

**Guleman (Elazığ) Krom Yatağı Çevresindeki Sularda
Lemna gibba L. ve *Lemna minor* L. Kullanılarak Cr, Ni ve
Co Alım Kapasitelerinin İncelenmesi**

Maden Müh. İbrahim Mete DOĞAN

Yüksek Lisans Tezi

**Jeoloji Mühendisliği Anabilim Dalı
Danışman: Prof. Dr. Ahmet ŞAŞMAZ
HAZİRAN-2015**

T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**Guleman (Elazığ) Krom Yatağı Çevresindeki Sularda *Lemna gibba* L. ve
Lemna minor L. Kullanılarak Cr, Ni ve Co Alım Kapasitelerinin
İncelenmesi**

Yüksek Lisans Tezi

Maden Müh. İbrahim Mete DOĞAN

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 9 Haziran 2015
Tezin Savunulduğu Tarih : 26 Haziran 2015

Tez Danışmanı : Prof.Dr. Ahmet ŞAŞMAZ

Yrd. Doç. Dr. Özlem ERDEM (Tunceli Üni.)

Prof.Dr. Ahmet SAĞIROĞLU

Haziran 2015

ÖNSÖZ

Bu çalışma, Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Jeoloji Mühendisliği Bölümü, Maden Yatakları-Jeokimya Anabilim Dalı için Yüksek Lisans Tezi olarak hazırlanmıştır.

Yüksek Lisans çalışmam boyunca öneri ve yorumları ile çalışmamı yönlendiren, desteğini esirgemeyen danışman hocam Sayın Prof. Dr. Ahmet ŞAŞMAZ' a teşekkür ederim.

Yüksek Lisans çalışması sırasında hem madden, hem de manevi olarak desteklerini gördüğüm Yıldırım Holding – Eti Krom A.Ş.' ne de ayrıca teşekkür ederim.

İbrahim Mete DOĞAN

Elazığ- 2015

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ.....	I
İÇİNDEKİLER.....	II
ÖZET.....	IV
SUMMARY	V
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	VI
TABLolar LİSTESİ	VII
1. GİRİŞ	1
2. FİTOREMEDİASYON	3
2.1 Fitoekstraksiyon	3
2.2 Rizofiltrasyon	3
2.3 Fitostabilizasyon	4
2.4 Fitovolatilizasyon	4
2.5 Fitodegradasyon	4
3. SU MERCİMEKLERİ (<i>Lemnaceae</i>).....	6
3.1. <i>Lemna minor</i> (Linneaus 1753).....	6
3.2. <i>Lemna gibba</i> (Şişkin su mercimeği)	7
3.3. <i>Spidole polyrhiza</i>	7
3.4. <i>Commelinidae</i>	7
3.5. <i>Eichhornia crassipes</i> (<i>Su sümbülü</i>)	7
4. AĞIR METALLER.....	8
4.1. Krom (Cr)	8
4.2. Nikel (Ni).....	9
4.3. Kobalt (Co).....	10
5. MATERYAL ve METOT	12
5.1. Çalışma Alanı	12
5.2. Cevherleşmeler	12
5.3. Çalışma Yöntemleri	13
6. SONUÇLAR VE TARTIŞMA.....	19
6.1. Göl Suyu	19
6.2. <i>Lemna gibba</i> ve <i>Lemna minor</i> 'deki Ağır Metaller	19
6.2.1. Krom (Cr).....	19
6.2.2. Nikel (Ni)	20
6.2.3. Kobalt (Co)	20

7. SONUÇLAR	28
8. KAYNAKLAR.....	29
9. ÖZGEÇMİŞ	34

ÖZET

Sucul bitkiler maden sularındaki ağır metalleri gidermek için oldukça ucuz ve etkilidir. *L. gibba* ve *L. minor* bitkilerinin Guleman krom yatağından gelen maden suları içerisindeki Cr, N ve Co metallerinin kaldırma kapasiteleri incelendi. *L. gibba* and *L. minor* bitkileri botanic bahçesinden toplandı daha sonra maden sularının bulunduğu gölalanı içerisine 8 gün boyunca yerleştirildi. Bu bitkiler her gün düzenli olarak hasat edildi ve laboratuvara taşındı. Laboratuvarında, bitkiler yıkandı, kurutuldu ve Acme Analiz Laboratuvarında (Kanada) Cr, Ni ve Co için ICP-MS'de analiz edildi. Analiz sonuçlarına göre; Cr için *L. minor* 8. günde % 398, *L.gibba*'da ise 8. günde % 196; Ni için *L.minor* 8. günde % 1473, *L. gibba*'da ise 8. günde % 307; Co için *L. minor* 8. günde % 223, *L. gibba*'da ise 8. günde % 166 gibi akümülyasyonlar gözlemlendi.

Anahtar Kelimeler Akümülyasyon, *Lemna gibba* L., *Lemna minör* L., Cr, Ni, Co, Guleman krom yatağı

**Cr, Ni and Co accumulations by using *Lemna minör* and *Lemna gibba* in waters around
Guleman Chromite Deposits, Elazığ**

SUMMARY

Aquatic plants are quite cheap and effective at removing the heavy metals in tailing/gallery waters. *L. gibba* and *L. minor* plants were investigated for their removing capacities Cr, Ni and Co in mining water which is drained from the Guleman chromite mining area in Elazığ, Turkey. *L. gibba* and *L. minor* were collected from a botanic garden, then acclimated and fed to the mining water in situ for 8 days. These plants were harvested every day and continually transported to the laboratory. Plants were washed, dried, and were analyzed by ICP-MS to determine the amounts of Cr, Ni and Co in Acme Analytical Lab., Canada. The concentrations of Cr in *L. gibba* L. and *L. minor* L. were accumulated as a function of time, for 8 days, and showed very high performances % 196 for *L. gibba* L., and % 398 for *L. minor* L. The highest concentrations of Ni in *L. gibba* L. and *L. minor* L. were accumulated in 307% and 1473% performances, respectively, for 8 days. *L. gibba* L. and *L. minor* L. showed 166% and 223% performances, respectively for 8 days.

Key words Accumulation, *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., Cr, Ni, Co, Guleman chromite deposit

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1.	Fitoremediasyon şeması.....	5
Şekil 5.1.	Guleman bölgesi yerbulduru haritası ve bölgedeki krom yataklarının konumu gösteren jeolojik harita.....	14
Şekil 5.2.	Doğu keş yatağının uzaktan görünümü.....	15
Şekil 5.3.	a ve b: <i>Lemna minör</i> ve <i>Lemna gibba</i> bitkilerinin Botanik Bahçesi'ndeki havuzlardaki görüntüsü; c ve d; çalışma alanındaki bitkilerin beslendiği göletin görüntüsü, d ve e ; araziye konulan reaktörlerin görüntüsü.....	16
Şekil 5.4.	a ve b; Bitkilerin laboratuarda yakılmış hali, c; yakılmış örneklerin analize gönderilmeye hazır haldeki görüntüsü	18
Şekil 6.1.	<i>Lemna gibba</i> ve <i>Lemna minör</i> 'ün 8 günlük Cr akümülyasyonu.....	23
Şekil 6.2.	<i>Lemna gibba</i> ve <i>Lemna minör</i> 'ün 8 günlük Ni akümülyasyonu.....	24
Şekil 6.3.	<i>Lemna gibba</i> ve <i>Lemna minör</i> 'ün 8 günlük Co akümülyasyonu	25

TABLULAR LİSTESİ

- Tablo 5.1.** ICP-MS cihazının teknik özellikleri 17
- Tablo 6.1.** Çalışma alanındaki göl suyu kimyasal analiz sonuçları, ICP-MS' in dedeksiyon limiti ve içme suyu standart değerleri..... 21
- Tablo 6.2.** Çalışma alanındaki *Lemna gibba* ve *Lemna minör*'ün 8 gün boyunca göl suyundan akümüle ettiği Cr, Ni ve Co değerleri..... 22

1. GİRİŞ

İnsanlar yeryüzünde topluluklar halinde yaşamaya başladığından beri çevrelerini kirletmeye, değiştirmeye ve var olan dengeleri bozmaya başlamıştır. Bu nedenle günümüzde tüm insanlığı tehdit eden çevre kirlenmesi problemi sanıldığı gibi 20. yüzyılda ortaya çıkmış olmayıp, ilk şehirlerin kurulup atıkların yüzey sularına boşaltılmasıyla başlayan bir olgudur. Kısacası insanoğlunun ekolojik dengeyi etkilemesiyle birlikte kirlenme olayı da başlamıştır. Metaller çevremizde doğal olarak bulunmaktadır. Yeraltı ve yüzey sularının ağır metaller tarafından kirlenmesi hem doğal kaynaklardan hem de antropojenik sebeplerden kaynaklanmıştır (Hashim vd., 2011). Aşırı miktardaki endüstriyel aktivite nedeniyle çevredeki ağır metal kontaminasyonu önemli bir sorun haline gelmiştir (Bewley, 1980). Lağım veya kentsel kompostlar, pestisit ve gübre kullanımı, belediyelere ait atıklar, araba egzozları, madencilik atıkları ve metal eriten endüstriler nedeniyle geniş alanlar Zn, Cd, Pb ve Cu gibi ağır metaller tarafından kontamine olmaktadır (Doğan, 2011). Akvatik makrofitler nehirler, akarsular ve göller gibi durgun sularda yaşayan tohumlu ve tohumuz bitkileri kapsamaktadır. Bu makrofitler yaşadıkları ortamın ekolojik özelliklerine göre 3 farklı ana gruba ayrılmışlardır. Bunlar; (i) kıyıda kök ve gövdesinin belirli bir kısmı su içerisinde yetişenler emers tipi makrofitler, (ii) kökleri sedimente bağlı yaprakları yüzücü makrofitler ve tüm morfolojik organları suda serbest yüzen makrofitler ile (iii) tamamen su altında yaşayan (bazı türlerde generatif organlar su üstünde olabilir) yaşayan submers tipi makrofitler olmak üzere gruplandırılmaktadırlar (Doğan, 2011). Cd, Hg, As ve Pb gibi ağır metaller önemli çevre kirleticileridir ve düşük konsantrasyonlarda bile toksiktirler. Makrofitlerin direkt ve dolaylı olarak sulardaki ağır metal döngüsünde önemli rolleri vardır. Ağır metallerin sucul makrofitler tarafından akümüasyonu bir çok araştırmacı tarafından çalışılmıştır (Manny vd., 1991; Samecka-Cymerman vd., 1996; Salt vd., 1995; Cardwell vd., 2002). *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle umbellata*, *Lemna minor* ve *Azolla pinnata*, gibi bazı sucul makrofitlerin Pb, Cu, Cd, Fe ve Hg gibi ağır metalleri kontamine olmuş çözeltilerden yapılarına aldıklarını tespit edilmiştir.

Günümüzde doğada metal kirlenmesine neden olan başlıca kaynaklar; metalik madenler ve kömür işletmeleri, endüstriyel tesisler ve yakma tesisleri olarak belirtilmiştir. Bu gibi ortamlardan beslenen maden suları, yüzey ve yeraltı sularını kirleten, toplam çözülmüş ve süspansiyon halinde katı maddeler içeren, farklı ağır metallerle yüklenmiş kirleticiler sebebiyle büyük oranda toksiktirler (Juwarkar ve Jambhulkar, 2008). Madencilik, doğası gereği mineraller ve atıklar gibi büyük hacimlerin işlenmesini, uzaklaştırılmasını ve bertaraf edilmesini kapsamaktadır (Allan, 1997). Aktif veya terkedilmiş madenlerde veya maden atıklarında sidofilik bakterilerin etkisiyle sülfürlü minerallerin çözünmesi sonucu zararlı, metal

yüklü ve son derece asidik sular (asit maden suları) ortaya çıkar. Asidik maden suları özellikle endüstriyel bölgelerde ciddi nehir ve yeraltı suyu kirlenmelerine neden olmakla birlikte asit tolere edemeyen başlıca canlıların yaşamını, üremesini ve büyümesini engellemektedir (Wichlacz ve Unz, 1981; Nicolau ve Johnson, 1999). Madencilik faaliyetleri ve yoğun endüstrileşme nedeniyle birçok nehirdeki dip çamurları (sedimentler) hem hacimlerinin çok fazla olması, hem de yüksek toksik madde konsantrasyonlarına sahip olmaları nedeniyle, insan sağlığı ve çevre kalitesi açısından riskler taşımaktadır (Chen ve Lin, 2001). Oluşan atıklar ve atık sular nedeniyle, madencilik bölgesel bir sorun olmakla beraber aynı zamanda küresel bir öneme de sahiptir (Allan, 1997). Atık sular, katı atıklar, galvanik çamurlar, filtre tozları, uçucu küller, filtre pres atıkları ve arıtma çamurları gibi endüstriyel atık malzemeler de metal içeren atık kaynaklarıdır (Krebs vd, 1997). Atık su arıtma tesislerinde oluşan atık çamurlar değişik konsantrasyonlarda ağır metal içermektedir.

Atık su arıtma sistemine giren bu metaller başta metal işleme sanayi olmak üzere değişik endüstrilerden, akışa geçen cadde sularından, sızıntı sularından ve konut alanlarından kaynaklanır. Atık çamurlardaki ağır metal konsantrasyonları atık su arıtma yöntemine, ilgili bölgedeki metal işleyen endüstrilerin yoğunluğuna, bölgedeki yaşam standartlarına, atık su deşarjlarına ve kanalizasyon veya içme suyu şebekelerinin durumuna göre değişim göstermektedir (Shanableh ve Ginige, 1999; Sarı, 2005).

Yukarıda bahsedilen nedenlerden dolayı, su ve toprakları kirleten başlıca toksik metaller, fiziksel, kimyasal ve biyolojik tekniklerle kirlenmiş sulardan tekrar geri kazanılabilmektedir. Ancak bu metotların hepsi, farklı metaller için farklı etkilere sahiptir ve bunların çoğu da oldukça pahalı ve maliyeti yüksek yöntemlerdir (Şaşmaz ve Öbek, 2012). Aquatik bitkilerin ise özellikle kirlenmiş sulardaki metalleri akümüle ettikleri iyi bilinmektedir (Miretzky , 2004): Diğer bir deyimle, bu bitkiler, oldukça ucuz ve düşük maliyet ile kirlenmiş sulardaki bu metalleri bünyesinde toplayarak, çevreye zararsız hale getirmektedir (Antunes vd., 2001; Cossu vd., 2001; Hasar ve Obek, 2001; Prasad vd., 2001; Kara vd., 2003; Mkandawire ve Dudel, 2005; Maine vd., 2006; Upadhyay vd., 2007; Obek, 2009). Aquatik bitkiler sulak alanlarda yetişmektedir ve en yaygın olanları *Spirodela*, *Wolffiella*, *Lemna*, ve *Wolffia*' dır. Bu bitkilerin dünya genelinde 40'ın üzerinde türü bulunmaktadır (Mohan ve Hosetti, 1999). *Lemna gibba* ve *Lemna minör* bitkisi sucul alanlarda oldukça yaygın olarak gözlenen, hızla büyüyen, doğal çevre ve sucul şartlara kolaylıkla adapte olabilen bir bitki olması nedeniyle çalışma materyali olarak seçilmiştir.

Bu çalışmada, Guleman krom yatağı çevresindeki sularda *Lemna gibba* ve *Lemna minör* kullanılarak Cr, Ni ve Co alım kapasiteleri incelenmiştir.

2. FİTOREMEDİASYON TİPLERİ

Fitoremediasyon teknolojisi temel süreç ve uygulanabilirliği temelinde farklı gruplara ayrılabilir (Terzi ve Yıldız, 2011'den aynen alınmıştır).

2.1. Fitoekstraksiyon

Bitki kökleri tarafından kirleticilerin alınımı ve sonrasında toprak üstü organlarda biriktirilmesini takiben bitkilerin hasat edilerek yok edilmesini içermektedir (Şekil 2.1). Bu teknik Cu ve Zn gibi aktif olarak alınan mikrobese elementleri ve Cd, Ni ve Pb gibi besin elementi olmayan ağır metallerin uzaklaştırılmasında kullanılabilir. Fitoekstraksiyon teknolojisi sadece metal kirliliğinin düşük veya orta seviyede olduğu alanlar için uygulanabilir. Çünkü çok fazla kirlenmiş alanlarda bitki büyümesi sürdürülemez (Padmavathamma ve Loretta, 2007). Bu teknolojiye doğal hiperakümülatör bitki türleri kullanılmaktadır (Baker vd., 1994). Bununla birlikte, toprak çözeltisinde düşük çözünürlüğe sahip metallerin çözünürlüğünü arttırmak için şelatlayıcı ajanlar eklenebilir (Evangelou vd., 2007). Bir şelatlayıcı ajan olan EDDS (etilen diamin disüksinik asit)'nin *Helianthus annuus* bitkilerinde Cu birikimini arttırdığı bildirilmiştir (Meers vd., 2005). Bununla birlikte, EDTA (etilen diamin tetraasetik asit) uygulamasının *Brassica napus* bitkilerinde Zn, Mn ve Pb alınımı ve translokasyonunu arttırdığı belirtilmiştir (Zaier vd., 2010). Başarılı bir fitoekstraksiyon, bitkilerin hızlı bir şekilde biyokütle üretmesine ve alınan metalleri gövde dokularında yüksek miktarlarda biriktirme yeteneğine bağlıdır (Blaylock ve Huang, 2000). Hiperakümülatör aday bitkilerin taranması, bitki ıslahı ve genetik yöntemler kullanılarak hiperakümülatör bitkilerin geliştirilmesi fitoremediasyon teknolojilerinin geliştirilmesinde kullanılan önemli stratejilerdir.

2.2. Rizofiltrasyon

Bitki kökleri tarafından sıvı büyüme ortamlarından fazla miktardaki besin elementlerinin veya metal kirleticilerin alınımı ve alıkonmasını kapsamaktadır (Şekil 2.1). *Brassica juncea*, *Phaseolus vulgaris* ve *Helianthus annuus* gibi hidroponik ortamda büyütülen birçok bitki türünün kökleri Cu, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn ve U gibi toksik metallerin sıvı çözeltilerinden uzaklaştırılmasında kullanılabilir (Lee ve Yang, 2010). Rizofiltrasyon için ideal bitki önemli miktarda kök biyokütlesi veya yüzey alanı üretmeli, yüksek miktarda hedef metali biriktirebilmeli ve tolere edebilmeli, düşük maliyetli olmalı ve minimum düzeyde sekonder atık üretmelidir (Dushenkov ve Kapulnik, 2000).

2.3. Fitostabilizasyon

Bu teknikte, erozyonun önlenmesi, yeraltı sularına kirleticilerin sızmasının azaltılması ve toprakla doğrudan temasın önlenmesi için toprak yüzeyi bitkiler ile örtülmektedir (Bert vd., 2005). Bu teknikte bitki kökleri fiziksel ve kimyasal olarak kirleticileri immobilize etmektedir (Berti ve Cunningham, 2000). Bu teknik, kirlenmiş topraklarda büyüeyebilen ve toksik metalleri daha az toksik formlara dönüştürmek için toprağın fizyolojik, kimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştirebilen bitkilere gereksinim duymaktadır. Fitostabilizasyon için kullanılacak bitkiler geniş bir kök sistemine sahip olmalı, yüksek konsantras-yonlardaki ağır metallerin varlığında yüksek oranda biyokütle üretebilmeli ve ağır metalleri gövdeye en az seviyede transloke etmelidir (Rizzi vd., 2004).

2.4. Fitovolatilizasyon

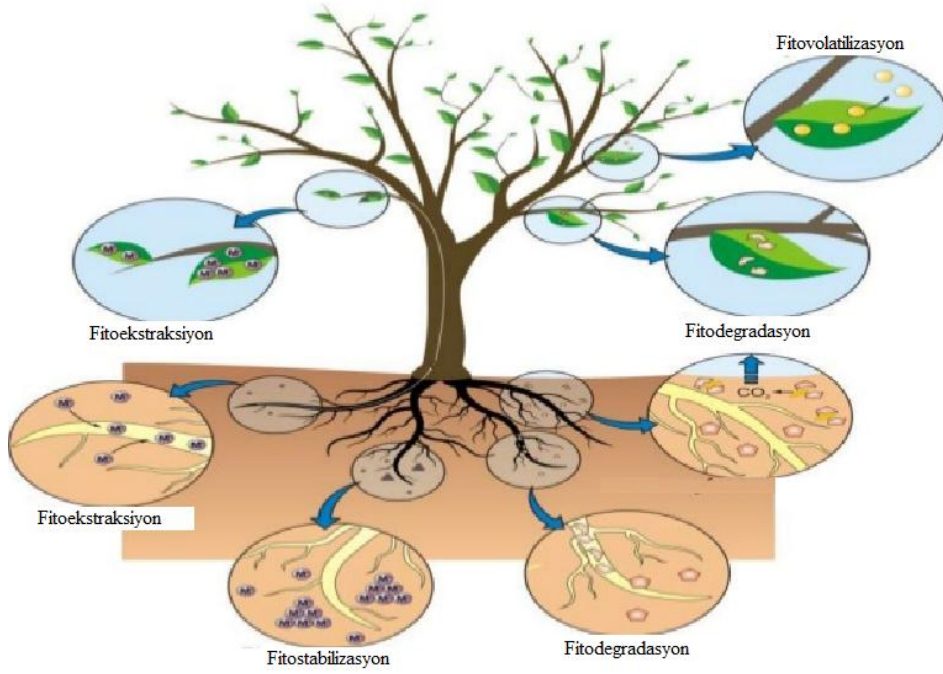
Bu teknolojide, bitkiler tarafından absorbe edilen ağır metaller daha az toksik uçucu formlara dönüştürülerek transpirasyon ile atmosfere verilmektedir. As, Hg ve Se gibi metaller doğada gaz formunda bulunabilmektedir. Doğal olarak oluşan veya genetiği değiştirilmiş *Brassica juncea* ve *Arabidopsis thaliana* gibi bazı bitkilerin ağır metalleri absorbe ettikleri ve gaz formuna dönüştürerek atmosfere verebildikleri bildirilmiştir (Ghosh ve Singh, 2005). Bununla birlikte, *Populus* ve *Salix* gibi ağaç türleri etkin fitoremediasyon özelliklerinden dolayı sıklıkla bu teknikte kullanılmaktadır (Pulford ve Watson, 2003). Selenyum içeren besi ortamında büyüyen *Arabidopsis thaliana* ve *Brassica juncea* bitkilerinin dimetilselenit ve dimetildiselenit formunda uçucu Se üretebildikleri gösterilmiştir (Banuelos, 2000). Fitovolatilizasyon hidrojenin radyoaktif bir izotopu olan ve helyuma dönüştürülen trityumun (^3H) uzaklaştırılmasında da kullanılmaktadır (Dushenkoy, 2003). İyonik formdaki cıvayı (Hg^{+2}) daha az toksik olan forma (Hg^0) dönüştüren cıva redüktaz genini içeren *Nicotiana tabacum* ve *Arabidopsisthaliana* bitkileri genetik olarak modifiye edilmiştir (Meagher vd., 2000).

2.5. Fitodegradasyon

Bu metotta, bitkilerdeki metabolik işlevler ve toprak mikroorganizmaları arasındaki rizosferik birliktelikle organik kirleticiler parçalanmaktadır. Organik kirleticilerin fitodegradasyonu bitki içerisinde veya rizosferde gerçekleşebilmektedir. Yeraltı sularındaki çözücüler, topraktaki petrol ve aromatik bileşikler ve havadaki uçucu bileşikler gibi birçok farklı kirletici bu metot ile uzaklaştırılabilmektedir (Newman ve Reynolds, 2004). Kirleticileri

metabolize eden dehalojenaz, nitroredüktaz, peroksidaz, lakkaz ve nitrilaz gibi bitki enzimleri, kirleticilerin transformasyonunda aktif rol oynadıkları rizosfere salınmaktadır. Trinitrotolueni (TNT) daha az zararlı bileşiklere indirgeyen iki bakteriyel enzim (PETN redüktaz ve nitroredüktaz) tütün bitkilerinde TNT toleransının artırılması için kullanılmıştır. *Onr* ve *nfs* genlerinin, yabani tip bitkilerin gelişimini ciddi şekilde etkileyen TNT konsantrasyonuna karşı transjenik bitkilerin tolerans göstermesini sağladığı bildirilmiştir (Hannink vd., 2001). Bununla birlikte, Banks vd. (2003), polisiklik aromatik hidro-karbonlarla (PAH) kirlenmiş alanların remediasyonunda *Sorghum bicolor* bitkilerinin oldukça etkin olduğunu bildirmişlerdir.

Fitoremediasyon Tipleri



Şekil 2.1. Fitoremediasyon şeması (www.slideshare.net)

3. SU MERCİMEĞİ (*Lemnaceae*)

Tatlı sularda yaşayan ve su üzerinde yüzen veya kısmen suya batık yaşayan, çok yıllık küçük otsulardır. Kökleri yok veya indirgenmiş veya dallanmış rizoidler şeklindedir. Bitkinin gövdesi indirgenmiş ve küçük ovat, oblong, şişkin veya yuvarlağımsı tallus şeklinde, yaprakları yoktur. Periant yok, çiçekleri tek eşeylidir. Erkek çiçekleri tek veya 2'li gruplar halinde, 1 veya nadiren s stamenlidir. Dişi çiçekler tek, pistil 1, ovaryum üst durumlu, 1 lokuluslu ve karpelli, ovüller 1-7 adet, ortotrop veya anatrop, plasentasyon bazal ve meyve utrikledir. Kozmopolit olup, 6 cins ve 43 kadar tür içerir. Ülkemizde 2 cins ve 5 türü bulunur. Balıklar ve su kuşları için gıda maddesidir.

Lemna L. (Su mercimeği)- Tallusa benzeyen gövdesi çok küçük 1-15 mm. kadar, suya batık veya su yüzeyinde yüzer, birbirinden ayrı ve yapışık, simetrik veya asimetrik, basık veya şişkin, kökü nar veya yoktur. Kozmopolit olan cinsin 15 kadar türü vardır. Ülkemizde *L.minor* L., *L.gibba*, *L.tricusulca* L. ve *L.turionifera* Landolt sığ sularda veya göl kenarlarında yayılış gösterirler.

Spirodela polyrhiza L., Scheliden-Tallusa benzeyen gövdesi yüzücü, iki köklü, asimetrik, 4-10 mm. çapında, serbest veya 2-5'li bir arada ve ülkemizde sığ sularda yayılış gösterirler (Seçmen vd., 1989).

3.1. *Lemna minor* (Linneaus 1753)

Suya batık ya da su üstünde yüzer durumda bulunan tatlı sularda yaşayan basit yapılı, küçük, 2-4mm çapında ve su yüzeyinde yüzen otsu bitkilerdir. Vejetatif bölünme ile çoğalırlar. Yapraklı, dairesel ve her yaprakta kök bulunur. Genellikle bataklıklarda, durgun göl, gölet ve su kanallarında bulunur. Su üstünü yeşil bir halı gibi örten agresif bir bitki türüdür. Gövdeleri küçük ve yapraksı yapıda, su yüzeyinde serbest olarak yüzer veya suya batık olarak bulunur. Su içindeki besin maddeleri lemna yapraklarının alt yüzeyinden absorblanmaktadır (Üçüncü, 2011).

Lemna minor bitkisi genelde su birikintileri, memba, akarsuların durgun yerlerinde, göl, gölcük, bataklıklarda düz bir arazide yayılış gösteren küçük disk şeklinde yaprakları olan üst yaprakları, dış bükey, alt kısmı yukarı bombeli, kökleri suda serbest olarak aşağı sallanan, yeşil renkli bitkilerdir. *Lemna minor* oksijen seviyesi yüksek olan yerlerde yaşarlar. Nisan-Ekim aylarında gelişim gösterirler. En hızlı gelişim dönemleri ise Temmuz- Ağustos ayları arasındadır. Bu aylarda bütün bir gölün üzerini yeşil bir örtü gibi kaplayabilirler. Akarsularda

ise suyun daha durgun olduğu girintilerde ceplerde kıyıya yakın kesimlerde gelişim göstermektedirler (Davis, 1988; Cirik ve Dalay, 2001).

3.2. *Lemna gibba* L. (Şişkin su mercimeği)

Yapraksı gövdeleri su yüzeyinde yüzücü 1,5-7mm suborbikulardan ovata kadar, biraz asimetrik, tek veya kısa şeffaf sapçıklarla birbirine bağlı olarak birden fazla, alt yüzü kuvvetli şekilde şişkin, bazen yassı, genelde beyazımsı, mat kırmızımsı mavi, üst yüzü yeşil veya bazen kırmızımsı çiçekleri 4-7 adettir. Su içindeki besin maddeleri *lemna* yapraklarının alt yüzeyinden absorblanmaktadır (Üçüncü, 2011). Göl, su birikintileri, dere ve su kanalları ve su kaynaklarında bulunur.

3.3. *Spidole polyrhiza* (L.)

Gövdesi yüzücü, iki köklü, asimetrik, 4-10mm çapında, serbest veya 2-5'i bir arada bulunur. Ülkemizde sığ sularda yayılış gösterir.

3.4. *Commelinidae*

Otsu, nadiren odunsulardır. Yapraklar sarmal, bazen hepsi basal, paralel damarlı, çoğunlukla açık veya kapalı basal kınlı, dar ve uzundan kısa, geniş ayalıdırlar. Çiçekler hipogin, erdişi veya tek eşeylidir. İlkel familyalarda periant üçlü, sepal ve petaller iyice farklılaşmış, daha gelişmiş familyalarda indirgenmiştir. Stamenleri çoğunlukla 3 veya 6, nadiren 1-2'dir.

3.5 *Eichhornia crassipes* (Su sümbülü)

Su sümbülleri, su yüzeyinde serbest olarak tropik, yarı tropik ortamlarda yetişen bir bitki türüdür. En uygun yetiştirme sıcaklığı 28-30°C'dir. 10°C nin altında ve 40°C nin üstündeki sıcaklıklarda büyüme olmaz -3°C ve daha düşük sıcaklıklarda bitki ölür. Tek bir bitki kökünden en üst noktasına kadar 50-120cm uzunluğundadır.

4. AĞIR METALLER

Toksik metaller zamanımızda en zararlı çevre kirleticileri arasında yer alır. Metaller toksik veya toksik olmayanlar diye ikiye ayrılır. Toksik olanların sayısı, toksik olmayanların sayısından daha azdır. Ayrıca, toksik olanlardan bir kısmı yer kabuğunda eser oranda bulunur, bir kısmında tuzları suda çözünür. Böylece potansiyel toksik metallerin sayısı bir hayli azalmış olur. Bunlardan da en yaygın olanları civa ve kurşundur. Eser elementler veya metaller çevre kirlenmesi bakımından, bol bulunan elementlerden çok daha tehlikelidir. Canlılar eser denen bu elementlerle jeolojik devirler boyunca çok az veya hiç temasa geçmedikleri için, bunlarla uyum sağlama mekanizmalarını geliştirememişlerdir. Hâlbuki eser olmayan veya bol bulunan metallerle jeolojik devirler boyunca iç içe olmuşlar ve onlara uyum sağlamışlardır. Hatta bunlardan bazılarında (demir, çinko, mangan, magnezyum, sodyum, potasyum gibi) bünyelerinde çok önemli yer vermişlerdir.

4.1. Krom (Cr)

Atom Numarası: 24

Litosferdeki Bolluğu : 200 mg/kg

Atom Ağırlığı : 51.996

Genel Değerlik Durumu: Cr³⁺, Cr⁶⁺,

Genel Mineral Formları: Kromit (FeCrO₄), bazen bu form yüksek Co ve Ni içerir, krokit (PbCrO₄)

Topraklardaki Toplam İçeriği: 5-1000 mg/kg; ortalama 65 mg/kg (serpantin topraklar çeşitli yüzdelerde krom içerebilir)

Topraklardaki Çözülebilir İçeriği: 10 µg/L (doygun hamur)

Deniz Suyundaki İçeriği: 0.16 µg/L; kahverengi algdeki fotosentezi azaltır 1-5 mg/L

Tatlı Sudaki İçeriği: 0.18 µg/L; referans seviye 1.0 µg/L, 0.03-65 mg altı değerlikli Cr tarafından litre alg tutar

Sudaki Kimyasal Türleri: ya da Cr (OH)₃

Hayvanlardaki İçeriği : 75 µg/kg

İnsanlardaki İçeriği: Kas, 0.0024-0.84 mg/kg; kemik, 0.1-33 mg/kg; kan, 0.006-0.11 mg/dm³; idrar, 0.02 mg/L; saç derisi 0.195 mg/kg

Küçük Materyallerden Maksimum Günlük Alımı: 0.3 µg

Bitkilerdeki İçeriği: 0.02-0.2 mg/kg; referans bitki, 1.5 mg/kg; phytotoxic'dir. > 10 mg/kg

Genel Yiyeceklerdeki İçeriği: 0.05 mg/kg (elma), 0.2 mg/kg (buğday tanesi)

Gübrelerdeki İçeriği : 2-1000 mg/kg

Havadaki İçeriği : 0.001-1.0 ng/m³ (endüstriyel bölgelerde 30-50 ng/m³)

Gereklilik: Bitkiler yok; hayvanlar var.

Topraktaki kromun kimyası oldukça karmaşık olan çözünürlük ve reaksiyona girme etkilerindeki değerlik durumuna (+2 ile +6) dayandırılır. Cr³⁺ katyonu çoğunlukla çevrede duraylı formda bulunur ve elementin bu formu bazı biyolojik fonksiyonlar için önemli sayılmaktadır. Cr⁶⁺ formu çevrede yaygın olarak oluşmamasına rağmen bitkilere, hayvanlara ve insanlara toksiktir. Cr⁶⁺ bitkilere, hayvanlara ve insanlara Cr³⁺'den 100 kez daha toksiktir. Her iki formun çözünebilirliği pH tarafından önemli derecede etkilenir; en düşük çözünürlük pH 5.5-8 arasında oluşur. Yüksek Cr içerikli topraklar üzerinde bitki bulunabilirliği; organik madde ve fosfat gübrelere ve kireçleme ile azaltılabilir.

Toksik alım 200 mg ve öldürücü alım > 3.0 g'dır. Üç değerlikli krom (Cr³⁺) toksikliğin daha düşük bir çeşididir. Kromun absorpsiyonu bileşen ajanları ve diğer metallerin varlığı ile etkilenir, özellikle çinko ve demir ve bu birincil olarak idrar vasıtasıyla çıkarılır. Krom vücuttaki lipid metabolizması ve normal karbonhidrat için gereklidir ve eksikliği çoğu biyolojik fonksiyonları etkiler. Krom takviyesi glikoz toleransı ve kan lipidlerini artırır. Günlük krom ihtiyacı yetişkinler için 50'den 200 µg'a kadardır (Pais ve Jones, 2000'den alınmıştır).

4.2. Nikel (Ni)

Atom Numarası: 28

Litosferdeki Bolluğu: 75 mg/kg

Atom Ağırlığı : 58.71

Genel Değerlik Durumu: Ni²⁺ (nadiren Ni³⁺)

Genel Mineral Formları: Nikelin (NiAs), millerit (NiS), monozit (NiSO₄.7H₂O), gentit [Ni₄(Mg)Si₃O₁₀]; olivinde mineralin Ni içeriği 3 g/kg'dır.

Topraklardaki Toplam İçeriği: 1-200 mg/kg; ortalama değer 20 mg/kg

Topraklardaki Çözülebilir İçeriği: 2 mg/kg; doymuş hamur, 20 µg/L; aralık 3-25 µg/L

Deniz Suyundaki İçeriği: 236 ng/L

Denizel Bitkilerdeki İçeriği: 3 mg/kg, plankton Ni toplayıcısıdır.

Tatlı Sudaki İçeriği: 10 µg/L; referans seviye 0.3 µg/L

Sudaki Kimyasal Türleri: Ni²⁺, aynı zamanda NiCO₃

İnsanlardaki İçeriği: Kas, 1-2 mg/kg; kemik, < 0.7 mg/kg; kan, 0.01-0.05 mg/dm³

Hayvanlardaki İçeriği: 0.8 mg/kg

Bitkilerdeki İçeriği: Çayır bitkileri, 0.3-3.5 mg/kg; referans bitki 1.5 mg/kg

Genel Yiyeceklerdeki İçeriği: Ham tarımsal ürünler, 0.07-4.8 µg/g ıslak ağırlık

Gereklilik: Bitkiler için gerekli olduğu ileri sürülmektedir; hayvanlar için gereklidir.

Çeşitli yiyeceklerdeki konsantrasyonu, yaşayan organizmalar için gerekliliğinden daha yüksek olduğundan, birkaç on senedir, nikel potansiyel bir toksik element olarak kabul edilmiştir. Son zamanlarda belirli şartlar altında eksiklik oluşabilmesine rağmen, şimdi muhtemel gerekli bir element olarak kabul edilmektedir. Ama yine de, nikel yüksek konsantrasyonlarda toksik olabilir ve bazı topraklarda bir sorun olabilir. Kireçleme nikel varlığı azaltılmasının bir vasıtasıdır. Topraklardaki yüksek Ni içeriği insanların aktivitesine bağlıdır. Son araştırma raporları arpa bitki dokusundaki kritik konsantrasyon olarak 100 µg/kg ile nikelin gerekli bir mikrobese olduğunu öne sürer. 100 ng/kg'dan daha az arpa bitkisindeki Ni önemli derecede tohum filizlenmesini azaltır ve 50 ng/kg'dan daha az olan değeri filizlenmeyi % 70 azaltır. Topraktaki Ni içeriği ile bitkideki arasında yüksek korelasyon oluşmaktadır; nikel bitkiler tarafından kolaylıkla ve hızla alınmaktadır ve bitkilerde oldukça hareketlidir. Nikel toksikliği artışı hakkında artan bir ilgi vardır çünkü Ni havadan gelen çökeller kadar kökler vasıtasıyla bitkiler tarafından kolaylıkla absorbe edilir. (Pais ve Jones, 2000'den alınmıştır).

4.3. Kobalt (Co)

Atom Numarası: 27

Litosferdeki Bolluğu: 20 mg/kg

Atom Ağırlığı :58.9332

Genel Değerlik Durumu: Co²⁺, Co³⁺

Genel Mineral Formları: Smaltit (CoAs₂), kobaltin (CoAsS), linneit (Co₃S₄)

Topraklardaki Toplam İçeriği: 1-40 mg/kg

Topraklardaki özülebilir İçeriği: 0.10-1.0 mg/kg (0.5 N HOAc)

Deniz Suyundaki İçeriği: 6.9×10^{-6} mg/L

Tatlı Sudaki İçeriği: 0.01-0.18 mg/L; referans seviye 0.5 µg/L

Sudaki Kimyasal Türleri: Co^{2+} ve $CoCO_3$

İnsanlardaki İçeriği: Kas, 0.028-0.65 mg/kg; kemik, 0.01-0.04 mg/kg; kan, 0.0002-0.04 mg/dm³; idrar, 0.02 mg/L; saç derisi, 0.195 mg/kg; böbrek, 0.5-1.5 µg/g; süt, 1.3-3.0 mg/L

Bitkilerdeki İçeriği: Baklagiller, 0.10-0.57 mg/kg; ot, 0.03-0.27 mg/kg; referans bitki; 0.2 mg/kg

Genel Yiyeceklerdeki İçeriği : 0.04-0.9 mg/kg, 8-210 µg/g

Gübrelerdeki İçeriği: 0.6-12 mg/kg

Gereklilik: Bitkiler için yok; hayvanlar için var.

Kobaltın jeokimyasal özellikleri, onun hareket ve dağılımını tayin eden kil içeriği ve toprak organik maddesiyle demir ve manganze benzerdir. Alkalın ve kalkerli topraklar ve organik maddelerdeki yüksek topraklar otlak hayvanlarında kobalt eksikliğiyle ilişkilidir. Genelde toprakların kobalt içeriği birincil olarak kaynak materyal tarafından belirlenir. Kobalt mavi-yeşil alg ve atmosferik nitrojeni (N₂) hazırlayan mikroorganizmalar için gereklidir, fakat bazı bitkiler üzerinde bazı faydalı etkilerinin kanıtı olmasına rağmen, kobaltın bitkiler için gerekli olup olmadığı net değildir. Bir besin çözeltilisinde kobalt konsantrasyonlarının 0.1 ile 30 mg/L aralığında çoğu bitkiler için toksik olduğu bilinir, bitki türleriyle bağlantılı olarak bitkilerdeki toksik konsantrasyonları 6'dan 143 mg/kg'a kadar genişçe bir değişim gösterir. Kobalt toksikliğinin belirtisi klorozdur (Pais ve Jones, 2000'den alınmıştır).

5. MATERYAL ve METOD

5.1. Çalışma alanı

Elazığ ilinin 50 km doğusunda bulunan Guleman ilçesinin yaklaşık 5 km. batısında yer almaktadır (Şekil 5.1 ve 5.2). Türkiye'nin en büyük krom yataklarına sahip olan Guleman (Elazığ) bölgesi, 1930 yıllardan beri yoğun madencilik faaliyetlerine sahne olmuştur. Özellikle son yıllarda bu yatakların özelleştirilmesi ile birlikte bu faaliyetler daha da artmıştır. Bu faaliyetler sonucunda hem galeri hem de açık işletme yapılan alanlardan önemli oranda yüzey ve yeraltı suyu boşalımı gerçekleşmektedir. Bu sulara yer alan yüksek orandaki Cr, Ni ve Co gibi ağır metaller dere yataklarına bırakılmakta ve dolayısıyla geçtiği alanlarda ağır metal kirliliğine yol açmaktadır. Bu çalışmanın temel amacı *Lemna gibba* ve *Limna minor* kullanılarak, çeşitli metallerce kirlenmiş olan bu suların içerisinde yer alan Cr, Ni ve Co gibi metallerin akümülyasyon potansiyelini araştırmaktır.

5.2. Cevherleşmeler

Guleman ofiyolitinde Alpin tipi krom yataklarının olağan olmayan doğrultu ve eğimde uzanımlara sahip olan kromit kütleleri yer almaktadır (Üşümezsoy, 1986). Bu yatakların kökeni konusunda birçok yazar; stratiform yatakların oluştuğu yolla, farklılaşma ürünü olarak oluştuğunu ve postmagmatik ufalanma ile bu günkü Guleman kromit yataklarının gerçek stratiform yataklarının injeksiyonu ile oluştuğuna işaret eden magmatik akıntılar ile oluşmuş birçok özelliği tanımlamıştır. Zengin (1960) ise Soridağ yatakların ayırtladığı dokuz seviyenin (Rut, Tepebaşı, Uzundamar, Ayıdamar, Tenkella, Yunusdere) kromitçe zengin kalıntı magmanın injeksiyonu ile oluştuğunu savunmuştur. Thayer (1964) Guleman yataklarının doku ve yapılarının stratiform yataklarından farklı olduğunu, stratiform yataklarda görülmeyen nodüler kromitlerin ve pull apart dokularının Guleman kromit yataklarında yaygın olarak izlendiği ileri sürülmüştür. Guleman yataklarının Alpin tip podiform kütleler olduğunu savunmuştur. Engin vd. (1983) Kefdağı kromit kütlelerinin tektonit harzburjit ile dünit dokanağına yakın kesimde dünit içinde, Soridağ krom kütlelerinin ise tektonit harzburjitler içerisinde dünit kümülatik olarak oluştuklarını savunmuştur. Yer altı ve yerüstü verilerinin değerlendirilmesinden Guleman peridotit birimi içinde 500 den fazla krom zuhuru bulunduğu ortaya çıkmaktadır (Şekil 5.1.). Bu zuhurların bazıları çeşitli boyutta birbiriyle bağlantısı olmayan bağımsız zuhurlar olduğu gibi bazıları da kısa kısa kesintilerle devamsızlık gösteren zuhurlardır. Bu zuhurların boyu birkaç cm den birkaç yüz metreye ulaşan boyuttaki mercıklere kadar değişiklik göstermektedir. Peridotit birimindeki krom zuhurları, Hem tektonik hem de kümülat gurubu kayaçlar içinde bulunmaktadır. Fakat bütünüyle tektonik içinde veya tektonik

kümülat sınırına yakın yerlerde bulunan krom zuhurlarının kümülatlar içinde bulunan zuhurlara oranla daha büyük ve daha yüksek Cr₂O₃ tenörlü olduğu genel olarak söylenebilmektedir.

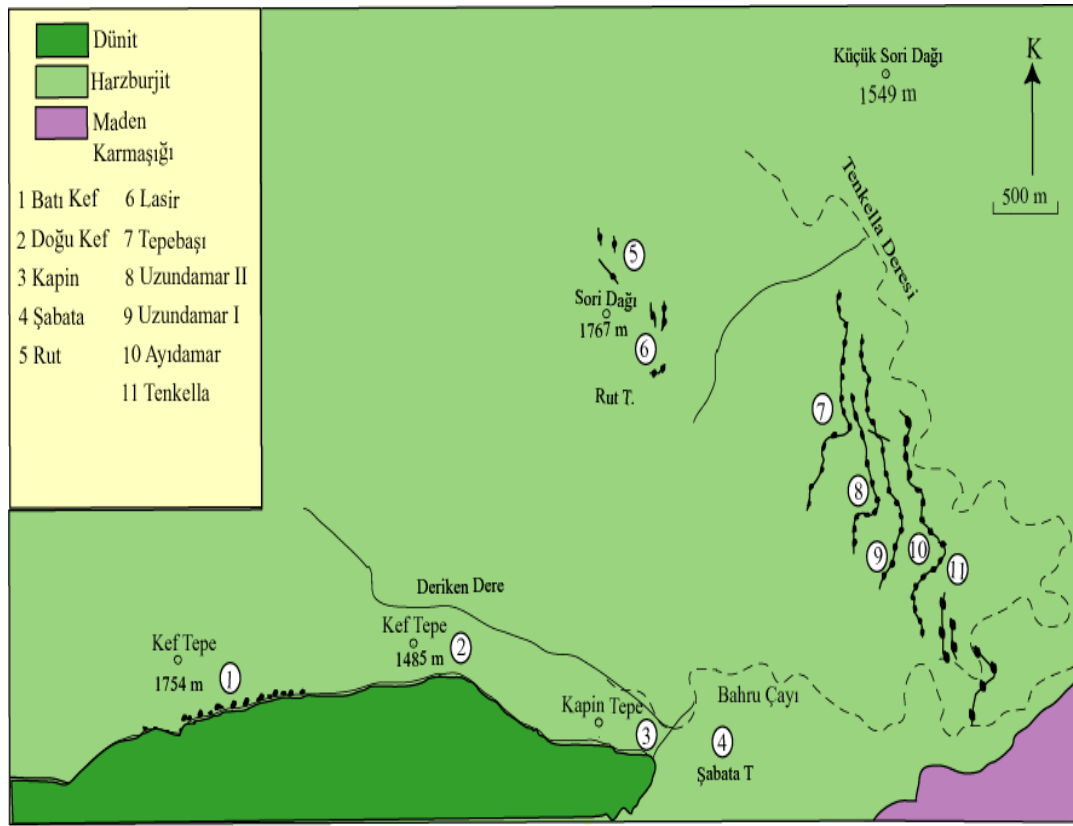
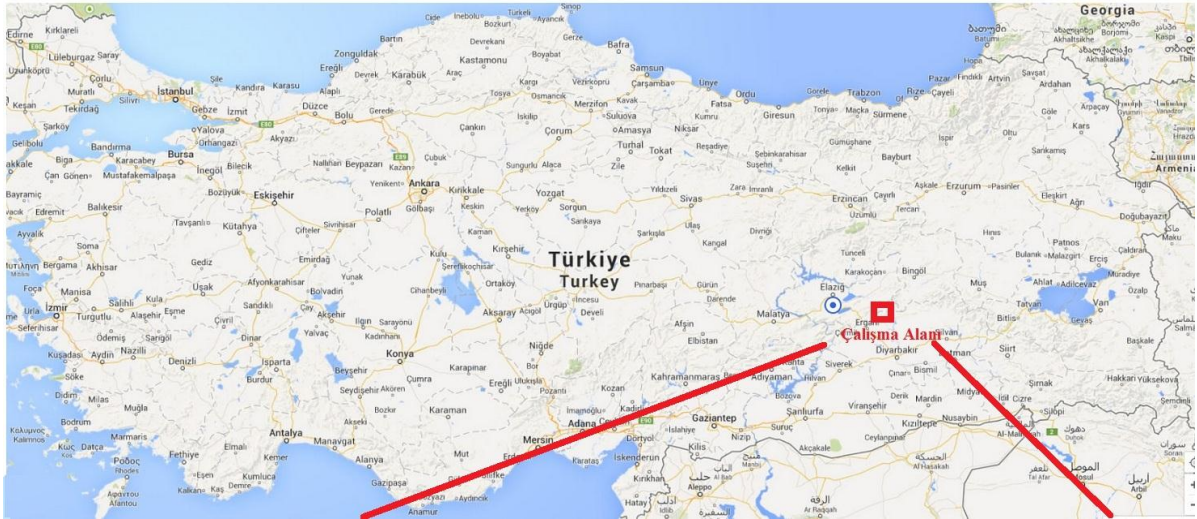
Krom yatakları, litolojik özellikleri, yapısal durum ve coğrafi dağılım göz önüne alınarak Guleman Peridotit Birimi; (a) Gölalan; (b) Pütyan; (c) Rut-Taşlıtepe; (d) Kefdağ-Kapın-Şabata gibi bazı bölümlere ayrılabilir (Şekil 5.2).

5.3.Çalışma Yöntemleri

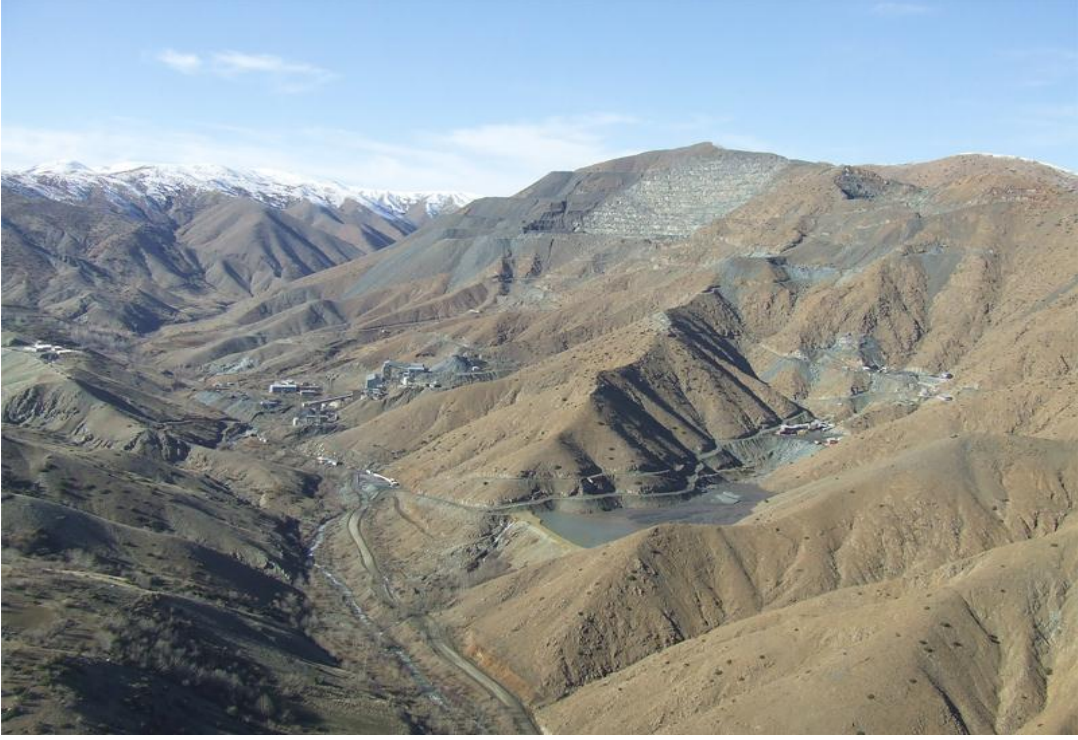
Bu çalışma arazi, laboratuvar ve büro çalışmaları olmak üzere üç aşamada yürütülmüştür. Örnek alım çalışmaları 24 ile 31 Ekim 2013 tarihleri arasında, güneşli, max hava sıcaklığı 20°C, min. hava sıcaklığı ise gecede 7°C civarında ölçülmüştür ve bu çalışmalar 8 gün boyunca devam etmiş, her gün düzenli olarak örnekler alınmış ve bu örnekler laboratuvara taşınmıştır.

Arazi çalışmaları; öncelikle bu çalışma için kullanılacak *Lemna gibba* ve *Lemna minor* bitkileri tür tespitleri de yapılmış olarak, İstanbul Üniversitesi Botanik Bahçesi'ndeki havuzlardan temin edilmiştir (Şekil 5.3). Bu bitkiler 10 gün süre ile laboratuvarında büyük havuzlarda dinlenmeye alınmıştır. Daha sonra bu bitkiler galeriden çıkan ve akarı bulunan su göleti içerisine, 50x35x30 cm ebatlarındaki gözenekli ve ince tül ile çevrelenmiş reaktörlerin içerisine ayrı ayrı konulmuştur (Şekil 5.3). Böylece *Lemna gibba* ve *Lemna minor* bol mineral ve metallere zengin su ile kesintisiz beslenmişlerdir. Bitki örnekleri ilk günden başlayarak her gün saat 13.00'de yaklaşık 30 gram kadar alınıp, laboratuvara getirilmiştir. Benzer şekilde her gün bitkilerin alındığı sudan 500 ml'lik kaplarla su örnekleri alınmıştır. Bu arada bitkilerin içerisine bırakıldığı suyun örnek alım esnasında günlük sıcaklık, pH ve TDS (suda toplam çözünmüş madde miktarı) değerleri ölçülmüştür.

Laboratuvar çalışmalarında ise, araziden her gün düzenli olarak alınan bitki örnekleri laboratuvara getirilmiştir. Bu örnekler öncelikle musluk suyu ile iyice yıkanmış daha sonra ise saf su ile durulanmıştır. Bu örnekler daha sonra oda sıcaklığında 48 saat süre ile kurumaya bırakılmıştır. Kurutulan örnekler 95 °C de yaklaşık 24 saat süre ile etüvde kurutulmuş ve kuru ağırlık olarak ölçülmüştür. Kurutulmuş örneklerden 8-10 gr arasında tartılan bitkiler beher



Şekil 5.1. Guleman bölgesi yerbulduru haritası ve bölgedeki krom yataklarının konumu gösteren jeolojik harita (Engin vd., 1983'den).



Şekil 5.2. Doğu Kef krom yatağının uzaktan görünümü

kaplar içerisinde fırında 300 °C’ de gaz çıkışları bitinceye kadar yaklaşık 24 saat süre yakılmış ve kül haline gelmesi beklenmiştir (Şekil 5.4). Kül örnekleri uygun plastik kaplar içerisine konularak analiz edilinceye kadar saklanmıştır. Kül ve su örneklerinde Cr, Ni ve Co analiz edilmek üzere ACME (Kanada) analiz laboratuvarına gönderilmiştir. Daha sonra bu kül örneklerinden 1 gr kül örneği alınarak 2 ml derişik nitrik asit ilavesinden sonra 1 saat süreyle 95 °C’ de ısıtılmıştır. HCl/HNO₃ / H₂O₂ in 1/1/1’ lik karışımı elde edilerek, bitki örneklerinin ağır metal düzeylerini belirlenmesi amacıyla ICP-MS’de analizleri yapılmıştır. Analizi yapan ICP-MS cihazının operasyon özellikleri Tablo 5.1’ de ayrıntılı verilmiştir.

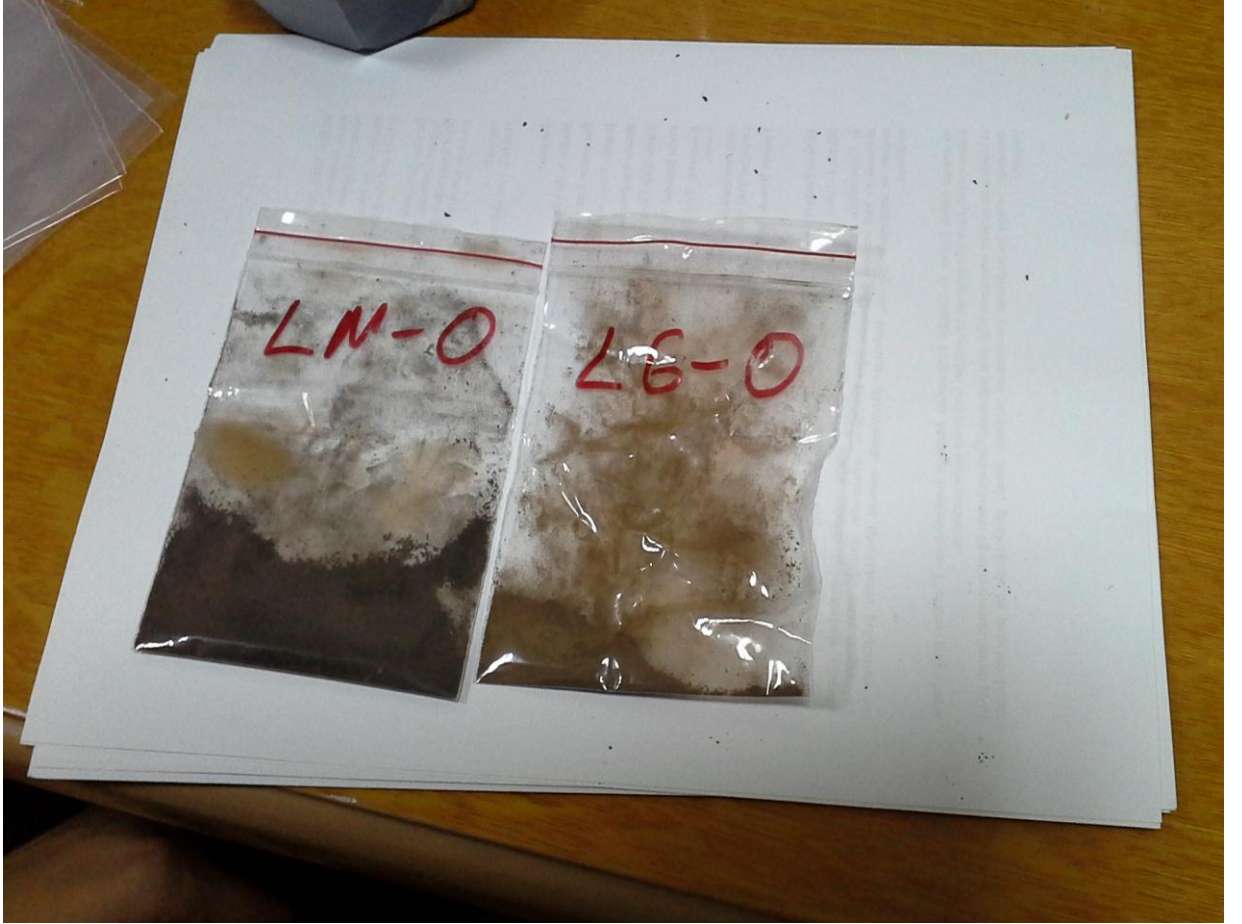
Büro çalışmalarında ise, arazi ve laboratuvar verileri birleştirilerek, güncel literatür ışığında yorumlanmış, söz konusu bitkilerin günlük alım kapasiteleri belirlenmiştir. Daha sonra bu çalışmalar rapor haline getirilerek, Yüksek Lisans Tezi olarak sunulmuştur.



Şekil 5.3. a ve b: Lemna minör ve Lemna gibba bitkilerinin İstanbul Üniversitesi Botanik Bahçesi'ndeki havuzlardaki görüntüsü; c ve d; çalışma alanındaki bitkilerin beslendiği göletin görüntüsü, e ve f; arazideye konulan reaktörlerin görüntüsü.

Tablo 5.1: ICP-MS cihazının teknik özellikleri

ICP-MS	Perkin-Elmer Elan 9000
Nebulizatör	Crossflow (çapraz akış)
Sprey odası	Ryton, double pass (Çift geçişli)
RF gücü	1000 W
Plazma gaz akış oranı	15 L min ⁻¹
Yardımcı gaz akış oranı	1.0 L min ⁻¹
Taşıyıcı gaz akış oranı	0.9 L min ⁻¹
Örnek alım oranı	1.0 mL min ⁻¹
Detektör modu	Otomatik
Analitik kütle	Ağır metaller
İç standardı	Ir



Şekil 5.4. a ve b; Bitkilerin laboratuvarında yakılmış hali, c; yakılmış örneklerin analize gönderilmeye hazır haldeki görüntüsü.

6. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

6.1. Göl suyu

Guleman krom yatağı uzun yıllardan beri işletilen bir maden yatağıdır ve bu yataklardan cevher çıkarmak için çok sayıda galeriler, yarmalar, kuyular açılmıştır. Bazen cevher üretimi açık işletme yöntemi ile yapılmaktadır. Krom damarı bazen kapalı işletme ile değil üzerindeki yan kayaç alınarak cevher damarının üretilmesi yoluna gidmektedir. Bu durumda Şekil 5.3.c,d gibi derin göletler oluşmaktadır. Hem cevherli alandan hem de yan kayaç çevresindeki alanlardan bu gölete başlıca Cr, Ni, Co ve Cu gibi metaller göl alanına taşınmaktadır. Göl alanı çevreden sürekli yüzey ve yeraltı suları tarafından beslenmektedir ancak bir taraftan da göl alanından sürekli bir boşalım gerçekleşmektedir. Bu gölden boşalan miktarın debisi mevsimsel olarak değişmekle birlikte sözkonusu çalışma yapıldığı dönemdeki ortalama debisi 4.2 lt/sn şeklinde kaydedilmiştir. Benzer şekilde bu suyun ortalama pH' 6.84 ve Toplam Çözünmüş Katı Madde (Total Dissolved Solids -TDS) içeriği ise 1346 mg/lt olarak ölçülmüştür. Dolayısıyla bu suyun asitlik derecesi nötr olup, içerisindeki çözünmüş katı madde miktarı da yüzey ve kirlenmemiş yeraltı sularına göre oldukça yüksektir. Katı madde içeriğinin yüksek olması, bu suların içerisinden geçtiği kayaç ve cevherli alanları yıkayarak, farklı metalleri bünyesine katmakta ve dolayısıyla da bu suda çözünmüş katı madde miktarını artırmaktadır. Bu göl alanından alınan suların ICP-MS'de farklı elementler için kimyasal analizleri yapılmıştır (Tablo 6.1). Bu tabloda Guleman bölgesindeki galeri suyu yanında ICP-MS'in her bir element için analiz edebileceği en düşük analiz değerleri ile WHO (1999) tarafından belirlenmiş olan içme suyu sınır değerleri verilmiştir. Bu sonuçlardan da görüldüğü üzere gölet suyundaki bazı metallerin normal içme suyu standart değerlerinden çok düşük değerlere sahip olduğu gözlenmiştir.

6.2. *Lemna gibba* ve *Lemna minör*'deki Ağır Metaller

6.2.1. Krom (Cr)

Lemna gibba ve *Lemna minor*'un kontrol grubu ile galeri sularına yerleştirilen işlem görmüş frondlarındaki Cr miktarı Tablo 6.2; Şekil 6.1'de verilmiştir. Kontrol grubu *L.gibba* L.'de Cr değeri 4.9 ppm iken, 8. günde en yüksek değer olan 14.5 ppm'e çıkmıştır. Buradaki artış özellikle 5. ve 8 günde hızla gerçekleşmiştir. Dolayısıyla *L.gibba* L. sekizinci günde hasat edilmiş olması halinde Cr akümülyasyonu için max. verim elde edilecektir. Bu artış oranı da başlangıçtaki kontrol grubundaki bitkideki Cr oranına göre yaklaşık 3 katı gibi bir oranı ifade etmektedir (Tablo 6.2; Şekil 6.1).

Lemna minör 'ün kontrol grubundaki Cr içeriği 5.4 ppm'dir. *L.minor* L 8.gün boyunca genellikle lineer bir Cr akümülayonu gerçekleştirmişdir (Tablo 6.2; Şekil 6.1). Dolayısıyla 8. günde hasat edilmesi halinde *L.minor* L., ilk güne göre yaklaşık 5 kat oranında Cr akümülayon sağlayacaktır.

6.2.2. Nikel (Ni)

Lemna gibba'nın göl suyu üzerine yerleştirmeden önceki yani kontrol grubu ile 8 gün boyunca değişen nikel içeriği değişimleri ppm olarak Tablo 6.2 ve Şekil 6.2' de verilmiştir. Kontrol grubu *L.gibba* L.'daki Ni miktarı 9.2 ppm'dir. 8 günlük çalışma suresince nikel miktarı ilk iki günde düşüş gözlenmiş ve 3. günden sonra ise 8. güne kadar lineer bir artış gözlenmiştir. Özellik 8. gündeki artış 7. güne göre üç kattan fazla bir artış gerçekleşmiştir (Şekil 6.2). Bu durum da *L.gibba* L.'da saptanan 37.4 ppm'lik değer de sözkonusu bitki için nikel akümülayonunun yapıldığı en yüksek değerdir. Sekizinci güne karşılık gelen bu dönem, bu bitkinin hasatı için en uygun hasat dönemi olabileceğini göstermiştir. *L.gibba* L. 8. günde hasat edilmesi durumunda ilk güne göre 4 kattan fazla nikel akümülayonu gerçekleşmiştir. Bu bitki, ilk güne göre nikel akümülayonunda % 306 oranında bir performans göstermiştir.

Lemna minör, benzer şekilde göl suyu içine konularak 8 gün boyunca nikel akümülayonu izlenmiştir (Tablo 6.2; Şekil 6.2). Buna göre kontrol grubu *L.minor* L'deki Ni miktarı 3.7 ppm iken, 8. gün sonunda ise nikel alım miktarı 58.2 ppm olan max. seviyeye ulaşmıştır. İlk günden son güne kadar nikel alımında lineer bir artış gerçekleşmiştir (Şekil 6.2). Dolayısıyla, *L.minor* L. 8.günde hasat edilmesi durumunda % 1473 gibi max. nikel akümülayonunun gerçekleştirilmesi mümkün olacaktır. (Şekil 6.2).

6.2.3. Kobalt (Co)

Lemna gibba'da göl suyuna yerleştirilmeden önce analiz edilen Co miktarı 0.87 ppm' dir. Daha sonraki günlerde ise 7.güne kadar düzenli ancak yer yer küçük azalma ve artışlarla birlikte düşük oranda lineer bir artış gözlenmiştir. Ancak yedinci gün ile sekizinci gün arasında ise 1.15 den 2.32 ppm e ani bir artış göstermiştir (Tablo 6.2; Şekil 6.3). *Lemna gibba*'nın kobalt akümülayon miktarı incelendiğinde ilk güne göre % 166 gibi akümülayon performans göstermiştir. Dolayısıyla bu bitki kobalt için özellikle 8.günden sonra hasat edilmesi halinde max. performans elde edilecektir.

Benzer şekilde *L. minör* göl suyu içerisindeki deney seti içerisine konulmuş, 8 gün boyunca kobalt akümülayonu izlenmiştir (Tablo 6.2; Şekil 6.3). Buna göre söz konusu bitkinin suya konmadan önceki içermiş olduğu kobalt değeri 0.94 ppm iken, 8. gün sonunda ise kobalt alım miktarı 3.04 ppm'e yükselerek, % 223'lık (2 kattan daha fazla), ilk güne göre daha fazla bir alım yapılmıştır. Bu durumda *L. minör* L. için kobalt alımı, sekizinci günde hasat

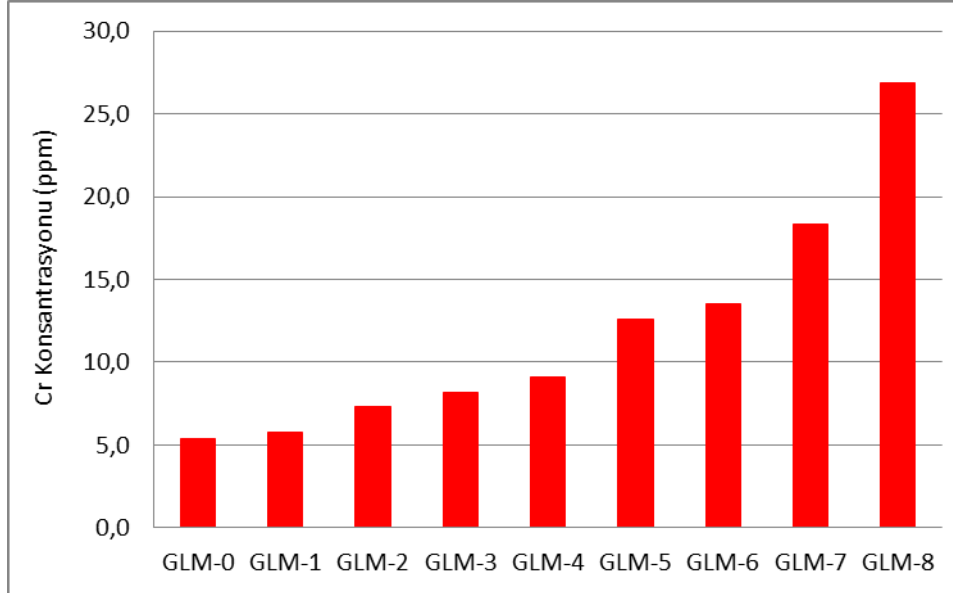
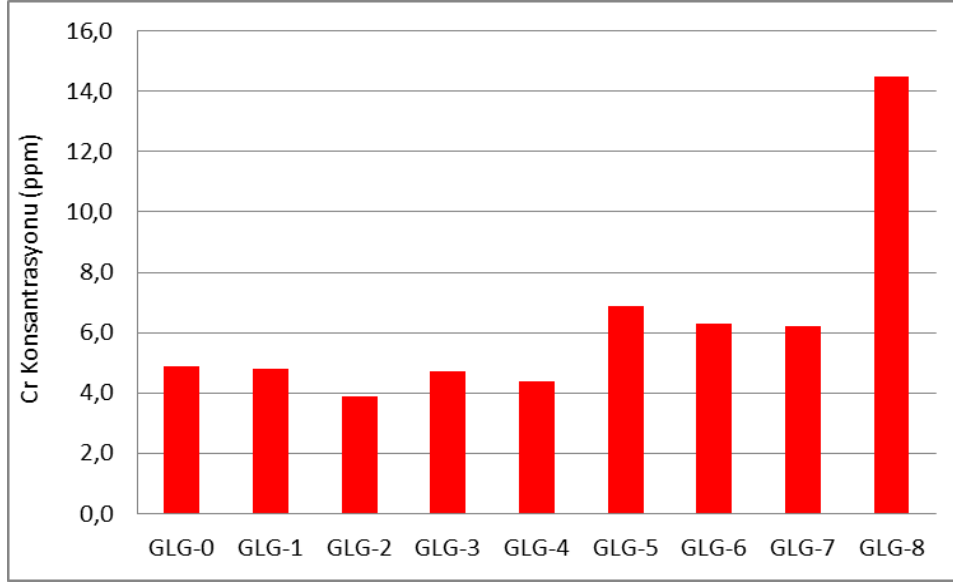
edilmesi halinde kobalt içeriği yüksek sularda önemli oranda kobalt akümülyasyonu gerçekleştirilmesi mümkün olacaktır (Şekil 6.3).

Tablo 6.1: Çalışma alanındaki göl suyu kimyasal analiz sonuçları, ICP-MS' in dedeksiyon limiti ve içme suyu standart değerleri

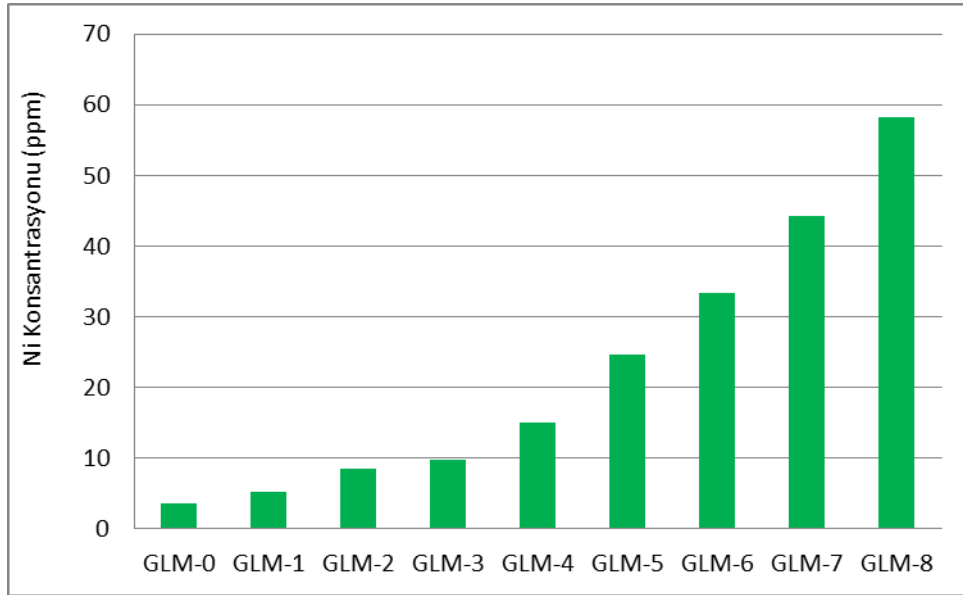
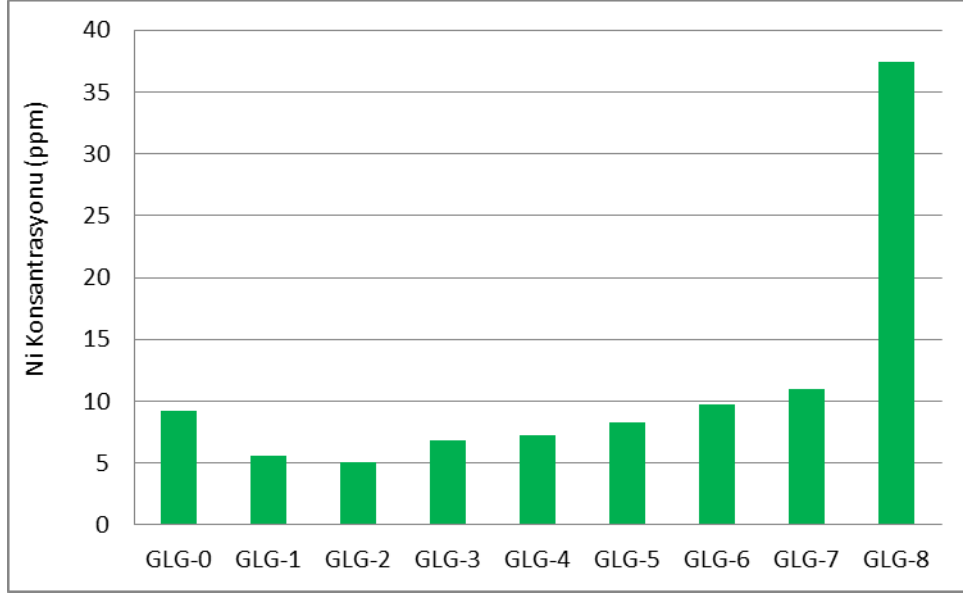
	<u>Guleman Gölet</u>	<u>Dedeksiyon</u>	<u>İçme Suyu</u>
	<u>Suyu</u>	<u>Limiti</u>	<u>Standart</u>
Ag (ppb)	<0.05	0,05	0,05
As (ppb)	<0.5	0,5	10
B (ppb)	109	0,05	300
Ba (ppb)	2.76	5	300
Ca (ppm)	21.4	0,05	-
Cd (ppb)	<0.05	0,05	3
Co (ppb)	0.05	0,02	-
Cr (ppb)	1.2	0,5	50
Cu (ppb)	0.6	0,1	2000
Fe (ppb)	196	10	200
Hg (ppb)	0.1	0,1	1
K (ppm)	0.79	0,05	-
Mg (ppm)	16.55	0,05	-
Mn (ppb)	10.18	0,05	50
Na (ppm)	1.49	0,05	200
Ni (ppb)	0.9	0,2	20
Pb (ppb)	3.9	0,1	10
S (ppm)	575	1	-
Sb (ppb)	2.48	0,05	5
Se (ppb)	0.8	0,5	10
Zn (ppb)	9.7	0,5	3000

Tablo 6.2. Çalışma alanındaki *Lemna gibba* (LG) ve *Lemna minör*'ün (LM) 8 gün boyunca göl suyundan akümüle ettiği Cr, Ni ve Co değerleri (ppm olarak).

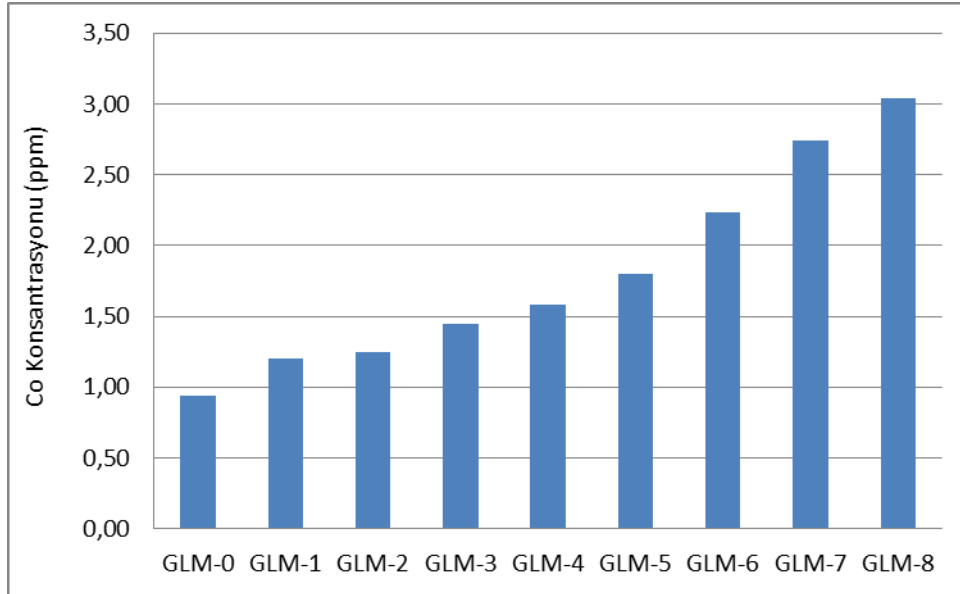
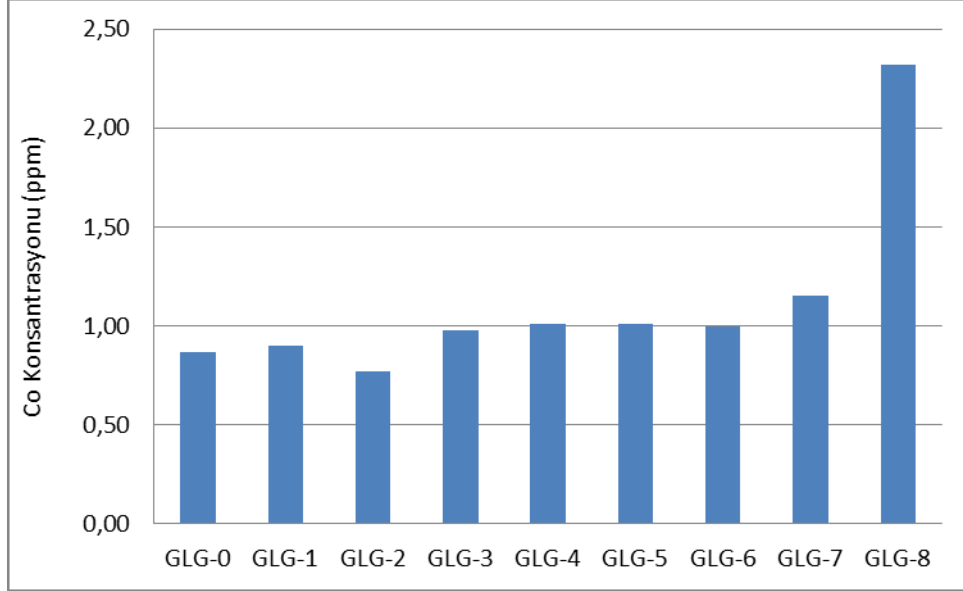
	Cr	Ni	Co
GLM-0	5,4	3,7	0,94
GLM-1	5,8	5,2	1,2
GLM-2	7,3	8,6	1,25
GLM-3	8,2	9,7	1,45
GLM-4	9,1	15,1	1,58
GLM-5	12,6	24,7	1,80
GLM-6	13,5	33,4	2,23
GLM-7	18,3	44,2	2,74
GLM-8	26,9	58,2	3,04
GLG-0	4,9	9,2	0,87
GLG-1	4,8	5,6	0,90
GLG-2	3,9	5,1	0,77
GLG-3	4,7	6,8	0,98
GLG-4	4,4	7,3	1,01
GLG-5	6,9	8,3	1,01
GLG-6	6,3	9,7	1,00
GLG-7	6,2	11,0	1,15
GLG-8	14,5	37,4	2,32



Şekil 6.1: *Lemna gibba* ve *Lemna minör*'ün 8 günlük Cr akümülayonu



Şekil 6.2: *Lemna gibba* ve *Lemna minor*'ün 8 günlük Ni akümülayonu.



Şekil 6.3: *Lemna gibba* ve *Lemna minor*'ün 8 günlük Co akümülyasyonu.

Megateli vd. (2009) yapmış olduğu çalışmada, *Lemna gibba* L. kullanarak bakır ve çinkonun kaldırılması ilk iki günde hızla (Cu için % 73; Zn için % 69) gerçekleşirken, daha sonraki günlerde ise Cu akümüülasyonunda önemli bir artış gözlenmemiş ve yatay bir seyir izlemiştir. Zn için kaldırılma olayı ilk günlere göre azalmakla birlikte 8.günde ise tamamına yakını kaldırılmıştır.

Öbek (2009) ise *Lemna gibba*'i kullanarak ağır metallerce kirlenmiş ikincil arıtım suyunda yer alan Cr, Cu, Zn, Pb ve Ni gibi metalleri alım kapasiteleri incelemiş ve bu elementleri yüksek oranda akümüle ettiğini vurgulamıştır. Araştırmacı, *Lemna gibba* L.'nin Cu'ı akümüülasyonu sırasında önce hızlı, ardından akümüülasyon düzeylerindeki ani azalışları, bitkinin ilgili metale doyması ile açıklamıştır. Bu yüzden, söz konusu bitkinin Cu ve Zn' u oldukça yüksek oranlarda akümüle ederken Cr, Ni gibi bazı toksik metalleri ise daha az oranda akümüle ettiğini belirtmiştir.

Khellaf ve Zerdaoui (2013), *Lemna gibba*'nın farklı sıcaklık ve pH şartlarında Zn alım kapasitelerini incelemiş ve pH 5 ve 6, sıcaklığın ise 21 °C'den daha büyük olması halinde en uygun akümüülasyonun gerçekleştiğini belirtmişlerdir.

Son yıllarda, toprak, su, sediment ve hava gibi kirlenmiş alanların temizlenmesi ve korunması için yaşayan organizmaları da kullanarak alternatif bir teknoloji geliştirilmiştir (Forgacs vd., 2004). Bu organizmaların çoğu, bakteriler, mantarlar, yosunlar ve mayalar gibi tekstil boyalarını indirgeme yeteneklerine sahiptirler (Khataee ve Kasiri, 2011). Bu bitkilerin remediasyon aracı olarak kullanılabilceği bulunmuş olup (Pilon-Smits, 2005), bitkilerin özellikle ağır metalleri de içeren pek çok çevresel kirleticiye oldukça yüksek oranda ilgisi vardır. Farklı bitkiler arasında, *Lemna minör* ve *Lemna gibba* küçük boyutları, yüksek katyon değişimi yapabilme oranları ve hızlı üreme gibi fizyolojik özelliklere sahiptir. Bu karakteristikler *L.minor* ve *L.gibba*'yı su kalitesi çalışmalarında ağır metalleri ve diğer sucül kirleticileri gözlemlemek için ideal bir test sistemi gibi çalıştırmışlardır (Radic vd., 2010).

Krom, nikel ve kobalt normal bir bitki metabolizması için elzem olmayan bir mikro besindir. Galvanik boya ve pigment üretimi, ahşap koruma ve deri tabaklama endüstrilerinde kullanılan, atık su deşarjlarında mevcut en zehirli ağır metallerden birisi olduğu bildirilmiştir. Yüksek oranda zehirli olmasının yanı sıra, Cr oldukça hareketli, yüzey suları ve yeraltı sularında uzun bir kalış süresine sahiptir. Bu durum bitkilerin gelişimini ve büyümesini bozar, insanlar ve hayvanlar için ciddi sağlık riskleri oluşturur (Mishra vd., 2008; Chandra ve Kulshreshtha, 2004). Bitki dokularında aşırı Cr birikimi, farklı fizyolojik ve biyokimyasal süreçler ile büyümeyi etkileyerek bitkilerde toksik etki gösterebilir. Krom arıtımı , toplam azottaki azalma ile azot metabolizmasında değişime yol açar (Shankers vd., 2004; Llorens vd., 2000). Upadhyay vd.

(2007), yaptığı çalışmalarda sucul bitkilerden *L. gibba* ve *L. minor* L. ağır metalleri yüksek konsantrasyonda kolaylıkla absorbe edebildiği söylemiştir. Metal alımı metal türüne, ortamın pH'ı, organik madde konsantrasyonuna, sözkonusu metallerin iyonik yarıçapına, sıcaklık, tuzluluk, ışık yoğunluğu, oksijen seviyesi ve diğer elektrokimyasal özellikler ile diğer çevresel faktörlere bağlı olarak değişiklik gösterebileceği Kara (2005) tarafından belirtilmiştir. Alvarado vd. (2008), *Eichhornia crassipes* ve *Lemna minor*' ün arseniği akümüle etme potansiyeli karşılaştırılmış, her iki tür için de benzer akümülyasyonlar gözlemlendiğini ancak *L.minor*' ün % 5'lik daha az bir kaldırma potansiyeline sahip olduğunu ortaya koymuştur. Sasmaz ve Öbek (2009), ikincil arıtım havuzlarındaki As' in akümülyasyonunu araştırmak için *Lemna gibba*' yı kullanarak bir çalışma yapmışlardır. Bu çalışmaya göre *Lemna gibba* 'nın As için 7 gün boyunca alım kapasitesi incelenmiş ve As için max alım kapasitesine % 133 artış ile 2.günde ulaştığını belirtilmişlerdir. Böyle alanlardaki As' nin arıtımında *Lemna gibba*'nin iki günde bir hasat edilmesi ile max. verim alınabileceği söylemişlerdir. Benzer şekilde *L. gibba* L.'daki 7 günlük süre boyunca artışı ve azalış miktarları bitkinin sözkonusu metale doygunluk derecesi ile açıklanmıştır (Öbek, 2009; Sasmaz ve Öbek, 2009).

Yılmaz vd. (2005), Selçuk Üniversitesi kampüs atıklarındaki bazı ağır metalleri *Lemna minor*' ü kullanarak arıtılabilirliği konusunda yaptıkları çalışmada; yaklaşık 7 günlük bir süre içerisinde kesikli sistemde % 65-90, sürekli sistemde ise % 72-95 oranında arıtım performansı sağladığını göstermişlerdir.

Mishra ve Tripathi (2009) *Eichhornia crassipes* bitkisini kullanarak, farklı oranda metal içeriğine sahip çözeltilerde 11 gün boyunca Cr ve Zn' ün kaldırılması ile ilgili çalışma yapmışlardır. Bu çalışmada, Zn % 95, Cr ise % 84 oranında herhangi bir toksik semptom oluşmadan kaldırılabilmiştir.

Üçüncü (2011), *Lemna minor* kullanarak, farklı konsantrasyonlardaki metalleri(Cu, Cr ve Pb) laboratuvar ortamında biyoremediasyonu üzerinde çalışmıştır. Biyoremediasyon çalışmasından elde edilen sonuçlar ise; ICP-MS cihazında okutulmuş ve *L. minor* kullanılarak yapılan 7 günlük çalışma sonunda maksimum uzaklaştırma oranları kursun için % 89-97, bakır için %37-51 ve krom için %99'un üzerinde olduğu tespit edilmiştir.

Şaşmaz (2014), Benzer şekilde Keban Pb-Zn galeri suları üzerinde yaptığı *Lemna gibba* ve *Lemna minor* kullanılarak, Mo, Pb, Zn, As ve Cu'ın akümülyasyon performansı belirlenmeye çalışılmıştır. Buna göre; Cu için *L.minor* 2. günde % 87, *L.gibba*'da ise 3. günde % 36; Pb için *L.minor* 2. günde % 1259, *L.gibba*'da ise 2. günde % 1015; Zn için *L.minor* 3. günde % 628, *L. gibba*'da ise 3. günde % 382; As için *L.minor* 3. günde % 7070, *L.gibba*'da ise 2. günde % 19709 gibi akümülyasyonlar gözlenmiştir.

7. SONUÇLAR

Bu çalışmada, Guleman krom yataklarının bulunduğu alandaki gölet suyunda *L.gibba* ve *L.minör* kullanılarak, Cr, Ni ve Co gibi ağır metallerin kazanımı ve bu bitkilerin akümülyasyon performansını incelenmiştir. Bu bitkiler ile gölet suyundaki Cr, Ni ve Co metallerini 8 gün boyunca akümüle etme kapasitesi araştırılmış ve potansiyel alternatif bir metot olarak çalışılmıştır. Hem *L.gibba* hem de *L.minör*, yukarıdaki tüm metalleri önemli oranda akümüle etmişlerdir. *Lemna gibba* ve *Lemna minor* gölet içindeki Cr metallerini kontrol grubuna göre sırası ile 3 ve 5 kat olacak şekilde akümüle etmiştir. Bu bitkilerin 8. günde hasat edilmeleri halinde en yüksek oranda verim alınacaktır.

Bu bitkilerin Ni akümülyasyonu ise ilk günden son güne kadar lineer bir artış göstermiştir. Bu da özellikle 8.günde hasat edilmesi halinde *L.gibba* L.için 4 kat, *L.minör* L. için ise 14 kattan daha fazla bir akümülyasyon gerçekleşmiştir.

Kobalt akümülyasyonu ise, *Lemna gibba* ve *Lemna minor* 'de 8 gün boyunca izlenmiştir. *Lemna gibba* 'da ilk 7 gün önemli bir akümülyasyon gerçekleşmemiş ancak ancak 8 günde önemli bir sıçrama yaparak, kontrol grubuna göre % 166'lık bir akümülyasyon performansı gerçekleştirmiştir. Dolayısıyla bu bitkinin özellikle 8.günden sonra hasat edilmesi halinde kobalt için max. performans elde edilecektir. Benzer şekilde *L. minör* göl suyu içerisindeki deney seti içerisine konulmuş, 8 gün boyunca kobalt akümülyasyonu izlenmiştir ve suya konmadan önce içerdiği Co değeri 0.94 ppm iken, 8. gün sonunda ise kobalt içeriği 3.04 ppm'e yükselerek, % 223'lık (2 kattan daha fazla), bir alım gerçekleşmiştir.

8. YARARLANILAN KAYNAKLAR

- Allan, R., 1997. Introduction: Mining and Metals in the Environment. *Journal of Geochemical Exploration*, 58: 95-110.
- Alvarado, S. Guédez, M. Lué-Merú, M.P. Graterol, N. Anzalone, A. Arroyo, C.J. Záray, G., 2008. Arsenic removal from water by bioremediation with the aquatic plants water hyacinth (*Eichornia crassipes*) and Lesser Duckweed (*Lemna minor*). *Bioresource Technology*, 99; 8436–8440.
- Antunes, A.P.M., Watkins, G.M.N., Duncan, J.R., 2001. Batch studies on removal of gold (III) from aqueous solution by *Azolla filiculoides*. *Biotechnology* 23,249–251.
- Baker, A.J.M., Reeves, R.D. ve Hajar, A.S.M., 1994. Heavy Metal Accumulation and Tolerance in British Populations of the Metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl. (Brassicaceae). *New Phytologist*, 127, 61-68.
- Banks, M.K., Kulakow, P., Schwab, A.P., Chen, Z. ve Rathbone, K., 2003. Degradation of Crude Oil in the Rhizosphere of *Sorghum bicolor*. *International Journal of Phytoremediation* 5; 225-234.
- Banuelos, G. S., 2000. Phytoextraction of Se from Soils Irrigated with Selenium-Laden Effluent. *Plant and Soil*, 224, 251-258.
- Bewley, R.J.F. 1980. Effect of heavy metal pollution on oak leaf microorganism, *App. Enviro. Microbiol.*, 40:1053-1059.
- Bert, V., Girondelot, B., Quatannens, V. ve Laboudigue, A., 2005. A Phytostabilisation of a Metal Polluted Dredged Sediment Deposit—Mesocosm Experiment and Field Trial. In: Uhlmann, O., Annokée, G.J. ve Arendt, F. (eds.), *Proceedings of the 9th International FZK/TNO Conference on Soil–Water Systems, Remediation Concepts and Technologies*. Bordeaux, pp. 1544-1550.
- Berti, W.R. ve Cunningham, S.D., 2000. Phytostabilization of Metals. In: Raskin, I. ve Ensley, B.D. (eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-up the Environment*. Wiley, New York, pp. 71-88.
- Blaylock, M.J. ve Huang, J.W., 2000. Phytoextraction of Metals. In: Raskin, I. ve Ensley, B.D. (eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-up the Environment*. Wiley, New York, pp. 53-70.
- Cardwell, A.J., Hawker, D.W., Greenway, M. 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from Southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48:653-663.
- Chen, S. Y., Lin, J. G., 2001. Bioleaching of Heavy Metals from Sediments: Significance of pH. *Chemosphere*. 44: 1093-1102.
- Chandra, P., Kulshreshtha, K. 2004. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants, *Bot. Rev.* 70; 313–327.
- Cirik, S., Dalay, M. 2001. Su Bitkileri II. (İçsu Bitkilerinin Biyolojisi, Ekolojisi, Yetiştirme Teknikleri) Su Ürünleri Fak. Yay. No:61, 159 say. ISBN:975.483.476

- Cossu, R., Haarstad, K., Lavagnolo, M.C., Littarru, P., 2001. Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phyto-reduction: a laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. *Ecol. Eng.* 16, 459–470.
- Davis, PH. 1988. *Flora of Turkey and The East Aegean Island*. Edinb. Univ. Press.
- Doğan, M. 2011. Akuatik Makrofitlerde Ağır Metal Akümülyasyonu. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi* 4 (2):33-36.
- Dushenkov, V. ve Kapulnik, Y., 2000. Phytofiltration of metals. In: Raskin, I. ve Ensley, B.D. (eds.). *Phytoremediation of Toxic Metals - Using Plants to Clean-up The Environment*. Wiley, New York, pp. 89-106.
- Dushenkov, D., 2003. Trends in Phytoremediation of Radionuclides. *Plant and Soil*, 249, 167-175.
- Engin, T., Balcı, M., Sümer, Y., Özkan, Y.Z., 1983. Guleman krom yatakları ve peridotit biriminin genel jeoloji konumu ve yapısal özellikleri. *MTA Dergisi* 95/96; 77-100.
- Evangelou, M.W.H., Ebel, M. ve Schaeffer, A., 2007. Chelate Assisted Phytoextraction of Heavy Metals from Soil: Effect, Mechanism, Toxicity and Fate of Chelating Agents. *Chemosphere*, 68, 989-1003.
- Forgacs, E., Cserhati, T., Oros, G., 2004. Removal of synthetic dye sfrom waste-waters: a review. *Environ.Int.* 30; 953–971.
- Ghosh, M. ve Singh, S.P., 2005. A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of its Byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3, 1-18
- Hannink, N., Roser S.J., French, C.E., Basran, A., Murray, J.A.H. Nicklin, S. ve Bruce, N.C., 2001. Phytoremediation of TNT by Transgenic Plants Expressing A Bacterial Nitroreductase. *Nature Biotechnology*, 19, 1108-1172.
- Hasar, H. and Obek, E. 2001. Removal of Toxic Metals from Aqueous Solution by Duckweed (*Lemna minor* L):Role of Harvesting and Adsorbtion Isotherms. *Arabian Journal for Science and Engineering*, Vol: 26(2C), pp.47-54.
- Hashim, M.A., Mukhopadhyay, S. Sahu, J.N. Sengupta, B. 2011. Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. *J. Environ. Manag.* 27, 2355–2388.
- Juwarkar, A.A., Jambhulkar, H.P. 2008. Restoration of fly ash dump through biological interventions. *Environ Monit Assess.* 139 (1-3); 355-65.
- Kara, Y., Basaran D., Kara, İ., Zeytunluoglu, A. and Genç, H. 2003. Bioaccumulation of Nickel by Aquatic Macrophyta *Lemna minor* (Duckweed). *International Journal of Agriculture & Biology*, 1560–8530, 05–3–281–283.
- Kara, Y. and Kara, I. 2005. Removal of Cadmium from Water Using Duckweed (*Lemna trisulca* L.). *International Journal of Agriculture and Biology* 1560; 660-662.
- Khataee, A.R., Kasiri, M.B., 2011. Modeling of biological water and wastewater treatment processes using artificial neural networks. *Clean Soil Air Water* 39, 742–749.

- Khellaf, N., Zerdaoui, M. 2013. Phytoaccumulation of zinc using the duckweed *Lemna gibba* L.: effect of temperature, pH and metal source. *Desalination and Water Treatment* 51 (28-30); 5755-5760.
- Krebs, W., Brombacher, C., Bosshard, P. P., Bachofen, R., Brandi, H., 1997. Microbial Recovery of Metals from Solids. *FEMS Microbiology Reviews*. 20: 605-617.
- Lee, M. ve Yang, M., 2010. Rhizofiltration Using Sunflower (*Helianthus annuus* L.) and Bean (*Phaseolus vulgaris* L. var. *vulgaris*) to Remediate Uranium Contaminated Groundwater, *Journal of Hazardous Materials*, 173, 589-596.
- Llorens, N. Arola, L. Blade, C. Mas, A. 2000. Effects of Chromium exposure upon nitrogen metabolism in tissue cultured *Vitis vinifera*, *Plant Sci.* 160; 159–163.
- Maine, M.A., Sune, N., Hadad, H., Sanchez, G., Bonetto, C., 2006. Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecol. Eng.* 26, 341–347.
- Manny, B.A., Nichols, G.J., Schloesser, D.W. 1991. Heavy metals in aquatic macrophytes in drifting in a large river. *Hydrobiologia*, 219:333-344.
- Meagher, R.B., Rugh, C.L., Kandasamy, M.K., Gragson, G. ve Wang, G., 2000. Engineered Phytoremediation of Mercury Pollution in Soil and Water Using Bacterial Genes. In: Terry, N. ve Banuelos, G. (eds.). *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis, Boca Raton, pp. 201-219.
- Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M.J., Samson, D. ve Tack, F.M., 2005. Comparison of EDTA and EDDS as Potential Soil Amendments for Enhanced Phytoextraction of Heavy Metals. *Chemosphere*, 58, 1011-1022.
- Megateli, S., Semsari, S., Couderchet, M. 2009. Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by *Lemna gibba*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72 1774–1780.
- Mkandawire, M., Dudel, E.G., 2005. Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. *Sci. Total Environ.* 336 (1–3), 81–89.
- Miretzky, P., Saralegui, A. and Cirelli, A.F. 2004. Aquatic Macrophytes Potential for the Simultaneous Removal of Heavy Metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, Vol:57; 997–1005.
- Mishra, V.K. Upadhyay, A.R. Pandey, S.K. Tripathi, B.D. 2008. Concentrations of heavy metals and nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of GBP Sagar an anthropogenic lake affected by coal mining effluent. *Environmental monitoring and assessment* 141; 49–58.
- Mishra, V.K. Tripathi, B.D. 2009. Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *J. Hazard. Mater.* 164; 1059–1063.
- Mohan, B.S., Hosetti, B.B. 1999. Aquatic plants for toxicity assessment (review). *Environ.Res.*, 8 1 : 259-274.
- Newman, L.A., Reynolds, C.M. 2004. Phytodegradation of Organic Compounds. *Current Opinion in Biotechnology* 15; 225-230.
- Nicolau, P. B., Johnson, D. B., 1999. Leaching of Pyrite by Acidophilic Heterotrophic Iron-Oxidizing Bacteria in Pure and Mixed Cultures. *Applied and Environmental Microbiology*. 65(2): 585-590.

- Obek, E. 2009. Bioaccumulation of heavy metals from the secondary treated municipal wastewater by *Lemna gibba*. Fres. Environ. Bull., 18 (11a); 2159–2164.
- Padmavathiamma, P. K. ve Loretta, Y.L., 2007. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. Water Air Soil Pollution, 184, 105-126.
- Pais, I., Jones, J.B., 2000. The Handbook of Trace Elements. St. Luice Press, Florida, p. 222.
- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. Annu. Rev. Plant Biol. 56, 15–39.
- Prasad, M.N.V., Malec, P., Waloszek, A., Bojko, M. and Strzałka, K. 2001. Physiological Responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to Cadmium and Copper Bioaccumulation. Plan Science, Vol:161(5), 881-889.
- Pulford, I.D. ve Watson, C., 2003. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees: A Review. Environment International, 29, 529-540.
- Radic, S., Babic, M., Skobic, D., Roje, V., Pevalek-Kozlina, B. 2010. Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L. Ecotoxicol. Environ. Saf., 73; 336–342.
- Rizzi, L., Petruzzelli, G., Poggio, G. ve Vigna Guidi, G., 2004. Soil Physical Changes and Plant Availability of Zn and Pb in a Treatability Test of Phytostabilization. Chemosphere, 57, 1039-1046.
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., Raskin, I. 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology, 13:468-472.
- Samecka-Cymerman, A., Kempers, A.J. 1996. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macrophytes around Wroclaw, Poland. Ecotoxicology and Environmental Safety, 35: 242-247.
- Sarı, B. 2005. Metal sanayi atık çamurlarından ağır metal gideriminde biyoliç yönteminin kullanılması. Ç.Ü. Fen Bilimleri Ens. Doktora Tezi. 99 s. Adana.
- Seçmen, Ö., Gemici, Y., Leblebici, E., Görk, G., Bekat, L. 1989. Tohumlu Bitkiler Sistematigi. Ege Üniv. Basımevi, Bornova, İzmir.
- Shanableh, A., Ginige, P., 1999. Impact of Metals Bioleaching on the Nutrient Value of Biological Nutrient Removal Biosolids. Water Science and Technology. 39 (6): 175-181.
- Shankers, A.K. Cervantes, C. Losa-Tavera, H. Avdainayagam, S. 2005. Chromium toxicity in plants, Environ. Int. 31; 739–753.
- Sasmaz A and Öbek E, 2009. The accumulation of arsenic, uranium, and boron in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents. Ecological Engineering 35, 1564–1567.
- Sasmaz, A., Obek, E. 2012. The accumulation of silver and gold in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents. Chem. der Erde, 72; 149–152.
- Şaşmaz, M. 2014. *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L.’ ün galeri suyundaki bazı ağır metalleri alım kapasitelerinin karşılaştırılması. F.Ü. Fen Bilimleri Inst. Yüksek Lisans Tezi. 49 s. Elazığ
- Terzi, H., Yıldız, M., 2011. Ağır Metaller ve Fitoremediasyon: Fizyolojik ve Moleküler Mekanizmalar. AKÜ-FEBİD 11; 1-22.

- Thayer, T.P. 1964. Principal features and origin of podiform chromite deposits and. some observations, on the Guleman-Soridağ district. Turkey., Econ. Geol., 59, 1497-1524.
- Upadhyay A.R., Virendra K. Mishra V.K., Sudhir K. Pandey S.K. and Tripathi B.D. 2007. Biofiltration of secondary treated municipal wastewater in a tropical city Ecological Engineering 30(1): 9-15.
- Üçüncü, E. 2011 Su mercimeği kullanarak farklı konsantrasyonlardaki ağır metal karışımlarının laboratuvar ortamında biyoremediasyonu. A.Ü. Fen Bilimleri Ens. Yüksek Lisans Tezi. Ankara.
- Üşümezsoy, Ş., 1986. Kefdağ ve Soridağ (Guleman) kromit kütlelerinin oluşumu üzerine yeni bir yaklaşım. Jeoloji Mühendisliği, 29,47-60.
- Wichlacz, P. L., Unz, R. F., 1981. Acidophilic Heterotrophic Bacteria of Acidic Mine Waters. Applied and Environmental Microbiology 41 (8): 1254-1261.
- Yılmaz, Z., Gür, K., Tarlan, E. 2005. S.Ü. kampüs atıksularının karakterizasyonu ve su mercimeği (*Lemna minor* L.) ile arıtılabilirliği. S.Ü. Müh.-Mim. Fak. Derg., c.20, s.4.
- Zaier, H., Ghnaya, T., Rejeb, K.B., Lakhdar, A., Rejeb, S. ve Jemal, F., 2010. Effects of EDTA on Phytoextraction of Heavy Metals (Zn, Mn and Pb) from Sludge-Amended Soil with *Brassica napus*. Bioresource Technology, 101, 3978-3983.
- Zengin, Y., 1960, The distributkm ofchromite reserves in successive layers and scattered lenses, In symposium on chrome ore., CENTO, Ankara, 122.-136.

9. ÖZGEÇMİŞ

1972 yılında Bingöl’de doğdum. 1989 yılında Bursa Erkek Lisesi’nden mezun oldum. 1995 yılında Anadolu Üniversitesi Maden Mühendisliği Bölümü’nü bitirdim. 1996 yılında mesleki yaşantıma özel sektörde başladım. 2011-2012 öğretim yılı Güz döneminde Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Jeoloji Mühendisliği Maden Yatakları Anabilim Dalında Yüksek Lisans eğitimime başladım. Şuan ETİ KROM A.Ş. bünyesinde Maden İşletme Müdürü olarak görev yapmaktayım.