

**T.C.  
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ  
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**



**KÜMES HAYVANLARI KESİMHANE ATIKSULARINDA BAZI  
KRİTİK HAMMADDELERİN KÖKLÜ BİR BİTKİ İLE ALIMININ  
ARAŞTIRILMASI**

**Aslıhan ARSLAN**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**DANIŞMAN  
Doç. Dr. Murat TOPAL**

**TUNCELİ-2020**

**T.C.  
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ  
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**

**KÜMES HAYVANLARI KESİMHANE ATIKSULARINDA BAZI  
KRİTİK HAMMADDELERİN KÖKLÜ BİR BİTKİ İLE ALIMININ  
ARAŞTIRILMASI**

**Aslıhan ARSLAN  
(190040001)**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**DANIŞMAN  
Doç. Dr. Murat TOPAL**

**TUNCELİ-2020**

**T.C.**  
**MUNZUR ÜNİVERSİTESİ**  
**LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ**

**KÜMES HAYVANLARI KESİMHANE ATIKSULARINDA**  
**BAZI KRİTİK HAMMADDELERİN KÖKLÜ BİR BİTKİ İLE ALIMININ**  
**ARAŞTIRILMASI**

**Aslıhan ARSLAN**  
**YÜKSEK LİSANS TEZİ**  
**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Bu tez 25/11/2020 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

Doç. Dr. Murat TOPAL  
(Munzur Üniversitesi)

Doç. Dr. Gökhan Önder ERGÜVEN  
(Munzur Üniversitesi)

Dr. Öğr. Üyesi Erdal ÖBEK  
(Fırat Üniversitesi)

**DANIŞMAN**

**ÜYE**

**ÜYE**

Bu tez, Enstitümüz Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda hazırlanmıştır.

Prof. Dr. Olcay KAPLAN İNCE  
Enstitü Müdürü

**NOT:** Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı "Fikir ve Sanat Eserleri Kanunu"ndaki hükümlere tabidir.

## ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Bu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ilke ve kurallara uygun davrandığımı; bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi ve hiçbir şekilde “intihal içermediğini” beyan ederim. Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Aslıhan ARSLAN

Danışman  
Doç. Dr. Murat TOPAL

## TEŞEKKÜR

Tez alıőması konunun seçilmesinde, yurütulmesinde ve sonuçlandırılmasında her zaman ilgi ve desteğini veren, anlayıő ve sabır gosteren, değerli öneri ve eleőtirileriyle beni yonlendiren Danışman Hocam Sayın Doç. Dr. Murat TOPAL'a ve her zaman bana destek olan canım aileme teşekkür ederim.

**Aslıhan ARSLAN**  
**TUNCELİ- 2020**



## İÇİNDEKİLER

<b>ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BELGESİ.....</b>	<b>I</b>
<b>TEŞEKKÜR.....</b>	<b>II</b>
<b>İÇİNDEKİLER.....</b>	<b>III</b>
<b>ŞEKİLLER LİSTESİ.....</b>	<b>V</b>
<b>TABLOLAR LİSTESİ.....</b>	<b>VI</b>
<b>KISALTMALAR LİSTESİ.....</b>	<b>VII</b>
<b>ÖZET.....</b>	<b>VIII</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>IX</b>
<b>1. GİRİŞ.....</b>	<b>1</b>
1.1. Kritiklik ve Kritik Hammaddeler.....	2
1.1.1. Kritiklik.....	2
1.1.2. Kritik hammaddeler.....	3
1.1.2.1. Antimon.....	4
1.1.2.2. Vanadyum.....	5
1.1.2.3. Kobalt.....	5
1.1.2.4. Lantan.....	6
1.2. Kritik Hammaddelerin İleri Teknolojilerdeki Önemi.....	7
1.3. Kritik Hammaddelerin Çevresel Etkileri.....	8
1.4. Avrupa Birliği Standartları ve Düzenlemeler.....	10
1.5. Kümes Hayvanları.....	13
1.6. Fitoremediasyon.....	14
1.6.1. Fitoekstraksiyon.....	15
1.6.2. Fitostabilizasyon.....	15
1.6.1. Fitodegradasyon.....	16
1.6.1. Fitovolatilizasyon.....	16
1.6.1. Rizodegradasyon.....	16
1.6.1. Rizofiltrasyon.....	16
1.7. Fitoremediasyon Teknolojisinin Avantajları ve Dezavantajları.....	17
1.7.1. Fitoremediasyon teknolojisinin avantajları.....	17
1.7.2. Fitoremediasyon teknolojisinin dezavantajları.....	17
<b>2. MATERYAL VE METOT.....</b>	<b>18</b>
2.1. Çalışma Alanı.....	18
2.1. Örnekleme ve Analiz.....	18
2.3. Biyokonsantrasyon ve Translokasyon Faktörleri.....	19
2.4. İstatistiksel Analiz.....	20
<b>3. BULGULAR VE TARTIŞMA.....</b>	<b>21</b>
3.1. Atıksuda Kritik Hammadde Konsantrasyonları.....	21
3.2. Sedimentte Kritik Hammadde Konsantrasyonları.....	22
3.3. <i>Phragmites australis</i> Bitkisinde Kritik Hammadde Konsantrasyonları.....	23
3.3.1. Vanadyum (V).....	23
3.3.2. Antimon (Sb).....	24
3.3.3. Kobalt (Co).....	25
3.3.4. Lantan (La).....	27
3.4. <i>Phragmites australis</i> Organlarında Kritik Hammadde Konsantrasyonları.....	28
3.4.1. <i>Phragmites australis</i> köklerinde kritik hammadde konsantrasyonları.....	28
3.4.2. <i>Phragmites australis</i> gövdesinde kritik hammadde konsantrasyonları.....	29
3.4.3. <i>Phragmites australis</i> yapraklarında kritik hammadde konsantrasyonları.....	30

3.5. Biyokonsantrasyon ve Translokasyon Faktörleri.....	31
3.6. <i>Phragmites australis</i> Bitkisinde Kritik Hammaddelerin İstatistiksel İlişkisi.....	34
<b>4. SONUÇ VE VE ÖNERİLER.....</b>	<b>35</b>
<b>5. KAYNAKLAR.....</b>	<b>37</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ</b>	



## ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.1. Kritik hammadelerin kaynakları, taşınımı ve çevresel etkileri.....	9
Şekil 1.2. Avrupa birliği standartları ve düzenlemeler.....	11
Şekil 2.1. Çalışma alanı.....	18
Şekil 2.2. <i>Phragmites</i> bitkileri.....	19
Şekil 3.1. Atıksularda tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları.....	21
Şekil 3.2. Sedimentte tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları.....	22
Şekil 3.3. <i>Phragmites australis</i> bitkisinde vanadyum konsantrasyonları.....	23
Şekil 3.4. <i>Phragmites australis</i> bitkisinde antimon konsantrasyonları.....	25
Şekil 3.5. <i>Phragmites australis</i> bitkisinde kobalt konsantrasyonları.....	26
Şekil 3.6. <i>Phragmites australis</i> bitkisinde lantan konsantrasyonları.....	27
Şekil 3.7. <i>Phragmites australis</i> köklerinde kritik hammadde konsantrasyonları.....	28
Şekil 3.8. <i>Phragmites australis</i> gövdelerinde kritik hammadde konsantrasyonları.....	29
Şekil 3.9. <i>Phragmites australis</i> köklerinde kritik hammadde konsantrasyonları.....	30
Şekil 3.10. <i>Phragmites australis</i> bitkisinde toplam kritik hammadde konsantrasyonları.....	31

## TABLÖLAR LİSTESİ

<b>Tablo 1.1.</b> Kritik hammaddeler .....	4
<b>Tablo 3.1.</b> <i>Phragmites australis</i> için biyokonsantrasyon faktör değerleri.....	32
<b>Tablo 3.2.</b> <i>Phragmites australis</i> için translokasyon faktör değerleri.....	33
<b>Tablo 3.3.</b> <i>Phragmites australis</i> 'te kritik hammaddeler arasındaki istatistiksel ilişki.....	34



## KISALTMALAR LİSTESİ

<b>BCF</b>	: Biyokonsantrasyon Faktörü
<b>Co</b>	: Kobalt
<b>La</b>	: Lantan
<b>Sb</b>	: Antimon
<b>TF</b>	: Translokasyon Faktörü
<b>V</b>	: Vanadyum



## ÖZET

Bu tez çalışmasında, Elazığ ilinde bulunan kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan ve köklü bir bitki olan *Phragmites australis* bitkisinde bazı kritik hammaddelerin konsantrasyonlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaç için, kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinin kök, gövde ve yaprakları ayırt edildi ve bazı kritik hammaddelerin (V, Sb, Co, La) konsantrasyonları ICP-MS ile belirlendi. Elde edilen analiz sonuçlarına göre kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinin kritik hammaddelerden V, Co, Sb ve La'ı iyi bir şekilde akümüle ettiği belirlendi. *Phragmites australis* bitkisinin akümülyasyon kapasiteleri hesaplandığında V için 23633 kat, Co için 108000 kat, Sb için 4000 kat ve La için 197000 kat olduğu hesaplandı. *Phragmites australis* bitkisinin akümülyasyon kapasitesi incelendiğinde en yüksek akümülyasyonun La için gerçekleştiği tespit edildi. Sonuç olarak, *Phragmites australis* bitkisinin kümes hayvanları kesimhanesi atıksularında bulunan kritik hammaddeleri akümüle ettiği ve fitoremediasyon teknolojisinde kullanılabileceği belirlendi.

**Anahtar kelimeler:** Atıksu, fitoremediasyon, kümes hayvanı, kritik hammadde, *Phragmites australis*

## ABSTRACT

### **Investigation of Uptake of Some Critical Raw Materials with a Rooted Plant in Poultry Slaughterhouse Wastewater**

In this thesis study, it was aimed to determine the concentrations of some critical raw materials in *Phragmites australis*, a rooted plant exposed to poultry slaughterhouse wastewater in Elazığ city. For this purpose, roots, stems and leaves of *Phragmites australis* plant exposed to poultry slaughterhouse wastewater were separated and the concentrations of some critical raw materials (V, Sb, Co, La) were determined by ICP-MS. According to the analysis results obtained, it was determined that *Phragmites australis* plant exposed to poultry slaughterhouse wastewater accumulated V, Co, Sb and La, which are critical raw materials, well. When the accumulation capacities of *Phragmites australis* plant were calculated, it was determined that it was 23633 times for V, 108000 times for Co, 4000 times for Sb and 197000 times for La. When the accumulation capacity of *Phragmites australis* was examined, it was found that the highest accumulation was for La. As a result, it was determined that *Phragmites australis* can accumulate critical raw materials in poultry slaughterhouse wastewater and can be used in phytoremediation technology.

**Key words:** Wastewater, phytoremediation, poultry, critical raw material, *Phragmites australis*

## 1. GİRİŞ

İnsan faaliyetleri sonucunda su kullanımına bağlı olarak değişik tip ve miktarda atıksu oluşmakta ve oluşan atıksular deşarj edildikleri alıcı ortamlarda tehdit oluşturmaktadır. Atıksular içerisinde pek çok patojen, organik ve inorganik kirleticiler, antibiyotik kalıntıları, zehirli kimyasallar ve ağır metaller bulunabilmektedir. Atıksu içerisinde bulunan bu kirleticiler ekosistemlerde canlılar arasındaki dengeyi bozmaktadır. Alıcı sulara ulaşan kirleticiler sadece suda çözünmekle kalmayıp, ortam şartlarına göre sulardaki organizmalara geçmekte ve besin zincirinde birikmektedir. Dolayısıyla bir kirletici sadece suda değil, aynı zamanda o su ortamında bulunan tüm canlıların yapısına geçmektedir. Bunlar besin zinciri yoluyla bir organizmadan başka bir organizmaya ve insana kadar ulaşabilmekte ve organizmalara toksik etki yapmaktadırlar (Taylan ve Özkoç, 2007). Organik kirleticilerin aksine, inorganik kirletici olan kritik hammaddeler, konsantrasyon ya da toksisitelerini azaltan parçalanma işlemine uğramazlar (Serfor-Armah ve ark., 2001). Bu nedenle kritik hammaddeler canlılar üzerinde toksik etki yaptıkları için, su ortamlarından giderilmeleri veya konsantrasyonlarının azaltılmaları gerekmektedir. Kritik hammaddeler arasında lantan (La), vanadyum (V), tungsten (W), skandiyum (Sc), bizmut (Bi), antimon (Sb) ve bunun gibi pek çok metal sayılabilir.

Kritik hammaddelerin atıksulardan uzaklaştırılmasında farklı teknolojiler kullanılmaktadır. Bu teknolojiler arasında, kimyasal çöktürme, kimyasal oksidasyon veya redüksiyon, iyon değişimi, filtrasyon, elektrokimyasal işlemler, membran teknolojileri, ters osmoz veya evaporasyon gibi teknolojiler bulunmaktadır (Rich ve Cherry, 1987; Kratochvil ve Volesky, 1998; Kaewsarn, 2002; Veglio ve ark., 2002). Ancak, söz konusu teknolojilerin maliyetleri yüksek olduğundan daha ucuz olan ve arıtma verimi yüksek olan bitki ile arıtım yöntemleri kullanılabilir. Doğal arıtım sistemi olarak adlandırılan bitkisel sistemler (fitoremediasyon), atıksuların arıtımı için düşük maliyetli bir seçenek olarak önerilmiştir (Reddy ve Debusk 1987).

Bu çerçevede, bu tez çalışmasında, Elazığ ilinde bulunan kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan ve köklü bir bitki olan *Phragmites australis* bitkisinde bazı kritik hammaddelerin konsantrasyonları belirlenerek bu bitkinin fitoremediasyonda kullanılıp kullanılmayacağı belirlenmiştir.

## 1.1. Kritiklik ve Kritik Hammaddeler

### 1.1.1. Kritiklik

Kritik hammaddeler, belirli bir zamanda ve belirli bir ekonomik sistem içinde, bir teknoloji veya üründe belirli performans ve işlevlerin elde edilmesi için gerekli olan ve bu elementin arzının çok önemli olduğu unsurları tanımlar. Bu nedenle “kritik” terimi, orta ve uzun vadeli ekonomik ve teknolojik stratejilerin tartışılması ve küresel rekabetteki avantaj ve dezavantajları ile yakından ilgilidir (Hofmann ve ark., 2018). Metallerin kritikliği için kriterler, dünya çapında değişmekle ve ulusal taleplere bağlı olmakla birlikte, kritik metallerin nadir toprak elementleri, platin grubu elementleri ve nikel (Ni), kobalt (Co), tellür (Te), indiyum (In), galyum (Ga), molibden (Mo) ve tungsteni (W) kapsadığı üzerinde görüş birliği bulunmaktadır (Won ve ark., 2014; Hennebel ve ark., 2015).

Kritik hammaddelerin az bulunurlukları, dengesiz dağılımları ve düşük ikame edilebilirlikleri nedeniyle bu maddelere yönelik talep artmaktadır. Bu maddelerin dengesiz dağılımına örnek olarak şunlar verilebilir: dünyada kobaltın % 60'ı Kongo'dan, lityumun % 56'sı Şili'den çıkmaktadır (Zhang ve ark., 2017; Yu ve ark., 2020). Çin birkaç yıldır sürekli olarak en büyük indiyum üreticisidir (% 38) ve Kore Cumhuriyeti indiyum üretiminde (% 30) Çin'i takip etmektedir. Japonya ve Kanada % 11 oranlarında indiyum üretmektedir (Survey, 2018; Akcil ve ark., 2019). ABD, berilyum üretiminin % 90'ını ve Brezilya niyobyum üretiminin % 92'sini sağlamaktadır. Neodimyum ve disprosyum dünyada Çin'de çıkarılmaktadır (Hofmann ve ark., 2018). “AB İçin Kritik Hammaddeler Raporu” (EU, 2014) Çin'in açıkça “küresel arz açısından en etkili” olduğunu göstermiştir. Ağır nadir toprak elementlerinin % 99'u, hafif nadir toprak elementlerinin % 87'si, antimonun % 87'si bu ülkededir. Tüm bu kısıtlamalar nedeni ile zaman zaman bu maddelerin fiyatları artış göstermektedir. Örneğin, elektro mobilite ve enerji depolama için şarj edilebilir pillerde gerekli olan kobaltın ve lityumun fiyatları, 2016 başı ile 2017 sonu arasında önemli ölçüde artmıştır (Hofmann ve ark., 2018). Jeopolitik-ekonomik çerçevedeki herhangi bir değişiklik, örneğin ticaret engelleri, arz üzerinde bir etkiye sahip olacak ve sonuç olarak karşılık gelen unsurlara ait hammaddelerin fiyatını etkileyecektir.

### 1.1.2. Kritik hammaddeler

İklim değişikliğini azaltmak için düşük karbonlu enerji üretimine geçiş, yenilenebilir enerjiler ve yeşil ekonomi, temiz hareketlilik ve gelişmiş iletişim gibi günümüzün toplumsal zorluklarını ve ihtiyaçlarını karşılamak için fonksiyonel malzemeler çok önemlidir. Belirli işlevleri yerine getirmek için bu malzemelerin çoğunun gezegendeki rezervleri miktar olarak sınırlı ve eşit olmayan şekilde dağılmış olup, keşfi ve yatırımları için önemli çabalar gerektirmektedir. Ayrıca, metalik minerallerin çıkarılması ve işlenmesi bazen yüksek çevresel yükün yanı sıra sıklıkla olumsuz sosyal etkilere de yol açabilir. Fosil yakıtların aksine, mineral malzemeler esas olarak geri dönüştürülebilir ve bu nedenle kaynak olarak tutulabilir. Bu metalik elementler, son yıllarda bilimsel ve politikayla ilgili tartışmalarda artan ilgi gören “kritik hammaddeler” altında listelenmektedir (Hofmann ve ark., 2018).

Yüksek arz riski ile karşılaşırken aynı zamanda yüksek teknolojik etki sergileyebilen madde “kritik madde” olarak sınıflandırılmaktadır (EU, 2017; Wibowo, 2018).

Avrupa Komisyonu, teknolojik açıdan büyük öneme sahip olduğundan yüksek arz sonucu fiyatında artış görülebilecek ve dünya genelinde sadece ve/veya çoğunlukla bazı ülkelerin elinde bulunan hammaddeler nedeni ile 2008 yılında AB Hammadde Girişimi'ni başlatmış ve 2010, 2014 ve 2017'de (EU, 2010, 2014, 2017) kritik hammaddeler ile ilgili raporlar yayınlamıştır. 2010, 2014 ve 2017 yıllarında çıkarılan AB raporlarında (EU, 2010, 2014, 2017) listelenen kritik hammaddeler Tablo 1.1' de verilmiştir.

**Tablo 1.1.** Kritik hammaddeler

<b>2010</b>	<b>2014</b>	<b>2017</b>
Antimon	Antimon	Antimon
Berilyum	Berilyum	Barit Berilyum Bizmut Borat
Kobalt	Boratlarda Krom Kobalt	Kobalt
Fluorspar	Taş kömürü	Taş kömürü
Galyum	Fluorspar	Fluorspar
Germanium	Galyum	Galyum
Grafit	Germanyum	Germanyum
	Grafit (doğal)	Doğal Grafit Doğal kauçuk Hafnium Helium
Indium	Indium	Indium
Magnezyum	Magnezyum	Magnezyum
Nikel	Magnesit	
Niobium	Nikel	Niobium
Platinum grup metaller	Platinum grup metaller	Platinum grup metaller
	Fosfat kaya	Fosfat kaya Fosfor
Nadir toprak elementleri	Ağır nadir toprak elementleri	Ağır nadir toprak elementleri
	Hafif nadir toprak elementleri	Hafif nadir toprak elementleri
	Silikon metal	Scandium Silikon metal
Tantalum		Tantalum
Tungsten	Tungsten	Tungsten Vanadyum

Bu tez çalışmasında kümes hayvanları kesimhanesi atıksularında tespit edilen kritik hammaddelerden antimon (Sb), vanadyum (V), kobalt (Co) ve lantan (La)' a ait bilgiler aşağıda açıklanmıştır.

### 1.1.2.1. Antimon

Antimon (Sb) yaygın olarak kullanılan bir elementtir. Farklı malzemelerde ve farklı uygulamalarda kullanılır. Antimon; kurşun alaşımı, fren balatalarında alev geciktirici olarak, yarı iletkenlerde, sertleştirici olarak ve Leishmaniasis hastalığının tedavisinde aktif bir bileşen

olarak kullanılır (Amarasiriwardena ve Wu, 2011; Ilgen ve ark., 2014; Zhang ve ark., 2019a). Antimon ve bileşikleri toksik metaloid, yüksek öncelikli kirleticiler olarak sınıflandırılır. Doğal süreçler ve antropojenik aktivitelerle antimonun su ortamına artan bir salınımı vardır. Bu artış insan sağlığını ve ekosistemleri tehdit eder (Long ve ark., 2020). Çözünmüş antimon; esas olarak nehirler, yeraltı suları, hava, sediment ve asılı partiküller maddelerin serbest bırakılması ile suya ulaşır (Ungureanu ve ark., 2015; Li ve ark., 2018). Antimon bitkiler için gerekli bir element değildir, ancak bitkiler çözünmüş antimonu absorplayebilir. Antimon, bitkilerde ağırlıklı olarak organik madde formunda bulunur (ana organik form monometil Sb). Düşük Sb konsantrasyonlarının bazı bitkilerin büyümesini uyarabileceğini, yüksek Sb konsantrasyonlarının ise bitkiler için toksisiteye sahip olduğu bilinmektedir.

### **1.1.2.2. Vanadyum**

Vanadyum, bol miktarda (0,14 mg/kg) yerkabuğunda bulunan bir elementtir. Vanadyum, mükemmel fizikokimyasal özellikleri nedeniyle birçok alanda yaygın olarak kullanılmaktadır. Vanadyum, modern endüstrinin vitaminleri olarak adlandırılır (Peng, 2019). Vanadyumun çoğu sanayide kullanılmaktadır (örneğin demir-çelik endüstrisi, otomobil, tersane, gübre, seramik, pil, ilaç endüstrisi vb.) (Imtiaz ve ark., 2015). Vanadyum; sertlik, yorulma direnci, çekme mukavemeti, spesifik fizyolojik fonksiyonlar, düşük sıcaklıklarda iyi korozyon direnci ve yüksek erime noktası gibi benzersiz özellikleri nedeniyle birçok alanda yaygın olarak kullanılan önemli bir stratejik kaynaktır. Vanadyum; demir ve çelik, havacılık, katalizörler, vanadyum redoks aküler, ilaçlar ve nükleer reaktör bileşenleri alanlarında vazgeçilmez uygulamalara sahiptir (Fabjan ve ark., 2001; Tunalı ve Yanardağ, 2006; Hu ve ark., 2014; Sun ve ark., 2019).

Vanadyum farklı endüstrilerde kullanıldığı için oluşan atık/atıksular içerisinde vanadyumun bulunması muhtemeldir. Bu nedenle, vanadyum konsantrasyonlarının atıksularda, atıklarda ve yerüstü sularında tespit edilmesi çevre kirliliğinin tespiti açısından oldukça önemlidir.

### **1.1.2.3. Kobalt**

Kobalt, yer kabuğunda bulunan ve çok çeşitli endüstriyel ve askeri uygulamalarda yaygın olarak kullanılan değerli bir metaldir (Hawkins, 2001). Kobalt genellikle metalik

alaşımalar üretmek için kullanılmaktadır. Ayrıca, elektrokaplama endüstrisinde, mavi boya ve pigment üretmek için kullanılır. Kobalt, 19. ve 20. yüzyıllarda çeşitli alaşımlara dahil edilmiş ve endüstriyel kimyasal işlemlerde katalizör olarak kullanılmaya başlanmıştır (Hawkins, 2001). Özellikle 20. yüzyılın ortalarından bu yana, kobaltın kullanım oranları hızla artmaktadır (Mudd ve ark., 2013).

Kobalt; madencilik, işleme ve farklı alanlarda kullanım gibi insan faaliyetleri nedeniyle biyosferin tüm bölümlerinde yaygın olarak bulunur (Gikas, 2007; Dahiya ve ark., 2008). Kobalt, havaya karışan toz, yüzey suyu ve radyoaktivite veya madencilik alanlarından çevreye ulaşır. Bitkiler yüksek miktarda kobalt içeren toprakta büyütüldüğünde veya yüksek konsantrasyonda kobalt içeren su ile sulandığında, kobalt bitkilerde birikir ve besin zincirine girer. Yüksek düzeyde kobalt insan sağlığını olumsuz etkileyebilir (Dahiya ve ark., 2008). Yüksek kobalt alımı; kusma, bulantı, görme sorunu, kalp sorunu ve tiroit hasarına neden olabilir (Dahiya ve ark., 2008). Kobalt da diğer kritik hammaddelerde olduğu gibi çevresel etkilerinden dolayı alıcı ortamlarda tespit edilmesi gereken hammaddelerden birisidir.

#### **1.1.2.4. Lantan**

Lantan, düşük çözünürlük ve çökelme veya kompleks yapıcı iyonlara bağlanma eğilimi ile karakterize edilen lantanit grubunun bir parçasıdır (Sneller ve ark., 2000). Bu element, birçok endüstriyel uygulamada kullanılır. Bu uygulamalara örnek olarak; camın rengi, kırılma indisi ve ultraviyole ışığı emme yeteneği gibi özelliklerini değiştirmek için bir katkı maddesi olarak cam üretiminde kullanılması verilebilir. Lantan; yüksek teknoloji endüstrisinde elektronik uygulamaların ekran renk kontrolünde ve şarj edilebilir bataryalarda kullanılır. Lantan bileşikleri floresan ışıklarda ve renkli ışık gerektiren diğer alanlarda da kullanılır (Pinto ve ark., 2019). Lantan, ortamda yüksek birikime sahip bir nadir toprak elementidir. Lantanitler çevreye büyük miktarlarda giriş yapabilir ve solunduğunda veya besin zincirinden sindirildiğinde insan vücudunda biriktiği bilinmektedir (Keshtkar ve ark., 2019). Düşük konsantrasyonlu La bitkiler için zararlıdır. Sucul sistemlerde La'nın varlığının bir sonucu olarak, sucul organizmalarda La'nın toksikolojik etkileri tanımlanmıştır. Çalışmaların çoğunluğu tatlı su türlerine odaklanmaktadır. Kabuklular dahil deniz omurgasızlarında La'nın neden olduğu nörotoksik etkileri değerlendiren çalışmalar ise daha azdır (Pinto ve ark., 2019). Sucul sistemlerdeki doğal La konsantrasyonları oldukça değişkendir. Bununla birlikte, sıvı katalitik katalizörlerinin üretiminden kaynaklanan

endüstriyel atıksular veya asit maden drenajı gibi antropojenik aktiviteler, bu elementin sucul sistemlerde zenginleşmesine yol açabilir.

## **1.2. Kritik Hammaddelerin İleri Teknolojilerdeki Önemi**

Çeşitli önemli uygulamalar, büyüyen dünya nüfusu, dünya kaynaklarımızın sınırlı olması, belirli işlemlere sahip gelişmiş malzeme ve bileşenlere olan artan ihtiyaç, gelecekteki malzeme temini sorununu gündeme getirmektedir. Artan tüketim ve küresel ekonomik, finansal ve politik ortamdaki değişiklikler, bazı hammaddelerin arz-talep dengesizliklerine yol açarak, malzeme piyasalarında fiyat dalgalanmalarına yol açmaktadır. İnşaat ve ulaşım sektörü kum, kireçtaşı ve endüstriyel minerallerin yanısıra bakır, çinko, alüminyum, kurşun ve çelik gibi metallere de ihtiyaç duymaktadır. Yeni teknolojiler nadir toprak elementleri, platin grubu elementler ve kobalt, gümüş, tantal, titanyum ve tungsten gibi özel elementler gerektirir (Marscheider-Weidemann ve ark., 2016; Hofmann ve ark., 2018). Bu malzemelerin gelecekteki arzı son yıllarda giderek daha fazla ilgi görmüş, “kritik hammaddeler” terimi kamuoyunda tartışmaya yol açarak toplumumuzun gelecekteki malzeme talebini karşılamak için çeşitli politika eylemleri getirmiştir (Hofmann ve ark., 2018).

Avrupa'da hammaddelere etki eden ana eğilimler şunları içermektedir; fotovoltaikler ve rüzgar kaynakları yoluyla sürdürülebilir enerji uygulamalarına geçiş, bilgi ve iletişim teknolojisi kullanımının arttırılması ve sensör teknolojisidir. Tüm bu teknolojiler, iklim değişikliği, hareketlilik, sağlık ve yeni kentsel gelişim kavramlarına duyulan ihtiyaç gibi büyük toplumsal zorluklarla ilgilidir. Bu ilerlemelere, özellikle “kritik” olarak sınıflandırılan hammaddelere olan talep eşlik edecektir. Kömür, petrol ve doğalgaz gibi fosil yakıtlar sınırlı, yenilenemeyen kaynaklardır ve iklim değişikliğinin olumsuz etkilerini azaltmak için küresel olarak yenilenebilir alternatiflerle değiştirilmeyi amaçlamaktadır (Hofmann ve ark., 2018). Örneğin, güneş ve rüzgar sektörlerinde faaliyet gösteren şirketlerin talebi nedeniyle, önümüzdeki yıllarda Avrupa Birliği'nde tellür, indiyum, galyum, disprosyum ve neodimyum talebinin önemli ölçüde artması muhtemeldir (Rabe ve ark., 2017).

### 1.3. Kritik Hammaddelerin Çevresel Etkileri

Bilgisayar sabit diskleri, kalıcı mıknatıslar, lamba fosforları, katalizörler ve şarj edilebilir pillere olan artan talep, platin grubu elementlerin ve nadir toprak elementlerinin sömürülmesini hızlandırarak metal içeren çeşitli katı ve sıvı atıkların oluşmasına neden olmaktadır. Özellikle, elektronik atıklarda çok büyük bir artış olmuştur. Bu atıkların üretimi 2016 yılında 44,7 milyon tona ulaşmış olup bu da kişi başına 6.1 kg'a eşittir (Baldé ve ark., 2017). Bu atıkların 2021 yılına kadar 52 milyon tondan fazla olacağı tahmin edilmektedir (Işıldar ve ark., 2018; Yu ve ark., 2020).

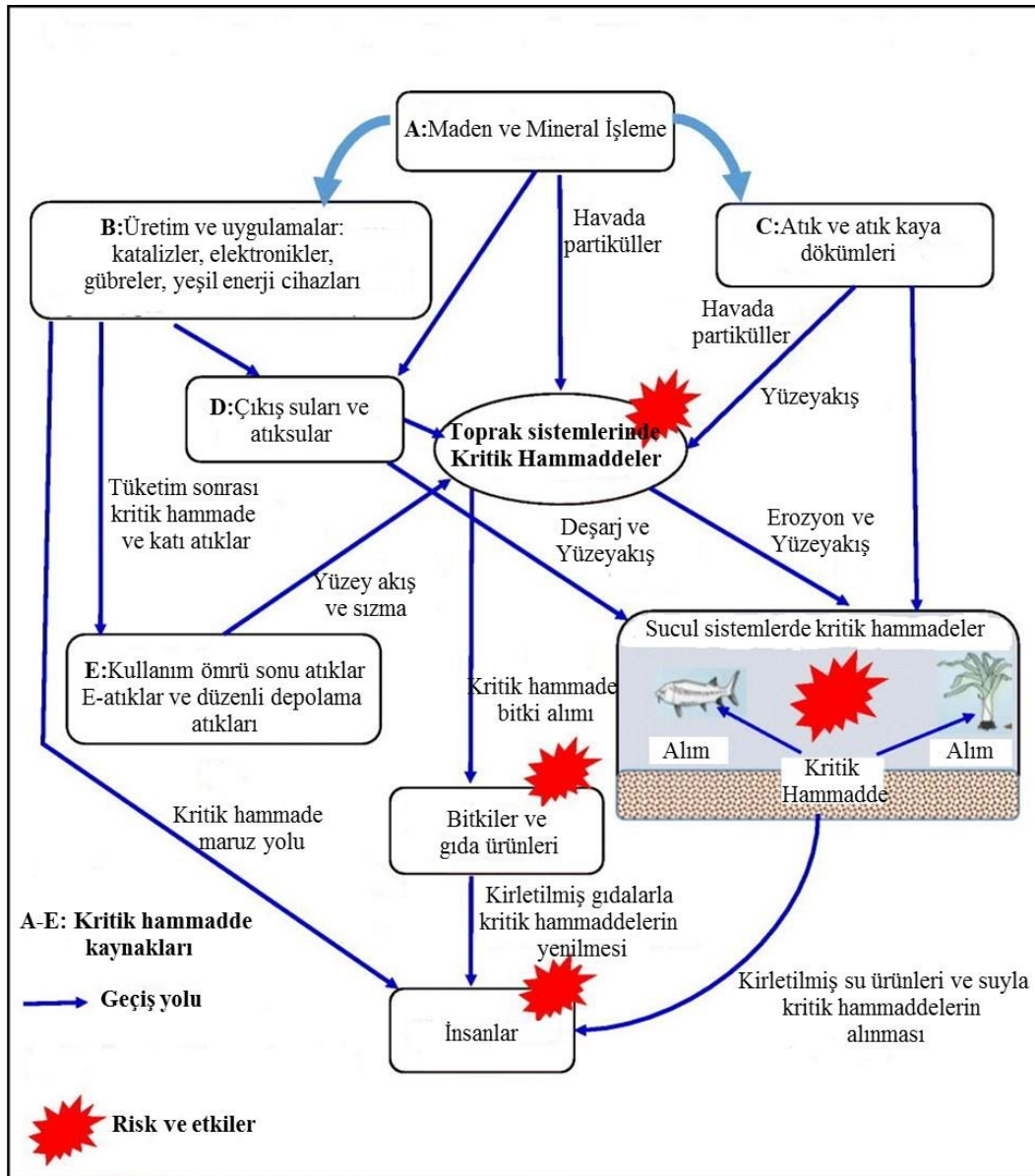
Nadir toprak elementleri cevherleri ve mineralleri genellikle alüminyum, arsenik, baryum, kadmiyum, manganez, çinko, florin bileşikleri, kurşun ve ağır metaller gibi potansiyel olarak ekotoksik elementler ve bileşiklerinin yanı sıra radyonüklitler uranyum ve toryum içerir veya bunlarla ilişkilidir. Bu nedenle nadir toprak elementlerinin madenciliği ve işlenmesi (birincil üretim) genellikle radyoaktif atıkların üretimi ile teknolojik olarak zorlayıcı ve pahalıdır. 2012 yılında Çin'de üretilen hafif nadir toprak elementlerinin % 15' inin ve ağır nadir toprak elementlerinin % 50' sinin düzensiz üretimden kaynaklandığına inanılmaktadır (Moore ve Elliott, 2012).

Kritik hammaddelerin bazı çevresel etkileri arasında yüzey ve yeraltı suyu kirliliği, erozyon, ağır metal kirlenmesi, toprakların asitlenmesi, bitki örtüsünün azalması, tarımsal verimin azalması ve sel gibi doğal tehlikelerin artması bulunmaktadır (TPRC, 2012; Liu ve Bongaerts, 2014). Çin'in çevresel etkileri azaltma girişimleri arasında; ağır metaller ve partikül maddelerin yanı sıra kimyasal oksijen ihtiyacı, CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, fosfor, flor ve toryum için hedef ve eşik değerlerin tespiti bulunmaktadır (TPRC, 2012; Liu ve Bongaerts, 2014). Kritik hammaddelerin geri kazanımı bazı avantajlara sahiptir. Örneğin, ekstraksiyon sırasında oluşan radyoaktif ve kimyasal atıkların üretimini önler. Ayrıca, atık dekontaminasyonuna katkıda bulunarak ve kentsel atıkların imha edilmesini azaltarak çevresel yükü azaltır (Simoni ve ark., 2015).

Kritik hammaddelerin ekotoksik etkileri hakkında çok az şey bilinmektedir. Bazı metan indirgeyen mikroorganizmalar dışında temel eser elementler olarak kabul edilmezler ve yüksek dozlarda toksiktirler (Pol ve ark., 2014; Simoni ve ark., 2015). Kritik hammaddelerinin konsantrasyonları belirli bir sınırı aştığında sağlık tehlikelerine yol açabilir. Örneğin uranyum-radyum serilerinin radyoaktif bozunmasının ana nüklidini olan uranyum, insanlara hem kimyasal olarak hem de radyolojik olarak nispeten toksiktir

(nefrotoksiktir). Suda mevcut çözülmüş uranyum kimyasal olarak daha toksiktir (Achary ve ark., 2016). Sulu çözeltilerde nadir toprak elementlerinin türleri büyük ölçüde pH' a ve organik madde içeriğine bağlıdır. Düşük pH ile çözünürlük artar ve yüksek pH komplekslerin oluşumunu ve asitlerle reaksiyonu destekler (Kothe ve Varma, 2012).

Kritik hammaddelerin kaynakları, taşınımı (geçiş yolları) ve çevresel etkileri Şekil 1.1'de gösterilmiştir.



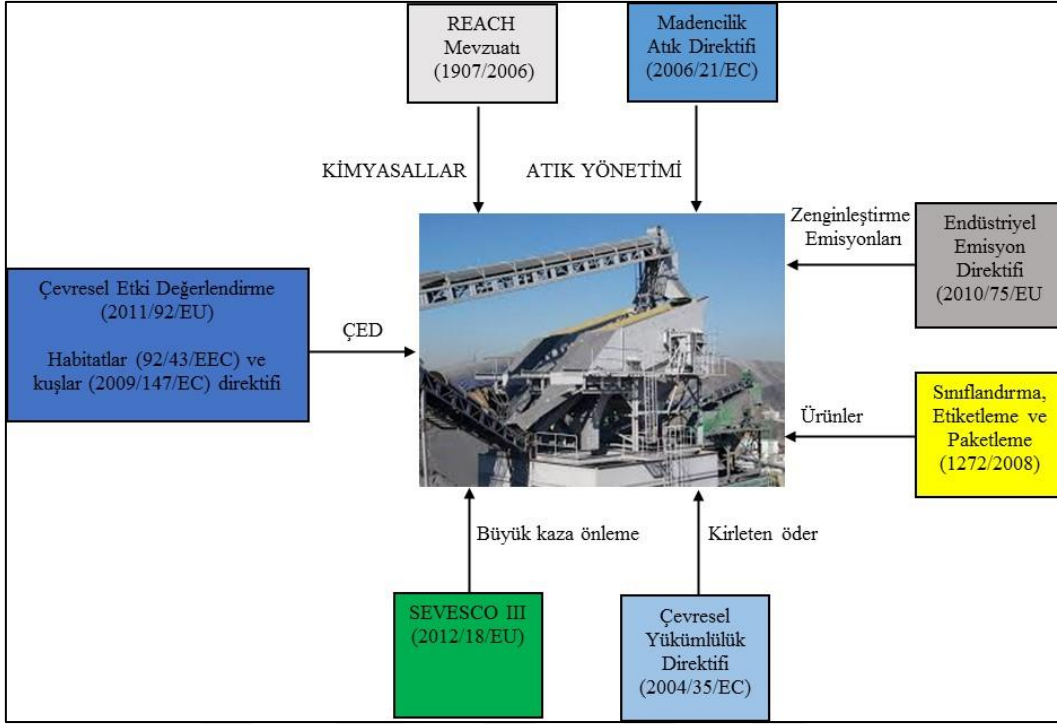
Şekil 1.1. Kritik hammaddelerin kaynakları, taşınımı ve çevresel etkileri

Kritik hammaddelerin çıkartılmasından ürün elde edilmesine kadar katı atıkların, sıvı atıkların ve gaz atıkların çıkması muhtemeldir. Bu nedenle, kritik hammaddelerin çıkartılması, zenginleştirilmesi ve ürün elde edilmesi aşamalarında açığa çıkabilecek olan çevresel kirleticiler öncelikle sınıflandırılmalı ve miktarları belirlenmelidir. Belirlenen atıklar genel itibariyle, radyoaktif ve/veya tehlikeli madde olarak sınıflandırılırsa ilgili mevzuat çerçevesinde uzaklaştırılmalı ve bertaraf edilmelidir.

Kritik hammaddeleri içeren atık ve atıksular ile zehirli gazların uzaklaştırılmasında yeşil laboratuvar sistemleri kullanılabilir. Bu sistemler sayesinde kirleticilerin çevreye zarar vermesi engellenebilir. Kritik hammaddelerin işlenmesi aşamasında atıksu çıkması da muhtemeldir. Atıksulardan kritik hammaddelerin uzaklaştırılmasında yaygın olarak kullanılan yöntemler adsorpsiyon, biyosoprpsiyon, membran ayırma prosesi ve fitoremediasyon teknolojileridir. Örnek verecek olursak, fitoremediasyon teknolojisi madencilik faaliyetlerinde meydana gelen atıksulardan kirleticilerin bitkiler vasıtasıyla giderimini sağlamaktadır. Bu açıdan değerlendirildiğinde bu teknoloji hem ucuz, işletimi kolay ve alternatif bir arıtma yöntemi olarak karşımıza çıkmaktadır. Bitkiler tarafından alınan kritik hammaddelerin farklı geri kazanım yöntemleri kullanılarak geri kazanımı sağlanabilir ve elde edilen kritik hammaddeler farklı amaçlar için kullanılabilir.

#### **1.4. Avrupa Birliği Standartları ve Düzenlemeler**

Dünyada kritik hammaddelerin çıkartılmasından ürün elde edilmesine kadar geçen aşamalarda klasik yöntemler kullanıldığından kritik hammadde kaynaklı çevresel risk bulunmaktadır. Söz konusu çevresel risklerin en aza indirilmesi için ekonomik öneme sahip hammaddeler açısından bazı yasal düzenlemeler bulunmaktadır (Şekil 1.2).



**Şekil 1.2.** Avrupa birliği standartları ve düzenlemeler

Kritik hammaddelerin üretimi aşamalarında radyoaktif maddeler de bulunmakta ve açığa çıkabilmektedir. Bu çerçevede, radyoaktif maddelerle ilgili olarak;

Avrupa Komisyonu Direktifi 2013/59, 2013/51 EURATAM ve Komisyon düzenlemeleri bulunmaktadır. Söz konusu direktif ve düzenlemelerde;

1- Kritik grup doz limitine göre içme suyunda radyonüklitler için referans konsantrasyonları sağlanmalıdır ( $0.1 \text{ mSv a}^{-1}$ ). Birden fazla radyonüklit mevcutsa, her bir radyonüklit konsantrasyonunun toplamının ilgili referans konsantrasyona bölünmesi toplamı 1'den az veya ona eşit olmalıdır.

2- Nükleer materyallerin (yani U, Th ve Pu) sivil uygulamalarda kullanımını korumak için kontrolü gerekmektedir.

\*Kimyasallar ve tehlikeli bileşenler ile ilgili EC direktifleri bulunmaktadır. Bunlar;

Avrupa komisyonunun çıkardığı EC Directive 2012/18/EU direktifi tehlikeli maddeler içeren büyük kaza tehlikelerinin kontrolü amacıyla, Avrupa Parlamentosu ve Konseyinin çıkardığı EC Regulation 1907/2006 of the European Parliament and Council düzenlemesi kimyasalların kaydı, değerlendirilmesi, yetkilendirilmesi ve kısıtlanması amacıyla ve EC Regulation No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council

düzenlemesi maddelerin ve karışımların sınıflandırılması, etiketlenmesi ve paketlenmesi amacıyla çıkarılmıştır.

\*Atık yönetimi ve emisyonlarla ilgili olarak yasal düzenlemeler de Avrupa Birliği tarafından çıkartılmıştır.

Madencilik Atık Direktifi: Maden kaynaklarının araştırılması, çıkarılması, işlenmesi ve depolanması ve taş ocaklarının işlenmesinden kaynaklanan atıklarla ilgilidir. 2009/360/EC kararları atıkların karakterizasyonu ile ilgilidir.

Endüstriyel Emisyon Direktifi (Directive 2010/75/EU): Bu düzenlemelere tabi faaliyetler şunları içerir: Demir dışı metallerin işlenmesi. Cevher, konsantreler veya ikincil hammaddelerden metalürjik, kimyasal veya elektrolitik süreçlerle demir dışı ham metallerin üretimi ve Kurşun ve kadmiyum için günde 4 tonu aşan erime kapasitesi veya diğer tüm metaller için günde 20 tonu aşan eritme kapasitesi ile geri kazanılmış ürünler ve demir dışı metal dökümhanelerinin çalışması da dahil olmak üzere demir dışı metallerin alaşımını da içeren eritme.

Atık Çerçeve Direktifi (2008/98/EC), Düzenli Depolama Direktifi (Directive 1999/31/EC) gibi pek çok düzenlemeler de Avrupa Komisyonu tarafından uygulanmaktadır. Bu direktiflerin yanı sıra çevre ve halk sağlığını korumak için bazı yasal düzenlemeler de yapılmıştır. Bunlar,

- \*Su Çerçeve Direktifi,
- \*Yeraltısu Direktifi,
- \*Habitat ve Kuşlar Direktifi,
- \*Emisyon Direktifi,
- \*Çevresel Etki Değerlendirme Direktifi,
- \*Çevresel Sorumluluk Direktifi,
- \*İçme Suyu Kalitesi Direktifi,
- \*İş Sağlığı ve Güvenliği Direktifi,
- \*Çevresel Gürültü Direktifi gibi yasal düzenlemeler bulunmaktadır.

Madencilik endüstrisinin düzenlenmesi Avrupa'da iyi bir şekilde kurulmuştur ve uluslararası standartlara uygundur. Ayrıca, atıkların ve atık kaynakların yönetimi için BREF belgesi iyi uygulamaları teşvik etmektedir. Sonuç olarak Avrupa Birliği tarafından çıkarılan yasal düzenlemelere ve direktiflere Avrupa Birliğine üye olmak isteyen ülkelerin uyum sağlaması gerekmektedir. Ülkemizde de çevresel konularda yasal düzenlemeler yapılmıştır

ancak Avrupa Birliği uyum yasası çerçevesinde söz konusu yönetmeliklerimizin geliştirilmesi gerekmektedir.

### **1.5. Kümes Hayvanları**

Türkiye, tarım ve hayvancılığın yapıldığı önemli ülkelerden birisidir. Ülkemizde hayvancılık sektöründe kanatlı hayvanlar büyük bir paya sahiptir. Kanatlı hayvan denilince ilk aklımıza gelen tavukçuluk sektörüdür. Son zamanlarda tavukçuluk sektöründe meydana gelen artışın nedeni tavuk yetiştiriciliğine sağlanan teşviklerdir.

Avrupa Birliği'nin aday ve potansiyel aday ülkelere ilişkin oluşturduğu mali yardım mekanizması, Katılım Öncesi Yardım Aracı (IPA-Instrument for Pre-Accession Assistance)-Kırsal Kalkınma Bileşeni (IPARD) 2008 tarihinde onaylanmış ve IPARD desteğinin 2007-2013 yılları arasında Kırsal Kalkınma Programı kapsamında uygulanması sağlanmıştır. Bu kapsamda Elazığ ili teşvik sağlanan 42 ilden biri olmuştur. Bu nedenle, Elazığ ilinde son birkaç yılda tavuk çiftliklerinin sayısı giderek artmış ve bu artışa bağlı olarak bazı çevresel sorunlar da ortaya çıkmıştır.

Tavukçuluk sektörünün karşılaştığı en büyük sorunlar arasında üretim sırasında meydana gelen artıkların çevreye zarar vermesi gelmektedir. Tavuk üretimindeki artış çok miktarda gübre, ölü hayvan, kuluçkahane ve kesimhane artıkları gibi maddelerin oluşmasına sebep olmakta (Asyalı, 1992; Demirulus ve Aydın, 1996) ve çevre kirliliğini beraberinde getirmektedir.

Ülkemizde oldukça yüksek sayıda tavuk üretim çiftliği ve işletme bulunmaktadır. Ancak bunların önemli bir kısmı ilkel koşullarda üretim yapmaktadır. Modern ve ileri teknoloji uygulayan ve hijyenik üretim yapan tavuk kesimhane ve işletme sayısı ise oldukça düşüktür (Şener ve Temiz, 2004).

Kanatlı hayvan ürünleri, dünyadaki en önemli protein kaynaklarından bazılarıdır (Reyes-Herrera ve Donoghue, 2012). Son yıllarda popüler hale gelen kümes hayvanı ürünleri, et pazarı tüketiminde büyük öneme sahiptir (Salminen ve Rintala, 2002; Del Nery ve ark., 2007). Dünyadaki yıllık kanatlı hayvan tüketimi (kişi başına 12,60 kg) düzenli bir şekilde artmıştır (Álvarez-Fernández ve ark., 2013). Türkiye'de kümes hayvanı ürünleri üretimi 1.517.500 ton, kanatlı eti tüketimi 2010 yılında kişi başına 19 kg'dır. Türkiye'nin kanatlı eti ihracatı 2010 yılında 115,1 milyon kg'dır. Elazığ ilinde kanatlı hayvan üretimi yapılmaktadır. Elazığ ilinde 60000 ve 120000 adet/gün kapasiteli iki kanatlı kesimhanesi

bulunmaktadır. Kümes hayvanları kesim endüstrisi, Elazığ şehri ve çevresi (Malatya, Bingöl ve Tunceli illeri) için büyük önem taşımaktadır (SRP, 2019). Elazığ ilinde kanatlı hayvan çiftlikleri ve mezbahaların artmasıyla çevre sorunları artmıştır. Atıksuların kümes hayvanları kesimhanelerinden rastgele boşaltılması en temel sorunlardan biridir. Alıcı ortama deşarj edilen atıksular kokuya neden olur, yüzey sularına ulaşır ve su çevresini olumsuz etkiler (Topal ve Arslan Topal, 2014). Kanatlı hayvan işleme atıksuları, et, kan, deri ve tüylerden elde edilen proteinler, yağlar ve karbonhidratlarla doludur (Fonkwe ve ark., 2001).

Tavuk endüstrisinden kaynaklanan atıklar; dışkı, altlık, yem, ölü civcivler, kırılmış yumurtalar ve tüylerden oluşmaktadır. Bu atıklar geleneksel olarak gübre görevi görmesi amacıyla araziye serpilmektedir. Fakat bu uygulamaların sık sık yapılması, yüzeysel sularda nutrientlerin artmasına dolayısıyla ötrofikasyona, patojenlerin çoğalmasına, fitotoksik maddelerin üremesine, hava kirliliğine ve sera gazı emisyonlarının artmasına sebep olmaktadır (Kelleher ve ark., 2002; Dalkılıç ve Uğurlu, 2013).

Kanatlı hayvan mezbaha atıksuyu orta kuvvete sahiptir. Çünkü atıksu yüksek oranda organik, inorganik (yani ağır metaller), askıda katı maddeler, yağlar, hastalığa neden olan mikroorganizmalar ve besinler içerir (Del Nery ve ark., 2007; Avula ve ark., 2009; Debik ve Coşkun, 2009; Rinquest ve ark., 2019). Ağır metal içeren atıksular yeraltı sularına girdiğinde içme suyunun kirlenmesine neden olur. Ağır metaller besin zincirine girdiğinde, canlı organizmalar üzerinde kanserojen etkiye sahiptir ve yaşam sağlığını olumsuz etkiler. Bu olumsuz etkileri ortadan kaldırmak için ağır metal içeren atıksuların farklı arıtma yöntemleriyle uzaklaştırılması gerekmektedir. Ağır metallerin uzaklaştırılmasında adsorpsiyon, membran saflaştırma teknolojisi, biyolojik arıtma, fizikokimyasal işlemler, sulak alan sistemleri, fitoremediasyon teknolojileri kullanılmaktadır. Adsorpsiyon, membran sistemleri, kimyasal işlemler vb. arıtma teknolojileri ekonomik olmadıkları ve kolay çalıştırılmadığı için pek tercih edilmemektedir. Bu nedenle, ağır metalleri atıksudan uzaklaştırmak için daha ekonomik ve kullanımı daha kolay bitki ıslah (fitoremediasyon) teknolojileri kullanılmaktadır (Topal, 2020).

## **1.6. Fitoremediasyon**

Fitoremediasyon, çevre kirliliğine neden olan ağır metaller ve pestisitler gibi kirletici maddelerin bitkiler tarafından bünyesine alınması şeklinde tanımlanabilir. Bu nedenle, fitoremediasyon teknolojisi çevre kirliliğine neden olan kirleticilerin toksik etkisini azaltmak

ve çevrenin kirleticilerden uzaklaştırılması için farklı bitki kullanımını kapsamaktadır (Memon ve ark., 2001; Özay ve Mammodov, 2013).

Fitoremediasyon tekniği kullanılarak kirleticilerin gideriminde farklı giderim mekanizmaları bulunmaktadır. Söz konusu mekanizmalar şu şekildedir: fitoekstraksiyon, fitostabilizasyon, fitodegradasyon, fitovolatilizasyon, rizodegradasyon ve rizofiltrasyondur (Türkoğlu, 2006).

### **1.6.1. Fitoekstraksiyon**

Fitoremediasyon teknolojisinde kullanılan tekniklerden birisi fitoekstraksiyon mekanizmasıdır. Fitoekstraksiyon mekanizması bitkisel özümleme olarak da ifade edilebilir. Bu mekanizma ile toprak, sediment ve çamur gibi ortamlarda bulunan kirleticilerin (metaller, metaloitler, kritik hammaddeler vs.) farklı bitkiler kullanılarak bitki kökleri tarafından alınımını içermektedir. Fitoekstraksiyon sonucunda hasatlanan bitkiler farklı işlemlerle (kurutma, yakma veya kompost elde edilmesi vb. gibi) geri dönüştürülebilir (Memon ve ark., 2001; Hamutoğlu ve ark., 2012).

### **1.6.2. Fitostabilizasyon**

Fitoremediasyon teknolojisinde kullanılan diğer bir teknik fitostabilizasyondur. Fitostabilizasyon köklerle sabitleme anlamına da gelmektedir. Bu mekanizma ile toprak, sediment ve çamur ortamında bulunan As, Cd, Cr, Cu, Pb ve Zn gibi kirleticilerin farklı bitkiler kullanılarak bitki kökleri tarafından alınmasını ve kök bölgesinde hareketsizleştirilmesini/etkisizleştirmesini içeren bir sistemdir. Fitostabilizasyon teknolojisiyle, erozyon önlenabilir ve kirleticilerin yeraltı sularına ulaşması azaltılabilir (Bert ve ark., 2005). Fitostabilizasyonda kullanılacak olan bitkilerin bazı özelliklere sahip olması gerekmektedir. Bunlar; kök sistemlerinin geniş olması, yüksek kirleticiye maruz kaldığında doğru orantılı olarak yüksek biyokütle üretimine sahip olması ve kirleticileri mümkün olduğunca gövde ve diğer organlara daha az taşıyabilmesidir (Rizzi ve ark., 2004; Hamutoğlu ve ark., 2012).

### **1.6.3. Fitodegradasyon**

Fitoremediasyon teknolojisinde kullanılan diğer bir teknik fitodegradasyondur. Fitodegradasyon bitkilerde bozunma olarak da ifade edildiği gibi fitotransformasyon olarak da belirtilmektedir. Bu mekanizma ile toprak, sediment, çamur, yeraltı ve yerüstü su ortamlarında bulunan organik bileşikler, fenoller ve herbisitler vb. gibi kirleticiler farklı bitki türleri kullanılarak (kavak, söğüt vb. gibi) bitki dokuları içerisinde metabolize edilir (Hamutoğlu ve ark., 2012).

### **1.6.4. Fitovolatilizasyon**

Fitoremediasyon teknolojisinde kullanılan tekniklerden birisi fitovolatilizasyondur. Fitovolatilizasyon bitkisel buharlaştırma olarak da ifade edilmektedir. Bu mekanizma toprak, sediment, çamur ve yeraltı sularında bulunan kirleticilerin farklı bitkiler kullanılarak (yonca, kavak vb. gibi) bitki kökleri tarafından alınıp yapraklara taşınmasını ve yapraklar aracılığıyla buharlaşmasını içermektedir. Bu çerçevede, söz konusu mekanizma aynı zamanda fitodegradasyon mekanizmasını da içermektedir (Hamutoğlu ve ark., 2012).

### **1.6.5. Rizodegradasyon**

Fitoremediasyon teknolojisinde kullanılan tekniklerden birisi rizodegradasyondur. Rizodegradasyon köklerle bozunum olarak da ifade edilmektedir. Bu mekanizma toprak, sediment, çamur ve yeraltı su ortamlarında bulunan organik kirleticilerin farklı bitkiler kullanılarak (çim, dut, kavak vb. gibi) kök bölgesinde mikroorganizmalar tarafından parçalanmasını içermektedir (Hamutoğlu ve ark., 2012).

### **1.6.6. Rizofiltrasyon**

Fitoremediasyon teknolojisinde kullanılan tekniklerden birisi rizofiltrasyondur. Rizofiltrasyon köklerle süzme olarak da ifade edilmektedir. Bu mekanizma yeraltı ve yerüstü su ortamlarında bulunan kirleticilerin (metaller, radyonükleitler) farklı bitkiler kullanılarak (ayçiçeği, su sümbülü vb. gibi) bitki kökleri tarafından alınmasını ya da tutulmasını içermektedir (Hamutoğlu ve ark., 2012).

## **1.7. Fitoremediasyon Teknolojisinin Avantajları ve Dezavantajları**

Fitoremediasyon son zamanlarda atıksulardan kirleticileri gidermek için kullanılan teknolojilerden birisidir. Bu çerçevede, atıksu arıtımında diğer metotlarda olduğu gibi fitoremediasyon teknolojisinin de bazı avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır. Bu çerçevede, fitoremediasyon teknolojisinin bazı avantajları ve dezavantajları aşağıda kısaca açıklanmıştır.

### **1.7.1. Fitoremediasyon teknolojisinin avantajları**

Fitoremediasyon teknolojisinin avantajları şu şekilde açıklanabilir. Fitoremediasyon diğer arıtma metotları ile karşılaştırıldığında daha ekonomik, işletimi kolay bir teknoloji olarak karşımıza çıkmaktadır. Kendiliğinden çoğalabildikleri için ayrı bir bitki topluluğu gerektirmez ve atık depolama gibi alanlara ihtiyaç duymaz. Klasik metotlarla karşılaştırıldığında değişik bitki türleri kullanıldığından daha estetik bir görünüme sahiptir. Her türlü kirletilmiş alanlara kolaylıkla uygulanabilme özelliğine sahiptir. Ayrıca, kirli alanların remediasyonunda oldukça iyi bir teknolojidir.

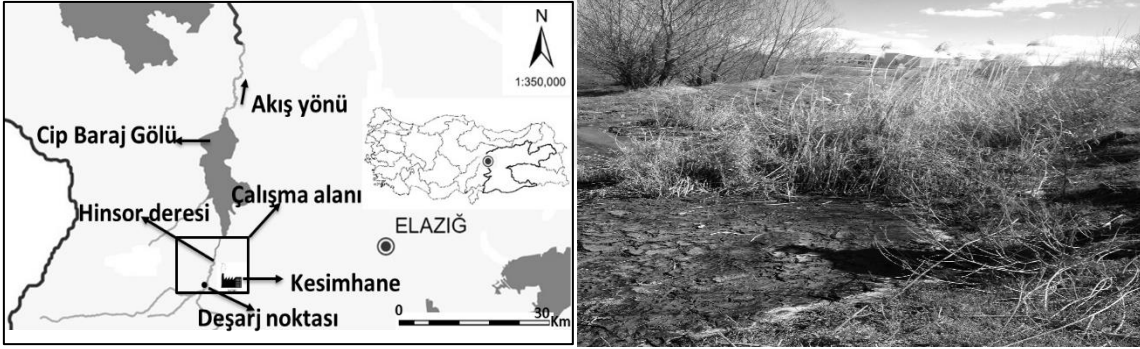
### **1.7.2. Fitoremediasyon teknolojisinin dezavantajları**

Fitoremediasyon teknolojisinin dezavantajları şu şekilde açıklanabilir. Fitoremediasyonda kullanılacak olan bitki türleri bazı iklim şartlarından etkilenebilir. Bu nedenle, bitki seçimi yapılırken alan hakkında iklim, yükseklik, sıcaklık vb. gibi faktörlerin göz önünde bulundurulması gerekmektedir. Kullanılacak olan bitkilerin kirleticiye olan toleransını bilmemiz gerekmektedir. Aksi takdirde verim elde edilemez. Kirleticiler bitki bünyesinde birikeceği için yakıt olarak kullanılmasında bazı çevresel sorunlar ortaya çıkabilir. Diğer arıtma metotları ile karşılaştırıldığında kirleticilerin ıslah edilmesi veya uzaklaştırılması daha uzun süreleri kapsayabilir.

## 2. MATERYAL VE METOT

### 2.1. Çalışma Alanı

Bu tez çalışmasında çalışma alanı olarak Elazığ ilinde bulunan bir kümes hayvanı kesimhanesi ve kesimhane atıksularının deşarj edildiği bir dere seçilmiştir. Kümes hayvanları kesimhanesinden deşarj edilen atıksular Hinsor deresine verilmektedir. Hinsor deresi yaklaşık olarak 6-7 km uzunluğa sahiptir. Dere suları, sulama amaçlı kullanılan Cip Baraj Gölü'ne ulaşmaktadır. Cip Baraj Gölü mansabında sulama alanları bulunmaktadır ve sulama alanlarında meyve ve sebze yetiştiriciliği yapılmaktadır. Cip Baraj Gölü'nün kümes hayvanları kesimhane atıksuyu nedeniyle bazı kritik hammaddelere kirliliğe maruz kalması muhtemeldir. Bu nedenle söz konusu alan çalışma alanı olarak belirlenmiştir. Çalışma alanı Şekil 2.1.' de gösterilmiştir (Topal, 2020).



Şekil 2.1. Çalışma alanı

### 2.2. Örnekleme ve Analiz

Bu tez çalışmasında materyal olarak *Phragmites australis* bitkileri seçildi. *Phragmites australis* bitkileri kümes hayvanları kesimhanesi atıksularının deşarj edildiği noktadan toplandı (Şekil 2.2). *Phragmites australis* bitkileri dünyaya yayılan makrofitlerdir. Bu türler, sığ ve durgun sularda bulunan çok yıllık otsu bitkilerdir (Bonanno ve Lo Giudice, 2010). Sapları 2-6 m ye kadar büyüyen, yaprakları mızrak şeklinde, 20-50 cm uzunluğunda ve 2-3 cm genişliğinde olabilmektedir. *Phragmites australis* hızlı büyüme, kirletici maddelere karşı yüksek tolerans gibi bazı özelliklere sahiptir. *Phragmites australis* bitkileri yüksek derecede kirlenmiş ortamlarda yetişebilir (Pinchin ve ark., 2013).



**Şekil 2.2.** *Phragmites* bitkileri

Tez çalışmasında materyal olarak kullanılan köklü bitki *Phragmites australis* doğal ortamında derede yetişen bitkilerdir. Bu çerçevede, kümes hayvanları atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkileri hasat edildi ve laboratuvara getirildi. Sonra kök, gövde ve yapraklarına ayırt edildi. Elde edilen bitki örnekleri ayrı ayrı küçük parçalara bölünerek homojen hale getirildi. Laboratuvarda oda sıcaklığında bitkiler kurumaya bırakıldı. Kurutulmuş bitkiler bir öğütücü ile öğütüldü ve analize hazırlandı. Ayrıca, kümes hayvanları kesimhane atıksuyundan atıksu numunesi ve dereden sediment numunesi alındı. Hazırlanan atıksu, sediment ve bitki örneklerinde bazı kritik hammaddelerin (V, Sb, Co, La) konsantrasyonları akredite olan bir laboratuvarında ICP-MS ile tespit edildi. Ayrıca, kritik hammaddelerin mobilitesini değerlendirmek için translokasyon faktörleri (TF) ve biyokonsantrasyon faktörleri (BCF) hesaplandı.

### **2.3. Biyokonsantrasyon ve Translokasyon Faktörleri**

Bu tez çalışmasında, biyokonsantrasyon faktörü aşağıdaki denklemler yardımıyla hesaplandı.

$$BCF1 = C_{kök}/C_{sediment} \quad (1.1)$$

$$BCF2 = C_{gövde}/C_{sediment} \quad (1.2)$$

$$BCF3 = C_{gövde}/C_{atıksu} \quad (1.3)$$

$$BCF4 = C_{kök}/C_{atıksu} \quad (1.4)$$

$C_{\text{sediment}}$  : sediment örneklerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonudur.  
 $C_{\text{kök}}$  : *Phragmites australis* köklerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonudur.  
 $C_{\text{gövde}}$  : *Phragmites australis* gövdelerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonudur.  $C_{\text{atıksu}}$  : Kümes hayvanları kesimhanesinden deşarj edilen atıksudaki kritik hammadde konsantrasyonudur.

Bu tez çalışmasında, translokasyon faktörü aşağıdaki denklemler yardımıyla hesaplandı.

$$TF1 = C_{\text{yaprak}}/C_{\text{kök}} \quad (1.5)$$

$$TF2 = C_{\text{gövde}}/C_{\text{kök}} \quad (1.6)$$

$$TF3 = C_{\text{yaprak}}/C_{\text{gövde}} \quad (1.7)$$

$C_{\text{yaprak}}$ : *Phragmites australis* bitkilerinin yapraklarında tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonudur.  $C_{\text{gövde}}$ : *Phragmites australis* bitkilerinin gövdelerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonudur.  $C_{\text{kök}}$ : *Phragmites australis* bitkilerinin köklerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonudur.

#### 2.4. İstatistiksel Analiz

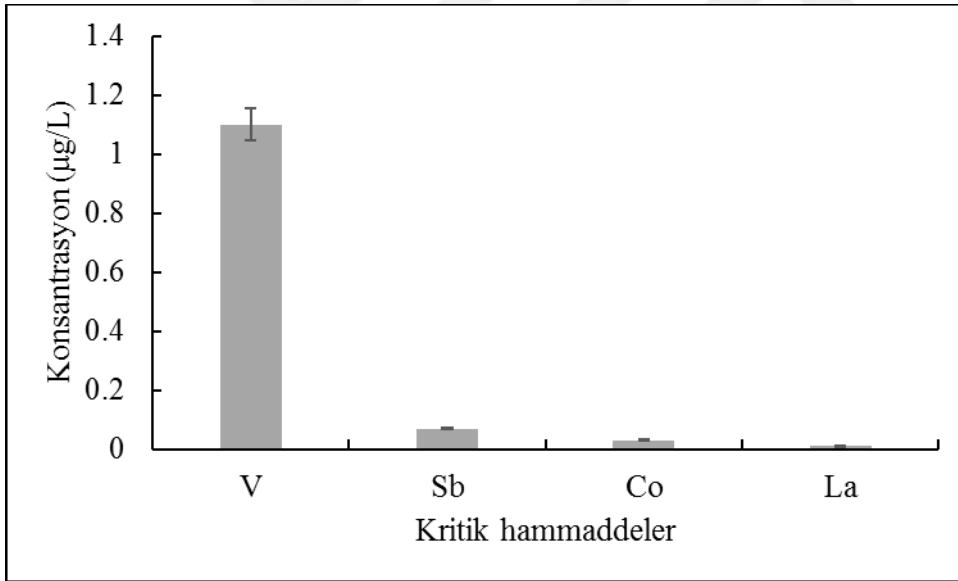
Bu tez çalışmasında elde edilen veriler IBM SPSS Statistics 21 programı (SPSS Inc., Chicago IL, ABD) kullanılarak analiz edildi. Elde edilen veriler üç tekrarın ortalamalarıydı ( $n = 3$ ). *Phragmites australis* bitkilerindeki kritik hammaddeler arasındaki ilişkiyi belirlemek için iki yönlü bir Pearson korelasyon testi kullanıldı.

### 3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Bu tez çalışmasında, Elazığ ilinde bulunan kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan ve köklü bir bitki olan *Phragmites australis* bitkisinde bazı kritik hammaddelerin konsantrasyonları belirlendi. Bu çerçevede, kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinin kök, gövde ve yapraklarında, kesimhane atıksuyunda ve dere sedimentinde bazı kritik hammaddelerin (V, Sb, Co, La) konsantrasyonları belirlendi.

#### 3.1. Atıksuda Kritik Hammadde Konsantrasyonları

Bu tez çalışmasında kümes hayvanları kesimhanesinden deşarj edilen atıksularda tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları Şekil 3.1’de verilmiştir.



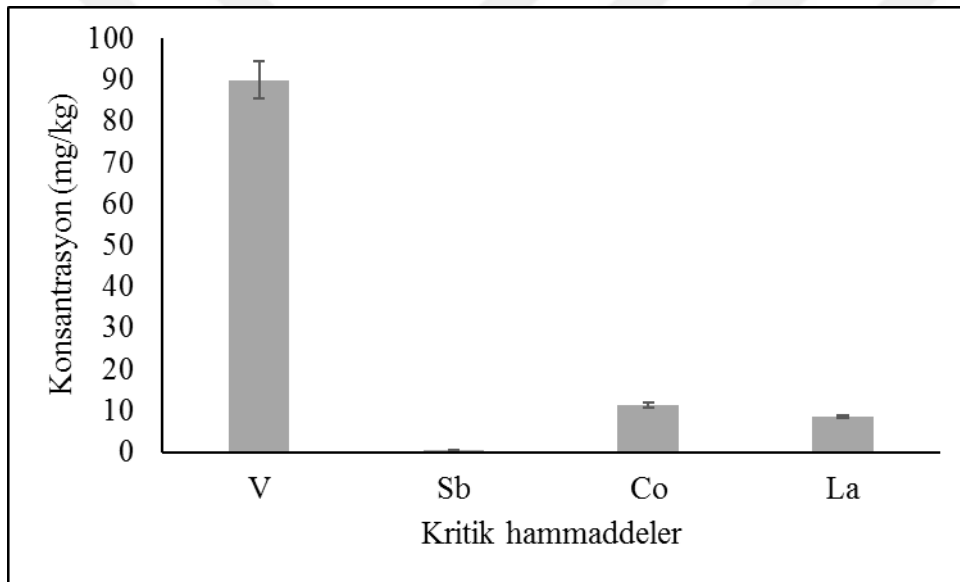
Şekil 3.1. Atıksularda tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları

Şekil 3.1’e göre kümes hayvanları kesimhane atıksularında tespit edilen en yüksek kritik hammadde konsantrasyonu V için  $1,1\pm 0,05$  µg/L olarak, en düşük kritik hammadde konsantrasyonu ise La için  $0,01\pm 0,001$  µg/L olarak tespit edildi. Kümes hayvanları kesimhane atıksularında Sb konsantrasyonu  $0,07\pm 0,003$  µg/L olarak, Co konsantrasyonu ise  $0,03\pm 0,001$  µg/L olarak belirlendi. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularında tespit edilen

kritik hammadde konsantrasyonlarını büyükten küçüğe doğru  $V>Sb>Co>La$  şeklinde sıralandı.

### 3.2. Sedimentte Kritik Hammadde Konsantrasyonları

Kümes hayvanları kesimhane atıksularının deşarj edildiği noktada bulunan *Phragmites australis* bitkisinin kritik hammaddeleri akümüle etme kapasitesini ve mobilitesini belirlemek amacıyla deşarj noktasında sediment örnekleri alındı. Alınan sediment örneklerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları Şekil 3.2’de verilmiştir.



Şekil 3.2. Sedimentte tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları

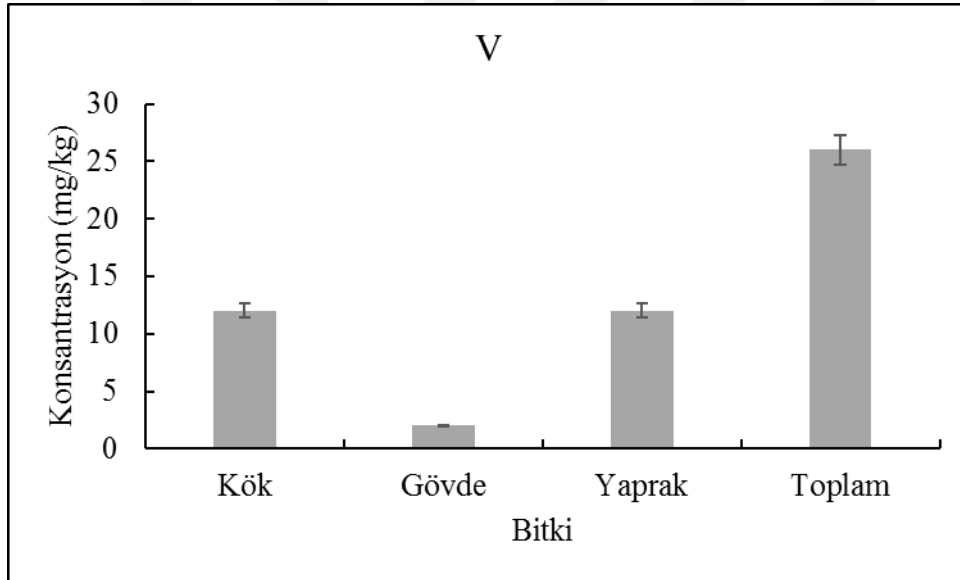
Şekil 3.2 değerlendirildiğinde, sediment örneklerinde tespit edilen en yüksek kritik hammadde konsantrasyonu V için  $90\pm4,5$  mg/kg olarak, en düşük kritik hammadde konsantrasyonu ise Sb için  $0,62\pm0,03$  mg/kg olarak tespit edildi. Sediment örneklerinde Co konsantrasyonu  $11,4\pm0,6$  mg/kg olarak, La konsantrasyonu ise  $8,6\pm0,4$  mg/kg olarak belirlendi. Sediment örneklerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonlarını büyükten küçüğe doğru  $V>Co>La>Sb$  şeklinde sıralandı. Sulak alanların sedimentleri ağır metaller için birincil toplanma yerleri iken, makrofitler ağır metalleri kökleri ve ayrıca sürgünler yoluyla absorplayabilir (Sheoran ve Sheoran, 2006).

### 3.3. *Phragmites australis* Bitkisinde Kritik Hammadde Konsantrasyonları

Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde kritik hammaddelerden vanadyum (V), antimon (Sb), kobalt (Co) ve lantan (La) tespit edilmiştir. Bu çerçevede, *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen kritik hammaddeler aşağıda tartışılmıştır.

#### 3.3.1. Vanadyum (V)

Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen vanadyum konsantrasyonları Şekil 3.3'te verilmiştir.



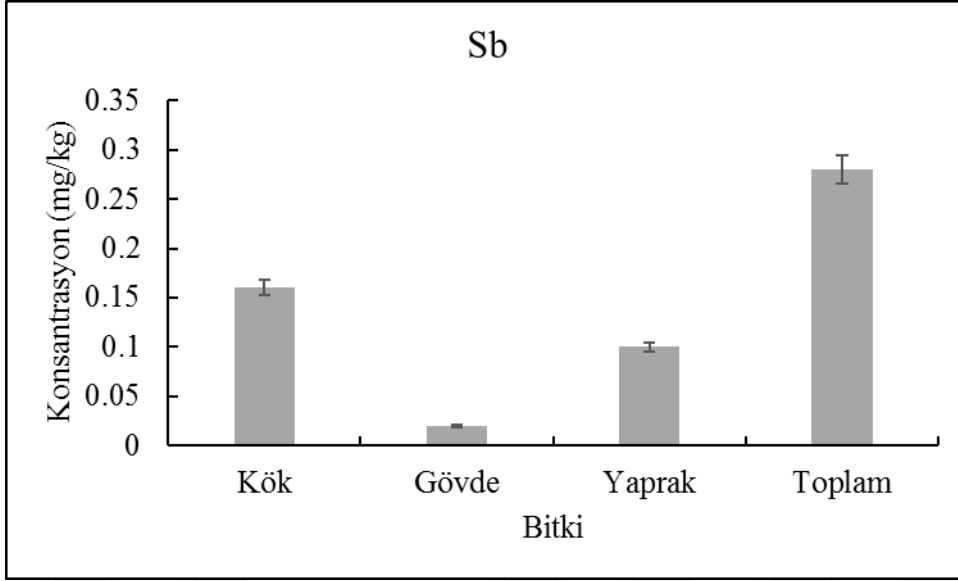
Şekil 3.3. *Phragmites australis* bitkisinde vanadyum konsantrasyonları

Şekil 3.3'e göre kümes hayvanları kesimhane atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek vanadyum konsantrasyonu kök ve yaprak için  $12\pm 0,6$  mg/kg olarak, en düşük vanadyum konsantrasyonu gövde için  $2\pm 0,1$  mg/kg olarak tespit edildi. *Phragmites australis* bitkisinde toplam vanadyum konsantrasyonu  $26\pm 1,3$  mg/kg olarak belirlendi. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen vanadyum konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralandı. Bitki kökleri vanadyum da dahil olmak üzere

birden çok ağır metali absorplayabilir. Vanadyum, bitki kökleri tarafından esas olarak temel bitki besin maddelerinin absorplanmasında kullanılan aynı taşıyıcılar yoluyla topraktan emilir, bitkinin vanadyumu alma kapasitesi bitki türüne bağlıdır ve bazı türler diğerlerinden daha iyi akümülatörler olarak işlev görür (Chen ve ark., 2020). Çoğu bitki için, vanadyum köklerde birikme eğilimindedir, sadece küçük bir kısmı bitkinin toprak üstündeki kısımlarına taşınır. Genellikle bitki dokularındaki vanadyum konsantrasyonu yaprak <gövde <kök sırasını izler. Genel olarak, bitki köklerinden sürgünlere V translokasyonu sınırlıdır. Qian ve ark. (2014) *Phragmites australis*'in dokularındaki vanadyum konsantrasyonunun, köklerde sürgünlere göre 104,83 kat daha yüksek olduğunu göstermiştir. Jiang ve ark. (2018) *Myriophyllum verticillatum* ve *Hydrilla verticillata* bitkilerinde, farklı bitki dokularındaki V konsantrasyonlarının kök> gövde> yaprak sırasını izlediğini bildirmişlerdir. Yang ve Tang (2015), *Opuntia microdasys* tarafından absorplanan vanadyumun çoğunun köklerde ve hücre duvarında kaldığını bildirmiştir. Yang ve ark. (2017) vanadyumun esas olarak soya fasulyesi köklerinde tutunduğunu ve bitki yüksek V seviyelerine maruz kaldığında vanadyumun esas olarak kök hücre duvarlarına bağlandığını tespit etmiştir. Vymazal ve ark. (2009) yaptıkları çalışmada, Çek Cumhuriyeti'nde bulunan kentsel atıksu arıtımı için kullanılan yapay sulak alanlarda büyüyen *Phragmites australis* bitkilerinin yapraklarında 0,09 mg/kg vanadyum konsantrasyonu, gövdelerinde 0,02 mg/kg vanadyum konsantrasyonu ve köklerinde 12 mg/kg vanadyum konsantrasyonu bildirmişlerdir. Söz konusu çalışmada bitki gövdelerinde, yapraklarında tespit edilen vanadyum konsantrasyonunun bu tez çalışmasında tespit edilen konsantrasyondan oldukça düşük olduğu, köklerde tespit edilen konsantrasyonun ise tez çalışmasındaki ile aynı olduğu görülmektedir. Ayrıca, söz konusu çalışmada vanadyum konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralanmıştır.

### 3.3.2. Antimon (Sb)

Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen antimon konsantrasyonları Şekil 3.4'te verilmiştir.

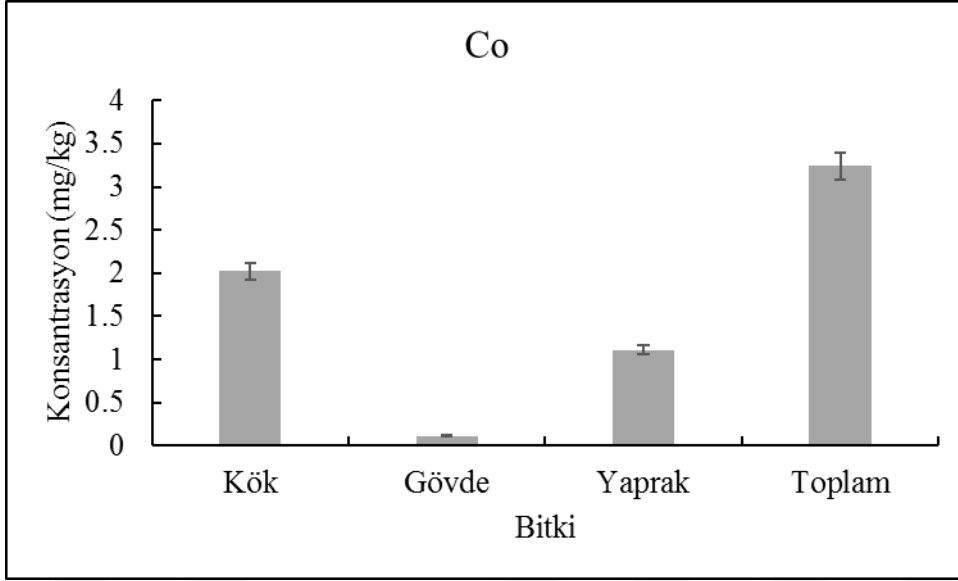


**Şekil 3.4.** *Phragmites australis* bitkisinde antimon konsantrasyonları

Şekil 3.4'e göre kümes hayvanları kesimhane atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek antimon konsantrasyonu kök için  $0,16\pm 0,008$  mg/kg olarak, en düşük antimon konsantrasyonu gövde için  $0,02\pm 0,001$  mg/kg olarak tespit edildi. *Phragmites australis* bitkisinin yapraklarında tespit edilen antimon konsantrasyonu  $0,1\pm 0,005$  mg/kg olarak belirlendi. *Phragmites australis* bitkisinde toplam antimon konsantrasyonu  $0,28\pm 0,014$  mg/kg olarak hesaplandı. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen antimon konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralandı. Hozhina ve ark. (2001), Rusya' da bulunan cevher tesisinin toplanma havuzunda büyüyen *P. australis* bitkilerinin yeraltı kısımlarında antimon konsantrasyonunu  $320 \mu\text{g/g}$  olarak bildirmişlerdir.

### 3.3.3. Kobalt (Co)

Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen kobalt konsantrasyonları Şekil 3.5'te verilmiştir.



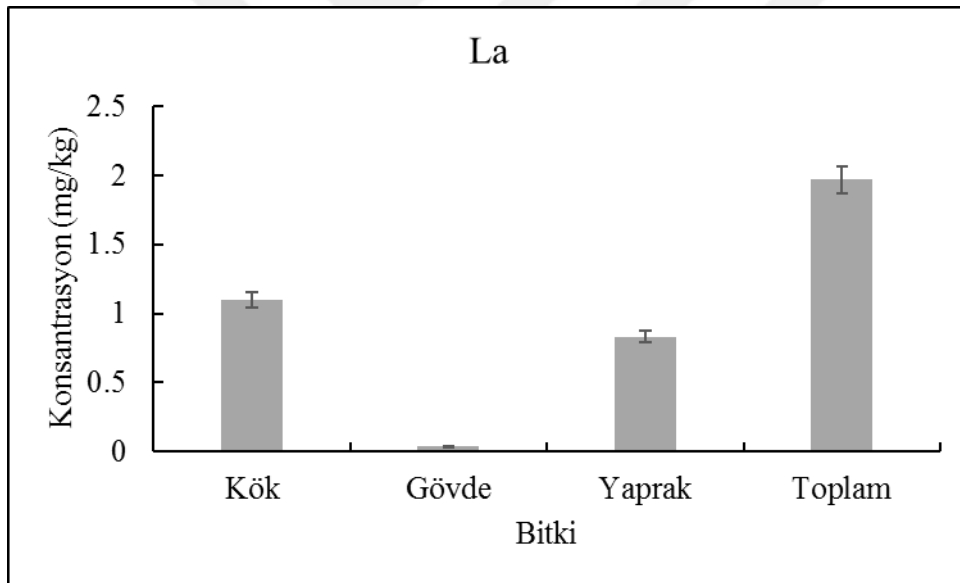
**Şekil 3.5.** *Phragmites australis* bitkisinde kobalt konsantrasyonları

Şekil 3.5'e göre kümes hayvanları kesimhane atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek kobalt konsantrasyonu kök için  $2,02 \pm 0,1$  mg/kg olarak, en düşük kobalt konsantrasyonu gövde için  $0,11 \pm 0,005$  mg/kg olarak tespit edildi. *Phragmites australis* bitkisinin yapraklarında tespit edilen kobalt konsantrasyonu  $1,11 \pm 0,05$  mg/kg olarak belirlendi. *Phragmites australis* bitkisinde toplam kobalt konsantrasyonu  $3,24 \pm 0,16$  mg/kg olarak hesaplandı. Pais ve Jones (2000) yüksek Co konsantrasyonlarının birçok bitki için toksik olduğunu ancak toksik konsantrasyonun 6–143 mg/kg aralığında büyük ölçüde değiştiğini bildirmişlerdir. Bu tez çalışmasında tespit edilen Co konsantrasyonlarının bu değerlerden düşük olduğu görülmektedir. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen kobalt konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralandı. En yüksek kobalt konsantrasyonunun köklerde olduğu ve yaprakların kökleri izlediği belirlenmiştir. Metallerin biyoakümüülasyonu kök alımına dayanır (Sheoran ve Sheoran, 2006). Yaprak vakuollerinin genellikle bitkilerdeki ağır metaller için ana depolama yerleri olduğu düşünülür ve vakuolde ağır metallerin tutulması da tolerans mekanizmasının bir parçasıdır. Bu nedenle, yapraklarda gövdelere kıyasla ağır metal konsantrasyonları daha yüksektir (Vymazal ve Březinová, 2006). Vymazal ve ark. (2009) yaptıkları çalışmada, Çek Cumhuriyeti'nde bulunan kentsel atıksu arıtımı için kullanılan yapay sulak alanlarda büyüyen *Phragmites australis* bitkilerinin yapraklarında  $0,08$  mg/kg kobalt konsantrasyonu,

gövdelerinde 0,16 mg/kg kobalt konsantrasyonu ve köklerinde 37 mg/kg kobalt konsantrasyonu bildirmişlerdir. Söz konusu çalışmada bitki gövdelerinde tespit edilen kobalt konsantrasyonunun bu tez çalışmasında tespit edilen konsantrasyona yakın olduğu, yapraklardaki konsantrasyonun bu tez çalışmasında tespit edilen konsantrasyondan düşük olduğu, köklerde tespit edilen konsantrasyonun ise tez çalışmasındakinden oldukça yüksek olduğu görülmektedir. Ayrıca, söz konusu çalışmada kobalt konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>gövde>yaprak şeklinde sıralanmıştır.

### 3.3.4. Lantan (La)

Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen lantan konsantrasyonları Şekil 3.6’da verilmiştir.



Şekil 3.6. *Phragmites australis* bitkisinde lantan konsantrasyonları

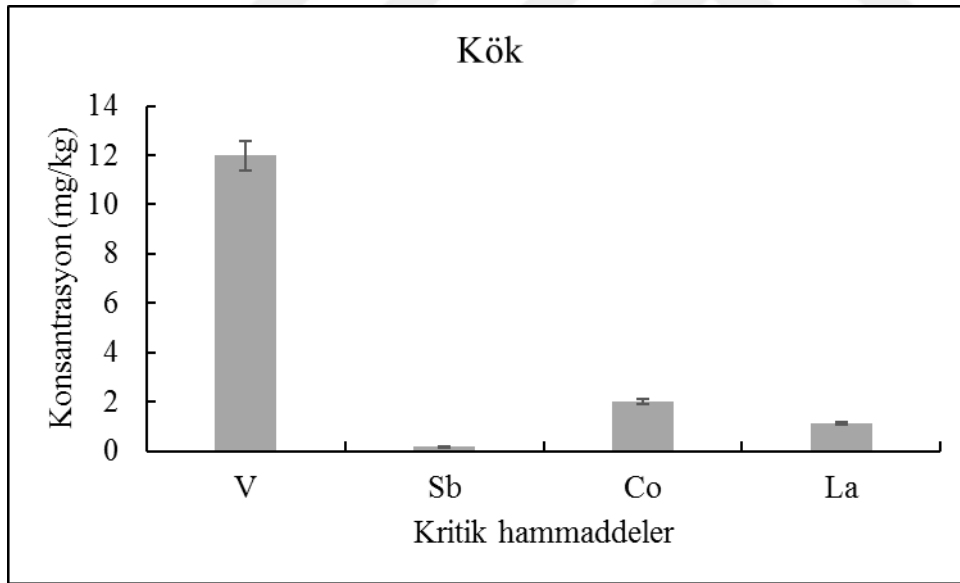
Şekil 3.6’ya göre kümes hayvanları kesimhane atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek lantan konsantrasyonu kök için  $1,1\pm 0,05$  mg/kg olarak, en düşük lantan konsantrasyonu gövde için  $0,04\pm 0,002$  mg/kg olarak tespit edildi. *Phragmites australis* bitkisinin yapraklarında tespit edilen lantan konsantrasyonu  $0,83\pm 0,04$  mg/kg olarak belirlendi. *Phragmites australis* bitkisinde toplam lantan konsantrasyonu  $1,97\pm 0,01$  mg/kg olarak hesaplandı. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz

kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen lantan konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralandı. van Oosterhout ve ark. (2020) yaptıkları çalışmada Rauwbraken Gölü' nde (Hollanda) sedimentten salınan fosfatı bağlayarak ötrofikasyonu azaltmak için lantan modifiye bentonit uygulandıktan sonra *Phragmites* köklerinde ve yapraklarında lantan konsantrasyonlarını sırası ile 107 mg/kg ve 71.4 mg/kg olarak tespit etmişlerdir.

### 3.4. *Phragmites australis* Organlarında Kritik Hammadde Konsantrasyonları

#### 3.4.1. *Phragmites australis* köklerinde kritik hammadde konsantrasyonları

Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin köklerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları Şekil 3.7'de verilmiştir.



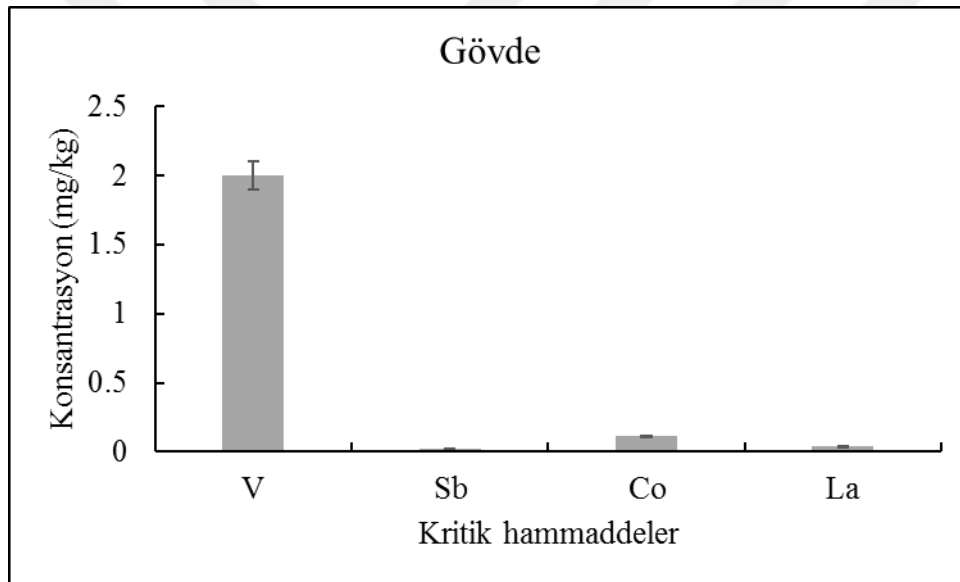
Şekil 3.7. *Phragmites australis* köklerinde kritik hammadde konsantrasyonları

Şekil 3.7'ye göre kümes hayvanları kesimhane atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin köklerinde tespit edilen en yüksek kritik hammadde konsantrasyonu V için  $12 \pm 0,6$  mg/kg olarak, en düşük kritik hammadde konsantrasyonu ise Sb için  $0,16 \pm 0,008$  mg/kg olarak tespit edildi. *Phragmites australis* bitkilerinin köklerinde Co konsantrasyonu

2,02±0,1 mg/kg olarak, La konsantrasyonu ise 1,1±0,05 mg/kg olarak belirlendi. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin köklerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonlarını büyükten küçüğe doğru V>Co>La>Sb şeklinde sıralandı.

### 3.4.2. *Phragmites australis* gövdesinde kritik hammadde konsantrasyonları

Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin gövdelerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları Şekil 3.8’de verilmiştir.

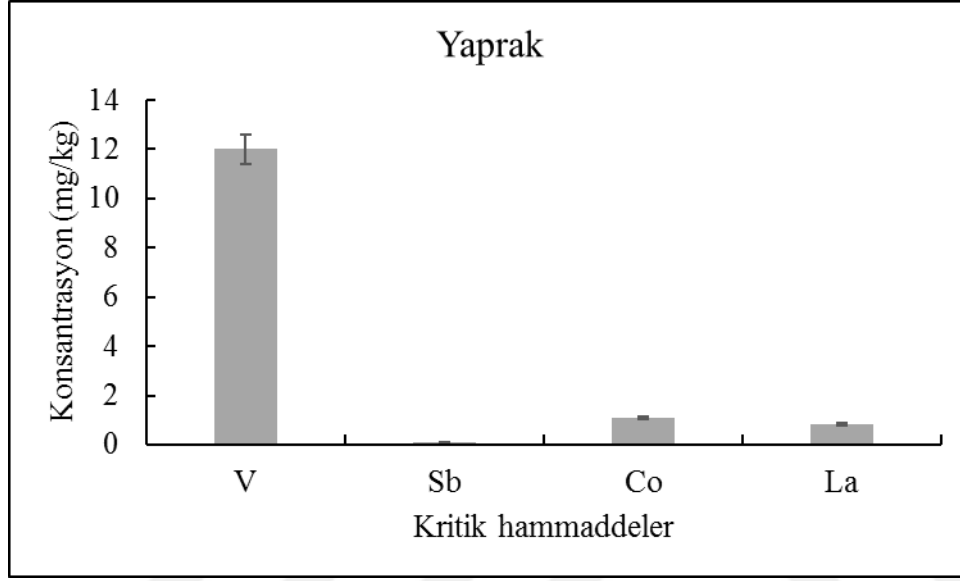


Şekil 3.8. *Phragmites australis* gövdelerinde kritik hammadde konsantrasyonları

Şekil 3.8’e göre kümes hayvanları kesimhane atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin gövdelerinde tespit edilen en yüksek kritik hammadde konsantrasyonu V için 2±0,1 mg/kg olarak, en düşük kritik hammadde konsantrasyonu ise Sb için 0,02±0,001 mg/kg olarak tespit edildi. *Phragmites australis* bitkilerinin gövdelerinde Co konsantrasyonu 0,11±0,005 mg/kg olarak, La konsantrasyonu ise 0,04±0,002 mg/kg olarak belirlendi. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin gövdelerinde tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları köklerde olduğu gibi büyükten küçüğe doğru V>Co>La>Sb şeklinde sıralandı.

### 3.4.3. *Phragmites australis* yapraklarında kritik hammadde konsantrasyonları

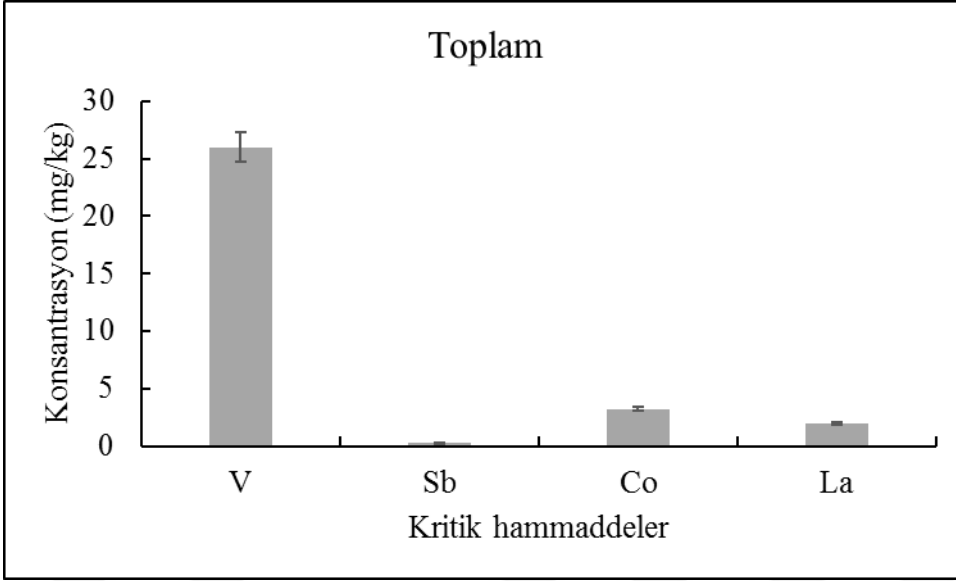
Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin yapraklarında tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları Şekil 3.9'da verilmiştir.



Şekil 3.9. *Phragmites australis* köklerinde kritik hammadde konsantrasyonları

Şekil 3.9'a göre kümes hayvanları kesimhane atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin yapraklarında tespit edilen en yüksek kritik hammadde konsantrasyonu V için 12±0,6 mg/kg olarak, en düşük kritik hammadde konsantrasyonu ise Sb için 0,1±0,005 mg/kg olarak tespit edildi. *Phragmites australis* bitkilerinin yapraklarında Co konsantrasyonu 1,11±0,05 mg/kg olarak, La konsantrasyonu ise 0,83±0,04 mg/kg olarak belirlendi. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinin yapraklarında tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonları kök ve gövdede olduğu gibi büyükten küçüğe doğru V>Co>La>Sb şeklinde sıralandı.

Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinde tespit edilen toplam kritik hammadde konsantrasyonları Şekil 3.10'da verilmiştir.



**Şekil 3.10.** *Phragmites australis* bitkisinde toplam kritik hammadde konsantrasyonları

Şekil 3.10 değerlendirildiğinde *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek toplam kritik hammadde konsantrasyonu V için  $26 \pm 1,3$  mg/kg olarak, en düşük toplam kritik hammadde konsantrasyonu Sb için  $0,28 \pm 0,01$  mg/kg olarak belirlendi. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde toplam Co konsantrasyonu  $3,24 \pm 0,16$  mg/kg, toplam La konsantrasyonu  $1,97 \pm 0,09$  mg/kg olarak tespit edildi. Kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen toplam kritik hammadde konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru  $V > Co > La > Sb$  şeklinde sıralandı.

### 3.5. Biyokonsantrasyon ve Translokasyon Faktörleri

Bu tez çalışmasında kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinin kritik hammaddeleri akümüle etme mekanizmasını değerlendirmek için biyokonsantrasyon ve translokasyon faktörü değerleri hesaplandı. *Phragmites australis* bitkisinde kritik hammaddeler için biyokonsantrasyon faktörü değerleri Tablo 3.1'de özetlenmiştir.

**Tablo 3.1.** *Phragmites australis* için biyokonsantrasyon faktör değerleri

	BCF1 (kök/sediment)	BCF2 (gövde/sediment)	BCF3 (gövde/atıksu)	BCF4 (kök/atıksu)
V	0,13	0,02	1818	10909
Sb	0,26	0,03	286	2286
Co	0,18	0,01	3667	67333
La	0,13	0,004	4000	110000

*Phragmites australis* bitkisinin kümes hayvanları kesimhanesi atıksularındaki kritik hammaddeleri akümüle edip etmediğini belirlemek ve fitoremediasyon potansiyelini değerlendirmek için biyokonsantrasyon faktörü ve translokasyon faktörü değerleri kullanılmıştır (Baker ve ark., 1983; McGrath ve ark., 2003; Bian ve ark., 2020). Söz konusu biyokonsantrasyon ve translokasyon faktörü değerleri 1’den büyükse *Phragmites australis* bitkisinin verimli bir akümülyasyon kapasitesinin olduğu ifade edilebilir.

Tablo 3.1 değerlendirildiğinde biyokonsantrasyon faktörlerinden BCF3 ve BCF4 değerlerinin önemli ölçüde 1 değerinden büyük olduğu tespit edilmiştir. Bu durum, atıksuda bulunan kritik hammaddelerin *Phragmites australis* bitkisi tarafından verimli bir şekilde akümüle olduğunu göstermektedir. BCF1 değerleri incelendiğinde en yüksek BCF1 değerinin Sb için hesaplandığı (0,26), en düşük BCF1 değerinin ise V ve La için hesaplandığı (0,13) tespit edildi. BCF1 değerleri küçükten büyüğe doğru  $V=La<Co<Sb$  olarak sıralandı.

BCF2 değerleri incelendiğinde en yüksek BCF2 değerinin Sb için hesaplandığı (0,03), en düşük BCF2 değerinin ise La için hesaplandığı (0,004) tespit edildi. BCF2 değerleri küçükten büyüğe doğru  $La<Co<V<Sb$  olarak sıralandı.

BCF3 değerleri incelendiğinde en yüksek BCF3 değerinin La için hesaplandığı (4000), en düşük BCF3 değerinin ise Sb için hesaplandığı (286) tespit edildi. BCF3 değerleri küçükten büyüğe doğru  $Sb<V<Co<La$  olarak sıralandı. BCF3 değerlerine göre kritik hammaddelerden La’ın atıksudan gövde bölgesine doğru iyi bir akümülyasyonun olduğu belirlendi.

BCF4 değerleri incelendiğinde en yüksek BCF4 değerinin La için hesaplandığı (110000), en düşük BCF4 değerinin ise Sb için hesaplandığı (2286) tespit edildi. BCF4 değerleri küçükten büyüğe doğru  $Sb<V<Co<La$  olarak sıralandı. BCF4 değerlerine göre kritik hammaddelerden La’ın atıksudan kök bölgesine doğru iyi bir akümülyasyonun olduğu

belirlendi.

*Phragmites australis* bitkisinde kritik hammaddeler için translokasyon faktörü değerleri Tablo 3.2’de özetlenmiştir.

**Tablo 3.2.** *Phragmites australis* için translokasyon faktör değerleri

	TF1 (yaprak/kök)	TF2 (gövde/kök)	TF3 (yaprak/gövde)
V	1,00	0,17	6,00
Sb	0,63	0,13	5,00
Co	0,55	0,05	10,09
La	0,75	0,04	20,75

Tablo 3.2 değerlendirildiğinde translokasyon faktörlerinden TF3 değerlerinin 1 değerinden büyük olduğu görülmektedir. Vymazal ve ark. (2009) yaptıkları çalışmada, Çek Cumhuriyeti’nde bulunan kentsel atıksu arıtımı için kullanılan yapay sulak alanlarda büyüyen *Phragmites australis* bitkilerinde kobalt için hesapladıkları yapraktaki konsantrasyon/gövdedeki konsantrasyon oranını (TF3) 0,5 olarak bildirmişlerdir. Söz konusu çalışmada tespit edilen bu oranın bu tez çalışmasında tespit edilen orandan düşük olduğu görülmektedir. Ayrıca, aynı çalışmada bu değeri vanadyum için 7,9 olarak hesaplamışlardır. Söz konusu çalışmada tespit edilen oran bu tez çalışmasında tespit edilen orandan yüksektir.

TF1 değerleri incelendiğinde en yüksek TF1 değerinin V için 1,00 olarak, en düşük TF1 değerinin ise Co için 0,55 olarak hesaplanmıştır. TF1 değerleri küçükten büyüğe doğru Co<Sb<La<V olarak sıralandı. TF1 değerlerine göre kritik hammaddelerden V’nin kök bölgesinden yapraklara doğru iyi bir akümüülasyonun olduğu belirlendi.

TF2 değerleri incelendiğinde en yüksek TF2 değerinin V için 0,17 olarak, en düşük TF2 değerinin ise La için 0,04 olarak hesaplanmıştır. TF2 değerleri küçükten büyüğe doğru La<Co<Sb<V olarak sıralandı.

TF3 değerleri incelendiğinde en yüksek TF3 değerinin La için 20,75 olarak, en düşük TF3 değerinin ise Sb için 5 olarak hesaplanmıştır. TF3 değerleri küçükten büyüğe doğru Sb<V<Co<La olarak sıralandı. TF3 değerlerine göre kritik hammaddelerden La’nın gövde bölgesinden yaprak bölgesine doğru iyi bir akümüülasyonun olduğu belirlendi.

### 3.6. *Phragmites australis* Bitkisinde Kritik hammaddelerin İstatistiksel İlişkisi

*Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen kritik hammaddeler arasında ilişkiyi gösteren korelasyon katsayıları Tablo 3.3'te verilmiştir.

**Tablo 3.3.** *Phragmites australis*'te kritik hammaddeler arasındaki istatistiksel ilişki

		V	Sb	Co	La
V	Pearson	1			
	Correlation				
Sb	Pearson	,904	1		
	Correlation				
Co	Pearson	,879	,998*	1	
	Correlation				
La	Pearson	,970	,981	,969	1
	Correlation				

\*. Korelasyon 0,05 seviyesinde önemli (2-yollu).

Tablo 3.3 değerlendirildiğinde *Phragmites australis* bitkisinde Co ve Sb arasında önemli bir korelasyonun olduğu tespit edildi. Co-Sb arasındaki istatistiksel ilişki 0,998 olarak hesaplandı ( $p=0,05$ ). Sb ve V arasındaki korelasyonun 0,904 olduğu, La ve V arasındaki korelasyonun 0,970 olduğu, La ve Co arasındaki korelasyonun 0,969 olduğu belirlendi. Bu durum Co ve Sb arasındaki korelasyondan sonra Sb-V, La-V ve La-Co arasındaki istatistiksel ilişkinin iyi olduğunu gösterdi. Co ve V arasındaki ilişkinin ise 0,879 olduğu belirlendi.

#### 4. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışmasının ana amacı, Elazığ ilinde bulunan kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan ve köklü bir bitki olan *Phragmites australis* bitkisinde bazı kritik hammaddelerin konsantrasyonlarının belirlenmesiydi. Bu çerçevede, bu tez kapsamında aşağıda verilen sonuçlar elde edilmiştir.

1- Kümes hayvanları kesimhane atıksularında tespit edilen en yüksek kritik hammadde konsantrasyonu V için  $1,1\pm 0,05$  µg/L olarak, en düşük kritik hammadde konsantrasyonu ise La için  $0,01\pm 0,001$  µg/L olarak tespit edildi.

2- Kümes hayvanları kesimhanesinden deşarj edilen atıksuların verildiği noktada alınan sediment örneklerinde tespit edilen en yüksek kritik hammadde konsantrasyonu V için  $90\pm 4,5$  mg/kg olarak, en düşük kritik hammadde konsantrasyonu ise Sb için  $0,62\pm 0,03$  mg/kg olarak tespit edildi.

3- *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek vanadyum konsantrasyonu kök ve yaprak için  $12\pm 0,6$  mg/kg olarak, en düşük vanadyum konsantrasyonu gövde için  $2\pm 0,1$  mg/kg olarak tespit edildi. Vanadyum konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralandı.

4- *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek antimon konsantrasyonu kök için  $0,16\pm 0,008$  mg/kg olarak, en düşük vanadyum konsantrasyonu gövde için  $0,02\pm 0,001$  mg/kg olarak tespit edildi. Antimon konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralandı.

5- *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek kobalt konsantrasyonu kök için  $2,02\pm 0,1$  mg/kg olarak, en düşük kobalt konsantrasyonu gövde için  $0,11\pm 0,005$  mg/kg olarak tespit edildi. Kobalt konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralandı.

6- *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen en yüksek lantan konsantrasyonu kök için  $1,1\pm 0,05$  mg/kg olarak, en düşük lantan konsantrasyonu gövde için  $0,04\pm 0,002$  mg/kg olarak tespit edildi. Lantan konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru kök>yaprak>gövde şeklinde sıralandı.

7- *Phragmites australis* bitkilerinin köklerinde, gövdelerinde ve yapraklarında tespit edilen en yüksek kritik hammadde konsantrasyonu V için  $12\pm 0,6$ ,  $2\pm 0,1$  ve  $12\pm 0,6$  mg/kg olarak tespit edildi. *Phragmites australis* bitkilerinin köklerinde, gövdelerinde ve yapraklarında tespit edilen kritik hammadde konsantrasyonlarını büyükten küçüğe doğru

V>Co>La>Sb şeklinde sıralandı.

8- BCF değerleri incelendiğinde BCF3 ve BCF4 değerlerinin önemli ölçüde 1 değerinden büyük olduğu ve atıksudaki kritik hammaddelerin *Phragmites australis* bitkisi tarafından verimli bir şekilde akümüle olduğu belirlendi. BCF1 değerleri küçükten büyüğe doğru V=La<Co<Sb olarak, BCF2 değerleri La<Co<V<Sb olarak, BCF3 ve BCF4 değerleri Sb<V<Co<La olarak sıralandı.

9- TF değerleri incelendiğinde TF3 değerlerinin BCF3 ve BCF4'te olduğu gibi 1'den büyük değerler aldığı belirlendi. TF1 değerlerine göre kritik hammaddeler Co<Sb<La<V olarak, TF2 değerlerine göre La<Co<Sb<V olarak ve TF3 değerlerine göre Sb<V<Co<La olarak sıralandı.

10- *Phragmites australis* bitkisinde tespit edilen kritik hammaddeler arasındaki en iyi korelasyonun Co-Sb arasında olduğu belirlendi.

Yukarıda verilen sonuçlara göre, kümes hayvanları kesimhanesi atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkisinin kritik hammaddelerden V, Co, Sb ve La'ı iyi bir şekilde akümüle ettiği belirlendi. *Phragmites australis* bitkisinin akümülyasyon kapasiteleri hesaplandığında V için 23633 kat, Co için 108000 kat, Sb için 4000 kat ve La için 197000 kat olduğu hesaplandı. *Phragmites australis* bitkisinin akümülyasyon kapasitesi incelendiğinde en yüksek akümülyasyonun La için gerçekleştiği tespit edildi. Sonuç olarak, *Phragmites australis* bitkisinin kümes hayvanları kesimhanesi atıksularında bulunan kritik hammaddeleri akümüle ettiği ve fitoremediasyon teknolojisinde kullanılabileceği belirlendi. *Phragmites australis* bitkisinin kritik hammadde içeren farklı karakterdeki atıksulardan kritik hammaddeleri fitoremediasyon amacı ile de kullanımı önerilebilir. Ayrıca, kümes hayvanları kesimhanesi atıksularında kritik hammadde bulunmakla birlikte kümes hayvanları için kullanılan yemlerden kaynaklanabilecek ağır metaller, nutrientler, antibiyotik kalıntıları vb. gibi pek çok kirletici de bulunabilir. Bu nedenle, kümes hayvanları kesimhanesinde bu kirleticilerin de tespit edilmesi ve fitoremediasyon teknolojisiyle uzaklaştırılması çevre kirliliği açısından oldukça önemlidir.

## 5. KAYNAKLAR

- Achary, M.S., Panigrahi, S., Satpathy, K.K., Prabhu, R.K., Panigrahy, R.C., 2016.** Health risk assessment and seasonal distribution of dissolved trace metals in surface waters of Kalpakkam, southwest coast of Bay of Bengal. *Regional Studies in Marine Science*, 6:96-108.
- Akcil, A., Agcasulu, I., Swain, B., 2019.** Valorization of waste LCD and recovery of critical raw material for circular economy: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 149: 622-637.
- Álvarez-Fernández, E., Cancelo, A., Díaz-Vega, C., Capita, R., Alonso-Calleja, C., 2013.** Antimicrobial resistance in *E. coli* isolates from conventionally and organically reared poultry: A comparison of agar disc diffusion and Sensi Test Gram-negative methods, *Food Control*, 30:227-234.
- Amarasiriwardena, D., Wu, F., 2011.** Antimony: Emerging toxic contaminant in the environment. *Microchemical Journal*, 97:1-3.
- Asyalı, N., 1992.** Kuluçkahane ve Kesimhane Artıklarının Değerlendirilmesi Olanakları. *Tavukçulukta Verimlilik Sempozyumu*, 67.
- Avula, R.Y., Nelson, H.M., Singh, R.K., 2009.** Recycling of poultry process wastewater by ultrafiltration. *Innov. Food Sci. Emerg. Technol.* 10:1–8.
- Baker, A.J.M., Brooks, R.R., Pease, A.J., Malaisse, F., 1983.** Studies on copper and cobalt tolerance in three closely related taxa within the genus *Silene* L. (Caryophyllaceae) from Zaïre. *Plant Soil*, 73:377–385.
- Baldé, C.P., Forti, V., Gray, V., Kuehr, R., Stegmann, P., 2017.** The global e-waste monitor 2017: Quantities, flows and resources. United Nations University, *International Telecommunication Union*.
- Bert, V., Girondelot, B., Quatannens, V., and Laboudigue, A., 2005.** A phytostabilisation of a metal polluted dredged sediment deposit—Mesocosm experiment and field trial. In: Uhlmann O, Annokkée GJ, Arendt F. eds. *Proceedings of the 9th International FZK/TNO Conference on soil–water systems, remediation concepts and technologies*, 1544-1550.
- Bian, F., Zhong, Z., Zhang, X., Yang, C., Gai, X., 2020.** Bamboo: an untapped plant resource for the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Chemosphere*, 246: Article 125750.
- Bonanno, G., Lo Giudice, R., 2010.** Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators*, 10: 639-645.

- Chen, L., Liu, J.R., Hu, W.F., Gao, J., Yang, J.-Y.,** 2020. Vanadium in soil-plant system: Source, fate, toxicity, and bioremediation, *Journal of Hazardous Materials*, Article 124200.
- Dahiya, S., Tripathi, R.M., Hegde, A.G.,** 2008. Biosorption of heavy metals and radionuclide from aqueous solutions by pre-treated arca shell biomass. *J. Hazard. Mater.*, 150: 376-386.
- Dalkılıç, K., Uğurlu, A.,** 2013. Tavuk Gübresinden Biyogaz Üretimi, *Tavukçuluk Araştırma Dergisi*, 10:14-19.
- Debik, E., Coskun, T.,** 2009. Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling. *Bioresource Technology*, 100:2777–2782.
- Del Nery, V., de Nardi, I.R., Damianovic, M.H.R.Z., Pozzi, E., Amorim, A.K.B., Zaiat, M.,** 2007. Long-term operating performance of a poultry slaughterhouse wastewater treatment plant. *Resources, Conservation and Recycling*, 50: 102-114.
- Demirulus, H., Aydın, A.,** 1996. Tavukçuluk Artık ve Atık Maddelerinin İşlenerek Çevre Kirliliğinin Azaltılması, *Ekoloji*, 19:22-26.
- EU,** 2014. Critical Raw Materials for the EU, *Report of the Ad-hoc Working Group on Defining Critical Raw Materials* (May 2014)
- EU,** 2017. European Union, Study on the review of the list of critical raw materials: final report. <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/08fdab5f-9766-11e7-b92d-01aa75ed71a1/language-en>.
- Fabjan, C., Garche, J., Harrer, B., Jörissen, L., Kolbeck, C., Philippi, F., Tomazic, G., Wagner, F.,** 2001. The vanadium redox-battery: an efficient storage unit for photovoltaic systems, *Electrochim. Acta*, 47:825-831.
- Fonkwe, L.G., Singh, R.K., Lee, J.H.,** 2001. Utilization of poultry processing wastes. *Journal of Food Science Nutrition*, 6: 257-262.
- Gikas, P.,** 2007. Kinetic responses of activated sludge to individual and joint nickel (Ni (II)) and cobalt (Co (II)): An isobolographic approach. *Journal of Hazardous Materials*, 143:246-256.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A.B., Cansaran Duman, D. and Aras, S.,** 2012. Biyosorpsiyon, adsorpsiyon ve fitoremediasyon yöntemleri ve uygulamaları, *Türk Hij Den Biyol Derg*, 69 (4): 235-53
- Hawkins, M.,** 2001. Why we need cobalt, *Trans. Inst. Min. Metall. B Appl. Earth Sci.*, 110:66-70.

- Hennebel, T., Boon, N., Maes, S., Lenz, M.,** 2015. Biotechnologies for critical raw material recovery from primary and secondary sources: R&D priorities and future perspectives. *New Biotechnol.*, 32:121-127.
- Hofmann, M., Hofmann, H., Hagelüken, C., Hool, A.,** 2018. Critical raw materials: A perspective from the materials science community. *Sustainable Materials and Technologies*, 17: Article e00074
- Hozhina, E.I., Khramov, A.A., Gerasimov, P.A., Kumarkov, A.A.,** 2001. Uptake of heavy metals, arsenic, and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries, *Journal of Geochemical Exploration*, 74:153-162.
- Hu, G., Chen, D., Wang, L., Liu, J., Zhao, H., Liu, Y., Qi, T., Zhang, C., Yu, P.,** 2014. Extraction of vanadium from chloride solution with high concentration of iron by solvent extraction using D<sub>2</sub>EHPA, *Sep. Purif. Technol.*, 125:59-65.
- Ilgen, A.G., Majs, F., Barker, A.J., Douglas, T.A., Trainor, T.P.,** 2014. Oxidation and mobilization of metallic antimony in aqueous systems with simulated groundwater. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 132:16-30.
- Imtiaz, M., Rizwan, M.S., Xiong, S., Li, H., Ashraf, M., Shahzad, S.M., Shahzad, M., Rizwan, M., Tu, S.,** 2015. Vanadium, recent advancements and research prospects: A review. *Environment International*, 80: 79-88.
- İşildar, A., Rene, E.R., van Hullebusch, E.D., Lens, P.N.,** 2018. Electronic waste as a secondary source of critical metals: management and recovery technologies. *Resour. Conserv. Recycl.*, 135:296-312.
- Jiang, B., Xing, Y., Zhang, B., Cai, R., Zhang, D., Sun, G.,** 2018. Effective phytoremediation of low-level heavy metals by native macrophytes in a vanadium mining area, China, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25:31272-31282.
- Kaewsarn P.,** 2002. Biosorption of Copper (II) from Aqueous Solutions By Pre-treated Biomass of Marine Algae *Padina* sp., *Chemosphere*, 47: 1081-1085.
- Kelleher, B.P., Leahy, J.J., Henihan, A.M., O'Dwyer, T.F.,** 2002. Advances in poultry litter disposal technology-a review, *Bioresource Technology*, 83:27-36.
- Keshtkar, A.R., Moosavian, M.A., Sohbatzadeh, H., Mofras, M.,** 2019. La(III) and Ce(III) biosorption on sulfur functionalized marine brown algae *Cystoseira indica* by xanthation method: Response surface methodology, isotherm and kinetic study, *Groundwater for Sustainable Development*, 8:144-155.
- Kothe, E., A. Varma, AÇ.,** 2012. Bio-geo Interactions in Metal-contaminated Soils, *Springer*.
- Kratochvil D. ve Volesky B.,** 1998. Advances in the Biosorption of Heavy metals, *Trends in Biotechnology*, 16: 291-300.

- Li, J., Zheng, B.H., He, Y., Zhou, Y., Chen, X., Ruan, S., Yang, Y., Dai, C., Tang, L.,** 2018, Antimony contamination, consequences and removal techniques: A review, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 156:125-134.
- Liu, J., Bongaerts, J.,** 2014. Mine planning and equipment selection supply chain of rare earth elements (REEs), C. Drebenstedt, R. Singhal (Eds.), *Mine Planning and Equipment Selection. Springer International Publishing*, pp. 1419-1426.
- Long, X., Wang, X., Guo, X., He, M.,** 2020. A review of removal technology for antimony in aqueous solution. *Journal of Environmental Sciences*, 90:189-204.
- Marscheider-Weidemann, F., Langkau, S., Hummen, T., Erdmann, L., Tercero Espinoza, L., Angerer, G., Marwede, M., Benecke, S.,** 2016. Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2016, *DERA Rohstoffinformationen* 28, Berlin.
- McGrath, S.P., Zhao, F.J.,** 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 14:277– 282.
- Memon, A.R., Aktoprakligül, D., Özdemir, A. and Vertii, A.,** 2001. Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants, *Turkish Journal of Botany*, 25:111-121.
- Moore, S., Elliott, J.,** 2012. West relies on significant illegal rare earths exports. In: Kogel, J.E., Trivedi, N.C., Barker, J.M. (Eds.), *Industrial Minerals* volume, 21th ed., Littleton, Colorado, *Society for Mining, Metallurgy, and Exploration*. p. 14.
- Mudd, G.M., Weng, Z., Jowitt, S.M., Turnbull, I.D., Graedel, T.E.,** 2013. Quantifying the recoverable resources of by-product metals: The case of cobalt, *Ore Geology Reviews*, 55:87-98.
- Pais, J., Jones, B.J.,** 2000. *The Handbook of Trace Elements*, St. Lucie Press, Boca Raton, FL, USA, 223.
- Paul, J., Campbell, G.,** 2011. Investigating rare earth element mine development in EPA region 8 and potential environmental impacts, EPA, U.S.
- Peng, H.,** 2019. A literature review on leaching and recovery of vanadium. *J. Environ. Chem. Eng.* 7:103313.
- Pinchin, H.E., Williams, J.B., May, E., Mant, C., Hodkinson, B.J.,** 2013. In Situ and Microcosm Investigations into the Phytoremediation of Hydrocarbon-Contaminated Lagoon Sediments Using *Phragmites australis*, *Journal of Environmental Engineering*, 139: 488-495.
- Pinto, J., Costa, M., Leite, C., Borges, C., Freitas, R.,** 2019. Ecotoxicological effects of lanthanum in *Mytilus galloprovincialis*: Biochemical and histopathological impacts, *Aquatic Toxicology*, 211:181-192.

- Pol, A., Barends, T.R.M., Dietl, A., Khadem, A.F., Eygensteyn, J., Jetten, M.S.M., Op den Camp, H.J.M.,** 2014. Rare earth metals are essential for methanotrophic life in volcanic mudpots. *Environ. Microbiol.*, 16:255-264.
- Qian, Y., Gallagher, F.J., Feng, H., Wu, M., Zhu, Q.,** 2014. Vanadium uptake and translocation in dominant plant species on an urban coastal brownfield site, *Sci. Total Environ.*, 476–477:696-704.
- Rabe, W., Kostka, G., Smith Stegen, K.,** 2017. China's supply of critical raw materials: Risks for Europe's solar and wind industries?. *Energy Policy*, 101:692-699.
- Reddy, K. R., DeBusk T. A.,** 1987. State-of-the art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Wat. Sci. Tech.*, 19:61-79.
- Reyes-Herrera, I., Donoghue, D.J.,** 2012. Chemical contamination of poultry meat and eggs, *Chemical Contaminants and Residues in Food*, 18: 469-497.
- Rich G. ve Cherry K.,** 1987. Hazardous Waste Treatment Technologies, In: Pudvan Publ. Co. (Ed.), p. 169., Newyork.
- Rinquest, Z., Basitere, M., Ntwampe, S.K.O., Njoya, M.,** 2019. Poultry slaughterhouse wastewater treatment using a static granular bed reactor coupled with single stage nitrification–denitrification and ultrafiltration systems. *J. Water Process Eng.*, 29: 100778.
- Rizzi, L., Petruzzelli, G., Poggio, G. and Vigna Guidi, G.,** 2004. Soil physical changes and plant availability of Zn and Pb in a treatability test of phytostabilization, *Chemosphere*, 57:1039-1046.
- Salminen, E.A., Rintala, J.A.,** 2002. Semi-continuous anaerobic digestion of solids poultry slaughterhouse waste: effect of hydraulic retention time and loading, *Water Res.*, 36: 3175-3182.
- Serfor-Armah, Y., Nyarko, B.J.B., Osa, E.K., Carboo, D., Anim-Sampong, Seku, F.,** 2001. Rhodophyta Seaweed Species as Bioindicators for Monitoring Toxic Element Pollutants in the Marine Ecosystem of Ghana, *Water, Air, and Soil Pollution*, 127: 243-253.
- Sheoran, A.S., Sheoran, V.,** 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review, *Minerals Engineering*, 19:105-116.
- Simoni, M., Kuhn, E.P., Morf, L.S., Kuendig, R., Adam, F.,** 2015. Urban mining as a contribution to the resource strategy of the Canton of Zurich. *Waste Management*, 45:10-21.
- Sneller, F.E., Kalf, D., Weltje, L., Van Wezel, A.,** 2000. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for Rare Earth Elements (REEs). *Rivm, Report*, 601:66.

- SRP**, 2019. Sector Report of Poultly, Fırat Development Agency, <http://www.fka.org.tr/ContentDownload/Kanatl%C4%B1%20Hayvanc%C4%B1%C4%B1k%20Sekt%C3%B6r%20Raporu.pdf>. Erişim tarihi: 15.12.2019.
- Sun, T., Pan, Y., Sun, X., Zhang, Y.**, 2019. Recovery of vanadium using an aqueous two-phase system consisting of poly (ethylene glycol) 2000 and sodium sulfate, *Hydrometallurgy*, 189: Article 105135.
- Survey, U.S.G**, 2018. Survey, U.S.G (Ed.), U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries.
- Şener, A., Temiz, A.**, 2004. Tavuk Kesimhane ve İşletmelerinde Kullanılan Ticari Dezenfektanlar ve Etkinlikleri, *Orlab On-Line Mikrobiyoloji Dergisi*, 2:1-28.
- Taylan, Z.S., Özkoç, H.B.**, 2007. Potansiyel ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde akuatik organizmaların biokullanılabilirliği, *BAÜ FBE Dergisi*, 9:17-33.
- Topal, M.**, 2020. Investigation of Some Metal Accumulation Ability of Phragmites australis from Poultry Slaughterhouse Wastewaters, *Arabian Journal for Science and Engineering*, <https://doi.org/10.1007/s13369-020-04825-8>.
- Topal, M., Arslan Topal, E.I.**, 2014. Environmental Problems Sourced From Poultry Farms in Elazığ City. *National Congress of Poultry, International Participation 9-11 October 2014*, Elazığ, Turkey.
- TPRC**, 2012. The People's Republic of China, Situation and policies of China's rare earth industry. Beijing, *Information Office of the State Council*.
- Tunali, S., Yanardag, R.**, 2006. Effect of vanadyl sulfate on the status of lipid parameters and on stomach and spleen tissues of streptozotocin-induced diabetic rats, *Pharmacol. Res.*, 53:271-277.
- Türkoğlu, B.**, 2006. Toprak kirlenmesi ve kirlenmiş toprakların ıslahı, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, s.134., Adana.
- Ungureanu, G., Santos, S., Boaventura, R., Botelho, C.**, 2015. Arsenic and antimony in water and wastewater: overview of removal techniques with special reference to latest advances in adsorption, *J. Environ. Manag.*, 151:326-342.
- van Oosterhout, F., Waajen, G., Yasseri, S., Marinho, M.M., Noyma, N.P., Mucci, M., Douglas, G., Lüring, M.**, 2020. Lanthanum in Water, Sediment, Macrophytes and chironomid larvae following application of Lanthanum modified bentonite to lake Rauwbraken (The Netherlands), *Science of The Total Environment*, 706: Article 135188.
- Veglio F., Esposito A., Reverberi A.P.**, 2002. Copper Adsorption on Calcium Alginate Beads: Equilibrium pH-Related Models, *Hydrometallurgy*, 65: 43-57.

- Vymazal, J., Březinová, T.,** 2016. Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review, *Chemical Engineering Journal*, 290:232-242.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Chrastný, V., Štichová, J.,** 2009. Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater, *Ecological Engineering*, 35:303-309.
- Wibowo, R.A.,** 2018, Powder-to-film approach for fabricating critical raw material-free kesterite  $\text{Cu}_2\text{ZnSn}(\text{S},\text{Se})_4$  thin film photovoltaic: A review. *Solar Energy*, 176:157-169.
- Won, S.W., Kotte, P., Wei, W., Lim, A., Yun, Y.-S.,** 2014. Biosorbents for recovery of precious metals. *Bioresour. Technol.*, 160:203-212.
- Yang, J., Wang, M., Jia, Y., Gou, M., Zeyer, J.,** 2017. Toxicity of vanadium in soil on soybean at different growth stages, *Environ. Pollut.*, 231:48-58.
- Yang, J.Y., Tang, Y.,** 2015. Accumulation and biotransformation of vanadium in *Opuntia microdasys*, *B. Environ. Contam. Tox.*, 94:448-452.
- Yu, Q., Ning, S., Zhang, W., Wang, X., Wei, Y.,** 2018. Recovery of scandium from sulfuric acid solution with a macro porous TRPO/SiO<sub>2</sub>-P adsorbent. *Hydrometallurgy*, 181:74-81.
- Yu, Z., Han, H., Feng, P., Zhao, S., Zhou, T., Kakade, A., Kulshrestha, S., Majeed, S., Li, X.,** 2020. Recent advances in the recovery of metals from waste through biological processes. *Bioresource Technology*, 297:Article 122416.
- Zhang, S., Ding, Y., Liu, B., Chang, C.-C.,** 2017. Supply and demand of some critical metals and present status of their recycling in WEEE. *Waste Manage.*, 65:113-127.
- Zhang, Y., Wang, C., Ma, B., Jie, X., Xing, P.,** 2019a. Extracting antimony from high arsenic and gold-containing stibnite ore using slurry electrolysis. *Hydrometallurgy*, 186: 284-291.

## ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Aslıhan ARSLAN

Yabancı Dil: İngilizce

Doğum Yeri ve Yılı: Elazığ/1987

E-Posta: aarslan\_333@hotmail.com

Eğitim ve Mesleki Geçmişi:

- 2006-2010, Bilkent Üniversitesi, Güzel Sanatlar Tasarım ve Mimarlık Fakültesi, İç Mimarlık ve Çevre Tasarımı Bölümü.

