

Ağır Metal Kirliliğinin Biyoremediasyonunda Bazı Su İçi ve Yüzücü Sucul Makrofitlerin Kullanımı*

Danial NASSOUHİ, Mehmet Borga ERGÖNÜL**, Şeyda FİKİRDEŞİCİ, Pınar KARACAKAYA, Sibel ATASAĞUN

Ankara Üniversitesi, Fen Fakültesi, Biyoloji Bölümü, Ankara

Geliş : 26.12.2017

Kabul : 05.02.2018

**Sorumlu Yazar: ergonul@gmail.com

E.Dergi ISSN: 1308 - 7517

Derleme / Review

Özet

Sanayileşme ve kentleşmenin artması neticesinde ortaya çıkan ağır metal içeren atık suların deşarjı sucul ekosistemlerde önemli bozulmalara yol açmıştır. Ağır metal kirliliği gözlenen sucul ekosistemlerin biyoremediasyonuna yönelik ilgi, maliyetlerinin düşük olması ve çevre dostu olmaları nedeniyle giderek artmaktadır. Bu bağlamda, ağır metal ile kirlenmiş atık sular ve doğal suların remediasyonunda sucul makrofitler daha sık kullanılmaya başlamıştır. Bu derleme çalışmasında, remediasyonda sık kullanılan bazı su içi ve yüzücü sucul makrofitler ve remediasyon kapasiteleri hakkında son yıllarda yapılan çalışmalar derlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Remediasyon, kirlilik, sucul, atık su, *Pistia*, *Myriophyllum*, *Azolla*.

The Use of Some Sub-mersed and Free floating Aquatic Macrophytes in the Bioremediation of Heavy Metal Pollution

Abstract

The dramatic increase in industrialization and urbanization has led to an increase in the discharge rate of wasterwaters including heavy metals which in turn caused significant alterations in aquatic ecosystems. Bioremediation of aquatic ecosystems polluted with heavy metals has been favauored in the recent years due to ecofriendly applications and lower costs. Thus, there is an increase in the use of aquatic macrophytes for the remediation of wastewater and natural water bodies polluted with heavy metals. In this review paper, the recent research focusing on the frequently used some sub-mersed and free floating aquatic macophytes and their remediation capacity is reviewed.

Keywords: Remediation, pollution, aquatic, wastewater, *Pistia*, *Myriophyllum*, *Azolla*.

* Bu çalışmanın bir kısmı Ankara Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yönetim Birimi tarafından desteklenen 17L0430002 nolu proje kapsamında hazırlanmıştır.

GİRİŞ

18. yüzyılda başlayan sanayileşme süreciyle birlikte insanların doğa ile olan ilişkilerinde geri dönüşü zor değişimler meydana gelmeye başlamıştır. Sanayileşmeyle beraber gelişen kentleşme sonucu insanların doğaya verdiği zararlar, 20. yüzyıla gelindiğinde artık gezegenin tamamını etkileyen çevresel bir krize dönüşmüştür (Baykal ve Baykal, 2008). İnsan varoluşundan bu yana, kendi istekleri ve faaliyetleri doğrultusunda doğayı şekillendirmekte ve değiştirmektedir.

Çevreye doğal süreçlerden bağımsız olarak insan etkisiyle yapılan bu müdahaleler, doğal döngülerin işleyişini olumsuz etkilemekte ve çok sayıda çevresel soruna yol açmaktadır (Tyagi vd., 2014). Su, birçok organik ve inorganik madde için iyi bir çözücü olması, organik maddelerin taşıyıcı olarak kullanılması, metabolik faaliyetlerin gerçekleşmesini sağlaması, vücut ısısını düzenlemesi ve birçok organizma için yaşam alanı olması bakımından, ekosistemin son derece önemli bir kompartmanını teşkil etmektedir. Ancak, kentsel atıklar, sanayi ve tarımsal faaliyetler, nakliyat, termik ve nükleer santraller ve daha birçok insan faaliyeti su kirliliğine neden olmaktadır. Bu gibi faaliyetler sonucu ortama bilerek veya bilmeyerek sızan organik ve inorganik bileşikler, mikroorganizmalar, deterjanlar, pestisitler, ağır metaller, radyoaktif partiküller, yağlar ve petrol ürünleri vb. maddeler suyu kirleten başlıca kirleticilerdir (Tchounwou vd., 2012). İnsan faaliyetleri sonucunda oluşan ve bu kirleticilerin bir veya birkaçını içeren atık sular nehir, göl ve deniz gibi doğal ortamlara deşarj edildiklerinde suyun kimyasal, fiziksel ve biyolojik yapısında değişimlere yol açarak su kirliliğine neden olmaktadır (Ünlü vd., 2007; Kocataş, 2008). Suyun yapısal özelliklerinde meydana gelen bu tip olumsuz değişimler sucul ortamdaki organizmaların yaşam döngüsü ile ekosistem dengesi ve enerji döngüsünde bozulmalara sebep olmaktadır (Alrumman vd., 2016).

Nüfus artışına bağlı olarak artan su talepleri, düzensiz yağışlar, kuraklık ve su kaynaklarının kullanılabilirliğinde gözlenen düşüş nedeniyle su kaynaklarının korunması, kirlenmiş su kaynaklarının sağaltımı ve atık suların arıtımı ve bu yönde yapılan çalışmalar her zamankinden daha da önemli bir hal almıştır. Bu çalışmada sucul ortamlarda ağır metal kirliliğinin remediasyonunda sıklıkla kullanılan bazı su içi ve yüzücü sucul makrofitler ile ilgili son 20 yılda yapılan çalışmalar derlenmiş ve remediasyon potansiyelleri hakkında bilgi verilmesi amaçlanmıştır. Bu bağlamda özellikle de deneysel olarak yapılan çalışmalar ele alınmış ve kullanılan bitki, maruz bırakılan konsantrasyon ve giderim potansiyelleri hakkında bilgiler verilmiştir.

Ağır Metaller

Ağır metal terimi, yoğunluğu 5 g/cm^3 'ten daha yüksek olan ve düşük konsantrasyonlarda dahi toksik etkiler gösteren metaller ve metaloidler için kullanılan genel bir terimdir (Jarup, 2003). Bakır, çinko, demir gibi bu tanıma uyan ağır metallerin bir kısmı canlı bünyesindeki faaliyetlerin devamlılığı için gerekli olup çeşitli fonksiyonlara sahiptir ve esansiyel metaller olarak adlandırılırlar. Kadmiyum, kurşun, civa gibi ağır metaller ise canlı bünyesinde bilinen bir fonksiyona sahip olmayıp çok düşük dozlarda dahi toksik etkiler göstermektedir ve non-esansiyel metaller olarak adlandırılırlar. Ancak, esansiyel metallerin de belirli konsantrasyonların üzerinde toksik etki gösterebileceği oldukça iyi bilinen bir konudur (Jarup, 2003; Özbolat ve Tuli, 2016; Ergönül ve Atasağın, 2017).

Ağır metal, sıklıkla toksisite, ekotoksisite ve kirlilik ile ilişkilendirilen metal ve metaloid grupları için kullanılan bir terim olarak karşımıza çıkmaktadır (Özbolat ve Tuli, 2016). Tanımı konusunda farklı görüşler ileri sürülmesine rağmen (Appenroth, 2010) ortak görüş, canlı bünyesinde herhangi bir fonksiyonu olmayan ağır metallerin (kurşun, civa, kadmiyum gibi) çok düşük konsantrasyonlarda dahi oldukça zararlı çevresel kirleticiler olduğu yönündedir (Duffus, 2002). Ağır metallerin yarılanma ömürleri oldukça uzundur ve doğada parçalanmamaktadır (Tripathi ve Ranjan, 2015). Ağır metaller, toprakta, sedimentte, suda veya canlı dokularında birikebildiği için (Fisher, 1995) besin

zincirine karışmaları durumunda insan sağlığı açısından da tehdit oluştururlar (Taylan ve Böke Özkoç, 2007; Jaishankar vd., 2014).

Göl, nehir ve deniz ekosistemleri, ağır metal içeren atık sular, atmosfere karışan ağır metal içeren partiküller ve yağışlarla kirletilmiş arazilerden drene olan akışlar için nihai bir havuz olarak işlev görmektedir (Yavuz ve Sarıgül, 2016). Ağır metaller sucul canlılar üzerindeki olumsuz etkileri göz ardı edilse dahi su kaynaklarının kullanımını sınırlandırmaları bakımından da önemli bir risk oluşturmaktadır. Bu nedenle son yıllarda çalışmalar ağır metallerin sucul ortamlardan uzaklaştırılması üzerine yoğunlaşmıştır (Tangahu vd., 2011; Raghav ve Shrivastava, 2016).

Ağır metal giderimi

Ağır metaller, ayrışmaya karşı oldukça dirençli oldukları için ortamdaki uzaklaştırılmaları da oldukça güçtür (Tripathi ve Ranjan, 2015). Ağır metal giderimi olarak adlandırılan süreçler genel olarak fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler kullanılarak yürütülmektedir (Fu ve Wang, 2011). Çökeltme ve filtrasyon gibi fiziksel yöntemler ya tek başlarına ya da ters ozmoz, iyon değişimi veya adsorbsiyon gibi kimyasal yöntemlerle birlikte kullanılmaktadır. Ancak her iki sistemin de işletim ve bakım masrafları oldukça yüksektir ve sadece belirli ağır metallerin arıtımında kullanılabilir (Mishra ve Tripathi, 2008). Bununla birlikte fiziksel yöntemler yüksek hacimler için kullanışlı bir yöntem değildir. Kimyasal yöntemler ise canlılar açısından ekstra risk oluşturma potansiyeline sahiptir. Ayrıca fiziko-kimyasal tekniklere dayalı yöntemler daha ziyade yüksek derecede kirlenmiş ortamların arıtımında tercih edilmektedir (Fu ve Wang, 2011). Diğer taraftan, ağır metallerin uzaklaştırılması için bitkilerin kullanıldığı fitoremediasyon gibi biyolojik giderim yöntemleri ise çevre dostu yöntemler olarak kabul edilemekte olup işletim ve bakım maliyetleri diğer yöntemlere kıyasla oldukça düşüktür. Bu nedenle orta dereceli kirlenmiş sularda ağır metal giderimi için cazip bir alternatif ve umut verici bir teknoloji olarak değerlendirilmektedir (Miretzky vd., 2004; Doni vd., 2015).

Yukarıda da özetlendiği gibi ağır metal giderimi için kullanılan fiziksel ve kimyasal yöntemlerin hem işletim hem de bakım maliyetlerinin yüksek olması ve çevre üzerinde ilave stres yaratması gibi sebepler nedeniyle sınırlı bir kullanım alanları vardır. Ağır metal ve diğer birçok kirleticinin giderimi için biyolojik yöntemlerin kullanıldığı biyoremediasyon, bakteriler gibi mikroorganizmalar ve makrofitler, algler veya diğer organizmalar kullanılarak kirletici ve zararlı maddelerin ortamdaki giderimi anlamına gelen bir süreçtir (Kulshreshtha vd., 2014). Biyoremediasyon ilk kez 1972 yılında Pennsylvania eyaletinde akaryakıt boru hattı sızıntısının neden olduğu kirliliğinin giderimi için diğer tekniklerle birlikte kullanılmıştır ve yüksek bir başarı oranı elde edilmesi sayesinde dikkatleri üzerine çekmeyi başarmıştır (Wang vd., 2012). Biyoremediasyon sürecinde özellikle bakteriler, mantarlar ve arkeler kullanılmış olmakla birlikte sucul ortamlarda ağır metal giderimi için çeşitli alg ve makrofitlerin giderim potansiyelinin araştırıldığı çalışmalar giderek artmaktadır (Etim, 2012; Zeraatkar vd., 2016).

Fitoremediasyon

Fitoremediasyon bitki anlamındaki “phyto” ile ıslah anlamındaki “remediation” kelimelerinden türetilen ve ilk kez 1991 yılında kullanılan bir terim olup çevreyi bitkileri kullanarak ıslah etme teknolojisidir. Çeşitli kaynaklarda “Phytoremediation”, “botanical remediation” veya “green remediation” gibi farklı isimlerle anılmaktadır (US EPA, 2000).

Bazı kaynaklarda Türkçe karşılığı olarak “Bitkisel Arıtım” kelimesi önerilmektedir (Yalçın, 2014). Fitoremediasyon, toprakta veya sudaki ağır metal gibi kirleticilerin bitkiler veya algler kullanılarak ortamdan uzaklaştırılması ya da toksik etkilerinin giderilmesidir. Yapılan çalışmalarda fitoremediasyon teknikleri ile Zn, Ni, Cu, Hg, Cd ve daha birçok ağır metalin, Sr, Cs, ve U gibi birçok radyoaktif elementin, çeşitli pestisit ve herbisitlerin, petrol hidrokarbonlarının ve endüstriyel organik atıkların gideriminin gerçekleştirilebileceği gösterilmiştir (Vasavi vd., 2010).

Kimyasal ve fiziksel giderim teknikleri ile karşılaştırıldığında fitoremediasyon yöntemi mali açıdan düşük masraflı, çevre üzerinde yıkıcı ve olumsuz etkileri olmayan, çevre dostu ve güneş enerjisi kullandığı için verimli kabul edilen bir giderim yöntemi olarak daha çok tercih edilmektedir (Razzaq, 2017). Fitoremediasyon tekniklerinin kimyasal ve fiziksel giderim tekniklerine göre avantaj ve dezavantajları Tablo 1’de karşılaştırmalı olarak verilmiştir (Sood vd., 2011).

Tablo 1. Fitoremediasyon tekniklerinin avantaj ve dezavantajları

Avantajlar	Dezavantajlar
Geleneksel in-situ ve ex situ yöntemlere göre daha çevre dostu olup düşük masraflıdır.	İşlem, köklerin ulaştığı derinlikte sınırlanan ve kaplanan yüzey alanına göre etki gösterebilir.
Birden fazla kirletici gözlenen alanlarda giderim amacıyla kullanılabilir.	Başarı oranı, kullanılan bitkinin kirleticiye karşı toleransına bağlıdır.
Hiperakümülyasyon gösteren bitkiler, kıymetli ağır metal eldesi için biyolojik cevher olarak kullanılabilir.	Biyolojik olarak parçalanabilir nitelikleri nedeniyle, çevreye yeniden ağır metal sızdırabilirler.

Fitoremediasyonda kullanılan bitkiler, ortamdaki kirleticileri bünyelerinde depolamak ve daha az toksik formlara dönüştürmek için fitoekstraksiyon, fitostabilizasyon, rizofiltrasyon, fitovolatizasyon, fitodegradasyon ve rizodegradasyon gibi çeşitli mekanizmalar kullanılmaktadır (Tangahu vd., 2011; Etim, 2012). Fitoekstraksiyon, fitostabilizasyon ve rizofiltrasyon süreçlerinde bitki kirletici maddeleri kökleri yardımı ile alıp bunları yine kök dokusunda ve/veya yaprak ve gövdede depolar. Fitovolatizasyon ise Se, Hg ve As gibi uçucu özellikte inorganik kimyasal formların su buharı ile yapraklardan atmosfere verilmesi esasına dayanır. Fitodegradasyon klorlu çözeltiler ve bazı organik çözeltilerin giderimi açısından sınırlı bir kullanım alanına sahiptir ve bu süreçte kompleks yapıdaki kirletici maddeler basit bileşiklere dönüştürülerek bitki dokularına taşınır. Rizodegradasyon sürecinde ise bu dönüştürme işlemleri bitkilerin rizosferindeki mikroorganizmalar tarafından yürütülmektedir ve bazı kaynaklarda rizosferik degradasyon olarak da adlandırılmaktadır. Yine benzer şekilde rizodegradasyon da petrol hidrokarbonları, klorlu çözücüler, benzen ve toluen gibi organik kirleticilerin gideriminde kullanılabilir.

Sucul Makrofitler

Makrofitler ile ilgili birçok farklı şekilde tanımlama yapılmış olmasına rağmen en fazla kabul gören tanıma göre; gözle görülebilecek büyüklükte, sucul ortamlarda yaşayan

fotosentetik organizmalar makrofit olarak adlandırılmaktadır. Bu tanıma tohumlu bitkiler, algler, eğrelti otları ve sucul karayosunları dahil birçok farklı taksonomik grup girmektedir. Kolaylık olması bakımından sucul makrofitler su yüzeyine göre pozisyonları dikkate alınarak 3 farklı grup altında incelenmektedir (Wetzel, 2001) :

1- Yarı-batık (emergent) makrofitler: Bunların büyük bir kısmında kökler su altında, gövde ve yapraklar su yüzeyinin üzerindedir. En karakteristik birkaç örneği *Phragmites* spp., *Typha* spp. ve bazı *Potamogeton* spp. türleridir.

2- Su içi (sub-mersed) makrofitler: Bu tip makrofitler gelişimlerini tamamen su altında tamamlarlar. En bilinen örnekleri *Ceratophyllum demersum* ve *Myriophyllum spicatum* türleridir.

3- Yüzücü (free floating) makrofitler: Bunların kökleri genellikle indirgenmiş olup su kolonu içerisinde askıda bir pozisyonda yer alır ve sedimentle temas etmezler. Bitki su yüzeyinde serbest bir şekilde yüzmektedir. Bu tip makrofitlere ise *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*., ve *Lemna* spp. örnek verilebilir.

Sucul makrofitler karasal bitkilere oranla daha yüksek bir büyüme hızı, biyokütle üretimi ve yüksek emilim kapasitesine sahip oldukları için daha avantajlı olarak kabul edilmektedir (Dhir, 2013). Bazı sucul makrofitlerin ortam konsantrasyonundan daha yüksek seviyelerde kirleticiyi bünyelerinde biriktirebildikleri oldukça iyi bilinen bir konudur. Bu tip organizmalara genel olarak hiperakümülator denilmektedir ve bu organizmaların ağır metal gibi kirleticilerin yüksek konsantrasyonlarına karşı toleranslarının yüksek olduğu bilinmektedir (Boyd, 2004).

Sucul makrofitler yukarıda özetlenen bu üstün özellikleri nedeniyle sadece ağır metal gibi kirleticilerin değil aynı zamanda fosfor ve azot gibi besleyici elementlerin gideriminde de başarıyla kullanılmaktadır (Tripathy ve Upadhyay, 2003; Nahlik ve Mitsch, 2006). Literatürde sülfadimetoksin gibi ilaçların (Forni vd., 2001) ve hatta radyoaktif elementlerin (Sharma vd., 2015) gideriminde de kullanımlarına dair çalışmalar bulunmaktadır (Maine vd., 2006). Aşağıda son yıllarda ağır metallerin giderimi ile ilgili çalışmalarda sucul makrofitlerin kullanımına yönelik yapılan araştırmalar özetlenmiştir.

Eichhornia crassipes

Su sümbülü Türkçe adı ile anılan *Eichhornia crassipes*, Pontederiaceae ailesinin üyesi olup serbest yüzen ve istilacı bir türdür. Su sümbülü, kozmopolit bir tür olması ve hızlı bir şekilde büyümesi nedeniyle kirleticilerin sucul ortamdan uzaklaştırılması konusunda ilgi odağı olmuştur (Jayaweera vd., 2008; Moyo vd., 2013). Birçok çalışmada toleransı yüksek bir tür olduğu gösterilmiş ve hiperakümülator kapasitesi vurgulanmıştır. Liao ve Chang (2004) bu bitkinin bakır, çinko, kadmiyum, kurşun ve nikel elementlerine karşı fitoremediasyon potansiyelini incelemişler ve bitkinin bu elementlere karşı yüksek toleransından dolayı, özellikle kurşun, bakır ve çinko içeren alanlarda fitoremediasyon için kullanılabileceği vurgulamışlardır. Hasan vd. (2007) su sümbülü ile yürüttükleri çalışmada bitkinin yüksek oranda Zn ve Cd emilimi gösterdiğini belirtmişlerdir. Mishra ve Tripathi (2008) yaptıkları bir çalışmada bu bitkinin 1, 2 ve 5 ppm Cu'ya maruz bırakıldığında 15 gün sonunda sırasıyla %96, 87 ve 88 oranında giderim sağladığını göstermişlerdir. Aynı çalışmada 1, 2 ve 5 ppm Cd deneme gruplarında giderim oranları %78, 82 ve 70 olarak saptanmıştır. Jayaweera vd. (2008) çalışmalarında su sümbüllerinin atık sulardan Fe metali uzaklaştırma oranının besleyici element içeriği düşük olan sularda en yüksek değere ulaştığını ve %47 oranında giderim sağladığını göstermişlerdir. Alvarado vd. (2008) *E. crassipes* türünün As biyoremediasyonunda *Lemna minor*'e

alternatif bir canlı olup olamayacağını araştırmışlar ve çalışmalarında her iki türün As remediasyonunun arasında anlamlı bir fark bulamamışlardır. Dolayısıyla ağır metal gideriminde bu türün bir alternatif olarak kullanılabileceğini ortaya koymuşlardır. Mishra ve Tripathi (2009) yaptıkları diğer bir çalışmada 10 ppm Zn'ye maruz bırakılan bitkinin 11 gün sonunda %95 oranında giderim sağladığını, 1 ppm Cr'ye maruz bırakılan bitkilerin ise %84 oranında giderim sağladığını bildirmişlerdir. Lissy ve Madhu (2011) yaptıkları 20 günlük deneyde, *E. crassipes* bitkisini 1 ppm krom ve 5 ppm bakır içeren sulara maruz bırakarak bitkinin remediasyon potansiyelini araştırmışlardır. Araştırmanın sonucunda bitki, krom ve bakır içeriğinde %65 oranında giderim sağlamıştır. Mokhtar vd. (2011) *E. crassipes* türünün Cu metalini temizlemede %97,3 oranında başarılı olduğunu tespit etmişler ve türü hiperakümülatör olarak tanımlamışlardır. Ajayi ve Ogunbayo (2012) tekstil, ilaç ve metalurjik atıksulardan Cd, Cu ve Fe metallere *E. crassipes* ile temizlenmesi üzerine araştırma yapmışlardır. En yüksek giderim oranının kadmiyum için %95.6 ile metalurjik atıksulardan, %94.8 oranında tekstil atıksuyundan ve %93.5 ile ilaçlı atıksulardan olduğunu gözlemlemişlerdir. Aynı başarı oranı Fe ve Cu metali için tespit edilememiştir. Moyo vd. (2013) tarafından *E. crassipes* türünün, remediasyon amacıyla kullanımı araştırılmış ve elektriksel iletkenlikte % 25, toplam çözünmüş katı maddelerde (TDS) %26, sülfatlarda %45, fosfatlarda %33 ve toplam sertlikte %37 oranında düşüş tespit etmişlerdir. Aurangzeb vd. (2014) *E. crassipes* bitkisinin kadmiyum, bakır, arsenik, alüminyum ve kurşun içeren atık sular için giderim kapasitelerini araştırmış ve sonuç olarak en yüksek giderim oranını Cd (%82,8) ve Cu (%78.6) için tespit etmişlerdir.

Azolla spp.

Azolla, Azollaceae familyasına ait olup, dünyanın hemen hemen çoğu bölgesinde geniş bir yayılış alanına sahip 7 kadar türü içeren bir cinistir. Daha çok sulama kanallarında, durgun su kütlelerinde, bataklıklarda ve esasen pirinç tarlalarında gelişim gösterir. Sucul bir eğrelti otu olan *Azolla* sporlanma ile ve/veya kopan kök parçalarından çoğalabilir. Olumsuz çevresel koşullara, yüksek alkalinite ve ağır metal kirliliğine karşı toleransı yüksek bir tür olarak değerlendirilmektedir. İdeal koşullar altında oldukça hızlı bir gelişim gösterir. Yüzücü bir bitki olması sebebiyle hasadı oldukça kolaydır. Bu gibi özellikleri nedeniyle *Azolla* fitoremediasyon açısından oldukça uygun bir organizma olarak değerlendirilmektedir (Roberts vd., 2014). Arora (2004; 2006) 3 farklı *Azolla* türünün Cd, Ni ve Cr emilim potansiyelini karşılaştırmıştır. Sonuç olarak sırasıyla emilim potansiyelini Cd için: *A. microphylla* > *A. filiculoides* > *A. pinnata*; Ni için: *A. pinnata* > *A. microphylla* > *A. filiculoides* ve Cr için: *A. pinnata* > *A. filiculoides* > *A. microphylla* olarak bulmuştur. Khosravi vd. (2005), yaptıkları çalışmada *A. filiculoides*'i 15 gün süre ile 4'er mg/L'lik Pb, Cd, Ni ve Zn ağır metaline maruz bırakmış ve ortamdaki tuz konsantrasyonunun artması ile ağır metal emiliminde azalma göstermişlerdir. Dai vd. (2006), yaptıkları çalışmada *A. imbricata* sucul bitkisini 9 gün süreyle 0.5 ppb'ye maruz bırakmışlar ve bitkinin bu süreçte dokularında 183 mg/kg oranında Cd biriktirdiğini tespit etmişlerdir. Rai (2008) *A. pinnata*'nın Hg ve Cd remediasyonunda %70-94 oranında başarılı olduğunu tespit etmişlerdir. Mishra (2009), *A. pinnata* sucul bitkisinin Hg (10 ppb) içeren atık sulardaki arıtım potansiyelini incelemiş ve 21 günlük deney sonunda %68 oranında giderim sağladığını bulmuştur. Pandey (2012) termik santrallerdeki atık kül havuzlarında (Fe: 343.7 > Mn: 76.5 > Zn: 45.1 > Cd: 27.0 > Ni: 21.8 > Cu: 19.3 > Pb: 16.2 > Cr: 12.5 mg/L) yetişen *A. caroliniana* bitkisinin sürgünlerinde ağır metal içeriğini incelemiş ve birikimi (mg/kg KA) Fe (753) > Zn (210) > Ni (161) > Mn (144) > Cr (137) > Cu (106) > Pb

(92)>Cd (86) şeklinde tespit etmiştir. Shafi vd. (2015), yaptıkları çalışmada *A. pinnata*'yı Cu, Pb, Cr, Cd ve Zn içeren ağır metal karışımına maruz bırakmış ve 10 gün sonunda bitkide ağır metal birikimini Zn>Cu>Pb>Cr>Cd şeklinde bulmuştur. Noorjahan ve Jamuna (2015) *Azolla microphylla* ile yaptıkları çalışmada 96. saatin sonunda suyun içeriğindeki ağır metal ve suyun fiziksel parametrelerinde azalma tespit etmişlerdir.

Lemna spp.

Lemna spp. ya da Türkçe adı ile su mercimekleri, Lemnaceae familyasına ait olup küçük yapılı, yüzücü makrofitlerdir (Maltby, 2010). Su mercimekleri geniş bir pH (3,5 - 10,5) ve sıcaklık (7-35 °C) aralığında gelişim gösterebilir. Hızlı bir şekilde gelişim gösterir ve vejetatif olarak çoğalmaktadır. Laboratuvar koşullarına kolaylıkla adapte olabildiği için üretimi oldukça kolaydır. Tıpkı *Azolla* gibi su mercimeklerinin de hasadı oldukça kolaydır. Bu gibi özellikleri nedeniyle ekotoksikoloji çalışmaları için uygun bir model olarak değerlendirilmektedir (Hurd ve Stenberg, 2008). Birçok çalışmada *Lemna* spp. türlerinin ağır metallerin sudan uzaklaştırılmasında başarılı sonuçlar verdiği gösterilmiştir (Garnczarska ve Ratajczlak, 2000; Kara vd. 2003).

Su mercimekleri arasında remediasyon çalışmalarında en sık kullanılan ve en iyi bilineni *L. minor* adlı türdür ve sadece ağır metallerin giderimi için değil azot ve fosfor içeren besleyici elementlerin gideriminde de kullanılabilirler gösterilmiştir. Axtell vd. (2003) laboratuvar ortamında yetiştirilen *L. minor* bitkisini kullanarak Pb ve Ni metallerini giderim potansiyelini incelemişler ve sonuç olarak sırasıyla %76 ve %82 oranında giderim sağlamışlardır. Hou vd. (2007) ağır metallerce kirletilmiş sularda Cu ve Cd'nin *L. minor* kullanılarak giderimi ve suyun rehabilitasyonuna yönelik bir çalışma yapmışlar ve bitkinin bu iki element açısından fitoremediasyon potansiyelinin zayıf olduğunu bildirmişlerdir. Alvarado vd. (2008) sucul bitkiler *E. crassipes* ve *L. minor* ile fitoremediasyonla sulardan As'nin giderimi üzerine bir çalışma gerçekleştirmişler ve bu amaçla bitkileri 21 gün süreyle 0,15 ppm As'ye maruz bırakmışlardır. Çalışmada *E. crassipes* için giderim oranı %18, *L. minor* için ise %5 olarak hesaplanmıştır. Khellaf ve Zerdaoui (2009), yaptıkları çalışmada ağır metal kirliliğinin *Lemna minor*'ün gelişimi üzerindeki etkilerini çalışmışlar ve bitkinin yüksek oranda Fe ve Hg biriktirebildiğini göstermişlerdir. Üçüncü vd. (2013) Cu, Cr ve Pb metallerinin *L. minor* tarafından fitoremediasyonunu araştırmışlardır. *L. minor*'ün Cr ve Pb remediasyon kapasitesini başarılı bulurken, Cu remediasyon kapasitesini düşük bulmuşlardır. Goswami vd. (2014) yaptıkları çalışmada *L. minor* bitkisini 22 gün süreyle As ağır metalinin 3 farklı konsantrasyonuna (0,5, 1 ve 2 ppm) maruz bırakarak bitkinin remediasyon kapasitesini incelemişler ve bitkinin % 70 oranında giderim sağladığını saptamışlardır. Török vd. (2015), aynı bitkiyi Cu, Zn ve Cd içeren karışıma 6 gün süreyle maruz bırakmış ve en yüksek birikim oranını Cd için 1.25 mg/g olarak bulmuşlardır. Gür vd. (2016) *L. minor* bitkisini 7 gün boyunca bor elementinin 7 farklı konsantrasyonuna (2, 4, 8, 16, 32, 64, 128 ppm) maruz bırakarak fitoremediasyon potansiyellerini araştırmışlardır. Sonuç olarak en yüksek birikim değeri 128 ppm'lik konsantrasyona maruz bırakılan grupta gözlenmiş olup, 4007 mg/kg olarak ölçülmüştür.

Yaygın bir şekilde remediasyon amacıyla kullanılan diğer bir tür ise *Lemna gibba* adlı türdür. Khellaf ve Zerdaoui (2009), 10 gün süreyle 6, 10, 14 ve 18 ppm Zn'ye maruz bıraktıkları *L. gibba* sucul bitkisinde %61.3 ile 71.3 arasında bir giderim gerçekleştiğini göstermişlerdir. Abdallah (2012), 2, 4, 10 ve 15 ppm Pb ve Cr'ye 12 gün süreyle maruz bıraktıkları *L. gibba* bitkisinin en yüksek giderim oranını sırasıyla Pb için %96, Cr için ise %91.8 olarak bulmuştur. Verme ve Suthar (2015) yaptıkları çalışmada Pb vd Cd'nin 2, 5

ve 10 ppm'lik konsantrasyonlarına maruz bıraktıkları *L. gibba* sucul bitkisinin Pb için en yüksek giderim oranını %98,1, Cd için ise %84.8 olarak hesaplamışlardır.

Pistia stratiotes

Su marulu olarak adlandırılan *Pistia stratiotes* Aracea familyasına bağlı çok yıllık ve serbest yüzen, gövdesiz, stolonlu ve saçak köklere sahip bir bitkidir (Täckholm, 1974). Tropik ve sub-tropik sularda yayılım gösterir (Sánchez-Galván vd., 2013). Su marulu esasen asidik ortamlarda daha iyi gelişim göstermekle birlikte geniş bir sıcaklık ve pH aralığında gelişebilir. Yüzücü olduğu, hızlı büyüme gösterdiği, kolay hasat edilebildiği ve bünyesinde yüksek oranda kirletici biriktirebildiği için atık sularda kirletici maddelerin gideriminde sıklıkla kullanılmaktadır (Das vd., 2014; Galal ve Farhat, 2015).

Odjegba ve Fasidi (2004) 21 gün boyunca potansiyel 8 eser element (gümüş, kadmiyum, krom, bakır, civa, nikel, kurşun ve çinko) kullanarak *P. stratiotes* bitkisinde emilimi ve toleransını ölçmüşlerdir. Sonuç olarak bitkinin çinkoya karşı yüksek toleranslı olduğunu, civaya ise çok düşük toleransı olduğu tespit edilmiştir. Mishra (2009), su marulunun Hg içeren atık su arıtım potansiyelini incelemiş ve 21 günlük deney sonunda *P. stratoites*'in %80 oranında giderim sağladığını bulmuştur. Vesely (2011), su marulu ile yaptıkları çalışmada ilk 7 gün içerisinde giderim veriminin en yüksek oranda olduğunu ve 5 mg/L'lik Pb'a maruz bırakılan bitkilerin %97 oranında giderim sağladığını göstermişlerdir. Lu vd. (2011), su marulunun %20 oranında Al, Fe ve Mn giderimi sağladığını göstermişlerdir. Gupta vd. (2012), yaptıkları çalışmada su marulunun köklerinin yüksek oranda Fe, K, Mg, Mn, Ca, Cd ve Co giderimi sağladığını göstermişlerdir. Das vd. (2014) 21 gün süreyle Cd'nin 4 farklı konsantrasyonuna (5, 10, 15 ve 20 ppm) maruz bırakılan *P. stratiotes* bitkisinin remediasyon potansiyelini araştırmışlar ve bu bitkinin kadmiyuma karşı toleransının yüksek olduğu gösterilmiştir. Aurangzeb vd. (2014) *P. stratiotes* bitkisinin kadmiyum, bakır, arsenik, alüminyum ve kurşun içeren atık sular için giderim kapasitelerini araştırmış ve sonuç olarak en yüksek giderim oranını Pb (%70,7) ve Cu (%66,6) için tespit etmişlerdir.

Ceratophyllum demersum

Tilki kuyruğu olarak da adlandırılan *Ceratophyllum demersum* tamamen suya batık, besleyici element miktarının orta ve yüksek miktarda olduğu baraj gölleri, doğal göller, su kanalları ve yavaş akan derelerde yayılış göstermektedir (Johnson, 1995). Çok yıllıktır ve düşük ışık yoğunluğunda dahi gelişim gösterebilir. Normal koşullarda kökleri yoktur ancak sedimente yakın kesimlerde çapa benzeri yapraklar oluşturarak zemine tutunabilir. Yüzeyde yüksekliği 5-6 m'yi bulan yığınlar oluşturabilir. Zn, Cu, Cd ve Pb gibi ağır metalleri bünyesinde depolayabildiği gösterilmiştir (Stankovic vd., 2000; Keskinan vd., 2003). Rai vd. (1995), yaptığı çalışmada bitkinin 15 günlük süre sonunda ortamdaki Pb'nin %70'ini bünyesinde biriktirebildiğini göstermiştir. Keskinan (2004), bu makrofitin düşük konsantrasyonlarda ağır metal içeren atık suların remediasyonu için kullanılabilirliğini bildirmiştir. Keskinan vd. (2007) yaptıkları çalışmada *C. demersum* için kurşunun (Pb) maksimum adsorpsiyon kapasitesini 44,8 mg/g olarak belirlemişlerdir. Abdallah (2012) yaptığı çalışmada *C. demersum* bitkisini 2,4, 10 ve 15 ppm Pb ve Cr içeren ağır metal çözeltilisine maruz bırakmış ve 12 gün sonra Cr ve Pb için maksimum giderim yüzdesini sırasıyla %84,3 ve 95 olarak tespit etmiştir. El-Khatib vd. (2014) *C. demersum* sucul bitkisinin Pb açısından fitoremediasyon potansiyelini incelemişlerdir. Bitki örnekleri 7 gün boyunca 25, 50 ve 75 ppm kurşuna maruz bırakılmış ve en yüksek

emilim miktarı, 1 gün boyunca 75 ppm kurşuna maruz kalan grupta 164,26 mg/g olarak bulunmuştur. Ahmad vd. (2016), *C. demersum* ile yaptıkları ağır metal giderim çalışmasında bitkinin ağır metal birikim eğilimini $Al > Mn > Zn > Co > Cu > Pb > Cr > Ni > Cd$ şeklinde bulmuşlardır.

Myriophyllum spicatum

M. spicatum tamamen su içinde yaşayan çok yıllık bir makrofittir. Su yüzeyinin hemen altında ve derinliği 10 m'ye kadar olan kesimlerde yayılış gösterir. Kökleri ile sedimente tutunarak yüzeye doğru gelişim gösterir. Keskinan (2003), bu bitkinin Zn, Pb ve Cu emilim potansiyellerini incelemiş ve bu değeri Pb için 46,7 mg/g olarak saptamıştır. Aynı çalışmada 96 saatlik bir süre sonunda ortamdaki Cd'un %89'unu uzaklaştırabildiğini göstermiştir. Keskinan vd. (2007) yaptıkları çalışmada *M. spicatum*'un Pb için maksimum adsorpsiyon kapasitesini 46,5 mg/g olarak belirlemişler ve genel olarak *M. spicatum*'un adsorpsiyon kapasitesinin *C. demersum*'a kıyasla daha yüksek olduğunu bildirmişlerdir. Lesage vd. (2008) yaptıkları çalışmada *M. spicatum*'un Co, Ni, Cu ve Zn içeren atık su remediasyonu için kullanımını araştırmış ve Cu ile Zn'nin Co ile Ni'ye oranla daha hızlı bir şekilde absorbe edildiğini göstermişlerdir. Aynı çalışmada 12 hafta süresince atık suya maruz bırakılan bitkilerde büyümenin olumsuz etkilenmediğini gösterilmiştir. Yabancı vd. (2014) yaptıkları çalışmada *M. spicatum*'da ağır metal birikimini incelemiş ve As, Cd, Hg ve Pb için en fazla birikimin köklerde olduğunu, en düşük birikimin ise gövdede olduğunu bildirmişlerdir. Bitkinin kolaylıkla hasat edilebilir kısımlarında ağır metal birikiminin düşük olması, bitkinin remediasyon açısından kullanımını sınırlandırabilir bir unsurdur.

SONUÇ

Hasatları kolay olan su içi ve yüzücü sucul makrofitler, özellikle de hızlı gelişen ve orta-yüksek konsantrasyonlarda ağır metal kirliliğine toleranslı türler atık suların arıtımı bakımından umut vaadeden organizmalardır. Bu sucul makrofitlerden en sık kullanılan türler ve bu türler ile ilgili yapılan çalışmalar Tablo 2'de özetlenmiş ve karşılaştırılmıştır. Tablo 2'den de görüleceği üzere bir genellemeye varmak oldukça güçtür. Çoğu çalışmada deneysel koşullar net bir şekilde detaylandırılmamış olup objektif bir karşılaştırmayı güçleştirmektedir. Işık miktarı, fotoperiyod, suyun sertliği, alkalinitesi, Ph'ı, EC değeri, sıcaklık ve sudaki besleyici element miktarı gibi birçok bileşen remediasyon amacıyla kullanılan bitkilerin giderim kapasitesini etkileyebilir. Dolayısıyla ileride yapılacak çalışmalarda bitkilerin giderim oranını etkileyebilecek parametrelerin de izlenmesi ve kaydedilmesi faydalı olacaktır.

Sucul makrofitler tek başına kullanılabilecekleri gibi fiziksel ve/veya kimyasal yöntemlerle birlikte kullanılarak daha etkin bir giderim sağlayabilirler. Ancak, hangi bitkinin hangi koşullar altında optimum gelişim gösterdiği ve ne oranda giderim yapabildiği, geri salınım yapıp yapmadığı laboratuvar çalışmaları ile desteklenmesi gereken bir konu olarak karşımıza çıkmaktadır. Ayrıca, doğada kirleticiler tek başlarına bulunmadıkları için farklı kirleticilere aynı anda maruz bırakılan sucul makrofitlerde emilim üzerinde etkili sinerjistik ve antagonistik etkileşimler de ortaya çıkarılmalıdır.

Tablo 2. Bazı su içi ve yüzücü sucul makrofitlerin bazı ağır metaller için bildirilen remediasyon kapasiteleri. Çalışmaların bir kısmında sudaki ağır metal giderimi, bazılarında ise bitki dokularındaki birikim miktarı verilmiştir. Bunlar sırasıyla giderim için % olarak, birikim için ise ağırlık/ağırlık olarak verilmiştir.

Bitki	Maruz bırakılan ağır metal (konsantrasyon; süre)	% giderim veya bitki dokusunda birikim miktarı	Kaynak
<i>Eichhornia crassipes</i>			
	Cd, Pb, Cu, Ni, Zn (1 ppm; -)	Cd: 0.2 kg/m ² Pb: 5.4 kg/m ² Cu: 21.6 kg/m ² Zn: 26.2 kg/m ² Ni: 13.5 kg/m ²	Liao ve Chang, 2004
	Cd (1, 2, 2,5 4, 6 ppm; 16 gün)	%92, %85.5, %82, %82.3, %82.2, %73.2	Hasan vd. 2007
	Zn (2, 4, 6, 8, 12 ppm; 16 gün)	%95, %95.2, %90, %87, %89	
	Cd + Zn (6 ppm + 12 ppm; 16 gün)	%70	
	Fe (9.27 ppm; 15 hafta)	%47	Jayaweera vd. 2008
	Cu (1, 2, 5 ppm; 15 gün)	%96, %87, %88	Mishra ve Tripathi, 2008
	Cd (1, 2, 5 ppm; 15 gün)	%78, %82, %70	
	As (0,15 ppm; 21 gün)	%18	Alvarado vd. 2008
	Zn (10 ppm; 11 gün)	%95	Mishra ve Tripathi, 2009
	Cr (1 ppm; 11 gün)	%84	
	Cr + Cu (1 ppm + 5 ppm; 20 gün)	%65	Lissy ve Madhu 2011
	Cu (1,5, 2,5, 5,5 ppm; 21 gün)	%97.3, %95.6, %61.6	Mokhtar vd. 2011
	Cd (0,078, 0,068, 0,062 ppm; 5 hafta)	%94.8, %95.6, %93.5	Ajayi ve Ogunbayo, 2012
	Cu (0,015, 0,93 ppm; 5 hafta)	%6.6, %0	
	Fe (0,035, 0,036, 0,044 ppm; 5 hafta)	%0, %0, %90.9	
	Al (0.0489 ppm; 30 gün)	%73 %74	Aurangzeb vd. 2014

	As (0.6641 ppm; 30 gün)	%82.8 %62.8		
	Cd (0.0091 ppm; 30 gün)	%78.6 %61		
	Cr (0.0323 ppm; 30 gün)	%39.5 %73		
	Cu (0.0028 ppm; 30 gün)	%65.2		
	Fe (0.8333 ppm; 30 gün)			
	Mn (0.0806 ppm; 30 gün)			
	Pb (0.0091 ppm; 30 gün)			
	Zn (0.0019 ppm; 30 gün)			
<i>Azolla caroliniana</i>	Fe: 343.7 ppm; anlık ölçüm	753 mg/kg 144 mg/kg		Pandey, 2012
	Mn: 76.5 ppm	210 mg/kg		
	Zn: 45.1 ppm	86 mg/kg		
	Cd: 27.0 ppm	161 mg/kg		
	Ni: 21.8 ppm	106 mg/kg		
	Cu: 19.3 ppm	92 mg/kg		
	Pb: 16.2 ppm	137 mg/kg		
	Cr: 12.5 ppm			
	Cu, Pb, Cr, Cd, Zn (4 ppm; 10 gün)	Cu: 0.9 ppm Pb: 0.42 ppm Cr: 0.27 ppm Cd: 0.042 ppm Zn: 2.1 ppm		Shafi vd. 2015
<i>A. filiculoides</i>	Cd (1, 5, 10 ppm; 7 gün)	232.6, 897.4, 1805.5 ppm		Arora, 2004
	Ni (100, 200, 300, 400, 500 ppm; 7 gün)	13016.1, 23382.5, 28443.6 ppm	17429, 25764,	
	Cr (1, 5, 10, 15, 20 ppm; 7 gün)	2977.9, 9994.6, 12383.6 mg/kg	4122, 6567,	Arora vd. 2006
<i>A. imbricata</i>	Cd (0,5 ppb; 9 gün)	183 mg/kg		Dai vd. 2006
<i>A. microphylla</i>	Cd (1, 5, 10 ppm; 7 gün)	168.3, 1175.9, 2608 ppm		Arora, 2004
	Ni (100, 200, 300, 400, 500 ppm; 7 gün)	8517.4, 13732.9, 17172,		

		19563.2, 21785.4 ppm	
<i>A. pinnata</i>	Cr (1, 5, 10, 15, 20 ppm; 7 gün)	4617.7, 6156.7, 9213.5, 12874.3, 14931.7mg/kg	Arora vd. 2006
	Cd (1, 5, 10 ppm; 7 gün)	277.1, 1153.4, 2759.7 ppm	Arora, 2004
	Ni (100, 200, 300, 400, 500 ppm; 7 gün)	7217.16, 9442, 56, 10610.3, 14015.3, 16252.5 ppm	
	Cr (1, 5, 10, 15, 20 ppm; 7 gün)	528.1, 1554.7, 2434.3, 5507.7, 9125.3 mg/kg	Arora vd. 2006
	Hg (0.5, 1, 3 ppm; 13 gün)	%90, %94, %80 %90, %91, %70	Rai, 2008
	Cd (0.5, 1, 3 ppm; 13 gün)		
	Hg (10 ppb; 21 gün)	%68	Mishra, 2009
<i>Lemna minor</i>	Pb (5, 10 ppm; 10 gün)	%76	Axtell vd. 2003
	Ni (2.5, 5 ppm; 10 gün)	%82	
	Pb (5, 10 ppm; 7 gün)	%85, %95	Hurd ve Strenberg, 2008
	As (0.15 ppm; 21 gün)	%5	Alvarado vd. 2008
	Cu + Pb + Cr (10,4 + 0,2 + 3 ppm; 7 gün)	Cu: %99.97 Pb: %92.35 Cu: %46.18	Üçüncü vd. 2013
	As (0.5, 1, 2 ppm; 22 gün)	%70, %50, %40	Goswami vd. 2014
	Cu + Zn + Cd (4,1 + 4,3 + 7,3 ppm; 6 gün)	Cu: 0.38 mg/g Zn: 0.55 mg/g Cd: 1.25 mg/g	Török vd. 2015
	B (128 ppm; 7 gün)	4000 mg/kg	Gür vd. 2016
<i>L. gibba</i>	Zn (6, 10, 14, 18 ppm; 10 gün)	%61.3 – 71.3	Khellaf ve Zerdaoui, 2009
	Pb, Cr (2, 4, 10 ,15 ppm; 12 gün)	Cr: %91,8 Pb: %96	Abdallah, 2012
	Pb, Cd (2, 5, 10 ppm; 7 gün)	Pb: %93.8, %97.2, %98.1 Cd: %84.8, %74.2, %61.5	Verma ve Suthar, 2015

Pistia stratiotes

Hg (10 ppb; 21 gün)	%80	Mishra, 2009
Pb (5 ppm; 7 gün)	%97	Vesely, 2011
Pb(0.0091 ppm; 30 gün)	%70.7	Aurangzeb vd. 2014
Cu (0.0028 ppm; 30 gün)	%66.5	
Cd (5, 10, 15, 20 ppm; 21 gün)	15.8, 16.4, 15.2, 10.4 mg/g	Das vd., 2014

Ceratophyllum demersum

Cu, Zn, Pb (10 ppm; 120 dk)	Cu: 6.17 mg/g Zn: 13.98 mg/g Pb: 44.8 mg/g	Keskinkan, 2004
Pb, Cr (2, 4, 10 ,15 ppm; 12 gün)	Cr: %84.3 Pb: %95	Abdallah, 2012
Pb (25, 50, 75 ppm; 7 gün)	%87.1, %92.8, %92.8	El-Khatib vd. 2014

Myriophyllum spicatum

Cu, Zn, Pb (10 ppm; 160 dk)	Cu: 10.3 mg/g Zn: 15.5 mg/g Pb: 46.6 mg/g	Keskinkan, 2003
Cu, Zn, Pb (10 ppm; 120 dk)	14, 6.2, 45 mg/g	Keskinkan, 2007
Co, Ni, Cu, Zn(atık su; 12 hafta)	1.67, 1.52, 766, 2883 mg/kg	Lesage vd. 2008
Pb (25, 50, 75 ppm; 7 gün)	%82.6, %87.6, %87.6	El-Khatib vd. 2014

KAYNAKLAR

- Abdallah, M.A.M. (2012). Phytoremediation of heavy metals from aqueous solutions by two aquatic macrophytes, *Ceratophyllum demersum* and *Lemna gibba* L. *Environ. Technol.* 33, 1609–1614
- Ahmad, S. S., Reshi, Z. A., Shah M. A., Rashid, I., Ara, R. & Andarabi, S. M. A. (2016). Heavy metal accumulation in the leaves of *Potamogeton natans* and *Ceratophyllum demersum* in a Himalayan RAMSAR site: management implications. *Wetlands Ecol Manage*, 24,469–475.
- Ajayi, T. O. & Ogunbayo, A. O. (2012). Achieving environmental sustainability in wastewater treatment by phytoremediation with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *J. Sustain. Develop.*, 5 (7), 80–90.
- Alrumman, S., El-kott, A. & Sherif, K. (2016). Water pollution: source and treatment. *American Journal of Environmental Engineering*, 6, 88-89.
- Alvarado, S., Guédez, M., Lué-Merú, M. P., Nelson, G., Alvaro, A., Jesús, A. C. & Gyula, Z. (2008). Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lesser duckweed (*Lemna minor*). *Bioresource Technology*, 99, 8436-8440.
- Appenroth, K. J. (2010). Definition of “heavy metals” and their role in biological systems. *In Soil Heavy Metals*, 19, 19-29.
- Arora, A., Saxena, S. & Sharma, D. K. (2006). Tolerance and phytoaccumulation of chromium by three *Azolla* species. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 22, 97-100.
- Arora, A., Sood, A. & Singh, P. K. (2004). Hyperaccumulation of cadmium and nickel by *Azolla* species. *Indian Journal of Plant Physiology*, 3, 302-304.
- Aurangzeb, N., Nisa, S., Bibi, Y., Javed, F. & Hussain, F. (2014). Phytoremediation potential of aquatic herbs from steel foundry effluent. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31, 881-886.
- Axtell, N.R., Sternberg, S.P.K. & Claussen, K. (2003). Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresource Technology*, 89(1), 41-48.
- Baykal, H. & Baykal, T. (2008). “Küreselleşen Dünyada Çevre Sorunları”. *Mustafa Kemal Üniv. Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi*, 5(9), 1-17.
- Boyd, R. S. (2004). Ecology of Metal Hyperaccumulation. *The New Phytologist*, 162(3), 563-567.
- Dai, L.P., Xiong ZT, Huang Y & Li MJ. (2006). Cadmium-induced changes in pigments, total phenolics, and phenylalanine ammonia-lyase activity in fronds of *Azolla imbricata*. *Environmental Toxicology*. 21,505–512.
- Das, S., Goswami, S. & Talukdar, A. D. (2014). A study on cadmium phytoremediation potential of water lettuce, *Pistia stratiotes* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(2), 169-174.
- Dhir, B. (2013). Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-Up. 111p. Springer-Nature.
- Doni, S., Macci, C., Peruzzi, E., Iannelli, R. & Masciandaro, G. (2015). Heavy metal distribution in a sediment phytoremediation system at pilot scale. *Ecological Engineering*, 81, 146-157.
- Duffus, J. H. (2002). "Heavy metals" a meaningless term (*IUPAC Technical Report*). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793-807.
- El-Khatib, A.A., Hegazy, A.K. & Abo-El-Kassem, A.M. (2014). Bioaccumulation potential and physiological responses of aquatic macrophytes to Pb pollution. *International Journal of Phytoremediation*, 16, 29-45.
- Ergönül, M.B. & Atasağun, S. 2017. Chapter 16 -The effects of chronic low level zinc (Zn) exposure on the hematological profile of tench, *Tinca tinca* L.1758. In: Trends in fisheries and aquatic animal health, editor: Berilis, P. Bentham Science Publishing.
- Etim, E. E. (2012). Phytoremediation and Its Mechanisms: A Review. *International Journal of Environment and Bioenergy*, 2(3), 120-136.

- Fisher, S. W. (1995). Mechanism of bioaccumulation in aquatic systems. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 142, 87-117.
- Forni, C., Chen, J., Tancioni, L. & Caiola, M. (2001). Evaluation of the fern *Azolla* for growth, nitrogen and phosphorus removal from wastewater. *Water Research*, 35(6), 1592-1598.
- Fu, F. & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 92, 407-418.
- Galal, T. M. & Farahat, E. A. (2015). The invasive macrophyte *Pistia stratiotes* L. as a bioindicator for water pollution in Lake Mariut, Egypt. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(11), 701.
- Garnczarska, M. & Ratajczak, L. (2000). Metabolic responses of *Lemna minor* to lead ions I. Growth, chlorophyll level and activity of fermentative enzymes. *Acta Physiol Plant*, 22(4),423-7.
- Goswami, C., Majumder, A., Mishra, A.K. & Bandyopadhyay, K. (2014). Arsenic uptake by *Lemna minor* in hydroponic system. *Int. J. Phytorem.* 16, 1221-1227.
- Gupta, P., Roy, S. & Mahindrakar, A. B. (2012). Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass - A review. *Resources and Environment*, 2(5), 202-215
- Gür, N., Türker, O.C. & Böcük, H. (2016). Toxicity assessment of boron (B) by *Lemna minor* L. and *Lemna gibba* L. and their possible use as model plants for ecological risk assessment of aquatic ecosystems with boron pollution. *Chemosphere*, 157, 1-9.
- Hasasn, S. H., Talat, M. & Rai, S. (2007). Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Bioresource Technology*, 98(4), 918-928.
- Hou, W., Chen, X., Song, G., Wang, Q. & Chang, C. C. (2007). Effects of copper and cadmium on heavy metal polluted waterbody restoration by duckweed (*Lemna minor*). *Plant Physiology and Biochemistry*, 45, 62-69.
- Hurd, N. A. & Sternberg, S.P.K. (2008). Bioremoval of aqueous lead using *Lemna minor*. *International Journal of Phytoremediation*, 10, 278-288.
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B.B. & Beeregowda, K.N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60-72.
- Järup, L. (2003). Hazards of metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68, 167-182.
- Jayaweera, M. W., Kasturiarachchia, J. C., Kularatnea, R. K. A. & Wijeyekoonb, S. L. J. (2008). Contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions to Fe-removal mechanisms in constructed wetlands. *J. Environ. Manage.* 87 (3), 450-460.
- Johnson, D., Kershaw, L., MacKinnon, A. & Pojar, J. (1995). *Plants of the Western Boreal Forest and Aspen Parkland*. Lone Pine, Vancouver, BC.
- Kara, Y., Basaran, D., Kara, I., Zeytinluoglu, A. & Genc, H. (2003). Bioaccumulation of nickel by aquatic macrophyta *Lemna minor* (duckweed). *Int. J. Agr. Biol.*, 5 (3), 281-283.
- Keskinkan, O., Goksu, M. Z. L., Basibuyuk, M. & Forster, C. F. (2004). Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*). *Bioresour Technol.*, 92(2),197-200.
- Keskinkan, O., Göksu, M. Z. L., Yüceer, A., Başibüyük, M. & Forster, C. F. (2003). Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process Biochemistry*, 1-5.
- Keskinkan, O., Goksu, M. Z. L., Yuceer, A. & Basibuyuk, M. (2007). Comparison of the adsorption capabilities of *Myriophyllum spicatum* and *Ceratophyllum demersum* for zinc, copper and lead. *Eng Life Sci.*, 7, 192-196.
- Khellaf, N. & Zerdaoui, M. (2009). Phytoaccumulation of zinc by the aquatic plant, *Lemna gibba* L. *Bioresource Technology*, 100,6137-6140.

- Khosravi, M., Rakhshae, R. & Ganji, M. T. (2005). Pre-treatment processes of *Azolla filiculoides* to remove Pb(II), Cd(II), Ni(II) and Zn(II) from aqueous solution in the batch and fixed-bed reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 127(1-3),228-237.
- Kocataş, A. (2008). Çevre kirlenmesi, Çevre Biyolojisi. Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Yayınları, pp. 456-471,İzmir.
- Kulshreshtha, A., Ranu, A., Manika, B. & Shilpi, S. (2014). A Review on bioremediation of heavy metals in contaminated water. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 8, 44-50.
- Lesage, E., Mundia C., Rousseau, D. PL., Van de Moortel UGent, A., Du Laing UGent, G., Tack UGent, F., De Pauw, N. & Verloo, M. (2008). Removal of heavy metals from industrial effluents by the submerged aquatic plant *Myriophyllum spicatum* L. Wastewater treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands. p.211-221
- Liao, S.W. & Chang, W.L. 2004. Heavy metal phytoremediation by water hyacinth at constructed wetlands in Taiwan. *Journal of Aquatic Plant Management*. 42, 60-68.
- Lissy, P. N. M. & Madhu, G. (2011). Removal of heavy metals from waste water using water hyacinth. *ACEE International Journal On Transportation And Urban Development. (IJTUD)*, 1, 48-52.
- Lu, Q., He, Z. L. & Graetz, D. A. (2011). Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 18, 978-86
- Maine, M. A., Sune, N. & Hadad, H. (2006). Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering*, 26, 341-347.
- Maltby, L., Arnold, D., Arts, G., Davies, J., Heimbach, F., Pickl, C. & Poulsen, V. (2010). Aquatic macrophyte risk assessment for pesticides. SETAC Europe Workshop AMRAP, Wageningen, Netherlands, pp 135. SETAC Press & CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York.
- Miretzky, P. Saralegui, A. & Cirelli, A. F. (2004). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals. *Chemosphere*, 57, 997-1005.
- Mishra, V. K. & Tripathi, B. D. (2008). Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*, 99(15), 7091-7097.
- Mishra, V.K. & Tripathi, B.D. (2009). Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Hazardous Materials*, 164(2-3), 1059-1063.
- Mishra, V. K., Tripathi, B. D. & Kim, K. H. (2009). Removal and accumulation of mercury by aquatic macrophytes from an open cast coal mine effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 172(2-3),749-54.
- Mokhtar, H., Morad, N. & Fizri, F.F.A. (2011). Hyperaccumulation of copper by two species of aquatic plants. *Intern. Conf. Environ. Sci. Eng. IPCBEE* 8. IACSIT Press, Singapore.
- Moyo, P., Chapungu, L. & Mudzengi, B. (2013). Effectiveness of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in remediating polluted water: The case of Shagashe river in Masvingo, Zimbabwe. *Advances in Applied Science Research*, 4(4),55-62.
- Nahlik, A. & Mitsch, W. J. (2006). Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*, 28(3), 246-257.
- Noorjahan, C. M. & Jamuna, S. (2015). Biodegradation of sewage waste water using *Azolla microphylla* and its reuse for aquaculture of fish *Tilapia mossambica*. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 9(3), 75-80.
- Odjegba, V.J. & Fasidi, I.O. (2004). Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation. *Ecotoxicology*, 13(97), 637-646.
- Özbolat, G. & Tuli, A. (2016). Ağır metal toksisitesinin insan sağlığına etkileri. *Arşiv Kaynak Tarama Dergisi* 25(4), 502-521.

- Pandey, V.C. (2012). Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by *Azolla caroliniana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82(1), 8-12.
- Raghav, N. & Shrivastava, J. N. (2016). Toxic pollution in river water and bacterial remediation: An overview. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 5(4), 244-266.
- Rai, P. K. (2008). Phytoremediation of Hg and Cd from industrial effluents using an aquatic free floating macrophyte *Azolla pinnata*. *Int. J. Phytorem*, 10, 430–439.
- Rai PK. (2010). Microcosom investigation of phytoremediation of Cr using *Azolla pinnata*. *International Journal of Phytoremediation*.12, 96–104.
- Rai, U. N., Sinha, S., Tripathi, R. D. & Chandra, P. (1995). Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: removal of heavy metals. *Ecol. Eng.*, 5, 5-12.
- Razzaq, R. (2017). Phytoremediation: An environmental friendly technique - A review. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 4(2), 195.
- Roberts, A. E., Boylen, C. W. & Nierzwicki-Bauer, S. A. (2014). Effects of lead accumulation on the *Azolla caroliniana*-*Anabaena* association. *Ecotoxicol Environ Saf*. 10.1016/j.ecoenv.2014.01.019. Epub 2014 Feb 5
- Sanchez-Galvan, G., Monroy, O., Gomez, J. & Olguin, E. J. (2008). Assessment of the hyperaccumulating lead capacity of *Salvinia minima* using bioadsorption and intracellular accumulation factors. *Water, Air, and Soil Pollution*, 194, 77-90.
- Shafi, N., Pandit, A. K., Kamili, A. N. & Mushtaq, B. (2015). Heavy metal accumulation by *Azolla pinnata* of Dal Lake ecosystem. *India. Journal of Environment Protection and Sustainable Development*, 1(1), 8-12.
- Sharma, S., Singh, B. & Manchanda, V. K. (2015). Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 22(2), 946-962.
- Sood, A., Uniyal, P. L., Prasanna, R. & Ahuwalia, A. S. (2011). Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. *AMBIO*, 41, 122–137
- Stankovic, Z., Pajevic, S. & Vuckovic, M. (2000). Concentrations of trace metals in dominant aquatic plants of the Lake Provala (Vojvodina, Yugoslavia). *Biologia Plantarum*, 43(4), 583-585.
- Tackholm, V. (1974). Student's flora of Egypt, 2nd edition, P: 888 Cairo University (publ.), co-operation printing company, Beirut.
- Tangahu, B. J., Abdullah, S. R. S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N. & Mukhlisin, M. (2011). A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, Article ID 939161, 31 pp.
- Taylan, Z. S. & Böke Özkoç, H. (2007). Potansiyel ağır metal kirliliğinin belirlenmesinde akuatik organizmaların biokullanılabilirliği. *BAÜ FBE Dergisi*, 9(2), 17-33.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K. & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metals Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, 101, 133-164.
- Török, A., Gulyás, Z., Szalai, G., Kocsy, G. & Majdik, C. (2015). Phytoremediation capacity of aquatic plants is associated with the degree of phytochelatin polymerization, *J. Hazard. Mater.* 299, 371-378.
- Tyagi, S., Garg, N. & Paudel, R. (2014). Environmental degradation: Causes and consequences. *European Researcher*, 81(8-2), 1491-1498.
- Tripathi, A. & Ranjan, M. R. (2015). Heavy metal removal from wastewater using low cost adsorbents. *J Bioremed Biodeg*, 6, 315
- Tripathy, B. D. & Upadhyay, A. R. (2003). Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes. *Water. Air. Soil. Pollut.*, 9, 377-385.
- US EPA. (Environmental Protection Agency), "Introduction To Phytoremediation", EPA/600/r-99/107, Cincinnati, Ohio, U.S.A, pp: 72, <http://www.clu-in.org>

- Üçüncü, E., Tunca, E., Fikirdeşici, Ş., Özkan, A. D. & Altındağ, A. (2013). Phytoremediation of Cu, Cr and Pb Mixtures by *Lemna minor*. *Bull Environ Contam Toxicol.*, 91, 600-604.
- Ünlü, A. & Tunç, M. S. (2007). Eysel Atıksu deşarjı öncesinde ve sonrasında kehli deresi'nin su kalitesi değişiminin incelenmesi, *İtüdergisi/E Su Kirlenmesi Kontrolü*, 17(2), 65-75.
- Vasavi, A., Usha, R. & Swamy, P. M. (2010). Phytoremediation – An overview review. *Journal of Industrial Pollution Control*, 26(1), 83-88.
- Verma, R. & Suthar, S. (2015). Lead and cadmium removal from water using duckweed—*Lemna gibba* L.: impact of pH and initial metal load. *Alex. Eng. J.* 54, 1297–1304.
- Vesely, T. Tlustos, P. & Szakova, J. (2011). The use of water lettuce (*Pistia Stratiotes* L.) for rhizofiltration of a highly polluted solution by cadmium and lead. *International Journal of Phytoremediation*, 13(9), 859-872.
- Wang, J., Feng, X., Anderson, C. W., Xing, Y. & Shang, L. (2012). Remediation of mercury contaminated sites - A review. *Journal of Hazardous Materials*, 221-222, 1-18.
- Wetzel, R. G. (2001). Limnoloji: Göl ve Nehir Ekosistemleri. 3. Basımdan Çeviri. Çeviri Editörü; M. B. Ergönül. 2017. 1006 p. Nobel Yayınevi. Ankara
- Yabanlı, M. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in tissues of the gibel carp *Carassius gibelio*: Example of Marmara Lake, Turkey. *Russian Journal of Biological Invasions*, 5(3),217-224.
- Yalçın, V. (2014). Bazı Ağır Metallerin (Pb, Cd, Ni) Sucul Bitkiler (*Salvinia natans* (L.), *Lemna minor* L.) Üzerinde Yaptığı Stres Ve Biyolojik Yanıtlar, Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, Nevşehir.
- Yavuz, O. & Sarıgül, N. (2016). Toprak ve sucul ortamlardaki ağır metal kirliliği ve ağır metal dirençli mikroorganizmalar. *Mehmet Akif Ersoy Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 7(1), 44-51.
- Zeraatkar, A. K., Ahmadzadeh, H., Talebi, A. F., Moheimani, N. R. & McHenry, M. P. (2016). Potential use of algae for heavy metal bioremediation, a critical review. *Journal of Environmental Management*, 181, 817-831.