl a ve chl b) Tayinleri

Deney setleri tamamlandıktan sonra kurutulmuş bitki örnekleri havanda öğütülmüştür. Öğütülen bitki örneğinin 0,1 gramı 10 mL % 80'lik (v/v) aseton çözeltisi ile karıştırıldıktan sonra karışım 4°C'de karanlıkta ağzı kapalı kahverengi cam şişede 1 gece bekletilmiştir. Ertesi gün 5000 rpm de 10 dk santrifüj ile klorofil ekstraktı ortamdaki ayrıştırılmıştır. Ardından ayrılan ekstrakt 10 mm'lik küvete konularak UV Spektrofotometrede klorofil a (chl a) için 663 nm, klorofil b (chl b) için 645 nm dalga boyunda ölçülmüştür. Elde edilen sonuçlar mg/g kuru ağırlık olarak verilmiştir (Arnon, 1949; Lakra vd., 2017). Şekil 5.5'de yöntemin görseli sunulmuştur.



Şekil 5.5. Klorofil tayini

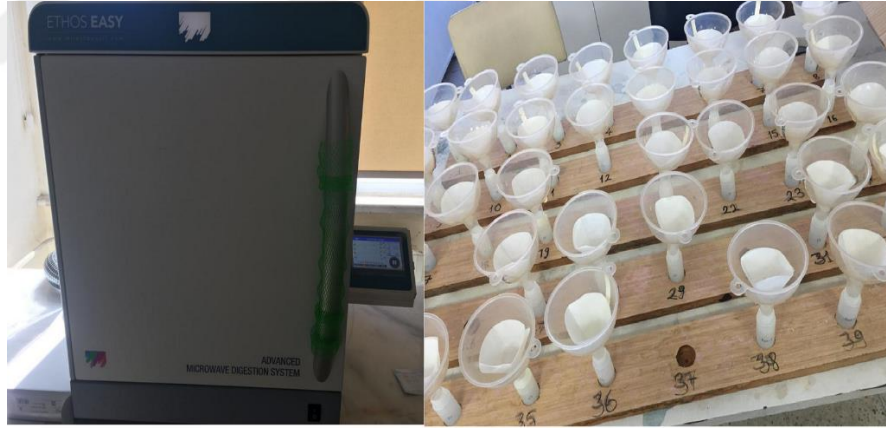
#### 5.5. Bitkide Metal Analizi

Bitki gözlemleri sonucunda bitirilen deney periyodunun ardından tüm deney setlerindeki bitki örnekleri yukarıda belirtildiği şekilde ayrılıp etüvde 80°C'de 24 saat kurutulmuştur. Daha sonra havanda tamamen toz haline gelene kadar öğütülen bitki örnekleri 0,2 gram tartılarak tüplere konulmuştur (Şekil 5.6). Üzerlerine 2 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (% 34,5-% 36,5 saflıkta) ve 6 mL HNO<sub>3</sub> (% 70 saflıkta) eklenerek gelişmiş mikrodalga sindirim cihazında (Milestone Srl – ETHOS EASY model) 200°C'de 40 dakika boyunca çözünürleştirme işlemi yapılmıştır. Çözünürleştirilen örnekler, son hacmi saf su ile 20 mL'ye tamamlanarak safsızlıkların giderilmesi için Whatman No 42 filtre kağıdından süzülmesi ve analize hazır hale getirilmiştir (Öztürk, 2018). Atomik

Absorpsiyon Spektrometresi ile (Shimadzu –AA-7000) bitkiye geçen metal miktarı belirlenmiştir (şekil 5.7).



şekil 5.6. Bitkinin tartımı ve tüplerin görünümü



şekil 5.7. Bitkide metal analizi

## 5.6. Hesaplamalar

Çalışma sonucunda; giderim yüzdesi, metal biyoakümülyasyonu (MB), biyokonsantrasyon faktörü (BCF) ve bağıl büyüme oranı (RGR) tüm konsantrasyon ve ağır metal türleri için hesaplanmıştır. İlgili hesaplamalara ait formül ve bilgiler aşağıda verilmiştir.

**Giderim Verimi:** Aşağıda verildiği şekilde hesaplanmış ve % olarak ifade edilmiştir.

$$\text{Giderim verimi} = \frac{C_i - C_n}{C_i} \times 100 \quad (1)$$

$C_i$ : Başlangıç metal konsantrasyonu (mg/L)

$C_n$ : İlgili gündeki metal konsantrasyonu (mg/L)

**Metal Biyoakümülyasyonu (% MB):** Makrofitin metali akümüle etme kabiliyetinin göstergesi olup aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır (Lakra vd., 2017).

$$\% \text{ MB} = \frac{B_2 - B_1}{B_2} \times 100 \quad (2)$$

$B_1$ : Fitoremediasyondan önce bitkideki ilk metal konsantrasyonu (mg/L)

$B_2$ : Fitoremediasyondan sonra bitkideki nihai metal konsantrasyonu (mg/L)

**Biyokonsantrasyon Faktörü (BCF):** Bitkilerin metal biriktirme potansiyelini değerlendirmek için kullanılan bir parametre olup aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır (Galal vd., 2018).

$$\text{BCF} = \frac{C_{\text{pistachio}}}{C_{w \text{ ilk}}} \quad (3)$$

$C_{\text{pistachio}}$ : Hasatta bitkideki metal konsantrasyonu (mg/kg kuru ağırlık)

$C_{w \text{ ilk}}$ : Başlangıçta sudaki metal konsantrasyonu (mg/L)

Metal iyonlarının bitkiler tarafından uzaklaştırılma kapasitesini belirlemek için önemli bir parametre olan BCF, bitkinin alt tabakadaki iz element konsantrasyonuna göre metal biriktirme kabiliyetinin bir indeksidir. Ortam ve bitki türlerinde kullanılan ve diğer metal iyon konsantrasyonlarına göre değişir (Uysal ve Taner, 2009).

**Bağıl Büyüme Oranı (RGR):** Bitkinin bağıl büyüme oranını göstermekte olup aşağıdaki formül ile hesaplanmıştır (Maine vd., 2016). RGR, toksik kimyasalların bitkiler üzerine fizyolojik etkilerini değerlendirmede kullanılan önemli bir parametredir.

$$\text{RGR (g kuru ağırlık/gün)} = (\ln W_2 - \ln W_1) / (T_2 - T_1) \quad (4)$$

$W_1$  ve  $W_2$ : Sırasıyla ilk ve son bitki kuru ağırlığı (g)

$T_2$  ve  $T_1$ : Deney periyodu (gün)

## 6. BULGULAR VE TARTIŞMA

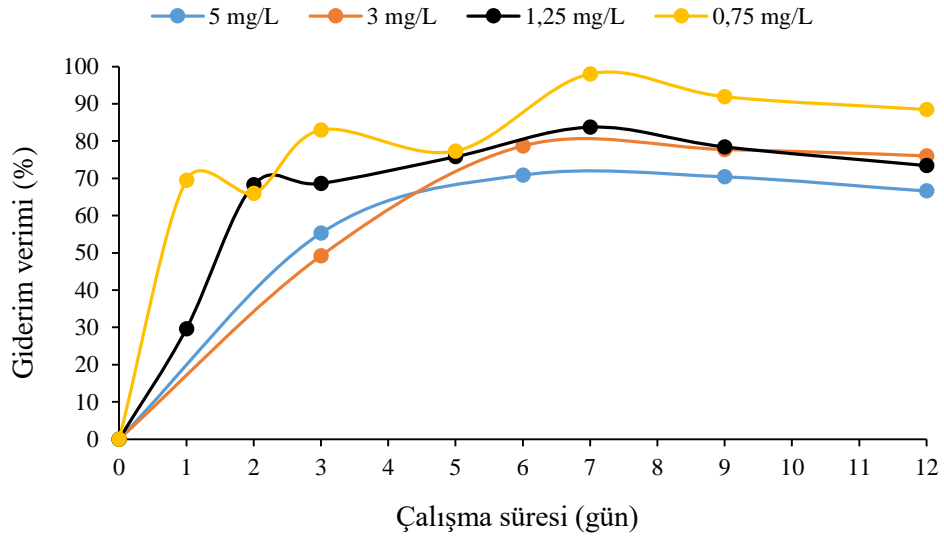
Endüstriyel atıksuların deşarjı nedeniyle oluşan metal kirliliği alıcı ortam için önemli bir sorundur. Bu nedenle bu tarz metal içeren atıksular deşarjdan önce mutlaka arıtılmalıdır. Bu tarz atıksuların arıtılmasında kullanılan yöntemlerden birisi de fitoremediasyondur. *Pistia stratiotes* ile Nikel (II) ve Krom (III) metallerinin arıtımının çalışıldığı bu çalışmada, elde edilen sonuçlar izleyen bölümlerde ayrıntılı olarak tartışılmıştır.

Tüm sonuçlar üç bağımsız tekrarın ortalaması  $\pm$  standart hata olarak verilmiştir.

### 6.1. Nikel Giderim Sonuçları

Çalışma boyunca deney düzeneklerindeki bitki gözlemleri başlangıçtan itibaren izlendi ve elde edilen verilere göre 7. günde tüm konsantrasyonlarda yapraklarda hafif solgunluk ile hücre veya dokuların ölmesi ile ortaya çıkan koyu renkli ölü alanlar yani "nekroz" gözlemlenmiştir. Bunun yanı sıra az sayıda yeni yaprak ve sürgün oluşumu da görülmüştür. Su berrak ve temizdir. 12. günde 1,25 ve 0,75 mg/L ve 18. günde 5 ve 3 mg/L'de yapılan gözlem sonuçlarına göre yaprak ve köklerde yoğun nekroz, kopma, sararma (kloroz) ve solgunluk mevcuttur. Bitkideki bu değişimler göz önüne alınarak çalışma sonlandırılmıştır.

*Pistia stratiotes* (su marulu) kullanılarak yapılan bu çalışmada Nikel (II) metali ile ilgili 4 farklı konsantrasyonda (5 – 3 – 1,25 – 0,75 mg/L) çalışılmıştır. Elde edilen veriler ile çizilen grafik Şekil 6.1'de verilmiştir.



**Şekil 6.1.** *Pistia stratiotes* ile fitoremediasyon sonrası Nikel giderim verimindeki değişim ( $pH = <5$  ( $pH_{ort} = 4,5$ ), Deneysel kabının ortalama sıcaklığı =  $22^{\circ}C$ )

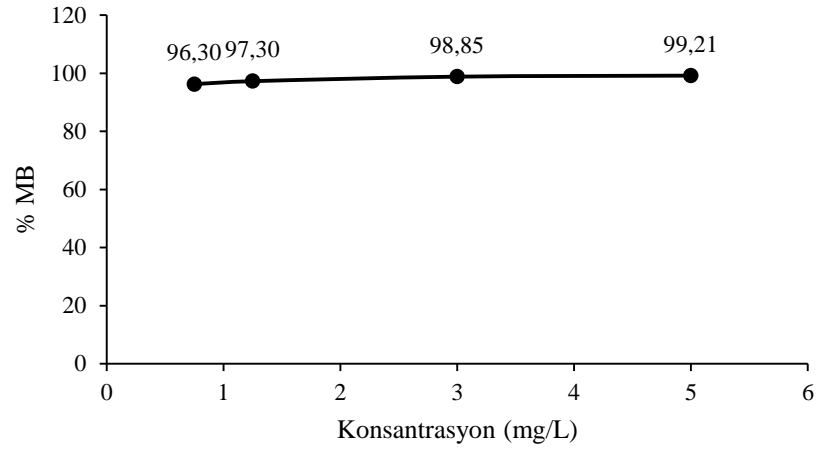
*Pistia stratiotes* kullanılarak yapılan çalışmada bitkinin giderim verimi yüksek konsantrasyonlarda artan bir eğri gösterirken, düşük konsantrasyonda dalgalanmalar görülmüştür. Başlangıçta en düşük giderim verimi 1,25 mg/L konsantrasyon için gerçekleşmişken, en yüksek verim 0,75 mg/L konsantrasyondadır. Çalışma süresi boyunca en yüksek verimler ise sırasıyla;  $\%98,03 > \%83,73 > \%78,70 > \%70,86$  (0,75>1,25>3>5 mg/L) şeklindedir. Nikel için giderim verimi düşük konsantrasyonlarda daha yüksek hesaplanmıştır.

## 6.2. *Pistia Stratiotes* Yapısında Nikel Birikimi

Yapılan bu çalışmada alınan veriler sonucunda bitki yapısında biriken Nikel miktarlarını ölçmek için çeşitli hesaplamalar yapılmış bunlara bağlı olarak da şekiller çizilmiştir. Metal giderim oranı, makrofit üzerine biyoakümüleyon kapasitesi ve sıvı safhadaki metal konsantrasyonu ile orantılı olduğu için *Pistia stratiotes*'in Nikel metalini biyoakümüleye etme oranı (% MB) hesaplanarak sonuçlar Şekil 6.2'de verilmiştir.

Deneysel sonucunda ayrıca bitkinin kuru ağırlığı, bitkiye geçen metal miktarı ve biyokonsantrasyon faktörü hesaplanarak ilgili şekiller çizilmiştir (Şekil 6.3, Şekil 6.4, Şekil 6.5).

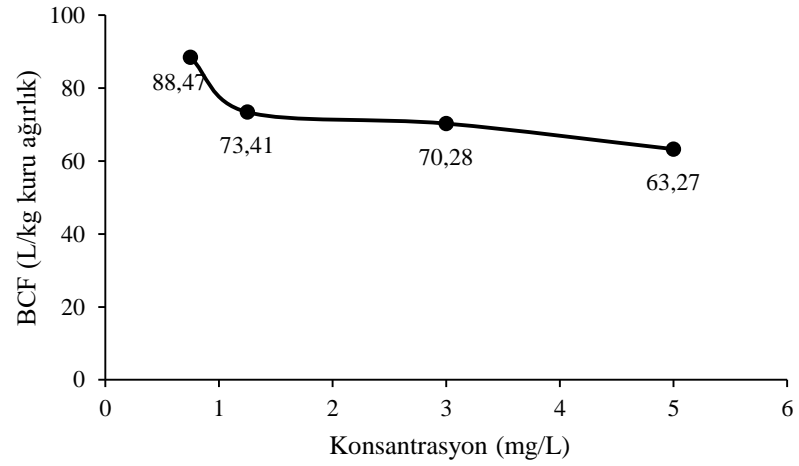




**Şekil 6.2.** *Pistia stratiotes*'in Nikel Biyoakümülyasyonu (pH= <5 (pH<sub>ort</sub>=4,5), Deneş kabının ortalama sıcaklığı= 22°C)

Leblebici ve Aksoş (2011), *Spirodela polyrhiza L.* bitkisine değişik konsantrasyonlarda Ni (1 – 5 – 10 – 20 mg/L) uygulamış ve 1, 3, 5 ve 7. günlerdeki akümülyasyon miktarlarını incelemişlerdir. Sonuçlar incelendiğinde ağır metal konsantrasyon miktarları arttıkça bitkide ağır metal akümülyasyon yüzdesinin de arttığını bildirmişlerdir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar yapmış olduğumuz çalışma ile uyumlu ve benzer sonuçlar göstermektedir. Ni<sup>+2</sup> stresi altındaki *Pistia stratiotes* bitkisinde, artan konsantrasyonlara bağlı olarak akümülyasyon miktarları da artmaktadır.

Lakra vd., (2017) yaptıkları benzer bir çalışmada, Nikel için metal akümülyasyonunu % 46 olarak bildirmiş olup bizim çalışmamızda iki kat daha yüksek oranda metal biyoakümülyasyonu sağlanmıştır.

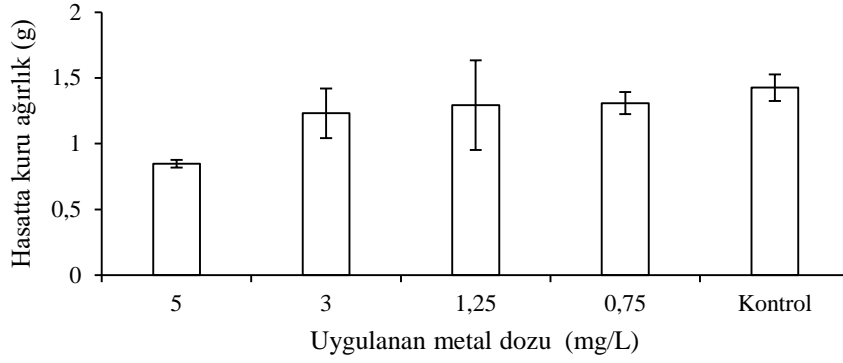


**Şekil 6.3.** *Pistia stratiotes* içinde Nikel biyokonsantrasyon faktörü

Zayed vd. (1998), *Lemna minor* bitkisi ile 6 eser element (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni ve Se) ve her eser elementin 0.1, 0.2, 0.5, 1.0, 2.0, 5.0 ve 10.0 mg/L konsantrasyonu ile çalışmış, BCF değerlerini Nikel için 200, Krom için 600 bulmuştur. Odjegba ve Fasidi (2004), *Pistia stratiotes* bitkisi ile 8 ağır metal (Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb ve Zn) ve her ağır metalden 0, 0.1, 0.3, 0.5, 1.0, 3.0 ve 5.0 mM konsantrasyon ile çalışmış, BCF değerlerini Nikel için 605, Krom için 1607 bulmuştur.

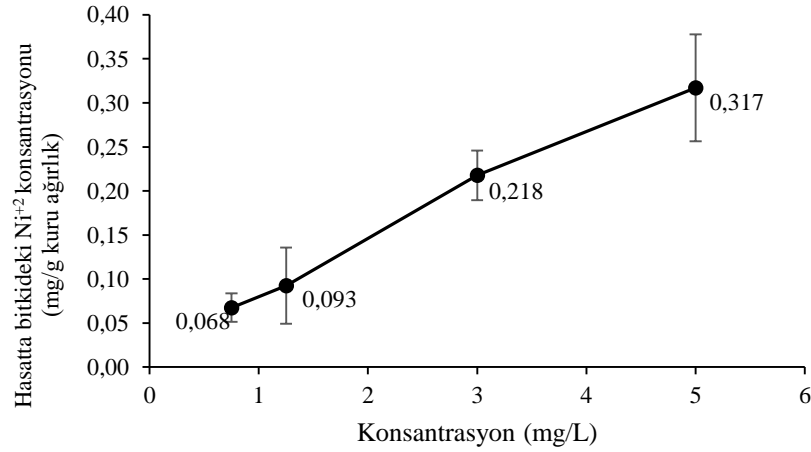
Galal vd. (2018), *Pistia stratiotes* kullandığı su örneklerinde ağır metallere; Fe için 2.0; Mn için 0.05; Cu, Pb için 0.1; Zn için 0.01; Cd, Cr için 0.05; Co için 0.15; Ni için 0.2 mg/L konsantrasyonlarda çalışmış ve biyokonsantrasyon faktörü (BCF) ile ilgili istatistiksel sonuçların, Cr ve Pb dışında araştırılan çoğu ağır metalin, 1000'den büyük BCF'ye sahip olduğunu göstermiştir.

Zayed vd. (1998) ve Odjegba ve Fasidi (2004), biyokonsantrasyon faktörünün (BCF) belirli bir bitkiyi hiper akümülatör olarak sınıflandırmak için iyi bir gösterge olduğunu belirtmiştir.  $BCF \geq 1000$  olması bitkinin iyi bir metal akümülatörü olduğunu göstermektedir. Bu çalışmada değerlerin 1000'in altında olmasında konsantrasyon değerlerinin (5 – 3 – 1,25 mg/L), kullanılan metalin ve akümülatör bitkinin farklı olmasının bir etkisi olabilir.



**Şekil 6.4.** Nikel artımı sonrası hasatta bitki kuru ağırlıkları

Başlangıçta yaklaşık ~ 40 gram yaş ağırlık olarak alınan bitki örnekleri hasatta önemli miktarda ağırlık kaybetmiştir. Sonuçlardan da görüldüğü üzere Nikelin yüksek konsantrasyonları bitkinin ağırlık kaybında yüksek etki göstermiş ve bitki çürümelerine neden olmuştur.



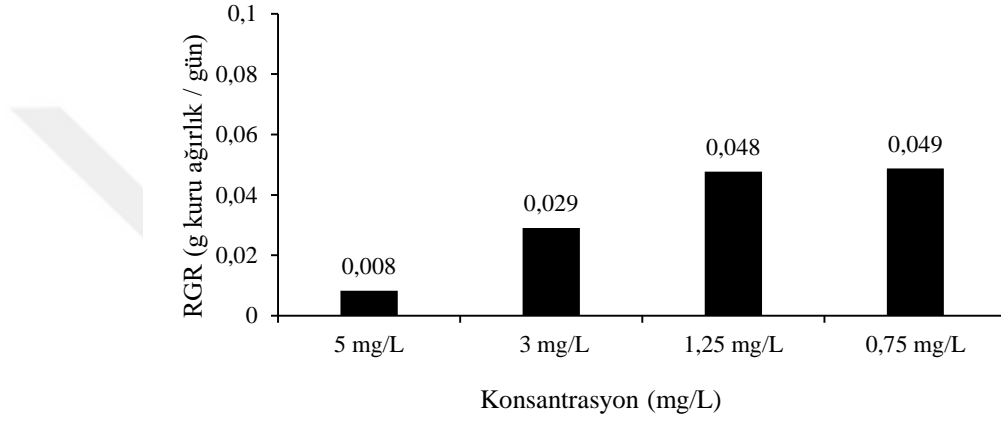
**Şekil 6.5.** Hasatta *Pistia stratiotes* yapısındaki Nikel konsantrasyonu

Çalışma boyunca Nikel konsantrasyonları, yüksek konsantrasyon değerlerinde başlangıçtan itibaren önemli ölçüde azalmıştır. Bununla paralel olarak Şekil 6.5’de de görüldüğü üzere yüksek konsantrasyonlarda bitkiye geçen metal miktarı da oldukça

yüksektir. Farklı dozlarda metale maruz kalındığında sudaki metal oranı ile bitkiye geçen metal arasında lineer bir ilişki vardır.

### 6.3. *Pistia Stratiotes*'in Nikel Toleransı

*Pistia stratiotes* örneklerine değişken konsantrasyonlarda Nikel uygulanması sonucunda elde edilen büyüme oranları ve klorofil (kla, klb, toplam kl) miktarları aşağıda verilmiştir.



**Şekil 6.6.** Nikel artımı sonrası *P. stratiotes* için elde edilen bağıl büyüme oranları

RGR sonuçlarına göre Ni konsantrasyon miktarı arttıkça, büyüme oranlarının azaldığı görülmüştür. Nikelin bağıl büyüme oranları üzerine olan etkisinin en fazla 5 mg/L Ni konsantrasyonunda olduğu belirlenmiştir (Şekil 6.6).

Henry-Silva vd., (2008) tarafından yapılan bir çalışmada, bir balık çiftliği kültüründen gelen atık sularda *Pistia stratiotes* büyümesi aylık olarak değerlendirilmiş olup, maksimum RGR değerleri 0,031 ve 0,016 g kuru ağırlık/gün olarak belirlenmiştir.

Sooknah ve Wilkie (2004), 30 gün boyunca anaerobik olarak sindirilmiş inek gübresinin 1:2 oranında seyreltilmesi sonucunda hazırlanan ortamda *Pistia stratiotes*'in büyüme hızını 0,011 g kuru ağırlık/gün olarak belirlemiştir.

Robles-Pliego vd., (2015) yaz aylarında Sordo Nehri suyuna uyguladığı çalışmasında *Pistia stratiotes*'in bağıl büyüme oranını 0,064 g kuru ağırlık/gün olarak kaydetmiş ve bu değer, diğer atık su türlerinde yetiştirilen *Pistia stratiotes* için daha önce bildirilenden daha yüksek bir değer olduğunu söylemiştir.

Leblebici ve Aksoy (2011), *Spirodela polyrhiza* L. bitkisine değişik konsantrasyonlarda Ni (1 – 5 – 10 – 20 mg/L) uygulamış ve 1, 3, 5 ve 7. günlerde bitkinin bağlı büyüme oranını incelemişlerdir. Ortamda ağır metal konsantrasyonu arttıkça bağlı büyüme oranının azaldığı, yani aralarında ters orantı olduğunu bildirmişlerdir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar yapmış olduğumuz çalışma ile uyumlu ve benzer sonuçlar göstermektedir. Ni stresi altındaki *P. stratiotes* bitkisinde artan konsantrasyonlara bağlı olarak büyüme oranı azalma göstermektedir. Bu çalışmada RGR için en yüksek değerler 0,048 ve 0,049 g kuru ağırlık/gün olarak bulunmuş ve benzer çalışmalara göre yüksek değerler elde edildiği gözlemlenmiştir.

Artan Nikel konsantrasyonlarına bağlı olarak klorofil miktarları da kontrol grubuna göre değişik oranlarda azalma ve artma göstermiştir. En fazla azalmanın 5 mg/L Nikel konsantrasyonunda olduğu belirlenmiştir (Çizelge 6.1). Nikel, *P. stratiotes* için en toksik metaldir. Bu durum Hadad vd., (2007) tarafından Cr, Ni ve Zn ile ilgili olarak *S. Herzogii'nin* toleransının belirlenmesi için yapılan çalışmada Ni maruziyeti sonrası bitkinin bağlı büyüme oranının (RGR) ve klorofil konsantrasyonunun azalmasıyla kanıtlanmıştır. Yaptıkları çalışmada kök, stel (bitki kök veya sapının iç tarafı) ve metaksilem (ara ksilem) damarlarının ve toplam metaksilem damarlarının kesit alanındaki azalma Nikel toksisitesini düşündürmüştür. Şekil 6.6 ve Çizelge 6.1'de sunulan veriler de daha önce bildirilen sonuçlar ile uyumludur. Çizelge 6.1'de hasatta Nikel için klorofil değerleri mg/g kuru ağırlık  $\pm$  standart sapma olarak verilmiştir.

**Çizelge 6.1.** Nikel artımı sonrası hasatta *Pistia stratiotes*'e ait klorofil değerleri

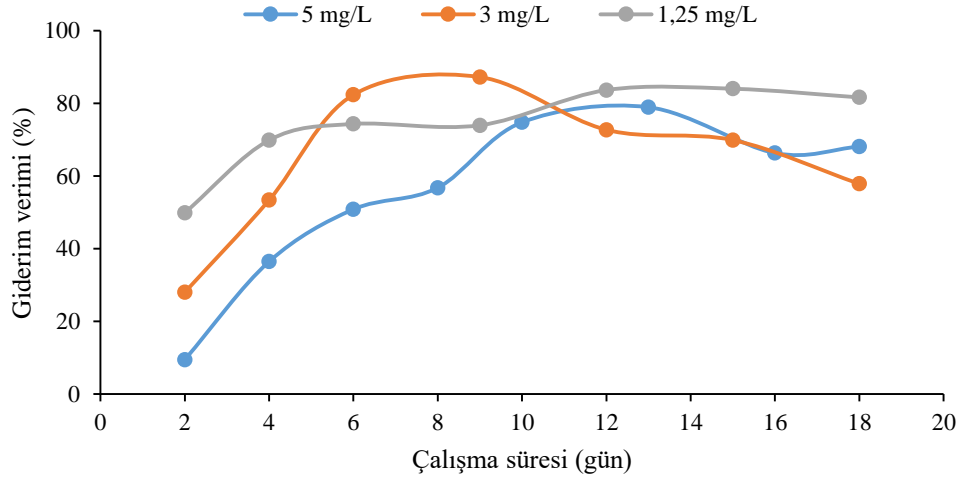
<b>Nikel</b>	<b>Kla</b>	<b>Klb</b>	<b>Kltoplam</b>
<b>5 mg/L</b>	0,415 $\pm$ 0,069	0,305 $\pm$ 0,067	0,720 $\pm$ 0,137
<b>3 mg/L</b>	1,014 $\pm$ 0,218	0,638 $\pm$ 0,151	1,651 $\pm$ 0,368
<b>1,25 mg/L</b>	1,308 $\pm$ 0,071	0,652 $\pm$ 0,025	1,960 $\pm$ 0,046
<b>0,75 mg/L</b>	1,589 $\pm$ 0,263	0,660 $\pm$ 0,119	2,249 $\pm$ 0,144
<b>Kontrol</b>	1,693 $\pm$ 0,122	1,514 $\pm$ 0,040	3,207 $\pm$ 0,153

Bitkilerdeki klorofil konsantrasyonunun, farklı metaller için iyi bir toksik indikatör olduğu rapor edilmiştir. Makrofit türüne ve metal konsantrasyonuna bağlı olarak bitki yapısındaki klorofil farklı şekilde tepki verebilir (Maine vd., 2004). Mufarrege vd., (2010), metal teması sonrası klorofil a (Kla) konsantrasyonunun (mg/g kuru ağırlık) düşmesinin normal bir tepki olduğunu, 30 günlük deney süresi sonunda Nikel arıtımı yapan bitkilerde kontrol testlerine göre bitkinin Kla içeriğinin önemli oranda düştüğünü söylemiştir. Sonuçta klorofil sentez mekanizmasının metalden etkilendiği görülmüştür. Yüksek Nikel konsantrasyonlarında klorofil a (Kla), klorofil b (Klb) ve toplam klorofil (Toplam Kl) miktarları değişimler göstermiştir. En fazla azalmanın Çizelge 6.1’de görüldüğü üzere 5 mg/L Ni konsantrasyonunda olduğu anlaşılmıştır.

#### **6.4. Krom (III) Giderim Sonuçları**

Çalışma boyunca deney düzeneklerindeki bitki gözlemleri başlangıçtan itibaren izlenmiştir. 5. günde tüm konsantrasyonlarda yapraklarda hafif solma ve köklerde kopmalarla birlikte bazı yeni yaprak ve sürgün oluşumu gözlemlenmiştir. 18. günde yapılan gözlem sonuçlarına göre yaprak ve köklerde yoğun nekroz, kopma, solma ve kloroz mevcuttur. Bitkideki bu değişim göz önüne alınarak 18. günden sonra çalışma sonlandırılmıştır.

*Pistia stratiotes* kullanılarak yapılan bu çalışmada Krom (III) metali ile ilgili 3 farklı konsantrasyonda (5 – 3 – 1,25 mg/L) çalışılmıştır. Elde edilen veriler ile çizilen giderim verimi grafiği Şekil 6.7’de verilmiştir.



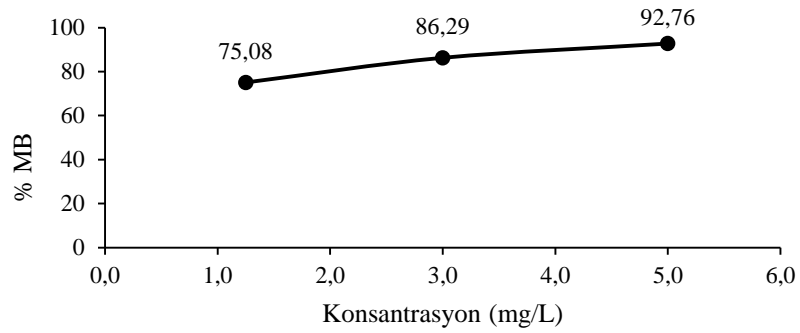
**Şekil 6.7.** *Pistia stratiotes* ile fitoremediasyon sonrası Krom giderim verimindeki değişim (pH= 5,4 - 5,8, Deneş kabının ortalama sıcaklığı= 22°C)

*Pistia stratiotes* kullanılarak yapılan çalışmada bitkinin giderim verimi çalışma boyunca artan bir eğri gösterirken belli bir pik değerinden sonra azalma görülmüştür. Başlangıçta en düşük giderim verimi 5 mg/L konsantrasyon için gerçekleşmişken, en yüksek verim 1,25 mg/L konsantrasyon için gerçekleşmiştir. Çalışma süresi boyunca en yüksek verimler ise sırasıyla; %87,21>%83,99>%78,91 (3>1,25>5 mg/L) şeklindedir. 3 mg/L Cr<sup>+3</sup> konsantrasyonuna sahip deneş setlerinde giderim veriminin diğerlerine göre daha yüksek olduğu görülmüştür.

Mishra ve Tripathi (2008), *Pistia stratiotes* (su marulu), *Spirodela polyrrhiza* W. Koch (su mercimeği) ve *Eichhornia crassipes* (su sümbülü) ile Fe, Zn, Cu, Cr ve Cd giderimi için 1,0 – 2,0 ve 5,0 mg/L konsantrasyonda yaklaşık 15 gün boyunca çalışmıştır. Çalışma süresince 1,0 – 2,0 ve 5,0 mg/L konsantrasyon için sırasıyla %81, %75 ve %70 Cr giderim verimi elde etmişlerdir. Çalışılan diğer metaller de incelendiğinde giderim %'sinin 2 mg/L konsantrasyonda diğerlerine göre daha yüksek olduğu gözlenmiş, birkaç istisna ile 5 mg/L'de metal giderim yüzdesinin azaldığı görülmüştür. Bu çalışmada da sonuçlar benzerlik göstermekle birlikte daha yüksek Cr<sup>+3</sup> giderim verimleri elde edilmiştir.

### 6.5. *Pistia Stratiotes* Yapısında Krom (III) Birikimi

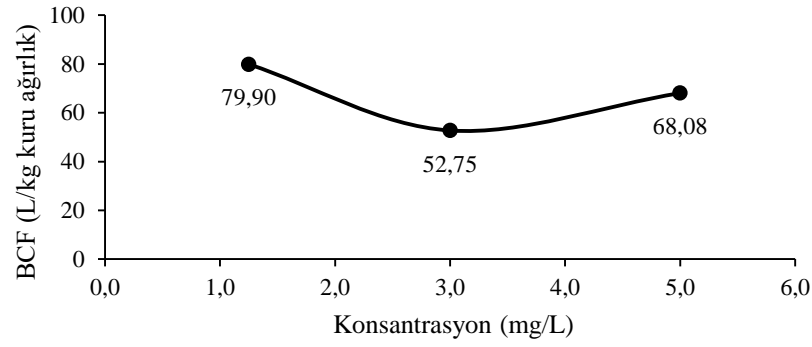
Yapılan bu çalışmada alınan veriler sonucunda bitki yapısında biriken  $Cr^{+3}$  miktarlarını ölçmek için çeşitli hesaplamalar yapılmış bunlara bağlı olarak da şekiller çizilmiştir. Yapılan bu hesaplamalarda bitkinin metali akümüle etme yüzdesi bulunmuştur (Şekil 6.8). Deney sonucunda bitkinin kuru ağırlığı, bitkiye geçen metal miktarı ve biyokonsantrasyon faktörü hesaplanarak ilgili şekiller çizilmiştir (Şekil 6.9, Şekil 6.10, Şekil 6.11).



**Şekil 6.8.** *Pistia stratiotes* Krom biyoakümülyasyonu (pH= 5,4 - 5,8, Deney kabının ortalama sıcaklığı= 22°C)

Sonuçlara göre *Pistia stratiotes* bitkisinin  $Cr^{+3}$  metaline karşı metal biyoakümülyasyon seviyeleri oldukça yüksektir. Benzer bir çalışma olan Lakra vd., (2017), Krom için metal akümülyasyonunu % 82 olarak bildirmiş olup bu çalışmada iki konsantrasyon değeri için de (5 ve 3 mg/L) daha yüksek oranda metal biyoakümülyasyon seviyeleri elde edilmiştir.



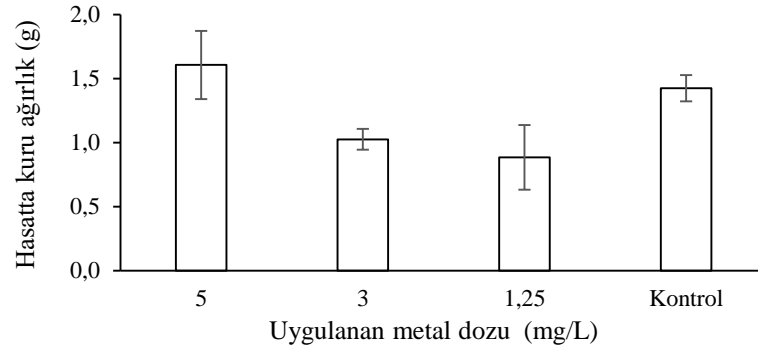


**Şekil 6.9.** *Pistia stratiotes* içinde Krom biyokonsantrasyon faktörü

Zayed vd. (1998), *Lemna minor* bitkisi ile 6 eser element (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni ve Se) ve her eser elementin 0,1, 0,2, 0,5, 1,0, 2,0, 5,0 ve 10,0 mg/L konsantrasyonu ile çalışmış, BCF değerlerini Nikel için 200, Krom için 600 bulmuştur. Odjegba ve Fasidi (2004), *Pistia stratiotes* bitkisi ile 8 ağır metal (Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb ve Zn) ve her ağır metalden 0, 0,1, 0,3, 0,5, 1,0, 3,0 ve 5,0 mM konsantrasyon ile çalışmış, BCF değerlerini Nikel için 605, Krom için 1607 bulmuştur.

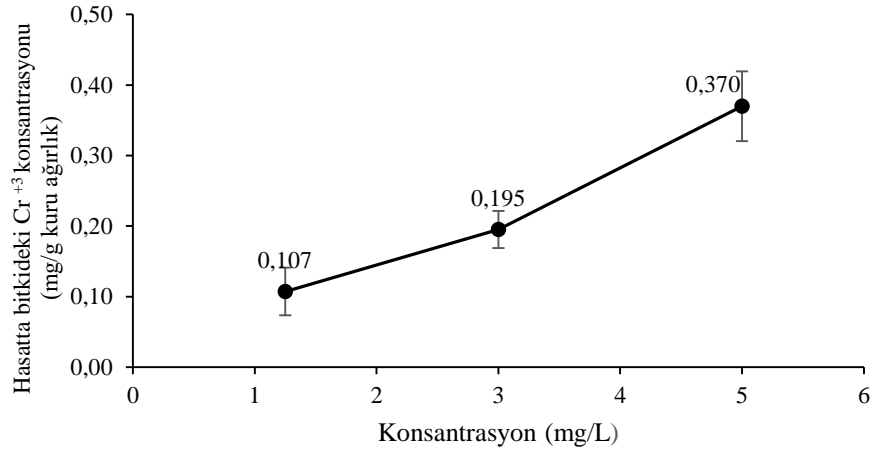
Galal vd. (2018), *Pistia stratiotes* kullandığı su örneklerinde ağır metallere; Fe için 2,0; Mn için 0,05; Cu, Pb için 0,1; Zn için 0,01; Cd, Cr için 0,05; Co için 0,15; Ni için 0,2 mg/L konsantrasyonlarda çalışmış ve biyokonsantrasyon faktörü (BCF) ile ilgili istatistiksel sonuçların, Cr ve Pb dışında araştırılan çoğu ağır metalin, 1000'den büyük BCF'ye sahip olduğunu göstermiştir.

Zayed vd. (1998) ve Odjegba ve Fasidi (2004), biyokonsantrasyon faktörünün (BCF) belirli bir bitkiyi hiper akümülatör olarak sınıflandırmak için iyi bir gösterge olduğunu belirtmiştir.  $BCF \geq 1000$  olması bitkinin iyi bir metal akümülatörü olduğunu göstermektedir. Bu çalışmada değerlerin 1000'in altında olmasında konsantrasyon değerlerinin (5 – 3 – 1,25 mg/L), kullanılan metalin ve akümülatör bitkinin farklı olmasının bir etkisi olabilir.



**Şekil 6.10.** Krom artımı sonrası hasatta bitki kuru ağırlıkları

Başlangıçta yaklaşık ~ 40 gram yaş ağırlık olarak alınan bitki örnekleri hasatta önemli miktarda ağırlık kaybetmiştir. Sonuçlardan da görüldüğü üzere Krom (III) düşük konsantrasyonlarda bitkide yüksek ağırlık kaybına ve bitki çürümelerine neden olmuştur. Alacabey ve Çelebi-Zorer 2020, *Panicum virgatum* (dallı darı) ile yaptıkları çalışmada artan Krom konsantrasyonlarında bitkideki Krom (III) içeriğinin de arttığını gözlemlemiştir. Bunun yanında bitkideki büyümenin devam ettiğini ve bitkinin artan konsantrasyonları tolere edebildiğini göstermişlerdir. *Pistia straiotes* kullanılarak yapılan başka bir çalışmada da benzer şekilde artan krom konsantrasyonlarında bitki kuru ağırlığının arttığı ve kütlesi arttıkça giderimin arttığı bildirilmiştir (Tabinda vd., 2020). Bu sonuçlar bizim çalışmamızla paralellik göstermektedir.



**Şekil 6.11.** Hasatta *Pistia stratiotes* yapısındaki Krom konsantrasyonu

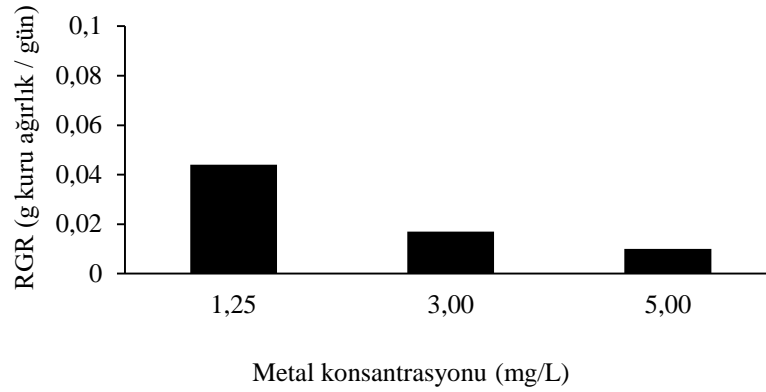
Çalışma boyunca yüksek konsantrasyon değerlerinde Cr<sup>+3</sup> konsantrasyonları başlangıçtan itibaren önemli ölçüde azalmıştır. Bununla paralel olarak Şekil 6.11’de de görüldüğü üzere yüksek konsantrasyonlarda bitkiye geçen metal miktarı daha yüksektir.

Maine vd. (2004), artılmak istenen Cr miktarıyla *P. stratiotes* ve *S. herzogii* makrofitlerinin kök ve havalı kısımlarına geçen Cr miktarı arasında önemli bir lineer ilişki belirlemiştir. Benzer tip bir lineer ilişki de su sümbülü (water hyacinth), *Azolla filiculoides* ve *P. stratiotes* ile Cu ve Cd giderim çalışmalarında görülmüştür (Maine vd. 2001; Mufarrege vd. 2010). Bizim yapmış olduğumuz çalışmada da farklı dozlarda metale maruz kalındığında sudaki metal oranı ile *P. stratiotes*’e geçen metal arasında aynı şekilde lineer bir ilişki vardır (Şekil 6.11).

#### **6.6. *Pistia Stratiotes*’in Krom (III) Toleransı**

*Pistia stratiotes* örneklerine farklı konsantrasyonlarda Krom (III) uygulanması sonucunda elde edilen büyüme oranları ve klorofil (kla, klb, toplam kl) miktarları aşağıda verilmiştir. Krom (III) konsantrasyon miktarı arttıkça büyüme oranlarının arttığı görülmüştür. Kromun göreceli büyüme oranları üzerine olan etkisinin en fazla 1,25 mg/L konsantrasyonda olduğu belirlenmiştir (Şekil 6.12).

Artan Cr<sup>+3</sup> konsantrasyonlarına bağlı olarak klorofil miktarları, kontrol grubuna göre değişik oranlarda azalma ve artma göstermiştir. En fazla azalmanın 1,25 mg/L konsantrasyonda olduğu belirlenmiştir (Çizelge 6.2).



**Şekil 6.12.** Krom arıtımı sonrası *P. stratiotes* için elde edilen bağıl büyüme oranları

RGR sonuçlarına göre; Krom konsantrasyonu arttıkça büyüme oranlarında da azalma meydana gelmiştir. Kromun bağıl büyüme oranları üzerine olan etkisinin en fazla 5,0 mg/L  $Cr^{+3}$  konsantrasyonunda olduğu görülmüştür. Bu çalışmada en yüksek RGR değeri 0,044 g kuru ağırlık/gün olarak bulunmuştur.

Çizelge 6.2’de  $Cr^{+3}$  arıtımı sonrası hasatta bitkiye ait klorofil değerleri mg/g kuru ağırlık  $\pm$  standart sapma cinsinden verilmiştir. Bağıl büyüme oranından ziyade, klorofil-a miktarının Cr toksisitesinin belirlenmesi açısından daha hassas bir indikatör olduğu Mufarrege vd. (2010) tarafından da bildirilmiştir. Bu nedenle Cr’un toksik etkisinin tam olarak belirlenmesi için klorofil değerleri de detaylı analiz edilmiştir.

**Çizelge 6.2.**  $Cr^{+3}$  arıtımı sonrası hasatta *Pistia stratiotes*’e ait klorofil değerleri

$Cr^{+3}$	Kla	Klb	Kltoplam
<b>5 mg/L</b>	0,704 $\pm$ 0,062	0,419 $\pm$ 0,056	1,122 $\pm$ 0,118
<b>3 mg/L</b>	1,439 $\pm$ 0,072	0,778 $\pm$ 0,036	2,217 $\pm$ 0,081
<b>1,25 mg/L</b>	1,677 $\pm$ 0,139	1,103 $\pm$ 0,152	2,779 $\pm$ 0,013
<b>Kontrol</b>	1,693 $\pm$ 0,122	1,514 $\pm$ 0,040	3,207 $\pm$ 0,153

Mishra ve Tripathi (2008), üç makrofit türü (*Pistia stratiotes*, *Spirodela polyrrhiza* ve *Eichhornia crassipes*) ile yaptığı çalışmada beş ağır metalin (Fe, Zn, Cu, Cr ve Cd)

giderimini incelemiştir. Bu bitkiler, laboratuvar deneyinde üç farklı metal konsantrasyonunda (1,0 – 2,0 – 5,0 mg/L) artan maruziyet süresi ve konsantrasyonları ile test bitkilerinde hem protein hem de klorofil içeriklerinde azalma gözlemlenmiştir. Makrofitlerde klorofil içeriğindeki azalmanın, fotosentetik aktivite kaybına neden olan klorofil sentezindeki inhibisyona bağlanabileceği söylenmiştir.

Mishra ve Tripathi (2008), Cr bileşiklerinin bitkiler için oldukça toksik olduğu ve onların büyüme ve gelişimine zararlı olduğunu bildirmiştir. Makrofitler herhangi bir fizyolojik amaç için Cr elementine gereksinim duymadıklarından dolayı sudan giderilmesi en zor metallere biri olarak kabul edilir.

Maine vd. (2004), *P. stratiotes* 4 mg/L Cr'a maruz kaldığında klorofilde bir azalma bildirmiştir. Fakat *S. herzogii* 6 mg/L Cr konsantrasyonuna maruz kaldığında bu pigmentte bir azalma bildirmemiştir. Manios vd. (2003), *Typha latifolia L.* bitki yapısında kombine metallerin birikiminden dolayı (4 mg/L Cd, 80 mg/L Cu, 40 mg/L Ni, 40 mg/L Pb ve 80 mg/L Zn) klorofil hidrolizinde bir azalma olduğunu rapor etmiştir (Mufarrege vd., 2010).

Espinoza-Quinones vd. (2008), 5,0 mg/L Cr<sup>+3</sup> konsantrasyonunda yetiştirilen üç bitki türü (*Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes* ve *Eicchornia crassipes*) ile yaptıkları çalışmada, metal içermeksizin sadece nutrient ortamda yetiştirilenlere kıyasla bitkilerin benzer büyüme oranları gösterdiğini bildirmiştir. Ek olarak her bitki türü, 5,0 mg/L'den daha az Cr<sup>+3</sup> uygulandığında metal stresi göstermemiştir. Sucul bitkilerin krom iyonlarına toleransları, krom oksidasyon durumuna bağlıdır ve incelenen sucul makrofitlerin tüm sonuçları, üç değerlikli kroma karşı daha yüksek direnç göstermiştir.

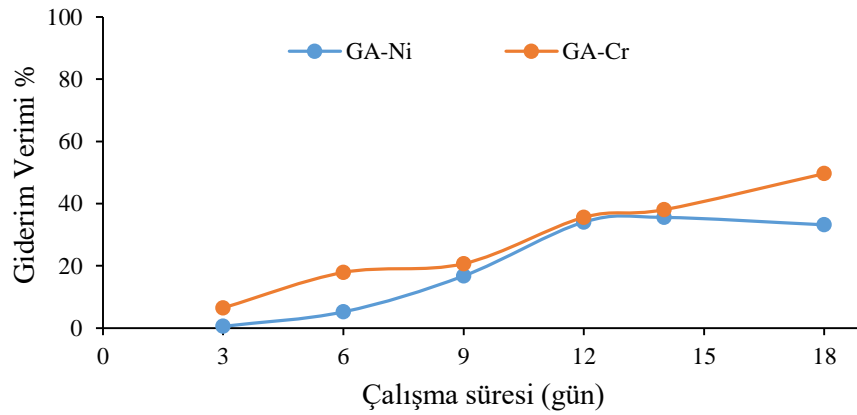
Mishra ve Tripathi (2008), 5 mg/L Cr konsantrasyonuna maruz kalan *Pistia stratiotes* örneklerinde metal toksisitesinden ötürü belirgin şekilde yapraklarda sararma ve kloroz, kök dökülmesi gözlemlenmiştir. Konsantrasyonlar ve maruziyetin artan süresi ile test bitkilerinde protein ve klorofil içeriğinde azalmalar görülmüştür. 15 günlük inkübasyon periyodundan sonra bitki yapılarında klorofil, şeker ve protein içeriğinde azalmalar görüldüğünü bildirmişlerdir.

Yapmış olduğumuz çalışmada da yüksek Krom konsantrasyonlarında klorofil a, klorofil b ve toplam klorofil miktarları azalma göstermiştir. En fazla azalmanın 5 mg/L Cr<sup>+3</sup> konsantrasyonunda olduğu anlaşılmıştır.

## 6.7. Atıksu Karışımı Giderim Sonuçları

Çalışma boyunca deney düzeneklerindeki bitki gözlemleri başlangıçtan itibaren izlenmiş ve elde edilen verilere göre 6. günde gerçek atıksu karışımında yapraklarda solma, nekroz ve köklerde çok az kopmalar mevcutken yeni yaprak ve sürgün oluşumu gözlemlenmiştir. 18. günde gerçek atıksu numunesinde, yaprak ve köklerde yoğun nekroz, kopma, solma ve kloroz meydana gelmiştir. Bitkideki tüm bu değişimler göz önüne alınarak deney setleri sonlandırılmıştır.

*Pistia stratiotes* kullanılarak yapılan bu çalışmada gerçek atıksu (GA) örnekleri ile yine 3 paralel şekilde çalışılmıştır. Gerçek atıksu örnekleri, metal kaplama işi ile ilgilenen bir endüstrinin atık havuzundan temin edilmiştir. Nikel ve krom kaplama işlemlerinden çıkan atıksular belirli oranlarda karıştırıldıktan sonra elde edilen karışım gerçek atıksu örneği olarak çalışmalarda kullanılmıştır. Elde edilen veriler ile çizilen giderim verimi grafiği Şekil 6.13'de verilmiştir.

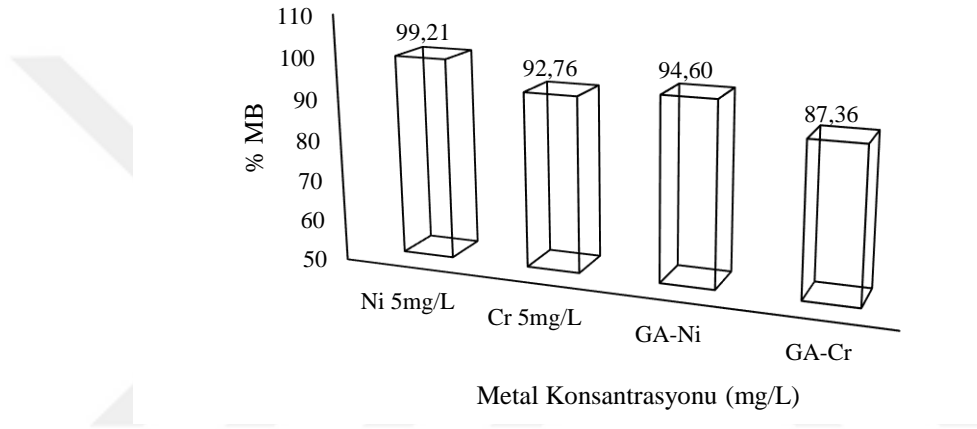


**Şekil 6.13.** *Pistia stratiotes* ile fitoremediasyon sonrası karışıma ait giderim verimleri (Karışımın pH'sı= 5,5, Deney kabının ortalama sıcaklığı= 22°C)

*Pistia stratiotes* kullanılarak yapılan çalışmada bitkinin giderim verimi çalışma boyunca artan bir eğri gösterirken, Nikel konsantrasyonunda 14. günden sonra giderim veriminde azalma gözlemlenmiştir. Krom ağır metali için giderim yüzdesi deney periyodu boyunca artmıştır. Çalışma süresince en yüksek verimler ise sırasıyla; %49,64>%35,56 (GA-Cr>GA-Ni) şeklindedir.

### 6.8. Atıksu karışımından *Pistia Stratiotes* Yapısına Metal Geçişi

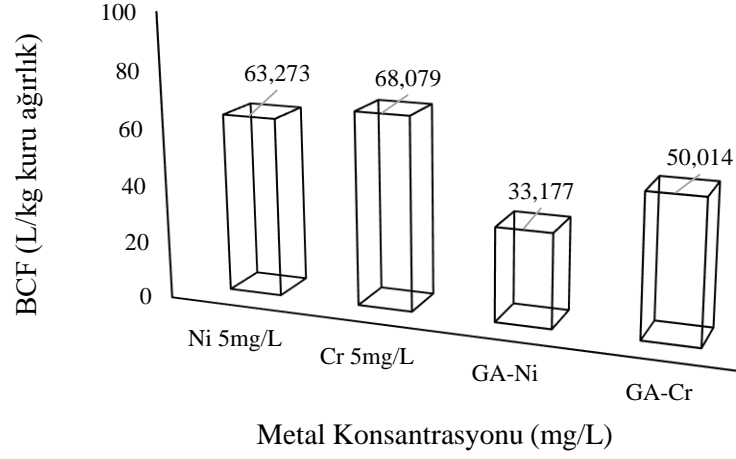
Yapılan bu çalışmada alınan veriler sonucunda bitki yapısında biriken nikel ve krom miktarlarını ölçmek için çeşitli hesaplamalar yapılmış, bunlara bağlı olarak da grafikler çizilmiştir. *Pistia stratiotes* ile metallerin biyoakümülyasyon yüzdeleri karşılaştırmalı olarak Şekil 6.14’de verilmiştir. Ayrıca deney sonucunda bitkinin kuru ağırlığı, bitkiye geçen metal miktarı ve biyokonsantrasyon faktörü hesaplanarak ilgili şekiller çizilmiştir (Şekil 6.15, Şekil 6.16, Şekil 6.17).



**Şekil 6.14.** *Pistia stratiotes* ile metallerin biyoakümülyasyonunun karşılaştırılması  
(Karışımın pH’sı= 5,5, Deney kabının ortalama sıcaklığı= 22°C)

Başlangıç konsantrasyonları 5 mg/L olacak şekilde seyreltme işlemi yapıldıktan sonra deney setlerinde kullanılan Ni<sup>+2</sup> ve Cr<sup>+3</sup> atıksu karışımının olduğu çalışma kaplarındaki *Pistia stratiotes* bitkisinde akümülyasyon seviyeleri incelendiğinde, tek başına sentetik metal çözeltileri ile yapılan çalışmalara kıyasla daha düşük biyoakümülyasyon yüzdeleri elde edilmiştir. Şekil 6.14’e göre en düşük akümülyasyon seviyesinin gerçek atıksudan seyreltilerek hazırlanan GA-Cr numunesinde gerçekleştiği görülmüştür. Buradan *Pistia stratiotes*’in tekli metal çözeltilerini biyoakümüle etme kapasitesinin çoklu metal çözeltilerine göre daha yüksek olduğu görülmektedir. Tek tek sentetik olarak hazırlanan metal çözeltileri, gerçek atıksudan karışım olarak hazırlanan metal çözeltilerine kıyasla daha iyi akümüle olmuştur. Sonuçlara göre *Pistia stratiotes*

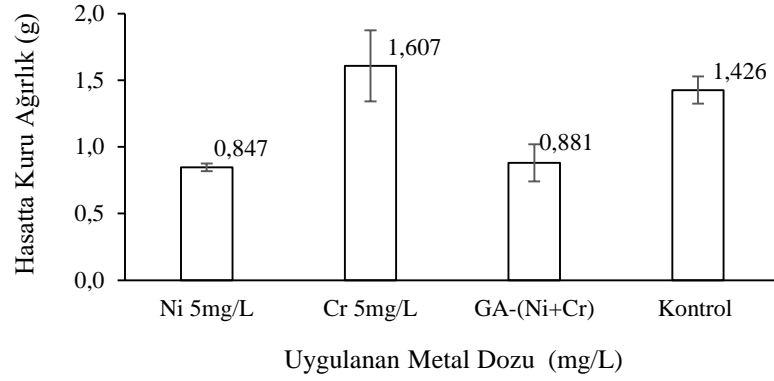
bitkisinin hem sentetik hem de gerçek atıksudaki Krom ve Nikel karışımına ait akümülyasyon seviyeleri oldukça yüksektir.



**Şekil 6.15.** *P. stratiotes* içinde metallerin biyokonsantrasyon faktörünün karşılaştırılması

Gerçek atıksu karışımının, 5 mg/L konsantrasyonda hazırlanan tekli sentetik  $Ni^{+2}$  ve  $Cr^{+3}$  çözeltileri ile karşılaştırılması sonucunda BCF değerlerinin, tekli sentetik ve çoklu gerçek atıksu numunelerinde Krom metali için daha yüksek olduğu görülmüştür. En yüksek değer Krom 5 mg/L (68,08), en düşük değer GA-Ni (33,17) sonuçlarına aittir. Bu durum Hadad (2007) tarafından bildirilen, Nikelin *Pistia stratiotes* için en toksik metal olmasıyla açıklanabilmektedir.

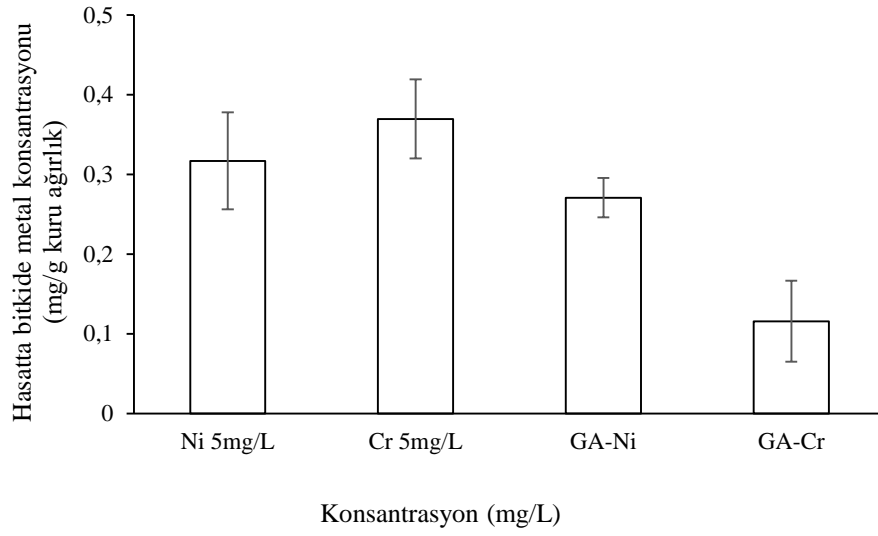




**Şekil 6.16.** Tekli ve çoklu metal karışımlarında hasat sonrası bitki kuru ağırlıkları

Şekil 6.16'dan görüldüğü üzere GA-(Ni+Cr) karışımı ve sentetik 5 mg/L Nikel konsantrasyonu, arıtım sonucunda bitkiye en toksik etki gösteren ve hasatta en çok ağırlık kaybettiren numuneler olmuştur. Krom 5 mg/L'de ise, hasatta kontrol grubundan daha yüksek ağırlık elde edilmiştir. Alacabey ve Çelebi-Zorer 2020, *Panicum virgatum* (dallı darı) ile yaptıkları çalışmada artan  $Cr^{+3}$  konsantrasyonlarında bitkideki  $Cr^{+3}$  içeriğinin de arttığını gözlemlemiştir. Bunun yanında bitkideki büyümenin devam ettiğini ve bitkinin artan konsantrasyonları tolere edebildiğini göstermişlerdir. Bu sonuçlar bizim çalışmamızla paralellik göstermektedir.

Şekil 6.16'dan da görüldüğü üzere gerçek atıksu karışımlarında bitkideki ağırlık kaybı, sentetik atıksuya göre daha fazladır. Her iki karışımda da kontrol grubuna göre ağırlık kaybı yaşanmıştır.

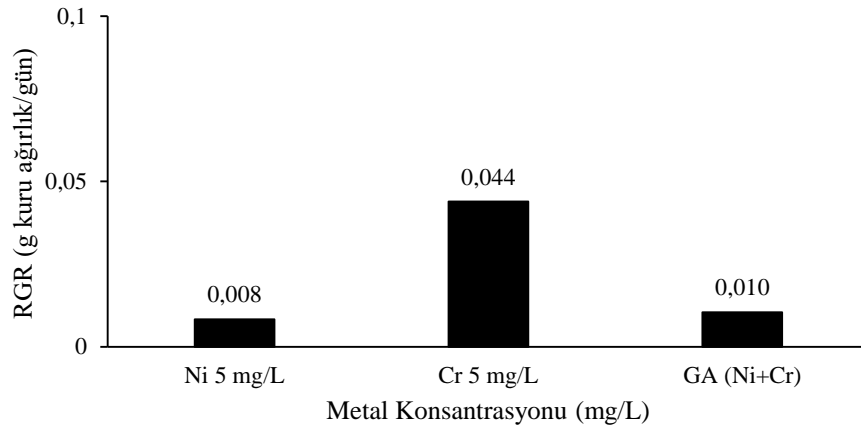


**Şekil 6.17.** Hasatta *P. stratiotes* yapısındaki metal konsantrasyonlarının karşılaştırılması

Çalışma boyunca tüm metallerin yüksek konsantrasyonlarında (5 mg/L) başlangıçtan itibaren önemli bir giderim olmuştur (Bakınız: Şekil 6.1, 6.7, 6.13). Buna paralel olarak yüksek konsantrasyonlarda hem tekli hem çoklu metal çalışmalarında bitkiye geçen metal miktarı da yüksektir (Şekil 6.17). Tüm deney setlerinde sudaki metal oranı ile bitkiye geçen metal arasında lineer bir ilişki olduğu anlaşılmıştır.

#### **6.9. *Pistia Stratiotes*'in Gerçek Atıksu Karışımına Karşı Toleransı**

*Pistia stratiotes* örneklerine gerçek atıksudan hazırlanan Nikel ve Krom karışımının uygulanması sonucunda elde edilen büyüme oranları ve klorofil (kla, klb, toplam kl) miktarları aşağıda verilmiştir (Şekil 6.18, Çizelge 6.3).



**Şekil 6.18.** Metal teması sonrası *P. stratiotes* için elde edilen bağıl büyüme oranlarının karşılaştırılması

Tüm çalışma sonuçları incelendiğinde 5 mg/L konsantrasyondaki sentetik Ni çözeltisi ve GA (Ni+Cr) karışımı için RGR değerleri sırasıyla 0,008 ve 0,01 g kuru ağırlık/gün olarak elde edilmiş olup çalışma boyunca hesaplanan en düşük değerlerdir (Şekil 6.18). Sonuçlardan da görüldüğü üzere Nikel 5 mg/L konsantrasyonda, bitki üzerinde en çok toksik etkiye neden olan ağır metal olmuştur. 5 mg/L  $Cr^{+3}$  konsantrasyonunda ise çalışma boyunca en yüksek RGR değeri (0,044 g kuru ağırlık/gün) elde edilmiştir.

Mufarrege vd. (2010), Cr, Ni, Zn ve P ile yaptığı çalışmada bağıl büyüme oranlarını Ni, Cr+Ni+Zn ve Cr+Ni+Zn+P uygulamalarında negatif olarak bulmuştur. Bununla birlikte, Cr+Ni+Zn karışımları, Cr+Ni+Zn+P karışımından önemli ölçüde daha düşük bir bağıl büyüme oranı göstermiştir ( $p < 0,002$ ). Buna karşın bu çalışmada RGR sonucu çok düşük olsada negatif değildir.

Çizelge 6.3’de hasatta karışımlar için klorofil değerleri mg/g kuru ağırlık  $\pm$  standart sapma şeklinde verilmiştir.

**Çizelge 6.3.** Karışımın arıtımı sonrası hasatta *Pistia stratiotes*'e ait klorofil değeri

<b>Atıksu bileşimi</b>	<b>K1a</b>	<b>K1b</b>	<b>K1toplam</b>
Gerçek atıksu karışımı (Ni+Cr)	1,101±0,108	0,228±0,000	1,328±0,109
5 mg/L Ni <sup>+2</sup> içeren sentetik atıksu	0,415±0,069	0,305±0,067	0,720±0,137
5 mg/L Cr <sup>+3</sup> içeren sentetik atıksu	0,704±0,062	0,419±0,056	1,122±0,118
Kontrol grubu	1,693±0,122	1,514±0,040	3,207±0,153

Mufarrege vd. (2010), Cr, Ni, Zn ve P ile yaptığı 30 günlük çalışmada tek başına Cr ve Ni arıtım çalışmalarında, Cr+Ni+Zn+P'den oluşan karışıma göre klorofil a konsantrasyonunun önemli derecede daha düşük olduğunu belirlemiştir. Ayrıca Cr+Ni+Zn karışımının arıtımı sonrası bitkideki pigment konsantrasyonunun, Cr+Ni+Zn+P karışımı ile temas eden bitkiye göre önemli ölçüde düşük olduğunu bildirmiştir. Kontrol grubuyla kıyaslandığında ise tüm setlerdeki klorofil-a değerinin daha düşük olduğu görülmüştür.

Bizim çalışmamızdan elde edilen sonuçlara göre ise (Çizelge 6.3) tek başına Cr ve Ni arıtım çalışmalarına kıyasla, Cr+Ni'den oluşan gerçek atıksu karışımının klorofil pigmenti üzerinde daha az etki yaptığı görülmüştür.

## 7. SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRME

Suyun ağır metallere kirlenmesi dünya çapında bir çevre sorunudur. Fitoremediasyon (bitkisel arıtma) atık sudan ağır metallerin uzaklaştırılmasına yönelik daha sürdürülebilir ve çevre dostu bir teknik olarak günümüzde daha popüler hale gelmiştir. Bu nedenle, bu çalışmada, hazırlanan sentetik atıksu ve metal kaplama endüstrisinden alınan gerçek atıksu numuneleri kullanılarak Nikel (II), Krom (III) ve bunların karışımlarının *Pistia stratiotes* kullanılarak arıtımı incelenmiştir.

Farklı konsantrasyonlarda ağır metal uygulanmış *Pistia stratiotes* bitkisi ile yaptığımız çalışmada bitkide meydana gelen değişimler ve elde edilen sonuçlar incelendiğinde *Pistia stratiotes*'in ön arıtmadan geçmiş ağır metal içeren atıksuların arıtımında kullanılabilirliği anlaşılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre; yüksek konsantrasyonlardaki ağır metallerin *Pistia stratiotes* bitkisinin büyüme ve gelişme oranını ve klorofil miktarını olumsuz yönde etkilediği ve yüksek strese sebep olduğu arıtım sonuçları ve bitki gözlemlerinden görülmüştür. Farklı metallerin ve konsantrasyonlarının, *Pistia stratiotes* üzerinde farklı etkilere neden olduğu saptanmıştır. Yapılan hesaplara göre ulaşılan sonuçlar Çizelge 7.1'de karşılaştırmalı olarak verilmiştir.

Çizelge 7.1. Çalışma sonucunda metallerin arıtımına ait değerler

Konsantrasyon	Ni <sup>+2</sup> (mg/L)				Cr <sup>+3</sup> (mg/L)			GA (Ni+Cr karışımı) (mg/L)	
	5,0	3,0	1,25	0,75	5,0	3,0	1,25	Ni <sup>+2</sup> 5 mg/L	Cr <sup>+3</sup> 5 mg/L
Giderim (%)	70,86	78,70	83,73	98,03	78,91	87,21	84,00	35,57	49,64
MB (%)	99,21	98,85	97,30	96,30	92,76	86,29	75,08	94,60	87,36
BCF (L/kg)	63,27	70,28	73,41	88,47	68,08	52,75	79,90	33,18	50,01
Hasatta Kuru Ağırlık (g)	0,85	1,23	1,29	1,31	1,61	1,03	0,88	0,88	
Hasatta Bitkide Metal (mg/g)	0,32	0,22	0,09	0,07	0,37	0,20	0,11	0,27	0,12
RGR (g/gün)	0,008	0,029	0,049	0,049	0,044	0,017	0,010	0,010	

Çizelge 7.1 incelendiğinde hem Nikel hem de Krom için konsantrasyon azaldığında giderim verimlerinin arttığı görülmektedir. Tekli metal arıtımlarına kıyasla karışımın

giderim verimi daha düşüktür. Öyle ki 5 mg/L konsantrasyonda %70,86 Ni<sup>+2</sup>, %78,91 Cr<sup>+3</sup> giderimi olmuşken, aynı konsantrasyonda gerçek atıksu karışımında sırasıyla %35,57 ve %49,64 metal giderimi olmuştur. Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'nde metal kaplama endüstrisi atıksuları için deşarj standartları belirlenmiştir (Çizelge 7.2). Buna göre 5 mg/L konsantrasyon için hem tekli çalışmalarda hem de metal karışım çalışmalarında alıcı ortam deşarj standartlarının sağlandığı görülmektedir. Ancak sonuçlardan 5 mg/L üzeri konsantrasyon için *Pistia stratiotes* ile nikel ve krom fitoremediasyonu sonrası alıcı ortam deşarj standartlarının sağlanamayacağı anlaşılmaktadır.

**Çizelge 7.2.** Metal sanayii atıksularının alıcı ortama deşarj standartları

Parametre	Birim	Kompozit Numune 2 Saatlik
Toplam Krom	mg/L	2
Nikel	mg/L	3
pH	-	6-9

Ni<sup>+2</sup> için BCF, hasatta kuru ağırlık ve RGR değerleri çalışılan konsantrasyon azaldıkça artan bir değer göstermiştir. % MB ve hasatta bitki yapısındaki metal değerleri ise konsantrasyonun azalmasıyla azalmıştır.

Cr<sup>+3</sup> için, %MB, hasatta kuru ağırlık, hasatta bitki yapısındaki metal ve RGR değerleri azalan konsantrasyona paralel olarak azalmıştır. Benzer çalışmalarda, artan Krom konsantrasyonlarında bitkideki Krom (III) içeriğinin de arttığı, bunun yanında bitkideki büyümenin devam ettiği ve bitkinin artan konsantrasyonları tolere edebildiği bildirilmiştir. Bir diğer çalışmada da benzer şekilde artan krom konsantrasyonlarında bitki kuru ağırlığının arttığı ve kütlesi arttıkça giderimin arttığı bildirilmiştir (Alacabey ve Çelebi-Zorer, 2020; Tabinda vd., 2020). Bu sonuçlar bizim çalışmamızla paralellik göstermektedir.

Gerçek atıksu karışım sonuçları için, % giderim ve BCF değerlerinde Ni<sup>+2</sup>'de Cr<sup>+3</sup>'den daha düşük değerler elde edilirken, % MB ve hasatta bitki yapısındaki metal değerlerinde tam tersi bir durum söz konusudur. Hasatta kuru ağırlık ve RGR sonuçları ise metallerin tekli çalışmalarına nazaran daha düşük değerlerdedir. Ni<sup>+2</sup>'de metal

biyoakümülyasyonu oldukça yüksek olmuştur (3,0 mg/L'de %98). Cr<sup>+3</sup> numuneleri ise akümülyasyonun en düşük olduğu numunelerdendir (3,0 mg/L'de %86 ve 1,25 mg/L'de %75). *Pistia stratiotes* bitkisinin yüksek miktarlarda Ni biriktirdiği ve yüksek rizofiltrasyon kapasitesine sahip olduğu Leblebici vd. (2019) tarafından da bildirilmiştir.

Cr<sup>+3</sup> için yüksek, Ni<sup>+2</sup> için ise düşük konsantrasyon değerlerinde bitki kuru ağırlıkları yüksektir. Buna karşın Nikelin en yüksek konsantrasyonu, bitki kuru ağırlığının en düşük olduğu numunedir (0,85 g). Hadad vd., (2007), Nikel'i *Pistia stratiotes* için en toksik metal olarak nitelendirmiştir. Yüksek nikel değerlerinde bitki gelişimi olumsuz etkilenmiş ve bitki ağırlık kaybetmiştir. Deney sonucunda elde ettiğimiz sonuçlar Hadad vd. (2007),'nin bulguları ile uyumludur.

Çalışmalar sonucunda klorofil (Kla, Klb, Kltoplam) değerleri için ulaşılan sonuçlar ise Çizelge 7.3'de karşılaştırmalı olarak verilmiştir.

**Çizelge 7.3.** Hasatta *Pistia stratiotes*'e ait klorofil değerleri

<b>Metal Kons.</b>	<b>Kla</b>	<b>Klb</b>	<b>Kltoplam</b>	
<b>Ni<sup>+2</sup></b>	<b>5 mg/L</b>	0,415±0,069	0,305±0,067	0,720±0,137
	<b>3 mg/L</b>	1,014±0,218	0,638±0,151	1,651±0,368
	<b>1,25 mg/L</b>	1,308±0,071	0,652±0,025	1,960±0,046
	<b>0,75 mg/L</b>	1,589±0,263	0,660±0,119	2,249±0,144
<b>Cr<sup>+3</sup></b>	<b>5 mg/L</b>	0,704±0,062	0,419±0,056	1,122±0,118
	<b>3 mg/L</b>	1,439±0,072	0,778±0,036	2,217±0,081
	<b>1,25 mg/L</b>	1,677±0,139	1,103±0,152	2,779±0,013
<b>GA karışımı</b>	1,101±0,108	0,228±0,000	1,328±0,109	
<b>Kontrol seti</b>	1,693±0,122	1,514±0,040	3,207±0,153	

Çizelge 7.3'e göre tekli çalışmalardaki Ni<sup>+2</sup> ve Cr<sup>+3</sup> numunelerinin düşük konsantrasyonları tüm klorofil değerlerinde daha yüksek bir değere sahipken, konsantrasyonlar arttıkça tüm klorofil değerlerinde azalma görülmüştür. Çoklu çalışma sonuçları ise; özellikle klorofil b değerinde oldukça düşüktür. Gerçek atıksu karışımında metallerin bir araya geldiğinde oluşturduğu etki, bitkinin klorofil sentezini daha olumsuz etkilemiştir.

Yapılan hesaplamalar sonucunda yüksek konsantrasyonların bitki gelişimini olumsuz etkilediği, tekli çalışmaların gerçek atıksu karışımına göre daha başarılı olduğu ve kullanılan metal ve konsantrasyonun arıtım verimini etkilediği görülmüştür.

Bu çalışmada, *Pistia stratiotes* uzun çalışma süresi boyunca metal konsantrasyonlarına direnç göstererek iyi bir metal giderim kapasitesi sağlamıştır. Bundan sonra yapılacak çalışmalarda birkaç makrofit türü kullanılarak karşılaştırmalı analizler yapılabilir ve çalışma süresi daha kısa tutularak bitki daha canlı bir formdayken deney sonlandırılabilir.

Çalışma sonuçları düşük konsantrasyonda Nikel ve Krom içeren evsel ya da endüstriyel atıksuların fitoremediasyon ile arıtımında *Pistia stratiotes* bitkisinin etkili bir şekilde kullanılabileceğini göstermiştir. Böylece çevreye zarar vermeden ve herhangi bir kimyasal kullanmadan düşük maliyetle bu tarz atıksular başarılı bir şekilde arıtılıp alıcı ortama deşarj edilebilir.



## 8. KAYNAKLAR

- Alacabey, İ., Çelebi – Zorer, Ş.** (2020). Dallı darı (*Panicum virgatum*)’nın kurşun, kadmiyum, krom toleransı ve akümülyasyon potansiyelinin belirlenmesi. *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 10(3), 2199 – 2206 s.
- Ali, S., Abbas, Z., Rizwan, M., Zaheer, I. E., Yavaş, İ., Ünay, A., Kalderis, D.** (2020). Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: A review. *Sustainability*, 12(5), 1927-33 s.
- Ansari, A. A., Naeem, M., Gill, S. S., AlZuaibr, F. M.** (2020). Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 6 s.
- Antonious, G.F.** (2016). Distribution of seven heavy metals among hot pepper plant parts. *Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 51(5): 309 – 315 s.
- Arnon D.E.** (1949). Copper enzyme in isolated chloroplast. Polyphenol Oxidase in Beta Vulgaris, *Plant Physiol* 24: 1 – 15 s.
- Artan, O., R., Keskinan, O.** (2008). Kadmiyum içeren atık suların ileri arıtımında su mercimeği (*Lemna minor*) bitkisinin kullanılması. *Çukurova Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, 80 s, Adana.
- Aurangzeb, N., Nisa, S., Bibi, Y., Javed, F., Hussain, F.** (2014). Phytoremediation potential of aquatic herbs from steel foundry effluent. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(4), 881 – 886 s.
- Ay, İ.** (2019). Ağır Metal Şelasyonunda Fitoremediasyon Tekniği ve Uygulamada Etkili Makrofitler. *Mediterranean Fisheries and Aquaculture Research*, 2(3), 77 – 82 s.
- Aybar, M., Bilgin, A., Sağlam, B.** (2015). Fitoremediasyon yöntemi ile topraktaki ağır metallerin giderimi. *Doğal Afetler ve Çevre Dergisi*, 1(1-2), 59 – 65 s.
- Berti, W. R., Cunningham, S. D.** (2000). Phytostabilization of Metals, *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-up the Environment*’in içinde, (Raskin I., Ensley B.D., Ed.), New York, Wiley, .71 - 88 s.
- Bhargava, A., Carmona, F. F., Bhargava, M., Srivastava, S.** (2012). Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals, *Journal of Environmental Management*, 105, 103 – 120 s.

- Boopathy, R.** (2000). Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource technology*, 74(1), 63 – 67 s.
- Buta, E., Török, A., Zongo, B., Cantor, M., Buta, M., Majdik, C., Árpád, C. S. O. G.** (2014). Comparative studies of the phytoextraction capacity of five aquatic plants in heavy metal contaminated water. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 42(1), 173 – 179 s.
- Carolyn, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., Naushad, M.** (2017). Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 5, 2782 – 2799 s.
- Cempel, M., Nikel, G.** (2006). Nickel: a review of its sources and environmental toxicology, *Polish Journal of Environmental Stud.*, 15(3) 375 – 382 s.
- Chen, T. Y., Kao, C. M., Yeh, T. Y., Chien, H. Y., Chao, A. C.** (2006). Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: a pilot-scale study, *Chemosphere* 64: 497 – 502 s.
- Çetin, S.** (2004). Düşük Maliyetli Bir Sorbent Olan Uçucu Kül ile Sulu Çözeltilerden Ağır Metal Sorpsiyonu, *Selçuk Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, 64 s, Konya.
- Das, S., Goswami, S., Talukdar, A. D.** (2014). A study on cadmium phytoextraction potential of water lettuce, *Pistia stratiotes*. *Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology*, 92(2), 169 – 174 s.
- Deniz, C.** (2010). Ağır metal ve renk içeren atıksuların gideriminin adsorpsiyon/biyosorpsiyon yöntemleriyle araştırılması. *Cumhuriyet Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, Sivas.
- Dereli, E. M., Ertürk, A., Çakmakçı, M.** (2017). Yüzeysel sularda ağır metallerin etkileri ve ötrofikasyon ile ilişkisi. *Turkish Journal of Aquatic Sciences*, 32(4), 214 – 231 s.
- Dhir, B., Sharmila, P., Saradhi, P. P., Sharma, S., Kumar, R., Mehta, D.** (2011). Heavy metal induced physiological alterations in *Salvinia natans*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(6), 1678 – 1684 s.
- Dhir, B., Srivastava, S.** (2011). Heavy metal removal from a multi-metal solution and wastewater by *Salvinia natans*. *Ecological Engineering*, 37(6), 893 – 896 s.

- Dhir, B., Srivastava, S.** (2013). Heavy metal tolerance in metal hyperaccumulator plant, *Salvinia natans*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 90(6), 720 – 724 s.
- Di Luca, G. A., Hadad, H. R., Mufarrege, M. M., Maine, M. A., Sanchez, G. C.** (2014). Improvement of cr phytoremediation by *Pistia stratiotes* in presence of nutrients. International Journal of Phytoremediation, 16: 167 – 178 s
- Dikmen Usta A.** (2008). Atık sularından ağır metallerin giderilmesinde doğal zeolitlerin kullanılması: klinoptilolitin çinko, kurşun ve kadmiyum için iyon değişim kapasitesi. *Gazi Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, Ankara.
- Dindar, E., Şağban, F. O. T., Başkaya, H. S.** (2010). Kirlenmiş toprakların biyoremediasyon ile ıslahı, Uludağ University Journal of the Faculty of Engineering, 15-2, 123-137 s.
- Doni, S., Macci, C., Peruzzi, E., Iannelli, R. Masciandaro, G.** (2015). Heavy metal distribution in a sediment phytoremediation system at pilot scale. Ecological Engineering, 81, 146 – 157 s.
- EPA,** (1995). Contaminants and Remedial Options at Select Metals-Contaminated Sites, EPA/540/R-95/512, 6 s.
- EPA,** (2000). Environmental Protection Agency, Introduction of Phytoremediation, EPA/600/R-99 - 107, Cincinnati, Ohio, U.S.A2000: 72 s.
- Espinoza-Quinones, F. R., Da Silva, E. A., De Almeida Rizzutto, M., Palácio, S. M., Módenes, A. N., Szymanski, N., Kroumov, A. D.** (2008). Chromium ions phytoaccumulation by three floating aquatic macrophytes from a nutrient medium. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 24(12), 3063 - 3070 s.
- Favas, P. J. C., Pratas, J., Varun, M., D'Souza, R., Paul, M. S.** (2014). Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: Potential of Native Flora, Environmental Risk Assessment of Soil Contamination, Editör: Hernandez Soriano M.C. InTech Press, 485 - 517 s.
- Favas, P. J. C., Pratas, J., Rodrigues, N., D'Souza, R., Varun, M., Paul, M. S.** (2018). Metal(loid) accumulation in aquatic plants of a mining area: Potential for water quality biomonitoring and biogeochemical prospecting. Chemosphere 194, 158 – 170 s.

- Gabor, T. S., North, A. K., Ross, L. C. M., Murkin H. R., Anderson J. S., Turner M. A.** (2001). Beyond the Pipe: The Importance of Wetlands and Upland Conservation Practises in Watershed Management: Function and Values for Water Quality and Quantity, Ducks Unlimited Canada; 52 s.
- Galal, T. M., Eid, E. M., Dakhil, M. A., Hassan, L. M.** (2018). Bioaccumulation and rhizofiltration potential of *Pistia stratiotes* for mitigating water pollution in the Egyptian wetlands. International Journal of Phytoremediation, 20(5), 440-447 s.
- Galal, T. M., Farahat, E. A.** (2015). The invasive macrophyte *Pistia stratiotes* as a bioindicator for water pollution in Lake Lariut, Egypt. Environmental Monitoring and Assessment, 187(11), 701 s.
- Ghosh, M., Singh, S.P.** (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by-products. Applied Ecology and Environmental Research 3(1): 1 - 18 s.
- Gonzales-Gustavson, E., Rusiñol, M., Medema, G., Calvo, M., Girones, R.** (2019). Quantitative risk assessment of norovirus and adenovirus for the use of reclaimed water to irrigate lettuce in Catalonia. Water research, 153, 91 – 99 s.
- Gupta, R. R., Gupta, A. (Eds.)**. (2012). Magnetic Properties of Paramagnetic Compounds. Springer.
- Güneş, A., Kumar, R., Pek, T., Yüksel, M., ve Kabay, N.** (2017). Yapay sulak alanlarda atık su rehabilitasyonunda kullanılan *Salvinia natans* ve *Lemna minor* bitki türlerinin su kalitesine olan etkileri. Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi, 2. Uluslararası Su ve Sağlık Kongresi; 74(Ek:1): 79 – 86 s.
- Hadad, H. R., Maine, M. A., Natale, G. S., Bonetto, C.** (2007). The effect of nutrient addition on metal tolerance in *Salvinia herzogii*. Ecological Engineering, 31 (2), 122 - 131 s.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A. B., Cansaran-Duman, D., Aras, S.** (2012). Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları. Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi; 69(4): 235 - 253 s.
- Henry-Silva, G. G., Camargo, A. F., Pezzato, M. M.** (2008). Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. Hydrobiologia, 610(1), 153 – 160 s.

- Hua, J., Zhang, C., Yin, Y., Chen, R., Wang, X.** (2012). Phytoremediation potential of three aquatic macrophytes in manganese-contaminated water. *Water and Environment Journal*, 26(3), 335 – 342 s.
- Jha, V. N., Tripathi, R. M., Sethy, N. K., Sahoo, S. K.** (2016). Uptake of uranium by aquatic plants growing in fresh water ecosystem around uranium mill tailings pond at jaduguda India. *Science of the Total Environment*, 539, 175 – 184 s.
- Jiang, C., Chen, H., Zhang, Y., Feng, H., Shehzad, M. A., Wang, Y., Xu, T.** (2018). Complexation electrodialysis as a general method to simultaneously treat wastewaters with metal and organic matter. *Chemical Engineering Journal* 348, 952 – 959 s.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A., Timur, S.** (2003). Metallerin çevresel etkileri I, *Metaller Dergisi*, 136: 47 - 53 s.
- Kaya, Y.** (2019). Sincan Organize Sanayi Bölgesi çevresinde ağır metaller ile kontamine olmuş ekosistemlerin fitoremediasyonunda doğal bitkilerin kullanılma potansiyelinin araştırılması. *Ankara Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, 67+ix s, Ankara.
- Korkmaz, N.** (2017). Atık sulardan ağır metal iyonlarını uzaklaştırmak için modifiye edilmiş mantar-kriyojel kompozit adsorbentlerinin sentezi ve karakterizasyonu. *Gazi Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, 73+xiii s, Ankara.
- Kurniawan, T. A, Chan, Y. S., Lo, W. H., Babel, S.** (2006). Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering Journal*, 118 (1-2): 83 - 98 s.
- Lakra, C. K., Lal, B., Banerjee, T. K.** (2017). Decontamination of coal mine effluent generated at the rajrappa coal mine using phytoremediation technology. *International Journal of Phytoremediation Vol:19, No: 6*, 530 – 536 s.
- Leblebici, Z., Aksoy, A.** (2011). Growth and lead accumulation capacity of *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza* (Lemnaceae): interactions with nutrient enrichment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 214(1-4), 175 – 184 s.
- Leblebici, Z., Dalmiş, E., Andeden, E. E.** (2019). Determination of the potential of *Pistia stratiotes* in removing nickel from the environment by utilizing its rhizofiltration capacity. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 62s.

- Lu, Q., He, Z. L., Graetz, D. A., Stoffella, P. J., Yang, X.** (2010). Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes*). *Environment Science and Pollution Research* 17: 84 – 96 s.
- Lu, Q., He, Z. L., Graetz, D. A., Stoffella, P. J., Yang, X.** (2011). Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes*). *Environmental Science and Pollution Research*, 18(6), 978 – 986 s.
- Maine, M. A., Duarte, M. V., Suñé, N. L.** (2001). Cadmium uptake by floating macrophytes. *Water Research*, 35(11), 2629 – 2634 s.
- Maine, M. A., Hadad, H. R., Sánchez, G., Caffaratti, S., Pedro, M. D. C.** (2016). Kinetics of Cr (III) and Cr (VI) removal from water by two floating macrophytes. *International Journal of Phytoremediation*, 18(3), 261 – 268 s.
- Maine, M. A., Suñé, N. L., Lagger, S. C.** (2004). Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. *Water Research*, 38(6), 1494 – 1501 s.
- Manios, T., Stentiford, E. I., Millner, P. A.** (2003). The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferous water. *Ecological Engineering*, 20(1), 65 – 74 s.
- Marbaniang, D., Chaturvedi, S. S.** (2014). Aquatic Macrophytes as a Tool for Phytoremediation of Heavy Metals. *Biology, Biotechnology and Sustainable Development*, Research India Publications, New Delhi, India, 62 – 85 s.
- Memon, A. R., Schröder, P.** (2009). Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 16: 162 - 175 s.
- Miçilloğlu S.** (2010). *Lactuca sativa* bitkisi kullanılarak bor konsantrasyonu yüksek suların arıtılabilirliğinin araştırılması. *Çukurova Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, 97 s, Adana.
- Miretzky, P., Saralegui, A., Cirelli, A. F.** (2004). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals. *Chemosphere*, 57, 997 – 1005 s.
- Mishra, V. K., Tripathi, B. D.** (2008). Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*, 99(15), 7091 – 7097 s.

- Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., Maine, M. A.** (2010). Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and Phosphorous. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 58(1), 53 – 61 s.
- Mustafa, H. M., Hayder, G.** (2020). Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. Ain Shams Engineering Journal, 11 s.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., Sreekanth, T. V. M.** (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. Environmental Chemistry Letters, 8: 199 – 216 s.
- Nassouhi, D., Ergönül, M. B., Fikirdeşici, Ş., Karacakaya, P., Atasagun, S.** (2018). Ağır metal kirliliğinin biyoremediasyonunda sucul makrofitlerin kullanımı. Süleyman Demirel Üniversitesi, Eğirdir Su Ürünleri Fakültesi Dergisi, 14(2), 148 – 165 s.
- Newman, L. A., Reynolds, C. M.** (2004), Phytodegradation of organic compounds, Current Opinion in Biotechnology, 15, 225 – 230 s.
- Nyquist, J., Greger, M.** (2007). Uptake of Zn, Cu, and Cd in metal loaded *Elodea canadensis*. Environmental and Experimental Botany, 60(2), 219 – 226 s.
- Odjegba, V. J., Fasidi, I. O.** (2004). Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation. Ecotoxicology, 13(7), 637 – 646 s.
- Othman, R., Ramya, R., Baharuddin, Z. M., Hashim, K. S. H. Y., Yaman, M.** (2015). Response of *Lemna minor* and *Salvinia natans* as phyto-remediation agents towards Fe, Cu and Zn toxicities via in vivo model system. Jurnal Teknologi, 77(30) s.
- Otmanbölük, E.** (2017). Doğal adsorban volkanik tüf (Aksaray/selime) ile sulardan ağır metal gideriminin incelenmesi. Aksaray Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi), 95 s, Aksaray.
- Öztürk, M.** (2018). Sulama sularındaki arseniğin yonca (*Medicago sativa*) ve fiğ (*Vicia sativa*) bitkileri ile toprakta birikimi ve bitki gelişimine etkisi. Cumhuriyet Üniversitesi (Doktora Tezi), 144 + xx s, Sivas.
- Padmavathiamma, P. K., Loretta, Y. L.** (2007). Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. Water Air Soil Pollution, 184: 105 - 126 s.

- Prasad, M. N. V.** (2011). A State of the Art Report on Bioremediation. Its Applications to Contaminated Sites in India, Dept. Of Plant Sciences, *University of Hyderabad*, Hyderabad, 11 - 23 s.
- Rand, G. M. (Ed.)**. (1995). Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment. CRC press ISBN 1-56032-091-5, 494 - 495 s.
- Raskin, I., Smith, R. D., Salt, D. E.** (1997). Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, 8(2), 221 – 226 s.
- Razak, A. S. B. A., Bin Ab Wahid, Z., Bin Zakaria, I., Said, M. I. B. M.** (2013). Treatment of industrial wastewater at gebeng area using *Eichornia crassipes* (Water Hyacinth), *Pistia stratiotes* (Water Lettuce) and *Salvinia molesta* (Giant Salvinia). *Advances in Environmental Biology*, 7(12 S2), 3802 – 3808 s.
- Rether, A.** (2002). Entwicklung und charakterisierung wasserlöslicher benzoylthioharnstoff funktionalisierter polymere zur selektiven abtrennung von schwermetallionen aus abwässern und prozesslösungen. Doktora Tezi, *Münih Teknik Üniveristesi*, München, Almanya.
- Rezania, S., Taib, S. B., Din, M. F. M., Dahalan, F. A., Kamyab, H.** (2016). Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of Hazardous Materials* 318: 587 – 599 s.
- Rizzi, L., Petruzzelli, G., Poggio, G., Vigna Guidi, G.** (2004). Soil physical changes and plant vailability of Zn and Pb in a treatability test of phytostabilization. *Chemosphere*, 57, 1039 – 1046 s.
- Robles-Pliego, M., Olguín, E. J., Hernández-Landa, J., González-Portela, R. E., Sánchez-Galván, G., Cuervo-López, F.** (2015). Dual purpose system for water treatment from a polluted river and the production of *Pistia stratiotes* biomass within a biorefinery. *Clean–Soil, Air, Water*, 43(11), 1514 – 1521 s.
- Shah, A. B., Rai, U. N., Singh, R. P.** (2015). Correlations between some hazardous inorganic pollutants in the gomti river and their accumulation in selected macrophytes under aquatic ecosystem. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94(6), 783 – 790 s.



- Sharma, G., Zaidi, J., Pal, A.** (2014). Remediation of heavy metals through aquatic macrophytes from water bodies of bundelkhand region of uttar pradesh. *Journal of Ecophysiology and Occupational Health*, 14(3-4), 189 – 196 s.
- Shuvaeva, O. V., Belchenko, L. A., Romanova, T. E.** (2013). Studies on Cadmium accumulation by some selected floating macrophytes. *International Journal of Phytoremediation*, 15(10), 979 – 990 s.
- Singh, D., Tiwari, A., Gupta, R.** (2012). Phytoremediation of lead from wastewater using aquatic plants. *J Agric Technol*, 8(1), 1 – 11 s.
- Singh, M. M., Rai, P.K.** (2016). A microcosm investigation of Fe (iron) removal using macrophytes of ramsar lake: a phytoremediation approach. *International Journal of Phytoremediation*, Vol:18, No:12, 1231 – 1236 s.
- Singh, S. N., Tripathi, R. D., (Ed.)** (2007). *Environmental Bioremediation Technologies*. Springer Science & Business Media, Greenway, M., The Role of Macrophytes in Nutrient Removal Using Constructed Wetlands, 331 - 351 s.
- Sinha, S., Saxena, R., Singh, S.** (2005). Chromium induced lipid peroxidation in the plants of *Pistia stratiotes* L.: role of antioxidants and antioxidant enzymes, *Chemosphere*, 58: 595-604 s.
- Smith, K. E., Schwab, A. P., Banks, M. K.** (2007). Phytoremediation of polychlorinated biphenyl (pcb)-contaminated sediment: a greenhouse feasibility study. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 239 – 244 s.
- Sooknah, R. D., Wilkie, A. C.** (2004). Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering*, 22(1), 27 – 42 s.
- Söğüt, Z., Zaimoğlu, Z., Erdoğan, R. K., Doğan, S.** (2004). Su kalitesinin arttırılmasında bitki kullanımı (yeşil ıslah - phytoremediation). *Çukurova Üniversitesi, Adana*.
- Sune, N., Sánchez, G., Caffaratti, S., Maine, M. A.** (2007). Cadmium and Chromium removal kinetics from solution by two aquatic macrophytes. *Environmental Pollution*, 145(2), 467 – 473 s.
- Şener, Ş.** (2010). Çevre için Jeoloji; Ağır Metallerin Çevresel Etkileri. *SDUGEO*, 1(3): 3335 s.

- Tabinda, A. B., Irfan, R., Yasar, A., Iqbal, A., Mahmood, A.** (2020). Phytoremediation potential of *P. stratiotes* and *E. crassipes* to remove chromium and copper. *Environmental Technology*, 41(12), 1514 – 1519 s.
- Thieman, W. J., Palladino, M. A.** (2013). Introduction to Biotechnology, (Çeviri: Bayraç, T., A., ve Yıldırım, A., Bölüm 9: Biyoremediyasyon., Tekeoğlu, M., (Ed.) *Biyoteknolojiye Giriş* , 209 – 233s.
- URL-1** <<https://www.bescamo.com/koagulasyon-flokulasyon/>>, Erişim Tarihi: 10.02.2020.
- URL-2** <<https://www.nkfu.com/yuzdurme-yontemi-ile-ayirma-nedir/>>, Erişim Tarihi: 10.02.2020.
- URL-3** <<http://www.teknikaritma.com.tr/tr/default.asp?rsm=121118000000>>, Erişim Tarihi: 10.02.2020.
- URL-4** <<http://www.uni-ecoaula.eu/index.php/tr/2-uncategorised/817-4-2-bioremediation-technologies-3?showall=1>>, Erişim Tarihi: 19.07.2020.
- Uysal, Y., Taner, F.** (2009). Effect of pH, temperature, and lead concentration on the bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. *International Journal of Phytoremediation*, 11(7), 591 – 608 s.
- Uysal, Y., Zeren, O.** (2004). Removal efficiencies of nutrients from wastewater treated with duckweed (*Lemna minor*). *Fresenius Environmental Bulletin*, 13(10), 1016 – 1019 s.
- Uzun, P.** (2013). Yüzey aktif maddeler ile modifiye edilen klinoptilolit atık sulardan heksavalent krom gideriminde kullanımı. *İstanbul Teknik Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, 75 s, İstanbul.
- Valipour, A., Ahn, Y. H.** (2016). Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 180 – 197 s.
- Vesely, T., Tlustoš, P., Száková, J.** (2011). The use of water lettuce (*Pistia stratiotes*) for rhizofiltration of a highly polluted solution by cadmium and lead. *International Journal of Phytoremediation*, 13(9), 859 – 872 s.
- Victor, K. K., Ladji, M., Adjiri, A. O., Cyrille, Y. D. A., Sanogo, T. A.** (2016). Bioaccumulation of heavy metals from wastewaters (Pb, Zn, Cd, Cu and Cr) in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*). *International Journal of ChemTech Research*, 9(2), 189 – 195.

- Vidal, C. F., Oliveira, J. A., da Silva, A. A., Ribeiro, C., Farnese, F. D. S.** (2019). Phytoremediation of arsenite-contaminated environments: Is *Pistia stratiotes* a useful tool. *Ecological Indicators* 104, 794 – 801 s.
- Volf, I., Rakoto, N. G., Bulgariu, L.** (2015). Valorization of pistia stratiotes biomass as biosorbent for lead (II) ions removal from aqueous media. *Separation Science and Technology*, 50(10), 1577 – 1586 s.
- Vymazal, J.** (2016). Concentration is not enough to evaluate accumulation of heavy metals and nutrients in plants. *Science of the Total Environment*, 544, 495 – 498 s.
- Yadav, K. K., Gupta, N., Kumar, A., Reece, L. M., Singh, N., Rezaei, S., Khan, S. A.** (2018). Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. *Ecological Engineering* 120, 274 – 298 s.
- Zhang, T., Lu, Q., Su, C., Yang, Y., Hu, D., Xu, Q.** (2017). Mercury induced oxidative stress, DNA damage, and activation of antioxidative system and Hsp70 induction in duckweed (*Lemna minor*). *Ecotoxicology and Environment Safety* 143, 46 – 56 s.
- Xiao, Z. H., Zhang, R., Chen, X. Y., Li, X. L., Zhou, T. F.** (2012). Magnetically recoverable ni carbon nanocomposites: solid-state synthesis and the application as excellent adsorbents for heavy metal ions. *Applied Surface Science*, 263: 795 - 803 s.
- Yalçın, E.** (2012). Sulardan ağır metal giderimi için nanofibriler filtrelerin hazırlanması ve karakterizasyonu. *Hacettepe Üniversitesi (Yüksek Lisans Tezi)*, 88 s, Ankara.
- Zayed, A., Gowthaman, S., Terry, N.** (1998). Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I.Duckweed. *Journal of Environmental Quality*, 27(3),715 – 721 s.
- Zengin Şapçı, Z.** (2008). Sucul ortamlarda doğal giderim yöntemleri ile metallerdeki değişikliğin araştırılması. *Yıldız Teknik Üniversitesi (Doktora Tezi)*, 208 s, İstanbul.

## ÖZGEÇMİŞ

### Kişisel Bilgiler

**Adı Soyadı** : Nur Sena EYCEYURT DİVARCI

**Doğum Yeri - Tarihi:** Sivas – 29/08/1992

**Medeni Durum** : Evli

**İletişim Adresi** : Yenişehir Mah. 3. Sokak Ergenekon Apt.

Kat:3 Daire:15 Sivas/Merkez

**Tel** : (534) 831 3148

**E-posta** : n.eyceyurt@gmail.com

### Eğitim Bilgileri

**Yüksek Lisans** Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı (2016–2020)

**Lisans** Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Çevre Mühendisliği (2010–2014)

**Lise** Sivas Halil Rıfat Paşa Lisesi (2006–2010)

### İş Deneyimi

2019 – Devam Ediyor İğdır Çevre Danışmanlık Ltd. Şti., İğdır

Çevre Mühendisi / Çevre Görevlisi

Nisan 2016 – Şubat 2017 Seta Çevre Danışmanlık Ltd. Şti., Sivas

Çevre Mühendisi / Çevre Görevlisi

Ekim 2015 – Şubat 2016 Tüdemsaş, Sivas Taşeron Şirket Firma Yetkilisi

(Ekovar Atık Depolama Ltd. Şti.)

Çevre Mühendisi / Çevre Görevlisi



## **Yayınlar**

Şentürk İ. , Eyceyurt N. S., (2018). Sucul Akımlardan Toksik Metallerin Giderimi İçin Bitkilerin Kullanımı, Uluslararası Tarım, Çevre ve Sağlık Kongresi, Aydın, Türkiye, 26 - 28 Ekim 2018, 1929-1942.

## **Projeler**

“Serbest Yüzen Sucul Bitkilerle Ağır Metal İçeren Endüstriyel Atıksuların Arıtım Potansiyelinin Değerlendirilmesi”, Proje No: M-726, CÜBAP, Araştırmacı, (2018-2020).

