



**KURŞUN (Pb⁺²) ve NİKEL (Ni⁺²) İYONLARININ
Desmodesmus armatus ile BİYOSORPSİYONU**

Çiğdem ACAR

**Yüksek Lisans Tezi
Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı
Yrd. Doç. Dr. Özden FAKIOĞLU
2017**

Her Hakkı Saklıdır

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

KURŞUN (Pb^{+2}) ve NİKEL (Ni^{+2}) İYONLARININ *Desmodesmus armatus* ile BİYOSORPSİYONU

Çiğdem ACAR

SU ÜRÜNLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ERZURUM
2017

Her Hakkı Saklıdır



T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü



TEZ ONAY FORMU

**KURŞUN (Pb⁺²) ve NİKEL (Ni⁺²) İYONLARININ *Desmodesmus armatus* ile
BİYOSORPSİYONU**

Yrd.Doç.Dr. Özden FAKIOĞLU danışmanlığında, Çiğdem ACAR tarafından hazırlanan bu çalışma, 19/06/2017 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Su Ürünleri Anabilim Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans Tezi olarak **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

Başkan: Prof.Dr. Muhammed ATAMANALP

Üye : Yrd.Doç.Dr. Özge ZENCİR TANIR

Üye : Yrd.Doç.Dr. Özden FAKIOĞLU

İmza :

İmza :

İmza :

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulu'nun 22./06/2017 tarih ve ...25.../45..... nolu kararı ile onaylanmıştır.


Prof. Dr. Cavit KAZAZ
Enstitü Müdürü

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildiriş, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

KURŞUN (Pb^{+2}) VE NİKEL (Ni^{+2}) İYONLARININ *Desmodesmus armatus* ile BİYOSORPSİYONU

Çiğdem ACAR

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Özden FAKIOĞLU

Bu araştırma, *Desmodesmus armatus*'un kurşun ve nikel giderimini araştırmak amacıyla Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi'nde bulunan Alg Ünitesi laboratuvarında yürütülmüştür. Laboratuvar şartlarında *D.armatus*'a üç doz (0,025 mg/L, 0,21 mg/L, 0,25 mg/L) kurşun ve üç doz (0,02 mg/L, 0,05 mg/L, 0,3 mg/L) nikel uygulaması yapılmıştır. Deneme sonucunda en yüksek emilimin 0,025 mg/L dozluk kurşun uygulamasında 13. günde ($0,0003 \pm 0,0$ mg/L) olduğu tespit edilmiştir. *D.armatus*'un sudaki kurşunun yaklaşık % 80'ini uzaklaştırdığı saptanmıştır. Nikel uygulaması yapılan kültürlerde ise sudaki nikel emiliminin en fazla 0,02 mg/L doz uygulamasında 7. günde ($0,006 \pm 0,0$ mg/L) ölçüldüğü, ancak denemenin sonunda tekrar uygulama seviyesine ulaştığı görülmüştür. *D. armatus*'un kurşun gideriminde etkili olduğu ancak nikel gideriminde çok fazla etkisinin olmadığı yapılan analizler sonucunda tespit edilmiştir.

2017, 51 sayfa

Anahtar Kelimeler: Kurşun, nikel, biyosorpsiyon, *Desmodesmus armatus*

ABSTRACT

Master Thesis

BIOSORPTION OF LEAD (Pb⁺²) AND NICKEL (Ni⁺²) IONS WITH *Desmodesmus armature*

Çiğdem ACAR

Atatürk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Aquaculture

Supervisor: Assist Prof. Özden FAKIOĞLU

This research was carried out in the Alg Unit laboratory at Atatürk University Faculty of Aquaculture in order to investigate the lead and nickel removal of *Desmodesmus armatus*. *D. armatus* was applied three doses (0.025 mgL⁻¹, 0.21 mgL⁻¹, 0.25 mgL⁻¹) lead and three doses (0.02 mgL⁻¹, 0.05 mgL⁻¹, 0.3 mgL⁻¹) nickel. At the end of the study trial, the highest absorption was detected at 13 days (0.0003±0,0 mg L⁻¹) when administered at a dose of 0.025 mg L⁻¹. It has been found that *D.armatus* removes about 80% of the lead in the water. Nickel absorption in cultures for nickel application was found to be at the 7th day (0.006±0.0 mg L⁻¹) at the maximum dose of 0.02 mg L⁻¹, but reached the reintroduction level at the end of the experiment. As a result of analysis *D. armatus* was found to be effective in removal lead, but nickel removal was determined that did not have much effect.

2017, 51 pages

Key Word: Lead, nickel, biosorbtion, *Desmodesmus armatus*

TEŞEKKÜR

Çalışmalarımı yönlendiren, araştırmalarımın her aşamasında bilgi, öneri ve yardımlarını esirgemeyen, sosyal hayatta da akademik ortamdaki gibi tecrübelerinden yararlandığım danışman hocam Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Öğretim Üyesi Sayın Yrd. Doç. Dr. Özden FAKIOĞLU'na, tezimle ilgili çalışmalarında hem laboratuvar hem de yazım aşamasında bilgi ve tecrübelerini esirgemeyen, her aşamada destek olan Sayın Arş. Gör. Fatih KORKMAZ'a, fakülte olanaklarını esirgemeyen Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Dekanı Sayın Prof. Dr. Murat ARSLAN'a ve tezime yapmış oldukları katkılarından dolayı Sayın Prof. Dr. Muhammed ATAMANALP ve Sayın Yrd. Doç. Dr. Özge ZENCİR TANIR'a teşekkürlerimi sunarım.

Yüksek lisans eğitimine başladığım günden itibaren, her aşamasında manevi desteğiyle yanımda olan ve beni teşvik eden biricik eşim Ertuğrul ACAR'a, farklı şehirden bile bana moral veren sevgili babam Adem DURMAZ'a ve çok uzaklarda olsa da varlığını her zaman kalbimde hissettiğim güzel annem Rahmiye DURMAZ'a en derin duygularıyla teşekkür ederim.

Çiğdem ACAR

Haziran 2017

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ	ix
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Ağır Metallerin Sucul Ekosistem Üzerine Etkileri.....	1
1.2. Ağır Metallerin Sucul Bitkiler Üzerine Etkileri	3
1.3. Ağır Metallerin Sucul Ekosistemlerden Uzaklaştırılması	4
1.3.1. Çökeltme.....	5
1.3.2. Biyoremediasyon.....	6
1.3.3. Adsorpsiyon.....	7
1.3.4. Biyosorpsiyon.....	7
1.4. Mikroalglerin Biyoabsorbent Olarak Kullanılması	9
1.5. Kurşun (Pb ⁺²)	12
1.6. Nikel (Ni ⁺²).....	14
2. KAYNAK ÖZETLERİ	16
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	21
3.1. Materyal.....	21
3.1.1. <i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E.Hegewald	21
3.1.2. Kurşun	22
3.1.3. Nikel	23
3.1.4. Denemede kullanılan alet ve ekipmanlar	23
3.2. Yöntem	24
3.2.1. Deney ortamının hazırlanması.....	24
3.2.2. <i>D.armatus</i> 'un besin ortamı.....	25
3.2.3. pH, sıcaklık ve ışık ölçümleri.....	26
3.2.4. Kuru madde analizi	26

3.2.5. Klorofil-a Analizi	26
3.2.6. Mikroalg hücre sayımı.....	27
3.2.7. Mikroalg biyokütlesinin hesaplanması.....	27
3.2.8. İndüktif Olarak Eşleştirilmiş Plazma-Kütle Spektrometresi (ICP-MS) Analizi)	27
3.2.9. İstatistik Analizler	28
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	29
4.1. Bazı Su Kalite Parametreleri	29
4.1.1. pH	29
4.1.2. Sıcaklık.....	31
4.1.3. Işık	33
4.2. Kuru Madde Analizi	33
4.3. Klorofil-a Analizi	34
4.4. <i>Desmodesmus armatus</i> Sayısı	35
4.5. <i>Desmodesmus armatus</i> Biyokütlesi.....	37
4.6. İndüktif Olarak Eşleştirilmiş Plazma - Kütle Spektrometresi (ICP-MS) Analizi.....	39
5. TARTIŞMA ve SONUÇ.....	41
KAYNAKLAR	46
ÖZGEÇMİŞ	52

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

%	Yüzde Oran
°C	Santigrat derece
Al	Alüminyum
Be	Berilyum
CaCl ₂ .2H ₂ O	Kalsiyum klorid dihidrat
CO ₂	Karbondioksit
Co(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	Kobalt(II) nitrat heksahidrat
cm	Santimetre
CuSO ₄ .5H ₂ O	Bakır(II) sülfat pentahidrat
dH ₂ O	Saf su
EDTA	Etilen Diamin Tetra Asetik Asit
g/m ³	m ³ 'te 1 gram
H ₃ BO ₃	Borik asit
L	Litre
l	Litre
mg/L	Litrede 1 miligram
mg/m ³	Metre küpte 1 miligram
MgNa ₂ EDTA.H ₂ O	Trace metal solüsyon
MgSO ₄ .7H ₂ O	Magnezyum sülfat heptahidrat
ml	Mililitre
MnCl ₂ .4H ₂ O	Manganez(II) klorid tetrahidrat
Na ₂ CO ₃	Sodyum karbonat
NaNO ₃	Sodyum nitrat
Ni	Nikel
O ₂	Oksijen
p	Önem seviyesi
Pb	Kurşun
pH	H iyonu derişiminin 10 tabanında (-) logaritması
PSI	Birim alana uygulanan basınç birimi

UO_2^{+2}	Uranyum dioksit
μ	Mikro
$\mu E/m^2s$	Işık birimi
μm	Mikrometre
$\mu g/L$	Litrede 1 mikrogram
$\mu g/m^3$	Metreküpte 1 mikrogram



ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. Kurşunun doğadaki döngüsü	13
Şekil 3.1. <i>Desmodesmus armatus</i>	22
Şekil 3.2. Kurşun ve nikel uygulaması yapılan <i>D.armatus</i> kültürleri.....	25
Şekil 3.3. ICP-MS Cihazı	28
Şekil 4.1. <i>D.armatus</i> kültürlerinin günlük pH değişimi	30
Şekil 4.2. <i>D.armatus</i> kültürlerinin günlük sıcaklık değişimi	32
Şekil 4.3. <i>D.armatus</i> kültürlerinin kuru madde miktarı değişimleri	34
Şekil 4.4. <i>D.armatus</i> kültürlerinin günlük hücre sayısı değişimleri	36
Şekil 4.5. <i>D.armatus</i> kültürlerinin günlük biyokütle değişimi	38

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1. Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre ağır metal sınır değerleri ($\mu\text{g/L}$)..2	
Çizelge 1.2. İçme sularında izin verilebilir ağır metal iyonları ve değerleri (mg/L)2	
Çizelge 3.1. <i>D.armatus</i> 'un Besin Ortamı (Andersen 2005).....25	
Çizelge 4.1. Kurşun ve nikel uygulanan <i>D.armatus</i> kültürlerinde klorofil-a'nın gruplara ve güne bağlı değişimi. (mg/L)35	
Çizelge 4.2. Kurşun ve nikel uygulanan <i>D.armatus</i> kültürlerinde sudaki kurşun konsantrasyonlarının güne bağlı değişimi (mg/L)39	
Çizelge 4.3. Kurşun ve nikel uygulanan <i>D.armatus</i> kültürlerinde sudaki nikel konsantrasyonlarının güne bağlı değişimi40	
Çizelge 4.4. Kurşun ve nikel uygulanan <i>D.armatus</i> kültürlerinde farklı parametrelerin karşılaştırması.....40	

1. GİRİŞ

Sanayi devriminin olduğu ilk yıllarda çevre ile gereksinimler arasında doğal bir dengenin olduğu bilinmektedir. Ancak günümüzde görülen hızlı nüfus artışı ve teknolojiadaki gelişmeler, bu dengeyi bozmuş ve bunun sonucu olarak da doğal kaynakların sürdürülebilir kullanımı tehdit altına girmiştir (Güney 2002; Pulatsü vd 2014).

Doğal kaynak olan tatlı sular, bünyesine birçok kirletici maddenin karışması nedeniyle tehdit altındadır. Bu kirleticiler, petrol ve türevleri, tarımsal alanlardan kaynaklanan girdiler ve özellikle endüstriyel ve kentsel atıklardan gelip, kirliliğin temel nedenlerinden birini oluşturan ağır metallerdir.

1.1. Ağır Metallerin Sucul Ekosistem Üzerine Etkileri

Ağır metal, yoğunluğu 5 g/cm^3 'ten büyük olan veya atom ağırlığı 50 ve daha büyük olan elementlerdir. Ağır metaller örnek olarak; Arsenik (As), Bakır (Cu), Demir (Fe), Çinko (Zn), Civa (Hg), Gümüş (Ag), Kadmiyum (Cd), Kobalt (Co), Krom (Cr), Kurşun (Pb) ve Nikel (Ni) verilebilir. Ağır metaller dünya üzerinde doğal olarak bulunurlar. Ayrıca ağır metallerin tamamen yok edilmesi mümkün değildir (Pulatsü vd 2014). Toksik maddeler suda düşük oranda bulunsalar bile insan sağlığını etkileyecek durumdadırlar. İçme sularında maksimum bulunması gereken gümüş (Ag), arsenik (As) ve kurşun (Pb) değeri $0,1 \text{ g/m}^3$ olarak bildirilmiştir (Uslu ve Türkman 1987).

Endüstrilerden gelen atık suların alıcı ortamda kalıcı olması nedeniyle, bu sularla birlikte taşınan ağır metallerin karışıkları ortamlara iz miktarlarda nüfuz etmeleri halinde bile ortamdaki doğal olarak elemine edilmeleri zordur (Arief *et al.* 2008).

Ağır metallerin izlenmesi gereken sınır değerlerini belirlemek için bazı standartlar hazırlanmıştır. Ülkemizde 7 Ocak 1991 tarihli ve 20748 sayılı Resmi Gazete'de

yayınlanan Su Kirliliği Yönetmeliği Teknik Usuller Tebliği'ne göre, endüstriyel kaynaklı metallerin kanalizasyona boşaltım koşulları belli kurallara bağlanmıştır ve ön arıtma zorunluluğu getirilmiştir. Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre ağır metal sınır değerleri Çizelge 1.1'de; dünyada ve ülkemizde içme sularındaki ağır metal sınır değerleri ise Çizelge 1.2'de verilmiştir.

Çizelge 1.1. Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre ağır metal sınır değerleri ($\mu\text{g/L}$)

AĞIR METAL	I	II	III	IV
Civa (Hg)	< 0,1	0,1-0,5	0,5-2	>2
Kadmiyum (Cd)	≤ 2	2-5	5-7	>7
Kurşun (Pb)	≤ 10	10-20	20-50	>50
Bakır (Cu)	≤ 20	20-50	50-200	>200
Nikel (Ni)	≤ 20	20-50	50-200	>200
Çinko (Zn)	≤ 200	200-500	500-2000	>2000
Demir (Fe)	300	1000	5000	>5000
Mangan (Mn)	100	500	3000	>3000

Çizelge 1.2. İçme sularında izin verilebilir ağır metal iyonları ve değerleri (mg/L)

AĞIR METAL	TSE*	EC**	WHO***
Arsenik (As)	0	0	0
Kurşun (Pb)	0,01	0,01	0,01
Civa (Hg)	0,001	0,001	0,001
Kadmiyum (Cd)	0,005	0,005	0,003
Alüminyum(Al)	0,20	0,20	0,20
Çinko (Zn)	5,0	5,0	5,0
Mangan (Mn)	0,05	0,05	0,10
Bakır (Cu)	2,0	2,0	2,0
Selenyum (Se)	0,010	0,010	0,010
Antimon (Sb)	0,005	0,005	0,005
Demir (Fe)	0,2	0,2	0,3
Nikel (Ni)	0,02	0,02	0,02

*TSE : Türk Standartları Enstitüsü(TS-266)

**EC : Avrupa Komisyonu

***WHO : Dünya Sağlık Örgütü

Sulardaki ağır metal taşınımı insan kaynaklı faaliyetler sonucunda olmaktadır. Nüfus artışı, şehirleşme, sanayileşme ve tarım uygulamaları sonucu ağır metal kaynakları doğal miktarından daha fazla oranda doğal sulara girmektedir. Bu durum dünya çapında önemli bir problem olarak görülmektedir (Yıldırım 2016).

Sucul ekosistemlerdeki ağır metallerin birikimi, içerisinde bulunduğu bölgede var olan endüstriyel faaliyetlere, insan aktivitelerine ve insanların okur yazarlık oranlarına göre değişmektedir (Chipasa 2003). Evsel ve endüstriyel kaynaklı ağır metal atıklarının, akuatik sistemlerde birikmesi, hem ortamdaki kirlilik düzeyinin artmasına hem de biyoçeşitliliğin azalmasına sebep olur (Peña-Castro *et al.* 2004).

Ağır metallerin iz miktarda olması suda yaşayan canlıların metabolik faaliyetlerinin devamı için gerekli olsa da yoğun ağır metal birikimi bu canlılarda toksik etki yapmaktadır.

1.2. Ağır Metallerin Sucul Bitkiler Üzerine Etkileri

Sucul ekosistemlerde besin zinciri fitoplanktondan başlar ve balık ile son bulur. Canlıların dokularında birikme eğilimi gösteren ağır metaller besin zincirinin en alt düzeyinden en üst düzeyine kadar etki edebilmektedir. Sucul bitkilerde, ağır metal iyonları, besin alımını ve keratin üretimini engelleyerek fotosentez reaksiyonunu etkiler ve bunun sonucunda da bitki gelişimini azaltır (Sofyan 2004).

Besin zincirinin temelini oluşturan alglerdeki ağır metal derişimi ve etkileri önemli konuların başında gelmektedir (Pinto *et al.* 2003). Alglerin besinsel değeri şekil, büyüklük, sindirilebilirlik ve toksisiteyi içine alan çeşitli özelliklere göre değişmektedir.

Algler üzerinde metal toksisitesi son 25 yıldır çalışılmasına karşın, toksisiteye neden olan mekanizmalar konusunda araştırmalar devam etmektedir. Bu araştırmalar metal toksisitesinin hücre yüzeyini etkilediğini ya da hücre içi birikimle ilgili olduğunu belirtmektedir. Toksisite, proteinlerdeki sülfid grubuna metal bağlanmasından, temel

elementlerin yer değiştirmesinden ya da protein yapısının bozulmasından kaynaklanmaktadır (Tripathi *et al.* 2006; Arunakumara and Xuecheng 2008). Bu durumun canlı sistemlerini içine alan oksidatif stresle ilgili olduğu dūřunılmektedir (Pinto *et al.* 2003; Arunakumara and Xuecheng 2008).

Mikroalglerde aęır metal iyonları alglerde olduęu gibi hūcre gelişimine etki eder. Aęır metallerin hūcreye etkisi, hūcre yūzeyine baęlanan aęır metal dūzeyi, hūcre içi aęır metal iyonunun çokluęu ve aęır metal iyonunun yapısına baęlıdır. Toksik metal iyonları hūcre zarından geçebilmekte ve birkaç olası iřleyiřle tařınmaktadırlar. Metaller ya çok deęerlikli iyon tařıyıcılarına baęlanmak için rekabet ederek ya da dūřuk molekūler aęırlıklı tiollere (sistein gibi) baęlandıktan sonra aktif tařıma (aminoasit tařıyıcılarını kullanarak) ile hūcreye girebilir. Hūcreye girdięi zaman aęır metal iyonları ya detoksifikeye olur ya da fotosentez ve hūcre bōlūnmesi gibi hūcreyel iřlevleri olumsuz şekilde etkileyebilir. Aęır metal iyonları, mikroalglerin çeřitli fizyolojik ve biyokimyasal sūrecini doęrudan etkilemektedir. Aęır metal toksisitesi mikroorganizmaların metabolizmasına yansıdaęından fotosentez, solunum, besin alımı gibi metabolik sūrelerin tam iřlevsel olması engellenmektedir. Aęır metal iyonları, plazma zarının depolarizasyonu ve asidifikasyonuna da sebep olabilir (Arunakumara and Xuecheng 2008).

Toksisite ve pH arasındaki iliřki būyūk oranda alg tūrlerine baęlı olmasına karřın suyun pH'sı tatlı su mikroalgleri ūzerinde metallerin toksisitesini etkileyen önemli bir etmendir. Bazı çalıřmalarda, dūřuk pH'da serbest metal iyonlarının baskınlıęı nedeni ile metal toksisitesinin arttıęı gōsterilmiřtir (Starodub *et al.* 1987).

1.3.Ağır Metallerin Sucul Ekosistemlerden Uzaklaştırılması

Sucul ekosistemlerin ağır metal kirliliğine karşı korunması, kamuya sağlıklı ve yeterli içme suyu sağlamak ulusların öncelik verdiği konuların en başında yer alır. Avrupa'da içme suyu kaynaklarının korunması için birçok araştırma yapılmış ve bu araştırmaların sonucunda iki farklı yōntem geliştirilmiştir. Bunlardan birincisi doğal koruma

alanlarının oluşturulması ve kanunlarla koruma altına alınması, diğeri ise arıtım tesislerinin kurulmasıdır.

Endüstriyel ve evsel gibi noktasal kaynaklardan gelen atık suların arıtımı, fiziksel kimyasal ve biyolojik yöntemlerin birini ya da birkaçını kapsamaktadır. Bunlardan bazıları (çökelme, kimyasal yükseltgenme-indirgenme, iyon değişimi, süzme vb) ağır metallerin giderilmesinde kullanılan yöntemlerdir (Kratochvil and Volesky 1998; Dönmez vd 1999; Eccles 1999; Peña-Castro *et al.* 2004; Abu Al-Rub *et al.* 2006; El-Naas *et al.* 2007). Buna karşın bu teknolojilerin 10 mg/L'den daha düşük metal iyonlarının giderilmesinde etkisinin zayıf olduğu bildirilmiştir (Eccles 1999; Peña-Castro *et al.* 2004; Abu Al-Rub *et al.* 2006). Bunlar içerisinde remediasyon tekniği en çok kullanılan yöntem olmasına karşın maliyeti yüksek olmaktadır. Bu nedenle alternatif yöntemler olarak biyolojik moleküllerin kullanımı üzerine çalışılmaktadır (Anonim 1991).

Metal gideriminde yukarıda belirtilen yöntemlerin yanı sıra biyolojik materyallerin kullanıldığı çökelme, biyosorpsiyon, adsorbsiyon ve fitoremediasyon gibi yöntemler de bulunmaktadır (Pulatsü vd 2014).

1.3.1. Çökelme

Suda eriyen metal iyonları, inorganik partiküllerin yüzeyini örten organik maddelerin oluşturduğu ince film tabaka üzerine tutunur. Metal bakımından zengin olan bu partiküllerin bir kısmı dibe çökerken sudaki metalleri de beraberinde dibe çöktürür (Pulatsü vd 2014).

1.3.2. Biyoremediasyon

Ağır metal, pestisit, petrol gibi zararlı maddelerin etkisini azaltmak amacıyla mikroorganizmaların kullanıldığı arıtım yöntemine biyoremediasyon denir. Biyoremediasyon; mikroorganizmaların kirleticileri çevreden alma kapasitesine sahip olmaları ve bunları büyüme ve metabolik faaliyetleri için kullanmaları esasına dayanmaktadır. Biyoremediasyon, doğal yavaşlatma ve bitkisel remediasyon gibi bazı tekniklere ayrılır. Bu tekniklerden bitkisel remediasyon, bakteri, mantar gibi doğal organizmalardan faydalanarak kirleticileri parçalama tekniğidir. Biyoremediasyon toprak ve su ıslahında kullanılmaktadır (Anonim 2013). Toprak ıslahında biyoremediasyon tekniğinin kullanılmasında toprağın nemi, sıcaklığı, oksijen, nutrient (besin), mevsimsel koşullar, kil mineralleri ve pH etki eden önemli parametrelerdir. Topraktaki arıtım süresinin uzun olması ve yüksek kirletici konsantrasyonlarında verimli sonuçlar elde edilememesi, yöntemin toprak kirleticilerini uzaklaştırmada kullanılabilirliğini kısıtlamaktadır. Atık sularda kullanımı ise bu suların genellikle %99'undan daha yüksek bir kısmının su olması ve yalnızca geri kalan kısmının kirletici maddelerden oluşması nedeniyle bu yöntem daha iyi sonuçlar verebilmektedir. Örneğin Hollanda'da atık sularda bulunan bir bakterinin sudaki amonyağı giderdiği bildirilmiştir. Biyoremediasyon, kirliliklerin daha az maliyetle ve daha çok verimle temizlenmesi açısından geleceğin arıtım yöntemi olarak ortaya çıkmaktadır. Bu konu ile ilgili farklı mikroorganizmalar kullanılarak yapılan çalışmalar devam etmektedir (Anonim 2015).

Son yıllarda biyoremediasyon tekniğinde kullanılan mikroorganizmaların yanında mikroalgler de araştırılmaya başlanmıştır. Moleküler varlığı olan mikroalgler, buldukları alana ait organizmalar olması ve metabolik özelliklerinden dolayı çözünmüş metalik iyonları içeren atık suları temizleme potansiyelini ortaya koymaktadır. Deniz mikro ve makro algal türlerinin metal alımı (K, Mg, Ca, Fe, Sr, Co) için biyosorbent olarak rolünü ayrıntılı bir şekilde irdelemekle birlikte, *Chlorella* ve *Scenedesmus*'un, metal giderimi için seçilmiş mikroalgler olduğu bildirilmiştir (Kumar *et al.* 2015).

1.3.3. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, çok küçük derişimlerde bile son derece toksik olan civa, bakır, demir, kurşun, krom, kadmiyum, nikel ve çinko gibi ağır metallerin kirli sulardan uzaklaştırılmasıdır. Metaller, kil mineralleri ya da fitoplankton gibi parçacıkların yüzeyine tutunur. Yapılan çalışmalarda arıtım sistemlerinde, özellikle biyolojik arıtım süreçlerinde mikroorganizmaların kullanılmasının, arıtımın daha etkili ve randımanlı yapılmasını sağlayacağı bildirilmiştir (Sağlam ve Cihangir 1995).

1.3.4. Biyosorpsiyon

Biyosorpsiyon olayında metaller organizmalar tarafından içlerine alınarak biriktirilir (Pulatsü vd 2014). Biyosorpsiyon, sudaki metal iyonlarının mikroorganizmalar tarafından alınması olayıdır. Ağır metali bünyesine alan mikroorganizmalara biyosorbent denir ve biyosorbentin salgılamış olduğu sıvı içerisine ağır metalin alınması gerekmektedir. Biyosorpsiyon olayının gerçekleşmesi bazı koşulların (metal iyonu türü, biyokütle türü ve miktarı, konsantrasyon, sıcaklık, çözelti, pH) oluşmasına bağlıdır. (Hamutoğlu vd 2012).

Biyolojik materyaller; bakteriler, algler, mantarlar, küfler gibi canlılardır (Sternberg *et al.* 2002). Bu canlıların yanı sıra yengeç kabuğu, yemiş kabukları, çay yaprağı atıkları, pirinç kabukları gibi organik atıklar da kullanılmaktadır. Bu biyokütleler karboksil, sülfat, fosfat ve amino grupları gibi farklı fonksiyonel grupları içermektedir (Chubar 2004).

Atıksulardaki düşük konsantrasyonlu (<100 mg metal/L) ağır metal iyonlarının gideriminde klasik yöntemlerin uygulanması ekonomik ve pratik olmamaktadır. Mikroorganizmalar atıksulardaki inorganik iyonları biriktirme ve ayırmada yüksek bir potansiyele sahip olmaları nedeniyle canlı veya cansız olarak kullanılabilir (Yan and Pan 2002).

Metal biyosorpsiyonunda kullanılacak mikroorganizmaların seçiminde doğadan elde edilebilen ve hızlı üreyen türler olmasına dikkat edilmelidir (Volesky *et al.* 2000).

Biyolojik arıtım için farklı organizmalar kullanılmaktadır. Bu mikroorganizma grubu içerisinde algler (*Pistia stratiotes*, *Lemna minor* ve *Sargassum* sp. v.b.), bakteri (*Pseudomonas* sp.) ve mantar (*Saccharomyces cerevisiae* ve *Candida tropicalis*) türleri bulunmaktadır. Mantar, bakteri, fitoplankton benzeri doğada çok bulunan biyokütlelerin biyosorbent olabilmesi için üç aşamadan geçirilmeleri gerekir. İlk olarak asit ve/veya baz çözeltisi uygulaması yapılır, ikinci aşamada uygulamaya tabii tutulan bu organizmalar kurutulur ve son olarak eleme işlemi uygulanır (Volesky *et al.* 2000).

Sze *et al.* (1996) elektro kaplama atıklarından bakır iyonlarının kaldırımı için *Pseudomonas putida* (5X) (bakteri)'nin hücrelerini, Al-Asheh and Duvnjak (1996) farklı ağır metal iyonlarının kaldırımı için kanola ununu, Lee (2008) kurşunun kaldırımı için hayvansal materyal olarak yengeç kabuğunu Sze *et al.* (1996) ve Banat *et al.* (2000) çinkonun kaldırımı için hayvansal kökenli kurutulmuş kemikleri kullanmıştır. Sun *et al.* (2008) çinko (II) ve kobalt (II)'in soğurumu için aerobik bakterileri çalışmıştır. Çalışma sonucunda ağır metal gideriminde bakterilerin kullanılabileceğini bildirmişlerdir.

Sulu çözeltilerden metal iyonlarının kaldırımı için, alglerin kullanılması gelişmekte olan bir konudur. Birçok alg türü olmasına karşın metal biyosorpsiyonu için kullanılan algler; yeşil algler (*Cladophora* sp., *Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp.), kahverengi algler (*Fucus vesiculosus*, *Sargassum natans*, *Laminaria japonica*, *Ascophyllum nodosum*) ve mavi-yeşil algler (*Microcystis aeruginosa* ve *Oscillatoria*) dir. Mikroalgler kolay yetiştirilebilmeleri ve kısa zamanda hızlı çoğalmaları nedeniyle metal arıtımı için uygun canlılardır. Alglerin metal alım yeteneği türden türe büyük oranda değiştiği gibi, herhangi bir metal için aynı türün alt türleri arasında bile değişimler görülmektedir (Mehta and Gaur 2005). Farklı alg türlerinin hücre çeperi kompozisyonu, büyüklüğü ve çeperin şeklindeki değişiklikler metal bağlama miktarını etkiler ve hücre çeperi özellikle pek çok algde metaller için temel bağlanma yeri olarak işlevseldir. Hücre yoğunluğu ya da biyomas aynı zamanda ağır

metallerin absorpsiyonunu etkilemektedir. Metal kirliliğine maruz kalmış alanlarda bulunan algler temiz sularda bulunan alglerden daha fazla metal alımı yapmaktadır. Bu nedenle bazı alg türleri bir metali absorbe edebilirken bazıları ise birden fazla metali absorbe edebilir (Chong *et al.* 2000).

1.4. Mikroalglerin Biyoabsorbent Olarak Kullanılması

Algler sucul ekosistemlerin florasını oluşturan önemli canlılardır ve diğer canlıların barınma, beslenme ve korunma gibi biyolojik aktivitelerini sürdürmelerine yardımcı olurlar. Alglerin büyük bir çoğunluğu tek hücreli olduğu için tanımlanması mikroskop altında yapılır. Ayrıca çok küçük ölçekli algler çok hücreli olabilir. Suyun hareketine bağlı olarak yer değiştirebilen ve genellikle mikroskobik olan algler fitoplankton olarak adlandırılırlar (Cirik ve Cirik 2011).

Günümüzde kimyasalların canlılar üzerindeki etkilerinin önceden belirlenmesi ile ilgili yeni yöntemlere gereksinim duyulmaktadır. Genel olarak kimyasallarla ilgili ekotoksikolojik deney ve araştırmaların büyük bir kısmı flora ve faunayı temsil eden türler üzerinde şekillenmektedir. Balıklar, kladoseranlar ve karasal bitkilere yönelik ekotoksikolojik deneylere ek olarak, alglerin gelişme testlerine de gereksinim duyulmaktadır. Algler sucul sistemlerde birincil üreticiler olmaları ve daphnia, amphipod, midye, istiridye gibi diğer sucul organizmalar tarafından tüketilmeleri nedeniyle büyük bir öneme sahiptir (Geyer *et al.* 1985).

Algler ağır metalleri de içine alan pek çok kirleticilerin uzaklaştırılmasında kullanılmaktadır. Mikroalgler hassas, hızlı üreyen ve daha düşük maliyetli olmaları nedeniyle toksisite deneylerinde kullanımı artmaktadır (Rioboo *et al.* 2002). Deneyler için alg türlerinin seçimi araştırmacılar arasında farklılık göstermektedir. Deney canlısı olarak alg türlerinin seçiminde ölçüt, algin morfolojisi, ekofizyolojisi ve yetiştiricilik özelliklerinin göz önünde bulundurulmasıdır (Komarek and Marvan 1979; Rojičková-Padrtoová and Maršálek 1999). Rutin kullanımlar için standart deney canlısı olarak doğada bol bulunan ya da çok duyarlı türlerden ziyade, iyi bir deney canlısı olması

gerektiđi belirtilmiřtir. Diđer taraftan, deney algleri belirli ekosistemleri temsil edecek düzeyde tekdüze geliřmeli ve süreklilik göstermelidir (Rojičková-Padrtořá and Marřálek 1999)

Mantar ve maya gibi tek hücreli canlılarla kıyaslandığında, alglerin hücre çeperi yapısından dolayı ağır metal biyosorpsiyon kapasitesinin daha fazla olduğu bulunmuştur (Bayramoğlu ve Arıca 2009).

Alglerin ağır metalleri soğurumu seçilen alg türüne ve bu türlerin hücre çeperi bileşimine bağlıdır (Wase and Forster 1997). Algin hücre büyüklüğu, morfolojisi, fizyolojisi (Wase and Forster 1997), pH, sıcaklık, metal özgülüğu (Wase and Forster 1997; Mehta and Gaur 2005), metal derişimi ve biyomas yoğunluğu gibi faktörlerden etkilenmektedir (Mehta and Gaur 2005).

Toksisite ve pH arasındaki ilişki büyük oranda alg türlerine bağlı olmasına karşın suyun pH'sı tatlı su mikroalgleri üzerinde metallerin toksisitesini etkileyen önemli bir etmendir. Bazı çalışmalarda, düşük pH'da serbest metal iyonlarının baskınlığı nedeni ile metal toksisitesinin arttığı gösterilmiştir (Starodub *et al.* 1987).

Çözeltinin pH'sı ağır metallerin soğurumunda önemli bir etmendir. Ağır metallerin absorpsiyonunda, pH, redoks tepkimeleri alglerin hücre özellikleri, hücre ile iyon arasındaki ilişkileri etkili olmaktadır. Pek çok metalin soğurumu, pH artışı ile artmakta, belirli bir pH'ya ulaşınca azalmaktadır (Arief *et al.* 2008). Genellikle pH değerinin artışı ile katyonik metallerin soğurumu artmaktadır. Metaller pH > 5'te çepere bağlanır ve pH < 2'de ise soğurum engellenir. Bu sınıfta yer alan metal iyonları Al^{+3} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Cd^{+2} , Ni^{+2} , Co^{+2} , Zn^{+2} , Fe^{+3} , Be^{+2} ve UO_2^{+2} dir. Bu gruptaki katyonların pH ile ilişkisi, hücre çeperindeki bağlanma yerleri ve metallerin katyonik özellikleri ile de uyumludur (Wase and Forster 1997). pH artışı anyon soğurumunu azaltır. Alglerin metal bağlama gruplarının genellikle asidik (örneğin karboksil) olduğu, bu grupların elverişli oluşunun aşırı asidik pH ortamında artı yüklü yüzeylerin oluştuğu, katyonlar ve yüzey arasındaki

elektrostatik çekimlerin metal bağlamadan sorumlu olduğu belirtilmektedir (Mehta and Gaur 2005).

Çözeltideki metal iyonunun kaldırım miktarı, biyomas yoğunluğu tarafından güçlü bir şekilde etkilenir. Hücreler arası uzaklığın daha çok olduğu durumlarda daha büyük oranda metal iyonunun olacağı, hücreler arası elektrostatik çekimlerin biyomasa bağlı metal soğurumu için önemli olduğu düşünülmektedir. Bununla birlikte, biyomas yoğunluğu ve metal kaldırımı arasındaki ilişkiye yönelik kaynaklar sınırlıdır. Daha yüksek biyomas yoğunluğunda metal kaldırımının artması, metal bağlama noktalarının daha geniş ölçüde kullanılmasından dolayıdır (Mehta and Gaur 2005).

Sıcaklık, biyosorbentin yapısal ve yüzeysel işlevli gruplara bağlı olarak, belirli oranda soğurum kapasitesini etkilemekte, sıcaklık değişimi soğurum dengesini değiştirmektedir. Soğurum çalışmalarının çoğu, izoterm, metal alımı ve aynı zamanda biyosorpsiyonun termodinamik parametreleri ile ilgilidir (Arief *et al.* 2008). Sıcaklığın 15°C'den 45°C'ye yükselmesi ile ölü *Chlorella vulgaris* biyoması tarafından Ni⁺² soğurumunun arttığı kanıtlanmıştır. Sıcaklıktaki artış ile metal soğurumunun artması alglerin metal soğurumunun endotermik bir süreç olduğunu göstermektedir (Mehta and Gaur 2005). Bazı çalışmalarda alglerin metal soğurumunun ekzotermik bir doğasının olduğu da belirtilmektedir.

Algler için iyon değişimi en önemli mekanizmalardan birisidir (Mehta and Gaur 2005). Mikroorganizmaların hücre çeperi polisakkarit içermektedir. Örneğin deniz alglerinin yapısında bulunan alginatlar K⁺, Na⁺, Ca⁺² ve Mg⁺² iyonlarını içermektedir. Bu metalik iyonlar, bunlara karşılık gelen Co⁺², Cu⁺², Cd⁺² ve Zn⁺² gibi iyonlarla yer değiştirerek ağır metal giderimini sağlarlar (Veglio and Beolchini 1997).

Mikroalgler doğal ortamda çok miktarda bulunmaktadırlar. Çevrelerinden ağır metal toplayıp biriktirme konusunda oldukça yeteneklidirler. Bakır, kadmiyum, nikel, altın ve krom gibi çeşitli metal iyonlarını tutma becerileri iyi olarak belgelenmiştir (Darnall *et al.* 1986; Harris and Ramelow 1990; Asku *et al.* 1992; Cho *et al.* 1994; Chong *et al.*

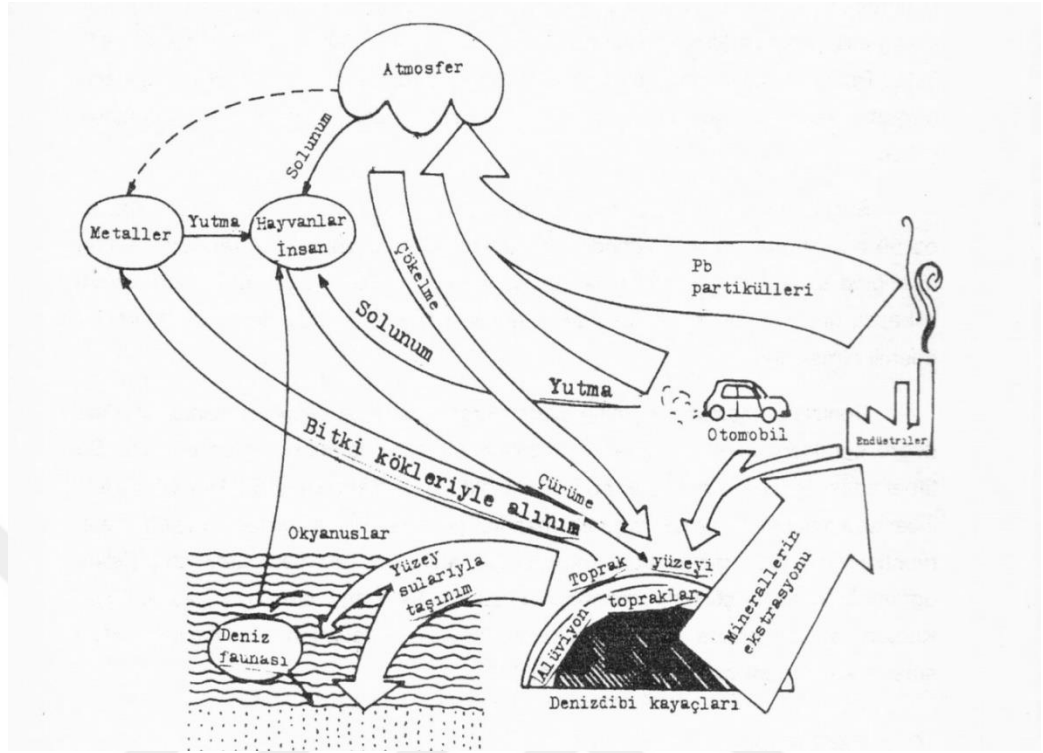
2000; Wong *et al.* 2000; Tam *et al.* 2001). Bu nedenle kirli sulardan ağır metallerin çıkarılması için mikroalglerin, canlı hücrelerin veya ölü biyokütlenin kullanılmasına yönelik girişimlerde bulunulmuştur (Gadd 1993; Volesky 1990; Wilde and Benemann 1993; Rehman and Shakoori 2001; Mehta and Gaur 2005; Arief *et al.* 2008; Monteiro *et al.* 2011). Yaşayan hücrelerin kullanımı, düşük konsantrasyonlarda (ppb aralığında) metal iyonları içeren büyük su gövdelerinden metal iyonlarının uzaklaştırılması için en verimli yöntemdir (Das 2015).

1.5. Kurşun (Pb^{+2})

Kurşun, periyodik çizelgenin IV A grubunda yer alır. Mavi beyaz renkte yumuşak bir elementtir. Hava, su, toprak ve solunum yolu ile besinlere karışarak biyolojik sistemlere girmekte ve son derece zehirleyici etkilere yol açmaktadır.

Kurşun, atmosfere metal ve bileşik olarak yayılan ve her durumda toksik özellik gösteren ve çevresel kirlilik yaratan en önemli ağır metaldir. Kurşun madenciliği, işlenmesi, ergitme, pirinç malzeme, akümülatör, batarya ve kurşun alkali üretimi, kaynak ve lehim işleri, kurşunlu boya yapımı ve kullanımı, matbaacılık, seramik ve plastik endüstrisinde kullanımı, yiyecek kaplarının, su borularının ve tel kabloların kurşunla kaplanması vb. işlemler kurşun kirlenmesine neden olarak çevreyi etkilemektedir. Kurşun, genelde eritilirken çıkan tozda, boya hazırlama endüstrileri atıksuyunda, depolanan veya atılan pillerde, şehir içi trafiğin yoğun olduğu saatlerde maksimum seviyede olmak üzere egzosttan çıkan emisyonunda bulunur. Kurşunun absorbe edilmesi yavaş olmasına rağmen girdiği ortamda birikmeye meyillidir (Özcan 2010).

Çevre kirliliğinde öneme sahip kurşunun doğadaki çevrimi Şekil 1.1'de gösterilmiştir (Egemen 2006).



Şekil 1.1. Kurşunun doğadaki döngüsü (Egemen 2006)

Süspansiyon haldeki organik madde parçacıkları ve ilkel organizmalar özellikle ototroflar dibe çökmeden önce kurşunun çözülebilen şeklini tutma özelliğine sahiptirler. Özellikle fotosentezin yoğun olduğu sularda bu çökelmeler önemli olmaktadır (Egemen 2006).

Kurşun, midye gibi yapısında kalsiyum oranı yüksek kabuklu canlılar tarafından daha fazla tutulur. Bunun nedeni kalsiyumun kurşunu bağlama kapasitesinin yüksek olmasıdır. Tek hücreli canlılar ve balık 0,04-0,0198 mg/L inorganik kurşunu tolere edebilmektedirler. Fakat aynı değerlerin besin yoluyla bu canlılar tarafından alınması akut zehirlenmelere neden olabilmektedir (Pulatsü vd 2014).

Pb suda bulunabilir ancak tatlısu habitatında besin piramidinde yukarıya doğru gidildikçe birikme değil, azalma eğilimi göstermektedir. Tatlısu ekosisteminde Pb konsantrasyonlarının birikimi sırasıyla; sediment>plankton>bentoz>balıktır. Sucul ekosistemde kurşuna, bitki ve omurgasızlarda yüksek konsantrasyonda, balıklarda ise

düşük konsantrasyonda rastlanılmasının sebebi Pb'nin biyo-birikimi ve biyo-taşınımının olmamasıdır (Yıldırım 2016).

Kurşunun biyosorpsiyonunda kullanılan bazı alg türleri *Chlorella homosphaera*, *Chlorella vulgaris*, *Aseophyllum nodosum*, *Seenedesmus earinatus* ve *Sargassum natans*'dir. Bunların yanında *Azolla pinnata*, *Eiehharnia erassipes*, *Lyeopersiean eseulentum* ve *Nieotiana tobaeum* gibi bitki türleri de kullanılabilir (Sağlam vd 1995).

Kurşun algler tarafından en fazla absorbe edilen ağır metaldir. Kahverengi algler içeriğindeki yüksek alginat sebebiyle kurşunu en çok absorbe eden tür olarak bilinmektedir (Güçlü vd 2011).

1.6. Nikel (Ni⁺²)

Nikel, periyodik cetvelin VIII grubunda yer alan, gümüş renginde bir elementtir. Nikel parlak beyaz, sert bir metaldir. Doğada genellikle saf metal halinde değil, sülfidler, arsenitler, antimonitler, oksitler ve silikatlar halinde bulunur. Oksidasyona olan dayanıklılığı, sertliği ve korozyona dayanıklılığı nedeniyle birçok metal alaşımının yapısında, paslanmaz çelik kaplamada ve nikel alaşımlarının üretiminde kullanılır. Kaplama, seramik, sırlama, motorlu taşıt ve uçak endüstrileri atıksularında nikel bulunur. Bunun yanı sıra çeşitli alaşımlar, metal para, pil, mıknatıs, elektrik kontağı ve elektrot, buji ve makine parçaları yapımında kullanılır. Yağ ve diğer organik maddelerin hidrojenasyonunda katalizör olarak kullanılmaktadır. Nikel tetrakarbon, nikel türevlerinden en zehirli olanıdır. İnsanlarda çeşitli deri rahatsızlıklarına neden olur (Filiz 2007).

Nehir ve göllerdeki nikel konsantrasyonları oldukça düşüktür (ortalama 10 µg/L'nin altında). Bunun yanında içme sularına tesisat boruları kaynaklı olarak karışabilmektedir (ATSDR 2005).

İçme sularındaki nikel miktarı genellikle 0,02 mg/L'nin altındadır. Nikel, musluk ve tesisattan suya geçen nikel ile 1 mg/L konsantrasyona ulaşmakla birlikte, doğal ya da endüstriyel kaynaklardan dolayı nikel birikiminin olduğu özel durumlarda daha yüksek konsantrasyonlar da görülebilir. Nikel hayvanlar için gerekli bir element olmakla birlikte, beslenme açısından eksikliği insanlar için bir sorun olarak nitelenmemiştir. Nikel; çinko, manganez ve krom gibi maddelerle kıyaslandığında düşük toksisiteye sahip bir elementtir ve dokularda birikimi gözlenmez (WHO 2011).

Ağır metal gideriminde kahverengi algler, mavi-yeşil algler ve yeşil algler denenmiş ve bunlar içerisinde yeşil alglerin absorbans kapasitelerinin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. *D.armatus* türü yeşil alg grubu içinde yer alan bir aldir ve bu algin bioabsorbent olarak kullanıldığı çalışmalar çok sınırlıdır. Bu çalışmada, *Desmodesmus armatus* 'un kurşun ve nikel gideriminde biyoabsorbent olarak kullanılmasının uygun olup olmadığı araştırılmıştır.

2. KAYNAK ÖZETLERİ

Pseudokirchneriella subcapitata, *Microcystis aeruginosa* ve *Anabaena flos-aquae* gibi alg türleri kullanılarak doğal sularda metal toksisite denemeleri yapılmıştır. Sonuçta bu üç türün toksisite deneyleri için uygun olmadığı bildirilmiştir (Turbak vd 1986).

Sağlam ve Cihangir (1995), yaptıkları çalışmada *Phanerochaete chrysosporium* (ME 446) fungus türünün Cd, Co, Cu, Zn, Ag gibi ağır metallerin biyosorbsiyonunda etkin olduğunu gözlemlemişlerdir.

Chang *et al.* (1997) *Pseudomonas aeruginosa* (PU21) bakterisinin biyokütle başına 23 mg bakır iyonunu soğurduğunu rapor etmişlerdir.

Van Hille *et al.* (1999), fitoplankton içerisinde Cyanobakteri türü olan *Spirulina platensis* ile yapmış oldukları bir çalışmada, *Spirulina platensis*'in ortamdaki kurşunun % 95'ini, çinkonun % 80'ini ve demirin % 99'nu uzaklaştırdığını bildirmişlerdir.

Yeşil ve mavi-yeşil algleri temsil eden 7 alg türünün duyarlılığı üzerine 3 metal bileşiği ($K_2Cr_2O_7$, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$, $ZnSO_4$) ve 3 herbisit (oksifluorfen, pendimethalin, atrazin) ile ilgili toksisite deneyi yapılmış, sonuçta hasas türlerin sırasıyla *Synechococcus leopoliensis*, *Raphidocelis subcapitata* ve *Chlamydomonas reinhardtii* olduğu tespit edilmiştir. Fakat denemede kullanılan alglerin hasaslık dereceleri çok geniş olduğu için ağır metal toksite çalışmalarında tek tek türlerin denenmesinin daha uygun olacağı bildirilmiştir (Rojičková-Padrtoová and Maršálek 1999).

Yapay atık sulardan nikel ve çinkonun giderilmesinde *Chlorella vulgaris*, *Chlorella sorokiniana* ve *Scenedesmus quadricauda* (Çin kaynaklı) ve *Chlorella miniata*, *Synechocystis* sp. ve 2 tane tanım yapılmamış tür (Hong Kong kaynaklı) kullanılmıştır. Deneme sonucunda nikeli en iyi *Scenedesmus*'un absorbe ettiği, ikinci en etkili türün *C. miniata* olduğu, bu türün hem Ni hem de Zn'nun gideriminde en uygun tür olduğu,

Hong Kong'tan izole edilen *Synechocystis* sp.'in Ni'i artımının çok iyi olmadığı, Zn'nun %40'ını giderdiği ve denemede kullanılan diğer türlerin ise nikeli %50'den daha az giderdiği bildirilmiştir (Chong *et al.* 2000).

İki mikroalg türü üzerinde yapılan çalışmada *Chlorella* sp. ve *Scenedesmus obliquus* 'un toksik ağır metaller olan Cu ve Cd'u sorpsiyon/desorpsiyonu incelenmiştir. *Chlorella* sp. üretim ortamı olarak Erdschreiber ortamı, *Scenedesmus obliquus* için modifiye SAG ortamı kullanılmıştır. Besin ortamından kaynaklanan adsorpsiyon denge süresinin belirlenmesi için 100 ml 100 ppm ağır metal iyonu içeren sabit pH'lı ortama 0.05-0.1 g alg ilave edilmiş ve belirli bir karıştırma hızında, belirli zaman aralıkları ile örnek alınmıştır. Ağır metal iyonlarının miktarı AAs kullanılarak belirlenmiştir. Bu koşullar altında *Chlorella* sp.'nin *Scenedesmus obliquus*'a göre ağır metalleri daha iyi adsorbe edebildiği ve Cu alımında daha etkili olduğu bildirilmiştir (Karahana vd 2001).

Modifiye edilen *Saccharomyces cerevisiae* hücrelerinin 6 mg/g civarında bakır iyonu biyosorbe edebildiği bildirilmiştir (Jianlong 2002).

Mosulishvili *et al.* (2002), besin element ortamında yürütmüş oldukları bir çalışmada, *Spirulina platensis* biyokütlesindeki selenyum ve iyot birikiminin etkisini araştırmışlardır. *Spirulina platensis* biyokütlesindeki 31 ana ve iz elementleri (Al, Cr, Ba, Na, Mg, Cl, K, Sc, Mn, Co, Ca, Fe, Ni, Zn, As, Br, Rb, Ta, Mo, Ag, Sb, I, Tb, Sm, Tm, Hf, W, V, Au, Hg, Th) deneysel ortamda giderdiğini tespit etmişlerdir.

Farklı hücre yüzeyi özelliklerine sahip 4 mikroalg türü (*Oscillatoria limnetica*, *Anabaena spiroides*, *Eudorina elegans* ve *Chlorella vulgaris*)'nün bakır (II), kadmiyum (II) ve kurşun (II)'u soğurum değerleri Freundlich modeli ile araştırılmıştır. Tüm alg türlerinin bu üç metal içinden en yüksek miktarda kurşunu soğurdukları ve soğurum oranlarının başlangıç metal derişimi ile değiştiği belirlenerek, yüzey alanı/kuru ağırlık oranının soğurum etkinliği ve algde işleyişi bakımından önemli olduğu bulunmuştur. Bununla birlikte metal bağlama yeteneği ve musilaj oranı arasında hiçbir ilişkinin ortaya çıkmadığı, 4 alg türünün araştırılan metallerin her biri için yüksek ve önemli oranda

farklı soğurum sergilediği ve endüstriyel atıkların arıtmaları için seçiciliğin önemli olduğu belirtilmiştir (Tien 2002).

Elmacı vd (2005), yapmış oldukları bir çalışmada 3 alg türü (*Chara* sp., *Cladophora* sp. ve *Chlorella* sp.) üzerinde Zn (II), Cd (II), Co (II) ağır metallerinin soğurumunu araştırmışlardır. Aralıklı olarak yürütülen denemelerde, bu alg türlerinin ağır metal iyonlarını biyosorbe ettikleri oranları ve pH aralıklarını incelemişlerdir. Çalışmalarının sonucunda soğurum oranının en iyi olduğu pH aralıklarını, *Cladophora* sp. türünde Cd (II), Zn (II) ve Co (II) için sırasıyla; 6,0; 5,0 ve 5,0; *Chara* sp. türünde 6,0; 5,0 ve 6,0; *Chlorella* sp. türünde ise 5,0; 6,0 ve 5,0 olduğunu bildirmişlerdir. Araştırma sonucunda en iyi ağır metal gideriminin *Cladophora* sp. ile gerçekleştiğini bildirmişlerdir. Çalışmada kullanılan diğer alglerin ise hem renk hem de ağır metal gideriminde etkili olduğunu tespit etmişlerdir.

Gupta *et al.* (2006) *Spyrogyra* sp. üzerinde Cu (II) iyonu kullanarak yapmış oldukları çalışmada biyosorpsiyon kapasitesini 133,3 mg/L olarak bulmuşlardır.

Nakiboğlu ve Sevindir (2006)'in yürüttükleri çalışmada, atıksulardan krom giderimi için *Scenedesmus obliquus* ve *Chlorella* sp. türlerini kullanmışlardır. Deneme sonunda *S. obliquus*'un sentetik atıksudan kromu biyosorplama kapasitesinin *Chlorella* sp.'yle benzer olduğunu ve deri endüstrisi atıksularından krom iyonunun her iki algle de giderilebileceğini rapor etmişlerdir.

Çabuk vd (2007), endüstride alkol üretiminde kullanılan ve bu nedenle de ekonomik olarak üretimi yapılabilen *Saccharomyces cerevisiae* hücrelerini biyosorbent olarak kullanıp, sulu çözeltilerden Cu(II) giderim koşullarını incelemişlerdir. Ayrıca katı ve sıvı besiyerinde Cu(II) tolerans çalışmaları da yaparak biyosorpsiyon yeteneğinin tolerans ile ilişkili olup olmadığını araştırmışlardır. Çalışmalarının sonucunda *S. cerevisiae*'nin katı ortamda daha yüksek konsantrasyonlardaki Cu(II) iyonlarını tolere edebildiği görülürken; sıvı ortamda bu toleransın daha düşük konsantrasyonlarda olduğu görülmüştür.

Elmacı vd (2009), yapmış oldukları bir çalışmada Cr, Cu, Pb ve Zn ağır metallerinin sulu çözeltilerini ayrı ayrı hazırlayarak bu metallerin *Lemna minor*'e tutunup sudan uzaklaştırılma oranlarını hesaplamışlardır. Çalışmalarında düşük konsantrasyonlarda maksimum adsorpsiyon olduğunu görmüşler ve Cu iyonu için elde edilen en iyi uzaklaştırma oranının %69,12 ile 20 mg/L olduğunu bildirmişlerdir.

Güçlü (2009), bazı Scenedesmus türleri (*Scenedesmus obliquus*, *Scenedesmus subspicatus* ve *Scenedesmus quadricauda*) üzerinde iki aşamalı olarak, bakır (100, 200, 300, 400 ve 500 µg Cu/L) ve çinko (250, 500, 1000, 2000 ve 4000 µg Zn/L) iyonlarının toksik etki düzeyi ve soğurum oranının araştırıldığı çalışmada, bakırın çinkodan daha toksik olduğu ve bu ağır metallerde en hassas türün *S. quadricauda* olduğu bildirilmiştir. Deneme sonucunda ölü mikroalglerin canlı mikro alglerden ağır metal uzaklaştırılmasında daha etkin olduğunu rapor etmişlerdir.

Doğru (2010), bir siyanobakteri türü olan *Spirulina platensis*'e krom ($\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ve çinko ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) bileşenleri uyguladığı çalışmada, bu metallerin *S. platensis*'in büyümesine olumsuz bir etkisi olmadığını ve benzer miktarlarda kuru madde elde edildiğini rapor etmiştir.

Güçlü ve Ertan (2011), üç yeşil mikroalg türü, *Acutodesmus obliquus* (Turpin) Hegewald ve Hanagata, *Desmodesmus subspicatus* (Chodat) Hegewald ve Schmidt and *Desmodesmus armatus* (Chodat) Hegewald'nün gelişimi üzerine çinkonun etkisi ve bu yeşil alglerin çinkoyu uzaklaştırması araştırılmış, en yüksek çinko uzaklaştırma yüzdesi *D. subspicatus* (%40)'ta bulunmuş ve bunu sırasıyla *A. obliquus* (%30) ve *D. armatus* (%18)'un izlediği bildirilmiştir.

Basile *et al.* (2012), yaptıkları remediasyon çalışmasında biri *Lemna minor* olmak üzere üç sucul makrofit kullanarak bunların Cd, Pb, Zn ve Cu üzerine etkilerini incelemişler ve *L. minor*'ün fitoremediasyonu en etkili olarak Cd, sonra sırasıyla Pb, Cu ve Zn için gerçekleştiğini bildirmişlerdir.

Akuatik makrofitler *Eichhornia crassipes*, *Hydrilla verticillata*, *Jussiaea repens*, *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* ve *Trapa natans* ile yapılan bir diğer çalışmada kâğıt fabrikası atıklarındaki ağır metallerin giderilmesi amaçlanmış ve metal seviyelerindeki azalma ile bu su makrofitlerinin fitoremediasyon yetenekleri gösterilmiştir. Çalışmanın sonucunda kâğıt fabrikasının atıklarından maksimum azalmanın cıva içeriğinde %66,5 oranında ve bakır içeriğinde %71,4 ile olduğu bildirilmiştir. Bitkilerin fitoremediasyon yeteneklerine bakıldığında *T. natans* %64,8, *E. crassipes* %63,6 olduğu saptanmıştır (Mishra *et al.* 2013).

Laboratuvar şartlarında yürütölen bir denemede *Desmodesmus armatus* (276-4d suşu)'a farklı dozlarda kadmiyum uygulanmış ve deneme sonuna kadmiyumun büyümeyi ve fotosentezi azalttığını bildirmişlerdir (Pokora *et al.* 2014).

Das *et al.* (2015) yaptıkları çalışmada, yeşil algler sınıfına giren *Phormidium* sp. cinsi mikroalge kurşun iyonu uygulamışlar ve sonucunda *Phormidium* sp. türünün sudaki kurşunu uzaklaştırması için etkili ve düşük maliyetli alternatif bir yöntem olabileceğini rapor etmişlerdir.

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. *Desmodesmus armatus* (Chodat) E.Hegewald

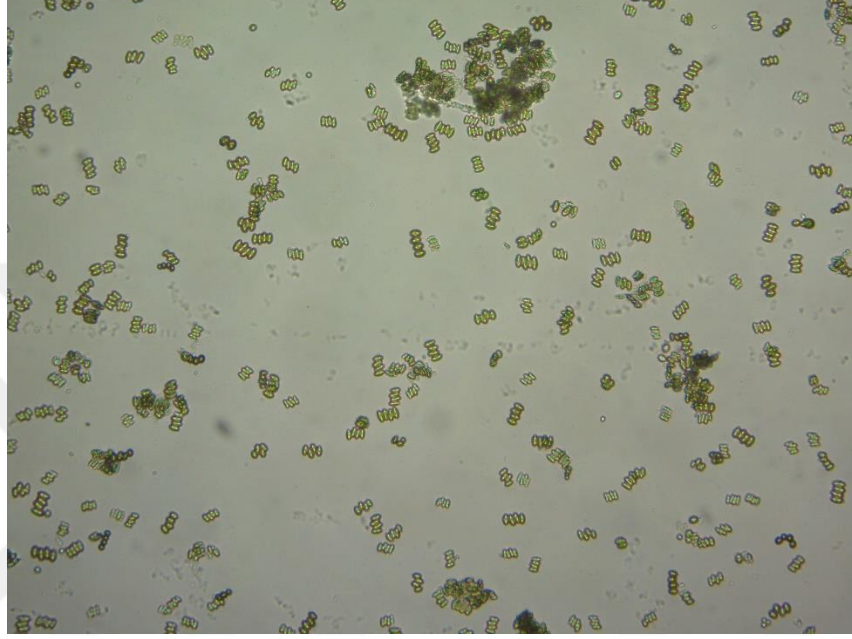
Desmodesmus armatus'un sistematik sınıflandırılması aşağıda verilmiştir.

Şube	: Chlorophyta
Sınıf	: Chlorophyceae
Takım	: Sphaeropleales
Aile	: Scenedesmaceae
Alt aile	: Desmodesmoideae
Cins	: <i>Desmodesmus</i>
Tür	: <i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E. Hegewald

Chlorophyta veya yeşil algler genellikle prenoit, kloroplast ve nişasta ile birlikte klorofil a ve b'ye sahiptirler. Bunun yanı sıra karotenoidlerden β -karoten, γ -karoten, Lycopen ve luteinin bulunmaktadır. Her hücrede 1 kromotofor, 1 pirenoid ve 1 çekirdek bulunur. Göz noktası ve kamçı yoktur. Yeşil algler tek hücreli, dallı veya dalsız yapıda olabilirler. Koloni oluşturan hücreler 2, 4, 8 ve katı hücreden oluşurlar. Hücre duvarı selülozdan oluşmaktadır. Depo madesi nişasta ve az miktarda yağdır. Yeşil algler hem morfolojik hemde hücre yapısı bakımından çeşitliliği en fazla olan sınıftır. Chlorophyta %90'ı (Ulotrichales, Coleochaetales vb.) tatlı sularda %10'u (Caulerpales, Dasycladales vb.) ise denizlerde bulunur. Tatlı sulardaki türleri kozmopolitan dağılım göstermektedir (Akbulut 1995; Lee 2008).

Desmodesmus armatus, oval hücrelere sahip, çoğunlukla yan yana dizilmiş 4 hücre kolonisi olarak görülür (ancak 32 hücreye kadar koloniler mümkündür). Hücre duvarlarında zor görülmesine rağmen dikene benzer yapılar bulunmaktadır.

Desmodesmusun çıkıntılarını tek veya çift olarak oluşabilir. Bazı türlerinde, çıkıntılar hücrenin ortasında yer almaktadır. Kloroplast ve pirenoid içerir. Scenedesmus'a benzer, ancak hücre duvarında sillerin bulunmasıyla Scenedesmus'dan ayrılır (Şekil 3.1).



Şekil 3.1. *Desmodesmus armatus*

Bu çalışmada kullanılan Chlorophyceae sınıfında yer alan *D. armatus* türü SAG 276-13 numaralı kodla Göttingen Üniversitesi (Almanya) SAG mikroalg kültür biriminden temin edilmiştir.

3.1.2. Kurşun

Deneyleerde kullanılan kurşunun ticari adı Merck 6080-56-4'tür. $(CH_3COO)_2Pb \cdot 3H_2O$ olan maddeden son konsantrasyonu 0,025 mg/L, 0,21 mg/L, 0,25 mg/L olacak şekilde 3 farklı doz kurşun standart çözeltisi hazırlanmıştır. Hazırlanan stok çözelti, daha sonra deneyleerde kullanılmak üzere buzdolabında +4°C'de saklanmıştır.

3.1.3. Nikel

Deneyleerde ticari adı Sigma-Aldrich 7718-54-9 olan nikel kullanılmıştır. Nikel (II) klorit olan maddeden son konsantrasyon 0,02 mg/L, 0,05 mg/L, 0,3 mg/L olacak şekilde 3 farklı doz nikel standart çözeltileri hazırlanmıştır. Hazırlanan stok çözeltileri, daha sonra deneyleerde kullanılmak üzere buzdolabında +4°C'de saklanmıştır.

3.1.4. Denemede kullanılan alet ve ekipmanlar

Cam Malzemeler: Deneme boyunca 10 ml'lik cam tüpler, 250 ml'lik erlenmayerler, 5L'lik kapaklı cam kaplar ve 1-5-10 ml'lik cam pipetler kullanılmıştır.

Otoklav: Deneyleerde besin çözeltilerinin sterilizasyonunu sağlamak amacıyla WiseClave Digital Fuzzy Control System marka otoklav kullanılmıştır. Besin ortamları 15 psi basınç altında 121°C'de 15 dakika süreyle sterilize edilmiştir.

Aydınlatma: Alg ünitesindeki aşamada alglerin gereksinim duydukları ışık Philips marka beyaz ışık veren floresan lambalar ile sağlanmıştır. Işık yoğunluğu 120 µE/m²s olacak şekilde ayarlanmış ışık şiddeti CEM-DT 1309 marka ışıkölçer ile ölçülmüştür.

pH metre: Deneme boyunca her gün kültürlerin pH değerleri (0,01 pH'ya duyarlı) laboratuvar tipi dijital pH metre (WTW pH/Oxi 340i) ile ölçülmüştür.

Mikroskop: Alg hücrelerinin sayımında ve incelenmesinde Zeiss Primo Star AxioCam ERc 5s model binoküler mikroskop kullanılmıştır.

Etüv: Kuru madde miktarı analizlerinde Binder marka etüvden yararlanılmıştır.

CO₂ tüpü: Kültür ortamında her gün %2'lik CO₂ uygulaması yapılmıştır.

İnkübatör: *D. armatus* tüp ortamından 250 ml'lik erlen ortamına aşılandıktan sonra 5L'lik deney kaplarına aşılanmadan önce JSR Lab 312 marka inkübatörde (26°C, 110 rpm, 0,12 lux) yetiştirilmiştir.

Spektrofotometre: Fitoplankton biyomas yoğunluğu ve klorofil analizlerinde Beckman Coulter DU730 marka spektrofotometreden yararlanılmıştır.

Saf Su Cihazı: Deneme boyunca besin ortamı hazırlanması ve kimyasal analizlerin yapılması için gerekli olan saf su, GFL 2008 marka saf su cihazından sağlanmıştır.

Hassas Terazi: Kimyasal madde tartımlarında ve kuru madde analizinde Dikomsan Elektronik Precision Balans marka terazi kullanılmıştır.

3.2. Yöntem

3.2.1. Deney ortamının hazırlanması

Araştırma Atatürk Üniversitesi Su ürünleri Fakültesi'nin Akvaryum Balıkları Araştırma ve Uygulama Merkezi içerisindeki alg ünitesinde Ekim ayında alglerin 10 ml'lik tüplerde inkübatör içerisinde çoğaltılması ile başlamıştır. Tüpler içerisindeki algler daha sonra 250 ml erlenler içerisine aşılanmıştır. İki haftalık gelişme sürecinin tamamlanmasından sonra algler iklimlendirme odası içerisinde bulunan 5L'lik cam kaplara alınarak kurşun ve nikel uygulaması başlatılmıştır (Şekil 3.2). Örnek kaplara ağır metal ilavesinden sonra besin uygulaması kesilmiştir. Beşer litrelik cam kaplarda yürütülen çalışmada kurşun, 0,025 mg/L, 0,21 mg/L, 0,25 mg/L; nikel 0,02 mg/L, 0,05 mg/L, 0,3 mg/L olacak şekilde uygulanmıştır. 26°C oda sıcaklığında ve 24 saat 0,12 lux aydınlatma uygulaması yapılarak yürütülmüştür (Bold 1949; Bischoff and Bold 1963). Araştırma deney aşaması (13 gün) ile toplam 27 gün sürmüştür.



Şekil 3.2. Kurşun ve nikel uygulaması yapılan *D.armatus* kültürleri

3.2.2. *D.armatus*'un besin ortamı

Denemede *D.armatus*'un besin ortamı olarak Bold Bazal 11 besin ortamı kullanılmıştır

Çizelge 3.1. *D.armatus*'un Besin Ortamı (Andersen 2005)

Solüsyon	Stok Solüsyon (g/L dH ₂ O)	Kullanılan Miktar
Fe sitrat solüsyon	-	1 ml
Sitrik asit	6	1 ml
Ferrik Amonyum Sitrat	6	1 ml
NaNO ₃	-	1,5 g
KH ₂ PO ₄ .3H ₂ O	40	1 ml
MgSO ₄ .7H ₂ O	75	1 ml
CaCl ₂ .2H ₂ O	36	1 ml
Na ₂ CO ₃	20	1 ml
MgNa ₂ EDTA.H ₂ O	1	1 ml
İz Metal solüsyon	-	1 ml

İz Metal Solüsyon*	Stok Solüsyon (g/L dH ₂ O)	Kullanılan Miktar
H ₃ BO ₃	-	2,860 g
MnCl ₂ .4H ₂ O	-	1,810 g
ZnSO ₄ .7H ₂ O	79	1 ml
CuSO ₄ .5H ₂ O	-	0,391 g
Co(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	49,4	1 ml

*İz Metal Solüsyonu 950 ml saf su içerisinde bütün birleşenler konduktan sonra 1L'ye tamamlanır.

3.2.3. pH, sıcaklık ve ışık ölçümleri

Sıcaklık, pH ve ışık ölçümleri günlük olarak sabah saatlerinde yapılmıştır.

3.2.4. Kuru madde analizi

Üç günde bir 50'şer ml mikroalg örneği bütün kültürlerden alınarak kuru madde miktarlarının belirlenmesi amacıyla analizlere alınmıştır. Analizler öncesinde 100 °C'de etüvde 1 saat bekletilen Whatman GF/C filtre kağıtları (0,45 µ göz açıklığı) daraları alınarak süzme işlemi gerçekleştirilmiştir.

Süzdürülen algler, 0,001 g duyarlı terazide daraları alınmış petri kutuları içerisinde 100°C'ye sabitlenmiş etüvde 1 saat bekletilmiştir. Sonrasında petri kutuları desikatöre alınarak, oda sıcaklığında soğutulmuş ve ardından 0,001 g duyarlı terazide tartım işlemleri yapılmıştır. Örneklerin yaş haldeki tartımlarından ölçülen değerler ile kurutulduktan sonraki tartım değerleri arasındaki farklar alınarak kuru madde miktarı hesaplanmış ve % değerler elde edilmiştir (Vonshak 1997).

3.2.5. Klorofil-a Analizi

Her bir kavanozdan 100'er ml olarak denemenin ortasında ve sonunda alınan örnekler, klorofil-a miktarını belirlemek amacıyla, Wathman GF/6 filtre kağıdı kullanılarak süzme aleti yardımıyla süzölmüş, sonrasında filtre kağıtları 2-4 saat süre içerisinde, oda sıcaklığında ve karanlık ortamda kurumaya bırakılmıştır. Kuruyan filtre kâğıtları, deney tüplerine (10 ml % 90'luk aseton ilave edilerek) konulmuştur. Ağzuları kapatılarak çalkalanan deney tüpleri, sonrasında buzdolabında (+4°C) 24 saat karanlıkta bekletilmiştir. Daha sonra, örneklerin santrifüjlenmesi ve ekstratın optik yoğunluğunun spektrofotometrede 630, 645, 665 nm dalga boylarında değerlendirilmesiyle klorofil-a sonuçları belirlenmiştir (Strickland and Parsons 1972).

$$\text{Klorofil-a (mg/m}^3\text{)} = Ca \times [v/(V \times l)]$$

$$Ca = 11,6 \times D_{665} - 1,31 \times D_{645} - 0,14 \times D_{630}$$

V= Filtre edilen su örneği (l)

v= Kullanılan asetonun hacmi (ml)

l= Küvetten geçen ışık yolu (cm)

D_{665} , D_{645} , D_{630} = Ekstratın 665, 645 ve 630 dalga boylarındaki optik yoğunlukları (nm) dir.

3.2.6. Mikroalg hücre sayımı

Yaşayan alg yoğunluğunu belirleyebilmek amacıyla hergün alınan 50 ml alg örnekler üzerine Lugol solüsyonu damlatılarak hücrelerin çökmesi beklenmiştir. Daha sonra örnekler homojen olarak karıştırılıp, thoma lamının her iki bölmesine 2'şer damla damlatılarak mikroskop altında sayılmıştır.

3.2.7. Mikroalg biyokütlesinin hesaplanması

Optik yoğunluğu ölçmek için günlük olarak kültürler homojen bir şekilde karıştırıldıktan sonra bir pipet yardımıyla 3 ml örnek alınmıştır. Kuartz tüplere alınan örnekler spektrofotometrede 680 nm dalga boyunda okunmuştur. Mikroalg biyokütlesi aşağıdaki formülden hesaplanmıştır (Kang *et al.* 2005).

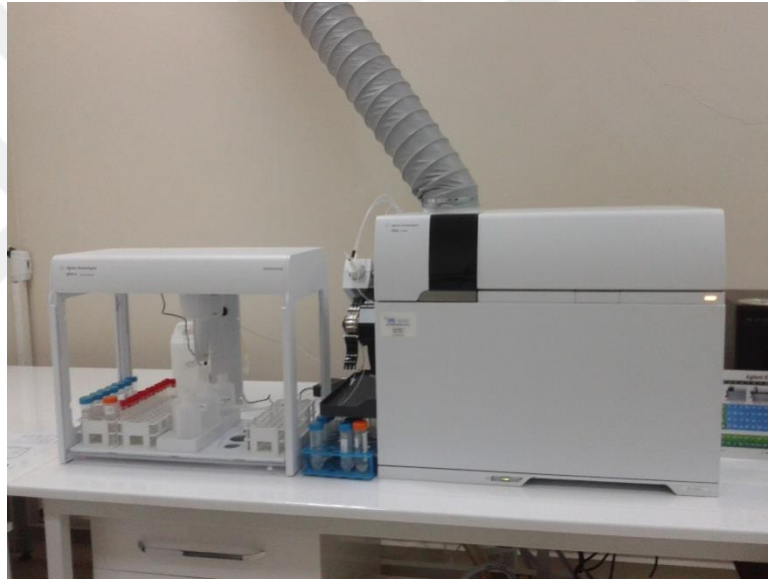
$$\text{Mikroalg Biyokütlesi (g/L)} = 0,668 \times OD_{680}$$

3.2.8. İndüktif Olarak Eşleştirilmiş Plazma-Kütle Spektrometresi (ICP-MS) Analizi)

Denemelerde ağır metal analizleri Atatürk Üniversitesi bünyesinde bulunan Doğu

Anadolu İleri Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi (DAYTAM)'nde bulunan ICP-MS cihazında yaptırılmıştır.

ICP-MS cihazı 8000-10000 kelvin sıcaklığa ulaşan argon plazma tarafından örneğin iyonize edilmesi, iyonize elementlerin kütle spektroskopisi tarafından ayrıştırılarak element derişimlerinin elektron çoklayıcı bir dedektör tarafından ölçülmesi aşamalarını içerir. Kurşun ve nikel örnekleri ICP de iyonlaştırıldıktan sonra kütle spektroskopisine gönderilmiş ve burada kütle/yük (m/z) oranlarına göre ayrılarak ölçülmüştür.



Şekil 3.3. ICP-MS Cihazı

3.2.9. İstatistik Analizler

Desmodesmus armatus biyokütle, *D.armatus* hücre sayısı, klorofil-a, pH, sıcaklık, ışık, kuru madde miktarı, ağır metal konsantrasyonları verilerine ait istatistik analizlerde SPSS kullanılarak One-Way (ANOVA) testi uygulanmış, sonuçlar arasında farklılık olup olmadığı DUNCAN testine göre değerlendirilmiştir. Hesaplamalar ve kontroller Kesici ve Kocabaş'a (2007) göre yapılmıştır.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

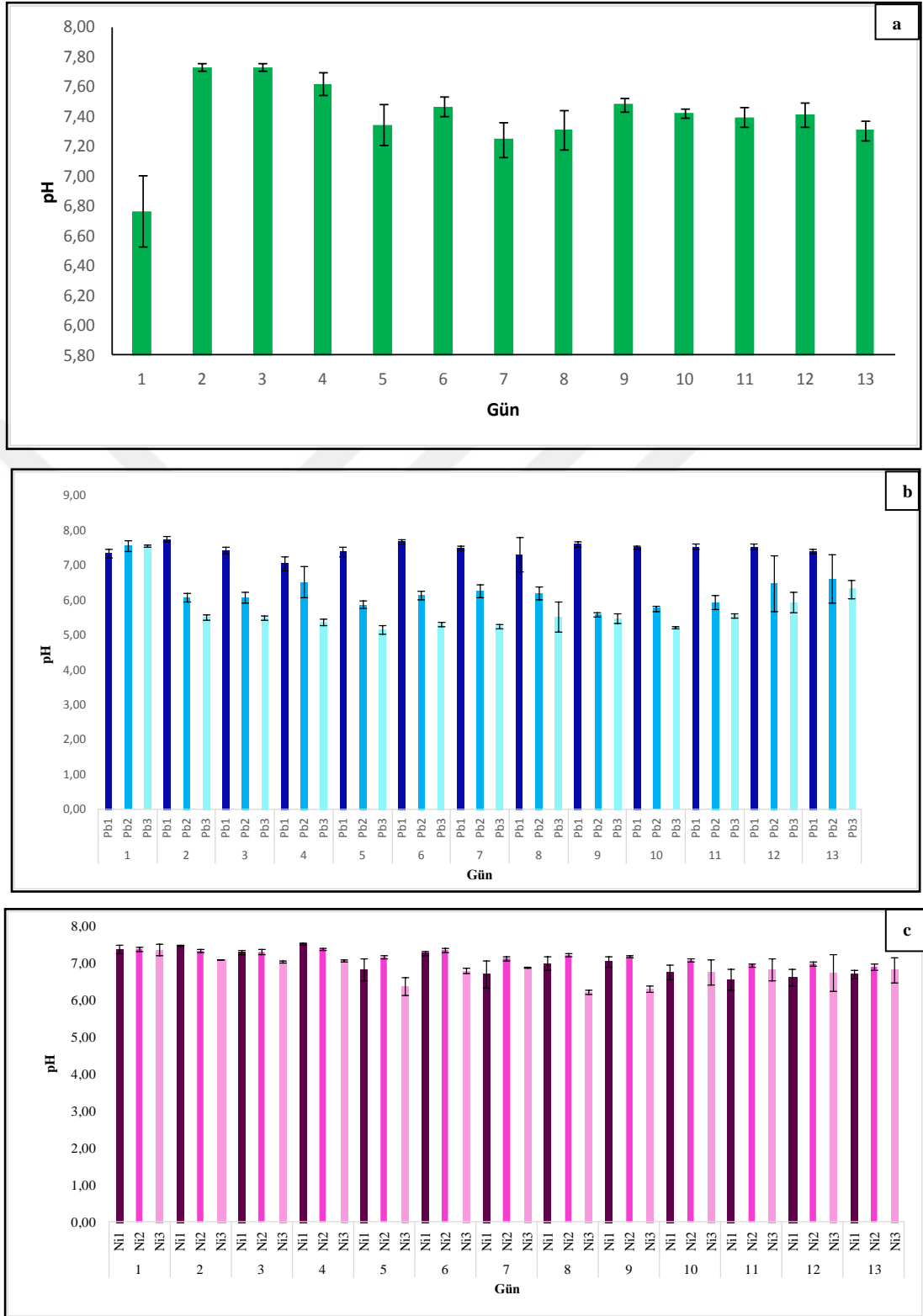
Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi'nde bulunan Alg Ünitesi laboratuvarında 5 litrelik cam kaplarda yürütülen çalışmada, *Desmodesmus armatus*'un kurşun, (0,025 mg/L, 0,21 mg/L, 0,25 mg/L) ve nikel (0,02 mg/L, 0,05 mg/L, 0,3 mg/L) ağır metallerini bağlama kapasitelerinin belirlenmesi için kontrol grubu ile birlikte 21 kültür ortamı oluşturulmuştur. Deneme boyunca her gün pH, sıcaklık, ışık, mikroalg hücre sayımı ve biyokütle ölçümü yapılmıştır. Bunun yanı sıra 3'er gün arayla kuru madde tayini ile denemenin ortasında ve sonunda, klorofil-a ve sudaki ağır metal konsantrasyonu belirlenmiştir.

4.1. Bazı Su Kalite Parametreleri

4.1.1. pH

Bu araştırmada, pH değeri her sabah 9:00'da ölçülmüştür. Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürü ve uygulama yapılmayan kültürler arasındaki ilişki istatistiki açıdan önemli bulunmuştur ($p < 0,05$). Kurşun uygulaması yapılan kültürlerde; Pb-I (0,025 mg/L) uygulamasında en düşük değer 4. günde $7,07 \pm 0,21$, en yüksek değer ise 2. günde $7,77 \pm 0,08$ olarak ölçülmüştür. Pb-II (0,21 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerlerin sırasıyla $5,59 \pm 0,07$ 9.gün ve $7,58 \pm 0,16$ 1.gün olduğu saptanmıştır. Pb-III (0,25 mg/L) uygulamasında en düşük değer 5. günde $5,16 \pm 0,11$, en yüksek değer ise $7,57 \pm 0,03$ ile 1. günde tespit edilmiştir.

Nikel uygulaması yapılan kültürlerde pH değerinin günlük değişimleri, Ni-I (0,02 mg/L) uygulaması için en düşük değer $6,57 \pm 0,28$ ile 11. günde, en yüksek değer ise $7,53 \pm 0,02$ ile 4. günde ölçülmüştür. Ni-II (0,05 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla $6,91 \pm 0,08$ ile 13.gün ve $7,40 \pm 0,05$ ile 1.gün olarak saptanmıştır. Ni-III (0,3 mg/L) uygulamasında en düşük değer $6,23 \pm 0,07$ ile 8. günde, en yüksek değer ise 1. günde $7,37 \pm 0,17$ olarak tespit edilmiştir. Kültürlerin günlük pH değişimi Şekil 4.1'de verilmiştir.



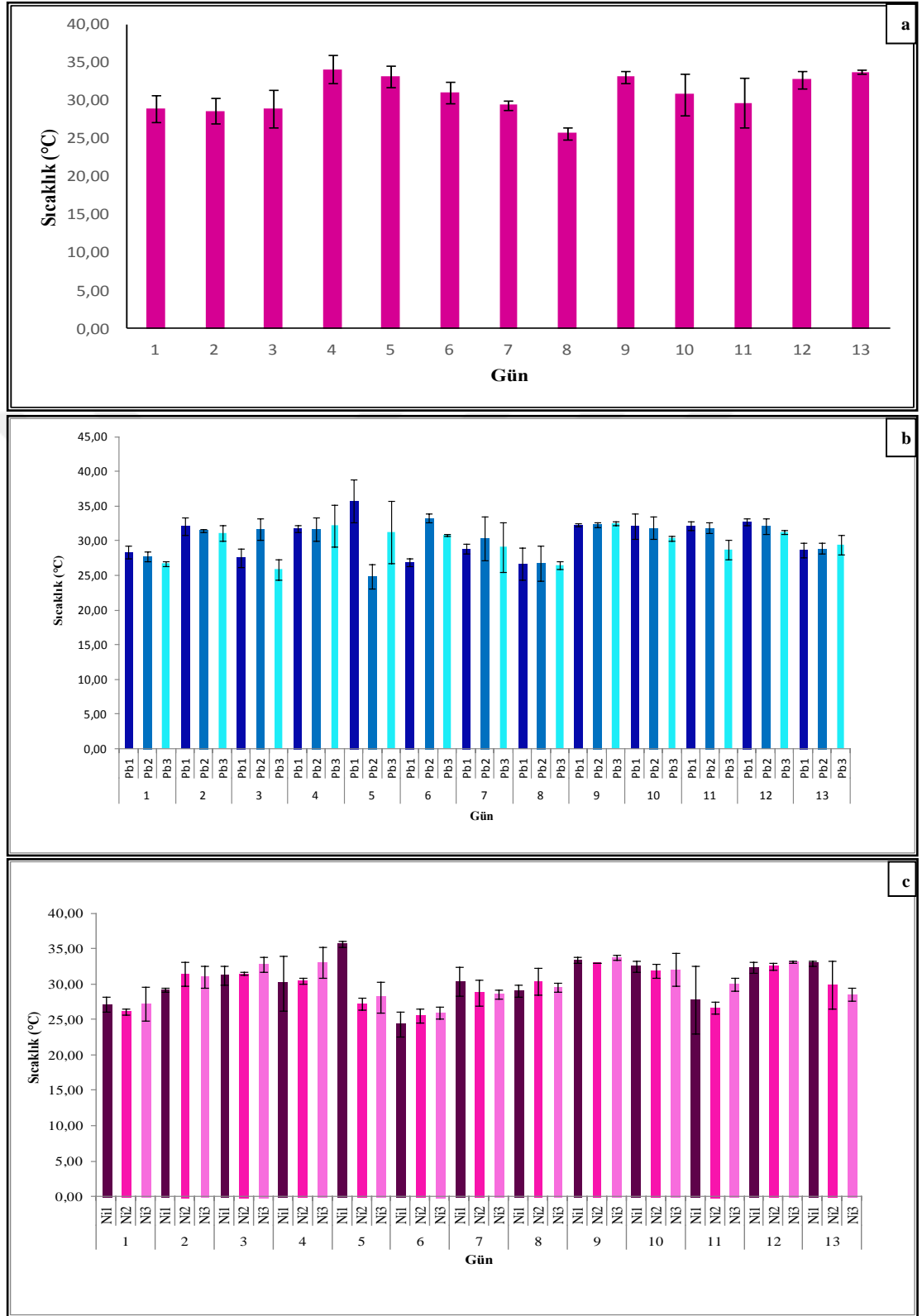
Şekil 4.1. *D.armatus* kültürlerinin günlük pH değişimi

[a: Kontrol grubu; b: Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L), Pb-III (0,25 mg/L); c: Ni-I (0,02 mg/L), Ni-II (0,05 mg/L), Ni-III (0,3 mg/L)]

4.1.2. Sıcaklık

Alg ünitesinde yürütülen bu araştırmada, suyun sıcaklık değeri her sabah 9:00'da ölçülmüştür. Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürü ve uygulama yapılmayan kültürler arasındaki ilişki istatistiki açıdan önemli bulunmuştur ($p<0,05$). Kurşun uygulaması yapılan kültürlerde; Pb-I (0,025 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla $26,67\pm 2,29$ ile $35,70\pm 3,08$ şeklinde 8. ve 5. günlerde tespit edilmiştir. Pb-II (0,21 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 6. gün ve 5. günde $24,87\pm 1,75$ ve $33,27\pm 0,67$ olarak saptanmıştır. Pb-III (0,25 mg/L) uygulamasında ise en düşük değer $25,83\pm 1,45$ ile 3. günde, en yüksek değer $32,50\pm 0,26$ ile 9. günde ölçülmüştür.

Sıcaklığın günlük değişimleri, Ni-I (0,02 mg/L) uygulaması için en düşük değer $24,40\pm 1,73$ ile 6. günde, en yüksek değer ise 5. günde $35,70\pm 0,46$ olarak ölçülmüştür. Ni-II (0,05 mg/L) için en düşük değer 5. günde $27,20\pm 0,85$, en yüksek değer ise 2. günde $31,47\pm 1,64$ şeklinde ölçülmüştür. Ni-III (0,3 mg/L) uygulamasında ise en düşük değer ve en yüksek değer sırasıyla $25,97\pm 0,85$ (6. günde), $33,77\pm 0,32$ olarak (9. günde) tespit edilmiştir. Örneklerin günlük su sıcaklığı değişimi Şekil 4.2'de verilmiştir.



Şekil 4.2. *D.armatus* kültürlerinin günlük sıcaklık değişimi

[a: Kontrol grubu; b: Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L), Pb-III (0,25 mg/L); c: Ni-I (0,02 mg/L), Ni-II (0,05 mg/L), Ni-III (0,3 mg/L)]

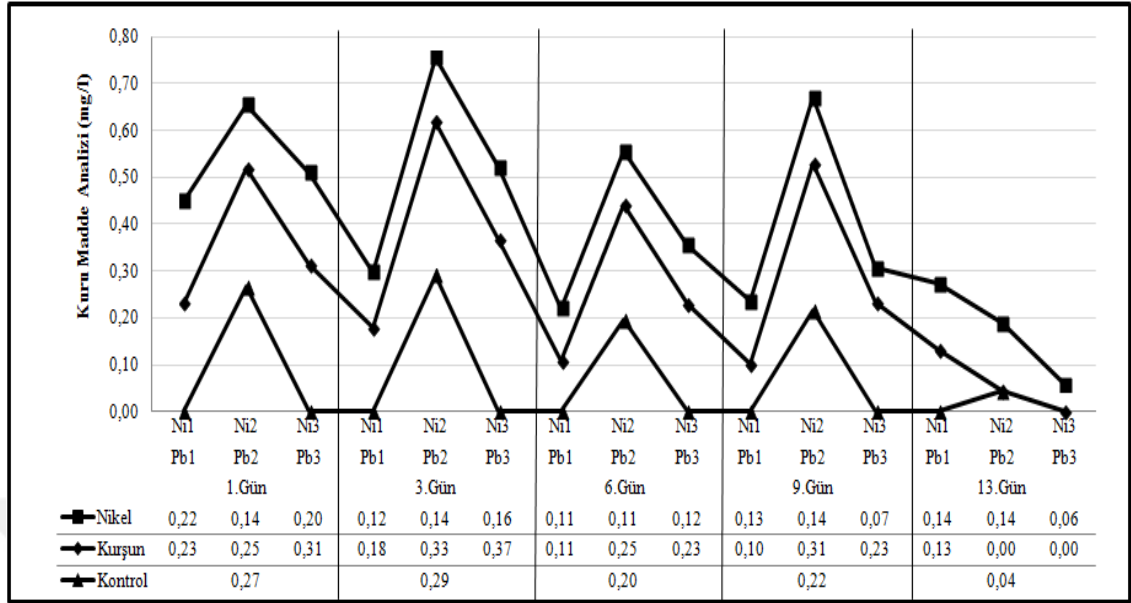
4.1.3. Işıık

D.armatus'un kurşun ve nikel giderimini araştırmak için yürütölen bu çalışmada, ışık şiddeti her gün düzenli olarak ölçölmüştür. Kültürler arasındaki ilişki istatistiki açıdan önemsiz bulunmuştur ($p>0,05$). Kontrol grubu kültürlerde ışık yoğunluğu $1227\pm 0,13$ olarak saptanmıştır. Kurşun uygulamalarında [Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L), Pb-III (0,25 mg/L)] ortalama ışık yoğunluğu sırasıyla $1297\pm 0,16$ Lux; $1307\pm 0,20$ Lux ve $1538\pm 0,21$ Lux olarak ölçölmüştür. Nikel uygulamalarında [Ni-I (0,02 mg/L), Ni-II (0,05 mg/L), Ni-III (0,3 mg/L)] ise sırasıyla $1379\pm 0,19$ Lux; $1211\pm 0,17$ Lux ve $1296\pm 0,16$ Lux olarak tespit edilmiştir.

4.2. Kuru Madde Analizi

Bu araştırmada, *D.armatus* kültürlerinin kuru madde analizi 3 günde bir yapılmıştır. Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürü ve uygulama yapılmayan kültürler arasındaki ilişki istatistiki açıdan önemli bulunmuştur ($p<0,05$). Kurşun uygulaması yapılan kültürlerde; Pb-I (0,025 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla $0,1\pm 0,02$ mg/L, $0,23\pm 0,05$ mg/L olarak tespit edilmiştir. Pb-II (0,21 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla $0,0\pm 0,0$ mg/L ve $0,33\pm 0,06$ mg/L olarak saptanmıştır. Pb-III (0,25 mg/L) uygulamasında ise en düşük değer $0,0\pm 0,0$ mg/L, en yüksek değer $0,37\pm 0,04$ mg/L olarak tespit edilmiştir.

Nikel uygulamasında ise, Ni-I (0,02 mg/L) uygulaması için en düşük değer $0,11\pm 0,04$ mg/L, en yüksek değer ise $0,22\pm 0,03$ mg/L ölçölmüştür. Ni-II (0,05 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerleri sırasıyla $0,11\pm 0,02$ mg/L ve $0,14\pm 0,06$ mg/L olarak saptanmıştır. Ni-III (0,3 mg/L) uygulamasında düşük değer $0,006\pm 0,02$ mg/L, en yüksek değer $0,20\pm 0,02$ mg/L tespit edilmiştir (şekil 4.3).



Şekil 4.3. *D.armatus* kültürlerinin kuru madde miktarı değişimleri

[a: Kontrol grubu; b: Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L), Pb-III (0,25 mg/L); c: Ni-I (0,02 mg/L), Ni-II (0,05 mg/L), Ni-III (0,3 mg/L)]

4.3. Klorofil-a Analizi

Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürlerinde denemenin 9. günü ile son gününde klorofil-a ölçümü yapılmıştır. Klorofil-a değerlerinin gruplar arasında ve güne bağlı değerleri istatistiki açıdan önemli bulunmuştur ($p < 0,05$). Deneme boyunca kurşun uygulamalarında [Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L), Pb-III (0,25 mg/L)] ortalama klorofil-a değeri sırasıyla $0,2 \pm 0,05$ $\mu\text{g/L}$, $0,05 \pm 0,00$ $\mu\text{g/L}$ ve $0,1 \pm 0,00$ $\mu\text{g/L}$ olarak hesaplanmıştır. Nikel uygulamalarında [Ni-I (0,02 mg/L), Ni-II (0,05 mg/L), Ni-III (0,3 mg/L)] ise sırasıyla $0,03 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$; $0,095 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ ve $0,03 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir (Çizelge 4.1).

Çizelge 4.1. Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürlerinde klorofil-a'nın gruplara ve güne bağlı değişimi. (mg/L)

Grup Gün	Kontrol	Ni-I (0,02mg/ L)	Ni-II (0,05 mg/L)	Ni-III (0,3 mg/L)	Pb-I (0,025mg/ L)	Pb-II (0,21 mg/L)	Pb-III (0,25 mg/L)
9. gün	0,55±0,25 ^{Aa*}	0,05±0,01 ^{Ab}	0,12±0,05 ^{Ab}	0,05±0,04 ^{Ac}	0,21±0,04 ^{Ad}	0,10±0,0 ^{Ab}	0,19±0,05 ^{Ab}
13. gün	0,12±0,13 ^{Ba}	0,01±0,01 ^{Bb}	0,07±0,05 ^{Bb}	0,01±0,0 ^{Bc}	0,19±0,07 ^{Bd}	0,00±0,00 ^{Bb}	0,00±0,00 ^{Bb}

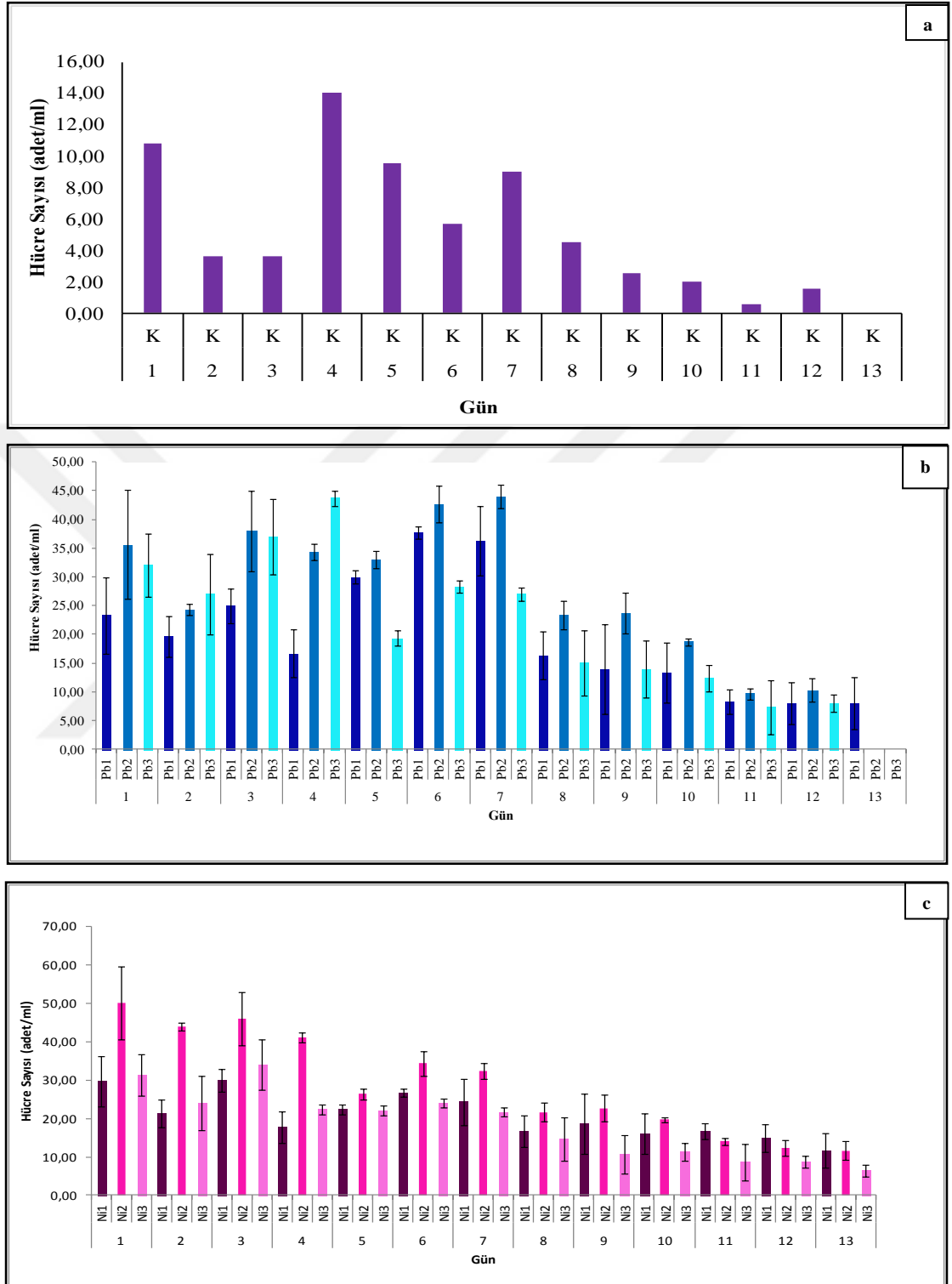
***AB** Büyük harfler her bir grubun günler içerisindeki farkını göstermektedir ve aynı sütunda farklı büyük harf taşıyan ortalamalar arasındaki fark istatistik olarak önemlidir ($p<0,05$).

****abcd** Küçük harfler her bir grubun diğer gruplar arasındaki farkını göstermektedir ve aynı satırda farklı küçük harf taşıyan ortalamalar arasındaki fark istatistik olarak önemlidir ($p<0,05$).

4.4. *Desmodesmus armatus* Sayısı

Bu araştırmada, kurşun ve nikel uygulaması yapılan *D.armatus* kültürlerinde hücre sayısı günlük olarak hesaplanmıştır. Kültürler arasındaki ilişki istatistik açıdan önemli bulunmuştur ($p<0,05$). Kurşun uygulaması yapılan kültürlerde; Pb-I (0,025 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 8,0±0,2 adet/ml (13. gün), 37,67±2,6 adet/ml (6. gün) tespit edilmiştir. Pb-II (0,21 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 7. gün ve 13. günde (0,0±0,0adet/ml ve 44±2,3 adet/ml) saptanmıştır. Pb-III (0,25 mg/L) uygulamasında ise en düşük değer 0,0±0,0 adet/ml 13. günde en yüksek değer 43,67±1,2 adet/ml ise 4. günde ölçülmüştür.

Hücre sayısının günlük değişimleri, Ni-I (0,02 mg/L) uygulaması için en düşük değer 11,67±4,51 adet/ml 13. günde, en yüksek değer ise 1. günde 30,0±3,0 adet/ml hesaplanmıştır. Ni-II (0,05 mg/L) uygulamasında en düşük değer 11,67±2,52 adet/ml ile 13. günde, en yüksek değer ise 1. günde 50,0±9,54 adet/ml saptanmıştır. Ni-III (0,3 mg/L) uygulamasında en düşük değer ve en yüksek değer ise sırasıyla 6,33±1,53 adet/ml ve 34,00±6,56 adet/ml olarak tespit edilmiştir. Örneklerin günlük hücre sayısı değişimi Şekil 4.4'de verilmiştir.



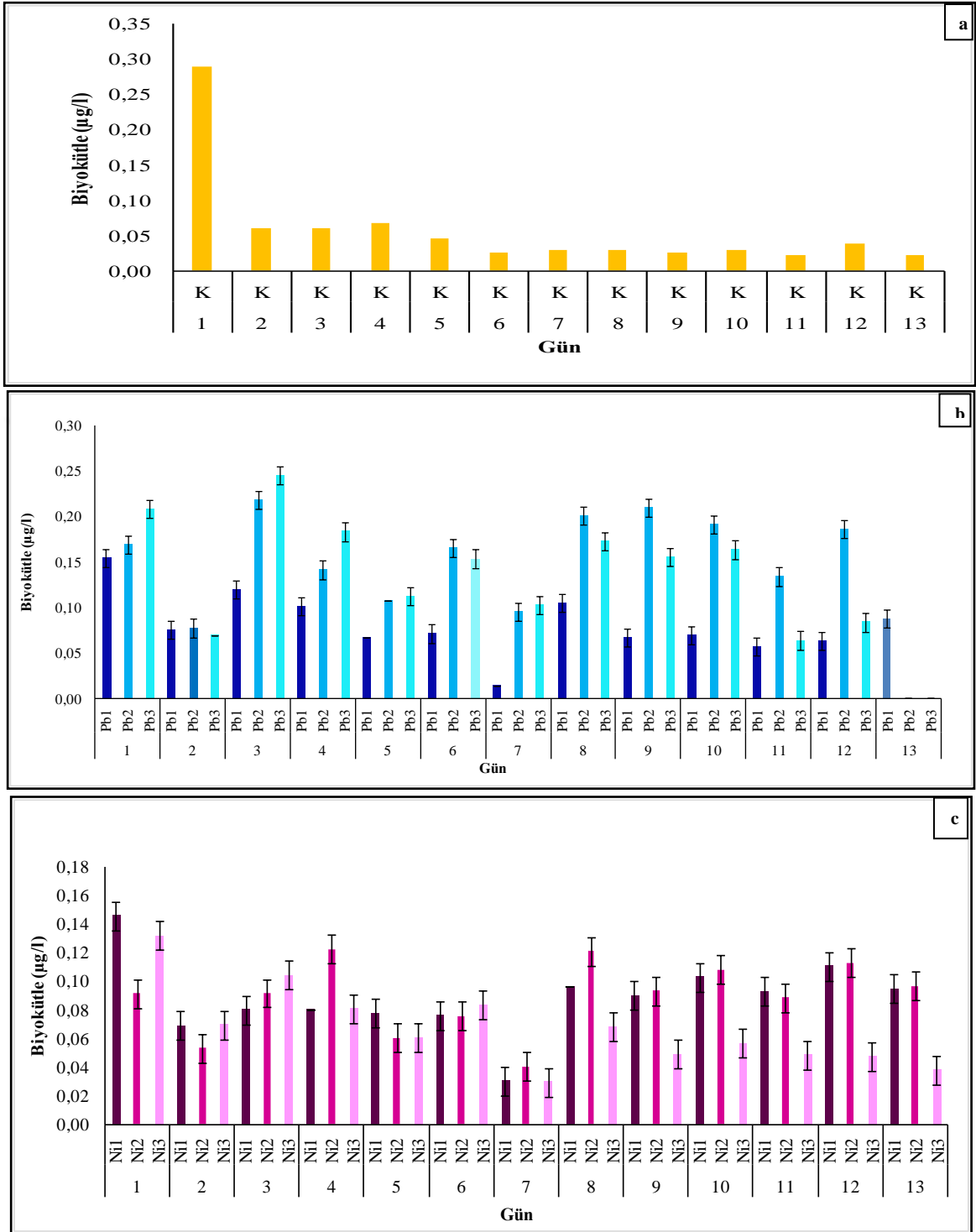
Şekil 4.4. *D.armatus* kültürlerinin günlük hücre sayısı değişimleri

[a: Kontrol grubu; b: Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L), Pb-III (0,25 mg/L); c: Ni-I (0,02 mg/L), Ni-II (0,05 mg/L), Ni-III (0,3 mg/L)]

4.5. *Desmodesmus armatus* Biyokütlesi

Alg ünitesinde yürütülen bu araştırmada, kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kùltürü ve uygulama yapılmayan kùltürler arasındaki ilişki istatistiki açıdan önemli bulunmuştur ($p < 0,05$). Kurşun uygulaması yapılan kùltürlerde; Pb-I (0,025 mg/L) uygulamasında en düşük değer 7. günde $0,01 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$, en yüksek değer ise 1. günde $0,15 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ ölçülmüştür. Pb-II (0,21 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 13.gün $0,0 \pm 0,0$ $\mu\text{g/L}$ ve 3. gün $0,22 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ saptanmıştır. Pb-III (0,25 mg/L) uygulamasında ise en düşük değer $0,0 \pm 0,0$ $\mu\text{g/L}$ ile 13. günde, en yüksek değer ise 3. günde $0,25 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ olarak tespit edilmiştir.

Nikel uygulaması yapılan kùltürlerde biyokùtle değişimleri, Ni-I (0,02 mg/L) uygulaması için en düşük değer $0,03 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ ile 7. günde en yüksek değer ise 1. günde $0,15 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ ölçülmüştür. Ni-II (0,05 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla 7. günde $0,04 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ ve 4-8. günlerde $0,012 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ olarak saptanmıştır. Ni-III (0,3 mg/L) uygulamasında ise en düşük değer $0,03 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ 7. günde, en yüksek değer ise 1. günde $0,13 \pm 0,01$ $\mu\text{g/L}$ ile tespit edilmiştir. Kùltürlerin günlük biyokùtle değişimleri Şekil 4.5'de verilmiştir.



Şekil 4.5. *D.armatus* kültürlerinin günlük biyokütle değişimi

[a: Kontrol grubu; b: Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L), Pb-III (0,25 mg/L); c: Ni-I (0,02 mg/L), Ni-II (0,05 mg/L), Ni-III (0,3 mg/L)]

4.6. İndüktif Olarak Eşleştirilmiş Plazma - Kütle Spektrometresi (ICP-MS) Analizi

Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürü ve uygulama yapılmayan kültürde birinci, yedinci ve onüçüncü günde su örnekleri alınarak bu örneklerde kurşun ve nikel konsantrasyonları analiz edilmiştir. Kurşun uygulanan *D.armatus* kültürlerindeki kurşun miktarı uygulanan dozlar [Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L), Pb-III (0,25 mg/L)] arasındaki ilişki istatistiki açıdan önemli bulunmuştur ($p < 0,05$). Kurşun uygulaması yapılan kültürlerde; Pb-I (0,025 mg/L) uygulamasında en düşük değer 13. günde $0,0003 \pm 0,0$ mg/L, en yüksek değer ise 1. günde $0,0044 \pm 0,0$ mg/L ölçülmüştür. Pb-II (0,21 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla $0,0013 \pm 0,0$ mg/L ve $0,085 \pm 0,0$ mg/L olarak saptanmıştır. Pb-III (0,25 mg/L) uygulamasında ise en düşük değer ($0,002 \pm 0,01$ mg/L) 13. günde, en yüksek değer ise ($0,120 \pm 0,01$ mg/L) 1. günde ile tespit edilmiştir (Çizelge 4.2).

Çizelge 4.2. Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürlerinde sudaki kurşun konsantrasyonlarının güne bağlı değişimi (mg/L)

Gün	Kontrol	Pb-I (0,025 mg/L)	Pb-II (0,21 mg/L)	Pb-III (0,25 mg/L)
1	$0,00 \pm 0,0^{Aa}$	$0,005 \pm 0,0^{Ba}$	$0,001 \pm 0,0^{Ca}$	$0,120 \pm 0,01^{Da}$
7	$0,00 \pm 0,0^{Aa}$	$0,001 \pm 0,0^{Bb}$	$0,018 \pm 0,0^{Ca}$	$0,020 \pm 0,0^{Db}$
13	$0,00 \pm 0,0^{Aa}$	$0,0003 \pm 0,0^{Bc}$	$0,085 \pm 0,01^{Cb}$	$0,002 \pm 0,01^{Dc}$

***AB** Büyük harfler her bir grubun günler içerisindeki farkını göstermektedir ve aynı satırda farklı büyük harf taşıyan ortalamalar arasındaki fark istatistiki olarak önemlidir ($p < 0,05$).

****abcd** Küçük harfler her bir grubun diğer gruplar arasındaki farkını göstermektedir ve aynı sütunda farklı küçük harf taşıyan ortalamalar arasındaki fark istatistiki olarak önemlidir ($p < 0,05$).

Nikel uygulaması yapılan kültürlerde sudaki nikel konsantrasyonları, Ni-I (0,02 mg/L) uygulaması için en düşük değer $0,006 \pm 0,0$ mg/L ile 7. günde, en yüksek değer ise $0,016 \pm 0,0$ mg/L ile 1. günde ölçülmüştür. Ni-II (0,05 mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla $0,01 \pm 0,0$ mg/L (7.gün) ve $0,055 \pm 0,0$ mg/L (13. gün) olarak saptanmıştır. Ni-III (0,3 mg/L) uygulamasında ise en düşük değer $0,071 \pm 0,0$ mg/L ile 7. günde en yüksek değer ise $0,380 \pm 0,0$ mg/L ile 13. günde tespit edilmiştir (Çizelge 4.3).

Çizelge 4.3. Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürlerinde sudaki nikel konsantrasyonlarının güne bağlı değişimi

Gün	Kontrol	Ni-I (0,02 mg/L)	Ni-II (0,05 mg/L)	Ni-III (0,3 mg/L)
1	0,0001±0,0 ^{Aa}	0,016±0,0 ^{Ba}	0,03±0,0 ^{Ca}	0,199±0,0 ^{Da}
7	0,0002±0,0 ^{Aa}	0,006±0,0 ^{Bb}	0,010±0,0 ^{Cb}	0,071±0,0 ^{Da}
13	0,0001±0,0 ^{Aa}	0,032±0,0 ^{Bc}	0,055±0,0 ^{Cc}	0,380±0,0 ^{Db}

***AB** Büyük harfler her bir grubun günler içerisindeki farkını göstermektedir ve aynı satır farklı büyük harf taşıyan ortalamalar arasındaki fark istatistik olarak önemlidir ($p<0,05$).

****abcd** Küçük harfler her bir grubun diğer gruplar arasındaki farkını göstermektedir ve aynı sütun farklı küçük harf taşıyan ortalamalar arasındaki fark istatistik olarak önemlidir ($p<0,05$).

Bu araştırmada, uygulama yapılan grupların pH, sıcaklık, hücre sayısı ve biyokütlesi klorofil-a ve sudaki Pb, Ni konsantrasyonu istatistiki açıdan önemsiz ($p>0,05$) bulunmuştur. Gruplar arasındaki değişim Çizelge 4.4'te verilmiştir.

Çizelge 4.4. Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürlerinde farklı parametrelerin karşılaştırması

Parametre	K* (ort±SD)	Pb-I	Pb-II	Pb-III	Ni-I	Ni-II	Ni-III
pH	7,4±0,09	7,48±0,12	6,25±0,22	5,67±0,06	7,02±0,17	7±0,28	6,8±0,13
Sıcaklık (°C)	30,83±0,16	30,44±0,45	30,36±0,38	29,67±0,64	30,50±1,12	29,6±0,51	30,32±0,53
<i>D.armatus</i> Biyo kütle (mg/L)	0,09±0,01	0,082±0,01	0,16±0,02	0,14±0,03	0,09±0,01	0,09±0,01	0,07±0,01
<i>D.armatus</i> Sayısı (mg/L)	21,05±0,83	19,75±4,25	27,89±2,88	22,17±3,13	21,85±7,35	26±4,32	18,45±1,12
Klorofil-a (mg/L)	0,35±0,1	0,20±0,04	0,05±0,002	0,09±0,001	0,04±0,001	0,10±0,001	0,03±0,001
ICP (mg/L)	0,0±0,0	0,0021±0,0	0,035±0,01	0,047±0,01	0,018±0,0	0,032±0,01	0,0217±0,0
Kuru Madde (mg/L)	0,13±0,07	0,15±0,03	0,19±0,01	0,19±0,04	0,14±0,02	0,13±0,05	0,12±0,002

*[K (Kontrol grubu), Pb-I(0,025 mg/L Pb), Pb-II (0,21 mg/L Pb), Pb-III (0,25 mg/L Pb), (Ni-I (0,02 mg/L Ni), Ni-II (0,05 mg/L Ni), Ni-III (0,3 mg/L Ni)]

5. TARTIŞMA ve SONUÇ

Bu araştırmada, laboratuvar koşullarında *D.armatus* kültürüne farklı oranlarda kurşun (0,025 mg/L, 0,21 mg/L, 0,25 mg/L) ve nikel (0,02 mg/L, 0,05 mg/L, 0,3 mg/L) uygulaması yapılmıştır. Bu değerler kıta içi su kaynaklarının ağır metal sınır değerleri ve içme sularında izin verilebilir ağır metal değerleri de göz önüne alınarak belirlenmiştir (Anonim 2012). Çalışma boyunca *D.armatus* kültürlerinin pH, sıcaklık, ışık, kuru madde miktarı, klorofil-a, hücre sayımı, mikroalg biyokütlesi ve su örneklerinin kurşun ve nikel konsantrasyonları üzerindeki etkisi araştırılmıştır.

Kurşun ve nikel uygulanan *D.armatus* kültürlerinin ve uygulama yapılmayan *D.armatus* kültürünün ortalama pH değeri, kontrol grubunda $7,4\pm 0,01$, Pb-I (0,025 mg/L) $7,48\pm 0,12$; Pb-II (0,21 mg/L) $6,25\pm 0,22$; Pb-III (0,25 mg/L) $5,67\pm 0,06$; Ni-I (0,02 mg/L) $7,02\pm 0,17$; Ni-II (0,05 mg/L) $7\pm 0,286$ ve Ni-III (0,3 mg/L) $8\pm 0,13$ olarak ölçülmüştür. İdeal kültür ortamlarında pH sınır değeri 7 ile 9 arasında değişmektedir (Sukatar 2002). Nikel uygulamasında ortalama pH değerleri ideal kültür ortamı için bildirilen sınır değerler arasında ölçülürken, kurşun uygulanan kültürlerde ortalama pH değeri ideal değerden düşük ölçülmüştür.

pH değeri düşük olduğu zaman hücre yüzeyi daha fazla pozitif yüklenir ve bunun sonucunda biyokütle ile metal iyonları arasındaki ilişkiyi azaltır. Kültür ortamında pH değerinin yükselmesi metal iyonlarının çökmesine neden olur. Bu sebeple ağır metallerin uzaklaştırılmasında ve metal–alg etkileşmesinde optimum pH değerinin tespit edilmesinin önemli olduğu bildirilmiştir (Kumar *et al.* 2015). Kurşun uygulaması yapılan kültürlerde Pb-I (0,025 mg/L), Pb-II (0,21 mg/L) ve Pb-III (0,25 mg/L) gruplarında pH değerinin 6-7 arasında olduğu günlerde *D.armatus* 'un kurşunu tutma kapasitesinin %25 oranında arttığı saptanmıştır. pH değerinin artışı ile katyonik metallerin soğurumu da artmaktadır. Pek çok metalin soğurumu, pH artışı ile artmakta, belirli bir pH'ya ulaşıncaya azalmaktadır (Arief *et al.* 2008). Metaller pH>5'te çepere bağlanır ve pH<2'de ise soğurum engellenir. (Wase and Forster 1997). Nikel uygulaması yapılan kültürlerde ise pH değerinin günlük değişimleri 7,53 ve 6,23

arasında ölçülmüştür. *D.armatus* 'un nikeli tutma kapasitesinin pH değerinin düşmesiyle %20 oranında arttığı tespit edilmiştir.

Kurşun ve nikel uygulanan ve uygulama yapılmayan *D.armatus* kültürlerinin su sıcaklıkları ortalama 30°C ölçülmüştür ve *D.armatus* ile yapılan çalışmalarda, bu türün gelişimi için optimum sıcaklığın 30°C olduğu bildirilmiştir (Matusiak-Mikulin 2006; Pokora *et al.* 2014).

Alg ünitesinde yürütülen bu çalışmada, ortalama su sıcaklığı Pb-I (0,025 mg/L) 30,44±0,45°C, Pb-II (0,21 mg/L) 30,36±0,38°C; Pb-III (0,25 mg/L) 29,67±0,64°C; Ni-I (0,02 mg/L) 30,50±1,12°C; Ni-II (0,05 mg/L) 29,6±0,51°C ve Ni-III (0,3 mg/L) 30,32±0,53°C olarak ölçülmüştür. Bazı araştırmacılar yüksek sıcaklığın ağır metal biyosorpsiyonunu arttıracaklarını bildirirken, bazıları da yüksek sıcaklığın ağır metal biyosorpsiyonunu azalttığı görüşünü bildirmişlerdir. Ancak ortak görüş biyosorpsiyon olayında pH'nın sıcaklığa oranla etkisinin daha fazla olduğudur (Kumar *et al.* 2015). Bunun yanı sıra absorbent olarak kullanılan mikroalg türünün de sıcaklık değerini etkilediği düşünülmektedir. Örneğin yapılan bir çalışmada su sıcaklığının artmasının ölü *Chlorella vulgaris*'in Ni⁺² soğurumunu arttırdığı bildirilmiştir (Aksu 2002).

Bu çalışmada, *D.armatus* kültürlerinin kuru madde miktarı ile *D.armatus* sayısı arasındaki ilişki istatistiki açıdan önemsiz bulunmuştur (p>0.05). Kuru madde değeri kontrol grubunda 0,13±0,07 mg/L, Pb-I (0,025 Pb) 0,15±0,03 mg/L, Pb-II (0,21 mg/L Pb) 0,19±0,01 mg/L, Pb-III (0,25 mg/L Pb) 0,19±0,04 mg/L, Ni-I (0,02 mg/L Ni) 0,14±0,02 mg/L, Ni-II (0,05 mg/L Ni) 0,13±0,05 mg/L, Ni-III (0,3 mg/L Ni) 0,12±0,002 mg/L hesaplanmıştır. Kurşun ve nikel uygulamasının kuru madde miktarına etki etmediği tespit edilmiştir. *D.armatus*'a kadmiyum (Cd) uygulanan bir çalışmada kuru madde miktarının Cd soğurumunu etkilemediği bildirilmiştir (Pokora *et al.* 2014).

Bu çalışmada, kontrol grubu *D.armatus* kültürünün klorofil-a değeri ile kurşun ve nikel uygulanan kültürlerin klorofil-a değerleri arasındaki fark istatistiki açıdan önemli bulunmuştur (p<0,05). Kurşun ve nikel uygulamasının klorofil-a değerini azalttığı tespit

edilmiştir. Ancak aynı türe Cd uygulamasında klorofil-a değerini değiştirmediği bildirilmiştir (Pokora *et al.* 2014). Doğru (2010) *Spirulina platensis* t¼r¼ üzerine krom ve çinko uygulamasının, bu t¼r¼n b¼y¼mesine etki etmediğini tespit etmiştir. Bununla birlikte ağır metal uygulanan mikroalglerin b¼y¼mesine; organizmanın t¼r¼, letal ve subletal dozlar, metal-t¼r etkileşimi gibi bir çok fakt¼r¼n etki ettiği bildirilmiştir (Wang 1984; Kumar *et al.* 2015).

Kurşun ve nikel uygulaması yapılan *D.armatus* k¼lt¼rlerinde h¼cre sayısı ve biyomas ¼l¼m¼ g¼nl¼k olarak hesaplanmıştır. Araştırma s¼resince her iki parametrenin de bir birine benzer oranda değiştiği tespit edilmiştir. Ağır metal uygulamasının ilk 7 g¼n¼nde *D.armatus* sayısının ve biyok¼tlesinin arttığı 13. g¼nde ise azaldığı saptanmıştır. Kontrol grubunda da 4. g¼nde en y¼ksek değere ulaştığı ve daha sonra azaldığı 13. g¼nde ise en d¼ř¼k değere ulaştığı tespit edilmiştir. Wang (1984) As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Se ve Zn metallerinin algler üzerinde toksik etki yapmadığını saptamıştır. Bununla birlikte nikel, bitkiler için gerekli bir elementtir ve çinko, manganez ve krom gibi maddelerle kıyaslandığında d¼ř¼k toksisiteye sahiptir ve dokularda birikimi g¼zlenmez. Bunun yanı sıra tek h¼creli canlıların ve balıkların 0,04-0,0198 mg/L inorganik nikel içeren suları tolere edebildikleri bildirilmiştir (Pulats¼ vd 2014). Tatlısu ekosisteminde Pb iyonlarının birikimi ¼ncelikle sedimentte olmaktadır ve bunu plankton ile balık dokularında birikim takip etmektedir (Yıldırım 2016). Bu nedenle kurşun ve nikel uygulamasının, *D.armatus* sayısına ve biyok¼tlesine etkisinin uygulama yapılmayan k¼lt¼rlere oranla daha y¼ksek olduğu d¼ř¼n¼lmektedir.

Laboratuvar koşullarında ¼ faklı dozda kurşun (0,025 mg/L, 0,21 mg/L ve 0,25 mg/L) ve nikel (0,02 mg/L, 0,05 mg/L, 0,3 mg/L) *D.armatus* k¼lt¼r¼ne uygulanmıştır. Kurşun ve nikel uygulanan ve uygulama yapılmayan *D.armatus* k¼lt¼rlerinden denemenin başında, ortasında ve sonunda alınan su ¼rneklerinde Pb ve Ni iyonlarının konsantrasyonları ¼l¼lm¼řt¼r.

Kurşun uygulanan t¼r¼lerde, Pb-I (0,025 mg/L) en d¼ř¼k değer 13. g¼nde $0,0003 \pm 0,0$ mg/L ve en y¼ksek değer 1. g¼nde $0,0044 \pm 0,0$ mg/L olarak ¼l¼lm¼řt¼r. Pb-II (0,21

mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla $0,0013 \pm 0,0$ mg/L ve $0,085 \pm 0,0$ mg/L olarak saptanmıştır. Pb-III ($0,25$ mg/L) uygulamasında ise en düşük değer $0,002 \pm 0,01$ mg/L ile 13. günde, en yüksek değer ise $0,120 \pm 0,01$ mg/L ile 1. günde tespit edilmiştir. Her üç grubun da biyokütle oranı son günde azalmış olmasına rağmen kurşun oranında artma tespit edilmemiştir. Güçlü (2009) *Scenedesmus obliquus* ile yapmış oldukları çalışma sonucunda, ağır metal uzaklaştırılmasında ölü mikroalglerin canlı mikro alglerden daha etkin olduğunu bildirmiştir. Bunun yanı sıra kurşunun çözülebilen formunun özellikle fotosentezin yoğun olduğu sularda tek hücreli organizmalar tarafından tutulduğu bildirilmiştir (Egemen 2006).

Nikel uygulaması yapılan kültürlerde sudaki nikel konsantrasyonları, Ni-I ($0,02$ mg/L) uygulaması için en düşük değer $0,006 \pm 0,0$ mg/L ile 7. günde ve en yüksek değer ise $0,016 \pm 0,0$ mg/L ile 1. günde ölçülmüştür. Ni-II ($0,05$ mg/L) uygulamasında en düşük ve en yüksek değerler sırasıyla $0,01 \pm 0,0$ mg/L ve $0,055 \pm 0,0$ mg/L olarak saptanmıştır. Ni-III ($0,3$ mg/L) uygulamasında ise en düşük değer $0,071 \pm 0,0$ mg/L ile 7. günde en yüksek değer $0,380 \pm 0,0$ mg/L ile 13. günde tespit edilmiştir. Nikel uygulamasında deneme sonunda tutulmuş olan nikelin tekrar bırakıldığı gözlemlenmiştir. Nikel uygulanan kültürlerde bütün grupların biyokütlesinde 7. günde en düşük değer görülürken, takip eden günlerde biyoküttelede az miktarda da olsa artış gözlenmiştir. Nikelin $1-10$ mg/L arasında toksik olmadığı tam tersi alglerin gelişmesinde besleyici özelliği olduğu bildirilmiştir (Prasad and Prasa 1982; Muysen *et al.* 2004). *D.armatus*'un nikel gideriminde kullanılabilecek bir alg olmadığı düşünülmüştür. Chong *et al.* (2000) tarafından nikel ve çinko giderilmesi çalışmasında 7 farklı tür denenmiş ve *Chlorella miniata*'nın Ni gideriminde kullanılabilecek en uygun alg olduğunu bildirmişlerdir.

D.armatus'un Pb gideriminde etkili olduğu ancak nikel gideriminde hücre ölümü sonucunda tutmuş olduğu nikeli geri bıraktığı tespit edilmiştir. Aynı tür üzerine kadmiyumun (Cd) etkisi araştırılmış ve kadmiyumun soğurumunda etkili olduğu bildirilmiştir (Basicik-Remisiewicz *et al.* 2009). *Desmodesmus subspicatus* türü ile

yürütülen çalışmada, *D. subspicatus*'a çinko uygulaması yapılmış ve çinkonun uzaklaştırılmasında kullanılabilir bir alg olduğu tespit edilmiştir (Güçlü ve Ertan 2011).

Alglerin biyosorpsiyonu ile ilgili olarak yeşil algler (*C. vulgaris*, *C. sorokiniana* ve *S. quadricauda* v.b) ve mavi-yeşil alg (*Spirulina platensis*) üzerine ağır metallerin (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) etkisi araştırılmıştır. Bu çalışmalarda alglerin ağır metal gideriminde kullanılabileceği bildirilmiştir (Doğru 2010; Güçlü ve Ertan 2011; Pokora et al. 2014; Das et al. 2015).

Kurşun ve nikelin gideriminde *D. armatus*'un biyosorbent olarak etkisinin araştırıldığı bu çalışmada, *D. armatus*'un kurşun gideriminde etkili olduğu ancak nikel gideriminde çok fazla etkisinin olmadığı yapılan analizler sonucunda tespit edilmiştir.

Sonuç olarak mikroalglerin, hızlı gelişmeleri, hücre yapıları ve içerikleri nedeniyle ağır metal gideriminde kullanılabileceği düşünülmektedir. Buna ek olarak mikroalglerin kültür ortamlarının çeşitlendirilmesi ve/veya pH değerlerinde değişiklik yapılarak ağır metalleri bünyelerinde daha fazla tutabilecekleri kanısına varılmaktadır.

KAYNAKLAR

- Abu Al-Rub, F. A., El-Naas, M. H., Ashour, I., Al-Marzouqi, M., 2006. Biosorption. Agency for Toxic Substances and Disease Registry-ATSDR. (2005). Public Health Statement – Nickel. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services.
- Aksu, Z., 2002. Determination of the equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters of the batch biosorption of nickel (II) ions onto *Chlorella vulgaris*. Process Biochem. 38, 89–99.
- Al-Asheh, S., Duvnjak, Z., 1996. Adsorption of Copper by Canola Meal. J. Hazardous Materials, 48, 83-93 p.
- Andersen, R. A., 2005. Algal Culturing Techniques. Elsevier Academic Press, 578 p, California, USA.
- Anonim, 1991. Atıksu Arıtma Yöntemleri. Websitesi. https://www.mmo.org.tr/sites/default/files/7d16d00201083a2_ek.pdf. Erişim tarihi: 17.05.2017.
- Anonim, 2012. Kıta İçi Su Kaynakları. Erişim tarihi: 17.05.2017.
- Anonim, 2013. Çevre Koruma. Web sitesi http://cevrekorumaa.blogspot.com.tr/p/14_3.html. Erişim tarihi: 18.05.2017.
- Anonim, 2015. Web sitesi. <http://www.bilimsim.com/biyoremediasyon>. Erişim tarihi: 18.05.2017.
- Arief, V. O., Trilestari, K., Sunarso, J., Indraswati, N., Ismadji, S., 2008. Recent Progress on Biosorption of Heavy Metals from Liquids Using Low Cost Biosorbents: Characterization, Biosorption Parameters and Mechanism Studies. Clean, 36 (12), 937-962.
- Arunakumara, K. K. I. U., Xuecheng, Z., 2008. Heavy Metal Bioaccumulation and Toxicity with Special Reference to Microalgae. Journal of Ocean University China (Oceanic and Coastal Sea Research). 7 (1), 60-64.
- Asku, Z., Sag, Y., Kustal, T., 1992. The Biosorption of Copper by *C. vulgaris* and *Z. Ramigera*. Environ. Technol., 13, 579-86.
- Banat, F., Al-Asheh, S., Mohai, F., 2000. Batch zinc removal from aqueous solution using dried animal bones, Separation and Purification Technology, 21, 155-164.
- Baścik-Remisiewicz, A., Tomaszewska, E., Labuda, K., Tukaj Z., 2009. The Effect of Zn and Mn on the Toxicity of Cd to the Green Microalga *Desmodesmus armatus* Cultured at Ambient and Elevated (2%) CO₂ Concentrations. Polish J. of Environ. Stud. Vol. 18, No. 5, 775-780.
- Basile, A., Sorbo, S., Conte, B., Cobianchi, R. C., Trinchella, F., Capasso, C., Carginale, V., (2012). International Journal of Phytoremediation, 14, 374-87.
- Bayramoğlu, G., Arica, M. Y., 2009. Construction a Hybrid Biosorbent Using *Scenedesmus quadricauda* and Ca-Alginate for Biosorption of Cu (II), Zn (II) and Ni (II): Kinetics and Equilibrium Studies. Bioresource Technology. 100, 186-193.
- Chang, J.S., Law, R., Chang, C.C. 1997. Biosorption of Lead, Copper and Cadmium by Biomass of *Pseudomans aeruginosa* PU21. Wat. Res. 31:1651-1658.
- Chipasa, K. B., 2003. Accumulation and Fate of Selected Heavy Metals in a Waters.

- Cho, D., Lee, S., Park, S. And Chung, A., 1994. Studies On The Biosorption Of Heavy Metals Onto *Chlorella Vulgaris*. J.Environ. Sci. Health A, 29, 389409.
- Chong, A. M. Y., Wong, Y. S., Tam, N. F. Y., 2000. Performance of Different Microalgal Species in Removing Nickel and Zinc From Industrial Wastewater. Chemosphere, 41, 251-57.
- Chubar N., Carvalho J.R., and Correia M. J. N. 2004. Heavy metals biosorption on cork biomass: effect of the pre-treatment. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 238:1, 51-58.
- Cirik, Ş., Cirik, S., 2011. Su Bitkileri (Deniz Bitkilerinin Biyolojisi, Ekolojisi, Yetiştirme Teknikleri) Ege Üniversitesi Su Ürünleri Yayınları No: 58, 188 s, İzmir.
- Çabuk, A., Akar, T., Kotluk, Z., Şaşmaz, S., 2007. *Saccharomyces cerevisiae* Hücreleri ile Ağır Metal Giderimi ve Metal Toleransı. Orlab On-Line Mikrobiyoloji Dergisi, Cilt: 05 (3),1-7.
- Darnall, D.W., Gren, B., Henzel, M.T.,Hosea, J.M., Mcperson, R.A., Sneddon,J. and Alexander, M.D., 1986. Selective Recovery Of Gold And Other Metal İons From An Algal Biomass. Environ. Sci. Technol., 20, 206-208.
- Das, D., Chakraborty, S., Bhattacharjee, C., Chowdhury, R., 2015. Biosorption of Lead Ions (Pb^{+2}) from Simulated Wastewater Using Residual Biomass of Microalgae, Desalination and Water Treatment, 57(10), 4576-4586.
- Doğru, F., 2010. *Spirulina Platensis* 'in Cr (III) ve Zn (II) İyonlarını Bağlama Kapasitesinin Belirlenmesi. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.
- Dönmez, G., Aksu, Z., Öztürk, A., Kutsal, T., 1999. A Comparative Study.
- Eccles, H., 1999. Treatment of Metal-Contaminated Wastes. Why Select a Biological Process Trends in Biotechnology, 17, 462 – 465.
- Egemen, Ö., 2006. Su Kalitesi. Ege Üniversitesi Yayınları Su Ürünleri Fakültesi Yayın No:14. 150 s, İzmir.
- Elmacı, A., Özengin, N. and Yonar, T. 2009. Removal of Chromium (III), Copper (II), Lead (II) and Zinc (II) Using Lemna minor L. Fresenius Environmental Bulletin, Vol:18(5), 538-542.
- Elmacı, A., Yonar, T., Özengin, N., Türkoğlu H., 2005. Zn(II), Cd(II), Co(II) ve Remazol Turkish Blue-G Boyar Maddesinin Sulu Çözeltilerinde Kurutulmuş Chara sp., Cladophora sp. ve Chlorella sp. Türleri ile Biyosorpsiyonun Araştırılması. Uludağ Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, 16059 Görükle-Bursa.
- El-Naas, M. H., Abu Al-Rub, F., Ashour, I., Al Marzouqi, M., 2007. Effect of Competitive Interference on the Biosorption of Lead (II) by *Chlorella vulgaris*. Chemical Engineering and Processing, 46, 1391-1399.
- Filiz, E., 2007. Doğal Kaynaklardan Elde Edilen Adsorbanlarla Sulardan Ağır Metal Giderimi. Yüksek Lisans Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Gadd, G.M., 1993. Microbial Formation and Trasformation of Organometallic and Organometalloid Compounds. Fems Microb. Rev., 11, 297-316.
- Geyer, H., Scheunert, I., Korte, F., 1985. The Effects of Organic Environmental Chemicals on the Growth of the Alga Scenedesmus subspicatus: A Contribution to Environmental Biology. Chemosphere, 14 (9), 1355-1369.
- Gupta, V.K., Rastogi, A., Saini, V.K., Jain, N. 2006. Biosorption of Copper (II) from Aqueous Solutions by Spirogyra species. J. Coll. Interface. Sci. 296(1),59-63

- Güçlü, Z., 2009. Bazı Scenedesmus Türlerinde Bakır ve Çinko İyonlarının Toksik Etki Düzeyi ve Soğurum Oranının Belirlenmesi. Doktora Tezi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta.
- Güçlü, Z., Ertan Ö., 2011. Toxicity and Removal of Zinc in the Three Species (*Acutodesmus obliquus*, *Desmodesmus subspicatus* and *Desmodesmus armatus*) Belonging to the Family, Scenedesmaceae (Chlorophyta). Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 12: 309-314.
- Güney, E., 2002. Genel Çevre Kirlenmesi. Dicle Üniversitesi, 280 s, Diyarbakır.
- Hamutoğlu, R., Dinçsoy, A., Duman, D., Aras, S., 2012. Biyosorpsiyon, Adsorpsiyon ve Fitoremediasyon Yöntemleri ve Uygulamaları. Türk Hijyen ve Deneysel Biyoloji Dergisi, Cilt:69, Sayı:4
- Harris, P.O. and Ramelow, G.J., 1990. Binding Of Metal Ions By Particulate Biomass Derived From *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda*. Environ. Sci. Technol., 24, 220-28.
- Jianlong, W., 2002. Biosorption of Copper (II) by Chemically Modified Biomass of *Saccharomyces cerevisiae*. Process Biochem. 37, 847-850.
- Kang, C.D., Lee, J.S., Park, T.H., Sım, S.J., 2005. Comparison of Hetetrophic and Photoautotrophic Induction on Astaxanthin Production by *Haematococcus pluvialis* 68:237-241.
- Karahan, A. G., Gürbüz, F., Tunçmen, Hüseyin., 2001. Mikroalglerin Cu ve Cd Sorpsiyon ve Desorpsiyonu. Su Ürünleri Dergisi Cilt No: 18 (1) ,173-182.
- Kesici, T., Kocabaş, Z., 2007. Biyoistatistik, Ankara Üniversitesi Eczacılık Fakültesi Biyoistatistik Yayın No:94, 369 s, Ankara.
- Komárek J. Et Marvan P. (1979): Selection And Registration Of Strains Of Algae As Assay Organisms. – In: Marvan P. *Et al.* [Red.]: Algal Assays, P. 87-102, Stuttgart.
- Kratochvil, D., Volesky, B., 1998. Advances in the Biosorption of Heavy Metals.
- Kumar, K. S., Dahms, H. U., Won E. J., Lee J. S., Shin K. H., 2015. Mikroalgae – A Promising Tool for Heavy Metal Remediation. Ecotoxicology and Environmental Safety, 113, 329-352.
- Lee, R.E., 2008. Phycology, Colorado State University, 547 p, USA.
- Matusiak-Mikulin, K., 2006. Relationships between growth, development and photosynthetic activity during the cell cycle of *Desmodesmus armatus* (Chlorophyta) in synchronous cultures. European Journal of Phycology 41(1), 29-38 p.
- Mehta, S. K., Gaur, J. P., 2005. Use of Algae for Removing Heavy Metal Ions from Microalgal Species in Removing Nickel and Zinc from Industrial.
- Mishra, S., Mohanty, M., Prodha, C., Seho, S. L., 2013. Physico-Chemical Assesment of Paper Mill Effluent and Its Heavy Metal Remediation Using Aquatic Macrophytes-A Case Study at JK Paper Mill, Rayagada, India. Enviromental Monitoring and Assessment 185(5), 4347-4359.
- Monteiro, C. M., Fonseca, S. C., Castro, P. M. L., Malcata, F. X., 2011. Toxicity of Cadmium and Zinc on Two Microalgae, *Scenedesmus obliquus* and *Desmodesmus pleiomorphus*, from Northern Portugal. Journal of Applied Phycology, 23(1), 97-103.
- Mosulishvili, L. M., Kirkesali, E. L., Belokobylsky, A. L., Khizanishvili, A. L., Frontasyeva, M. V., Pavlov, S. S., Gundorina, S. F., 2002. Experimental

- Substantiation of the Possibility of Developing Selenium- and Iodine- containing Pharmaceuticals Based on Blue- Green *Spirulina platensis*. Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis, 30(1), 87-97.
- Muyssen, B. T. A, Brix, K. V, Deforest, D. K., Janssen, C. R., 2004. Nickel Essentiality and Homeostasis in Aquatic Organisms. Environmental Review. 12(2), 113-131.
- Nakiboğlu, N., Sevindir H.C., 2006. Deri Endüstrisi Atıksularından Kromun Çeşitli Alglerle Biyosorpsiyonu. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi 10(2), 284-291.
- Nourbakhsh M., Sag Y., Özer D., Aksu Z., Kutsal T., Çağlar A. 1994. Comparative Study of Various Biosorbents for Removal of Chromium (VI) Ions from Industrial Waste Waters. Process Biochemistry.29(1), 1-5.
- Özcan, A., 2010. Doğal Bentonitin Karakterizasyonu ve Kurşun (II) İyonlarını Adsorpsiyon Yeteneği. BAÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, Cilt 12(2), 85-97.
- Peña-Castro, J. M., Martínez-Jerónimo, F., Esparza-García, F., Cañizares- Villanueva, R. O., 2004. Heavy Metals Removal by the Microalga *Scenedesmus incrassatulus* in Continuous Cultures. Bioresource Technology, 94, 219-222.
- Pinto, E., Sigaud-Kutner, T. C. S., Leitão, M. A. S., Okamoto, O. K., Morse, D., Colepicolo, P., 2003. Heavy Metal-Induced Oxidative Stress in Algae. Journal of Phycology, 39, 1008-1018.
- Pokora, W., Bascik-Remisiewicz, A., Tukaj, S., Kalinowska, R., Pawlik-Skowronska, B., Dziadziuszko, M., Tukaj, Z., 2014. Adaptation strategies of two closely related *Desmodesmus armatus* (green alga) strains contained different amounts of cadmium: A study with light-induced synchronized cultures of algae. Journal of Plant Physiology, 171,69-77.
- Prasad, P.V., Prasa, P.S., 1982. Effect Of Cadmium, Lead And Nickel On Three Freshwater Green Algae. Water, Air, and Soil Pollution. 17(3), 263–268 p.
- Pulatsü, S., Topçu, A. ve Atay, D., 2014. Su Kirlenmesi ve Kontrolü, Ankara Üniversitesi Ziraat Fakültesi Yayını No:432, 384 s, Ankara.
- Rehman, A. And Shakoori, A.R., 2001. Heavy Metal Resistance *Chlorella* Sp., Isolated From Tannery Effluents, and Their Role in Remediation of Hexavalent Chromium in Industrial Waste Water. Bull Environ Contam Toxicol., 66, 542-47.
- Rioboo, C., González, O., Herrero, C., Cid, A., 2002. Physiological Response of Freshwater Microalga (*Chlorella vulgaris*) to Triazine and Phenylurea Herbicides. Aquatic Toxicology, 59, 225-235.
- Rojičková-Padrťová, R., Maršálek, B., 1999. Selection and Sensitivity Comparisons of Algal Species for Toxicity Testing. Chemosphere, 38 (14), 3329-3338.
- Sağlam, N., Cihangir, N., 1995. Ağır Metallerin Biyolojik Süreçlerle Biyosorpsiyonu Çalışmaları, Hacettepe Üniversitesi Eğitim Fakültesi Dergisi. 11, 157-161.
- Sofyan, A., 2004. Toxicity of Metals to Green Algae and *Ceriodaphnia dubia*: The Importance of Water Column and Dietary Exposures. The Graduate School University of Kentucky, Dissertation, 161p, Kentucky.
- Starodub, M. E., Wong, P. T. S., Mayfield, C. I., 1987. Short Term and Long Term Studies on Individual and Combined Toxicities of Copper, Zinc and Lead to *Scenedesmus quadricauda*. The Science of the Total Environment, 63, 101110.
- Sternberg, Steven PK, and Ryan W. Dorn., 2002. Cadmium removal using *Cladophora* in batch, semi-batch and flow reactors. Bioresource Technology 81:3, 249-255.

- Strickland, J.D.H, Parsons, T.R., 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research Board Of Canada 94-167.
- Sukatar, A., 2002. Alg Kültür Yöntemleri. Ege Üniversitesi Fen Fakültesi Kitaplar Serisi No:184, s 168.
- Sun, X. F., Wang, S. G., Liu, X. W., Gong, W. X., Bao, N., Gao, B-Y., 2008. Competitive Biosorption of Zinc (II) and Cobalt (II) in Single- and Binary-Metal Systems by Aerobic Granules. *Journal of Colloid and Interface Science*, 324, 1-8.
- Sze, K. F., Lu, Y. J., Wong, P. K., 1996. Removal and Recovery of Copper Ion (Cu²⁺) from Electroplating Effluent by a Bioreactor Containing Magnetite-Immobilized Cells of *Pseudomonas putida* 5X. *Resources, Conservation and Recycling*, 18, 175-193.
- Tam, N. F.Y., Wong, J.P.K., Wong, Y.S., 2001. Repeated Use Of Two Chlorella Species, *C. vulgaris* and Ww1 For Cyclic Nickel Biosorption. *Environ. Pollutions* 114, 85-92.
- Tien, C. J., 2002. Biosorption of Metal Ions by Freshwater Algae with Different Surface Characteristics. *Process Biochemistry*, 38, 605-613.
- Tripathi, B. N., Mehta, S. K., Amar, A., Gaur, J. P., 2006. Oxidative Stress in *Scenedesmus* sp. during Short- and Long-Term Exposure to Cu⁺² and Zn⁺² *Chemosphere*, 62, 538-544.
- Turbak, S. C., Olson, S. B., McFeters, G. A., 1986. Comparison of Algal Assay Systems for Detecting Waterborne Herbicides and Metals. *Water Research*, 20 (1), 91-96.
- Uslu, O. ve Türkman, A., 1987. Su Kirliliği ve Kontrolü. T.C.Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları Eğitimi Dizisi1, 364 s, İzmir.
- Van Hille, R. P., Boshoff, G. A., Rose, P. D., Duncan, J. R., 1999. A Continuous for the Biological Treatment of Heavy Metal Contaminated Acid Mine Water. *Resources, Conservation and Recycling*, vol.27, 157-167.
- Veglio, F., Beolchini, F., 1997. Removal of Metals by Biosorption: A Review. *Hydrometallurgy*, 44, 301-316.
- Volesky, B., 1990. Biosorption of Heavy Metals. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 396 p.
- Vonshak, A., 1997. Outdoor Mass Production of Spirulina: The Basic Concept. *Spirulina platensis* (Arthrospira) Physiology, Cell- Biology and Biotechnology. Great Britain,79-99 p.
- Wang, W., 1984. Enteraction of Iron and Zinc Toxicity on Algal Community. ASTM STP 854. Am. Soc. Testing Mater, 1987-2001.
- Wase, J., Forster, C., 1997. Biosorbents for Metal Ions. UK: CRC Press, 238p, London. Wastewater. *Chemosphere*, 41, 251-257.
- Wilde, E.W. and Benemann, J.R., 1993. Bioremoval of Heavy Metals by the Use of Microalgae. *Biotech Adv.*, 11, 781-812.
- Wong, J. P. K., Wong, Y. S., Tam, N. F. Y., 2000. Nickel Biosorption By Two Chlorella Species, *C. Vulgaris* and *C. Miniata*. *Bioresour. Technol.*, 73, 133-37.
- World Health Organization-WHO. (2011). Guidelines for Drinking Water Quality. 4th edn. Geneva: World Health Organization.
- Yan, H., Pan, G., 2002. Toxicity and Bioaccumulation of Copper in Three Green Microalgal Species. *Chemosphere* 49, 471-476.

Yıldırım, H., 2016. Tatlısu Ekosistemlerinde Ağır Metaller. Çağhan Ofset Matbaacılık Ltd. Şti. No:2/15, 128 s, Ankara.



ÖZGEÇMİŞ

1987 yılında Eskişehir’de doğdu. İlk, orta ve lise eğitimini Eskişehir’de tamamladı. 2005 yılında başladığı Karadeniz Teknik Üniversitesi Su Ürünleri Mühendisliği Fakültesinden 2009 yılında mezun oldu. Mezuniyetinin ardından özel sektörde çalışmaya başladı. 2015 yılında Atatürk Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesinde yüksek lisans eğitimine başlamıştır.

